UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS E LETRAS DE RIBEIRÃO PRETO
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

Comunidade de trepadeiras em mata estacional semidecidual: estrutura e resposta após sete anos de manejo por corte

Luiz Henrique de Moraes Mineli

Monografia apresentada ao Departamento de Biologia da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, como parte das exigências para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

RIBEIRÃO PRETO – SP

2014

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS E LETRAS DE RIBEIRÃO PRETO
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

Comunidade de trepadeiras em mata semidecidual estacional: estrutura e resposta após sete anos de manejo por corte

Luiz Henrique de Moraes Mineli

Monografia apresentada ao Departamento de Biologia da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, como parte das exigências para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Prof.ª Dr.ª Elenice Mouro Varanda - Orientadora
Dr. José Ricardo Barosela – Coorientador

RIBEIRÃO PRETO – SP

2014

Agradecimentos:

Agradeço a minha família e especialmente a minha mãe por ser o meu grande exemplo de luta e perseverança. Seu apoio e confiança foram fundamentais para a conclusão deste trabalho. Após tantas dificuldades conseguimos encerrar mais uma etapa nas nossas vidas.

À professora Elenice e ao professor Ricardo, pelo aprendizado, confiança e grande paciência que tiveram comigo após tantos tropeços. Muito obrigado pelo incentivo e confiança para recomeçar um novo projeto tão difícil quanto este e, principalmente, para conseguir terminá-lo. Vocês dois, juntamente com minha mãe, foram fundamentais para que eu não desistisse do projeto.

Ao professor Rodrigo Augusto Santinelo Pereira pelas conversas esclarecedoras.

Aos colegas de laboratório Fabi, Guilherme, Luanne, Rodolfo, Mônica, Sabrina e Luiz Estevam. Fazer parte desse laboratório contribuiu muito para o meu crescimento profissional e pessoal. Vou sentir falta das nossas conversas sempre proveitosas. Agradeço especialmente à Sabrina, parceira de sustos, tombos e muitas risadas na mata.

Aos calouros Guilherme Garcia Costa, Sharon Kim Fernandes e Pâmela Rodrigues Braga pela ajuda no trabalho de campo. Sem vocês eu não teria terminado este trabalho a tempo. Muito obrigado!

Aos colegas da 45 pela convivência durante a graduação. Sinto falta dos momentos de união da turma.

Aos amigos e agregados da república Paulo Bush, Bruno Pastel, Jairo Boi, Gabriel Gabio, Thiago Lobão, Helijone Johnny, Luís Boliche, Mateus Pato, Vinicius Paquito, Raquel Lusa, Larissa Lari, Sophia Mocs, Lilian, Laís, Dani, ao Ozzy (em memória) e ao Téo pela excelente convivência que tivemos durante tanto tempo.

Aos amigos Aline Nascimento, Juliana Juju, Diego Pumba, Débora Gorda, Maitê. Muito obrigado pelos conselhos e pela ajuda sempre bem-vinda.

Aos amigos do Muay Thai, em especial ao professor Rogério Castaldelli, pelos momentos de descontração e aprendizado.

À Vila do Ipê Empreendimentos pelo suporte e financiamento desse trabalho.

Sumário

Resumo 1
1. Introdução 2
2. Objetivos 4
3. Material e Métodos 5
3.1. Descrição da área 5
3.2. Desenho amostral 6
3.3. Obtenção dos dados 7
3.4. Análises estatísticas 7
3.4.1. Descrição da comunidade de trepadeiras 7
3.4.2. Avaliação da resposta da comunidade de trepadeiras após o manejo: comparação entre área de manejo e área controle 8
4. Resultados e Discussão 9
4.1. Descrição Geral da Comunidade de Trepadeiras 9
4.2. Resposta das trepadeiras após o corte: comparação entre a área de manejo e a área controle. 14
5. Considerações Finais 18
6. Bibliografia 19

Resumo

As trepadeiras são componentes naturais em florestas tropicais, onde contribuem com a diversidade e funções ecossistêmicas. Essas plantas possuem uma série de adaptações morfológicas que as permitem utilizar as árvores como suporte para ascender ao dossel, realocando mais recursos em produção de folhas, alongamento do caule e reprodução. Apesar de contribuírem com funções ecossistêmicas, as trepadeiras competem com as árvores por luz e nutrientes, podendo causar a morte das mesmas. Em florestas fragmentadas as trepadeiras podem tornar-se superabundantes, pois crescem muito em ambientes com alta intensidade luminosa como borda e clareiras. A mata atlântica está reduzida a 7% de sua cobertura original e esta área remanescente apresenta-se muito dividida em pequenos fragmentos. A mata de Santa Tereza em Ribeirão Preto, SP, é um fragmento de mata estacional semidecidual que está superinfestada por trepadeiras para a qual foi proposto um manejo, que consistiu no corte raso de todas as trepadeiras em dois módulos de 50m x 200m. O objetivo desse trabalho foi conhecer a estrutura da comunidade de trepadeiras e avaliar as respostas dessa comunidade sete anos após o manejo. As trepadeiras com DAP≥1,0cm foram coletadas em oito parcelas controle e oito parcelas de manejo. Foram calculados os parâmetros de diversidade, densidade e dominância das espécies na área controle que foram utilizados para o estudo da estrutura da comunidade. A área apresentou alta diversidade, abundância e dominância de trepadeiras. Cinco morfo-espécies perfizeram metade do Índice de Valor de Cobertura da mata. Posteriormente, comparou-se esses parâmetros das parcelas da área controle com as da área de manejo. A diversidade, a dominância e a densidade das trepadeiras permanecem menores sete anos após o manejo, quando comparadas com a área controle. Assim, o manejo foi eficiente, mas pode comprometer a estrutura e as funções ecossistêmicas da comunidade de trepadeiras. Por isso sugere-se que o método de manejo seja definido em função das árvores mais infestadas e não da área total.

1. Introdução

Constituintes naturais de florestas (Gentry, 1991a), a maioria das espécies de trepadeiras é restrita às florestas tropicais, onde contribui com aproximadamente 20% da flora (Gentry & Dodson, 1987 *apud* Gentry, 1991a). Mais da metade das espécies dessas plantas presentes no novo mundo pertencem a grandes e diversificadas famílias como Bignoniaceae, Apocynaceae, Leguminosae, Malpighiaceae e Sapindaceae (Gentry, 1991a).

As trepadeiras compartilham a característica de usar outras árvores como suporte para ascender ao dossel da floresta (Schnitzer & Bongers, 2002; Putz, 1983). Essas plantas formam um grupo polifilético e possuem uma variedade de adaptações que as mantém escoradas no seu hospedeiro como as gavinhas, caules volúveis, espinhos, modificações foliares, discos adesivos e raízes adventícias (Schnitzer & Bongers, 2002).

Por produzir menos tecidos de suporte, essas plantas podem realocar recursos para a reprodução, o alongamento do caule e da raiz e a produção de folhas. De fato, as trepadeiras produzem proporcionalmente mais folhas do que as árvores, contribuindo com 36% da biomassa em florestas tropicais (Schnitzer & Bongers, 2002; Tang *et al.*, 2012).

As trepadeiras contribuem com a diversidade arbórea através do seu papel na manutenção da variedade de ambientes florestais (áreas de clareiras), proporcionando um constante disclímax na floresta. Alem disso, as trepadeiras produzem muita serapilheira, contribuindo também com a ciclagem de nutrientes. Por sua vez, esses nutrientes podem ser transportados através da floresta (transporte horizontal), isto é, as trepadeiras os absorvem num determinado local, devolvendo-os para o ambiente a metros de distância na forma de serapilheira (Tang *et al.*, 2012).

Ainda, essas plantas possuem um sistema de polinização muito diversificado, nos quais participam animais de diversos clados (Gentry, 1991b). A falta de sincronia entre os períodos de floração de trepadeiras e árvores resulta em produção de flor durante todo o ano (Morellato, 1996), provendo uma fonte constante de recursos para os polinizadores. No Panamá, 52% das espécies de coleópteros fitófagos são exlusivamente associados às trepadeiras (Odegaard, 2000).

Contudo, as trepadeiras também são consideradas parasitas estruturais e influenciam negativamente a comunidade arbórea através de danos mecânicos, competição por luz, água e nutrientes (Putz, 1984; Schnitzer *et al.*, 2000; Pérez-Salicrup & Barker, 2000; Tabanez & Viana, 2000; Schnitzer & Bongers, 2002).

Consequentemente, as árvores crescem, florescem e frutificam menos quando muito infestadas (Stevens, 1987; Fonseca *et al.*, 2009; Rubio, 2012).

A abundância de trepadeiras em florestas tropicais tem aumentado nas últimas décadas (Schnitzer & Bongers, 2011; Phillips *et al.*, 2002) e os prováveis motivos para esse fenômeno são o aumento na taxa de CO_2 (Schnitzer & Bongers, 2011), o aumento nos distúrbios florestais e a consequente aceleração da dinâmica florestal (mortalidade e recrutamento de árvores) (Phillips & Gentry, 1994; Schnitzer & Bongers, 2011). A capacidade de espécies desse hábito para se desenvolverem em áreas degradadas (Schnitzer & Bongers, 2011; Schnitzer *et al.*, 2000) favorece o seu aumento em abundância, pois há uma intensificação no número de áreas degradadas causada pela fragmentação, extração de madeiras e a caça, resultantes das atividades humanas (Schnitzer & Bongers, 2011).

A Mata Atlântica, que perdeu mais de 93% de sua área original, possui oito mil espécies de plantas e é considerada área prioritária para conservação (Myers *et al.*, 2000). Seus remanescentes encontram-se dispersos em diversos fragmentos muito pequenos e distantes entre si (Gascon *et al.*, 2000 *apud* Tabarelli *et al.*, 2005). No município de Ribeirão Preto há apenas 3,90% de remanescente desta vegetação natural, que está distribuído em 99 fragmentos de mata mesófila estacional semidecidual, fisionomia típica da Mata atlântica do interior do estado. Apenas seis destes fragmentos apresentam área superior a 100ha e a maioria possui área inferior a 10ha (Kotchetkoff-Henriques, 2003).

É comum em fragmentos florestais uma alta densidade de clareiras formadas pela queda de árvores (Tabarelli *et al.*, 1999; Laurance *et al.*, 1998), que propiciam o aumento da radiação solar no seu interior. Da mesma forma, fragmentos florestais também apresentam aumento da radiação solar em suas bordas (Murcia, 1995). Como a maioria das trepadeiras tem demanda por luz e cresce muito bem nesses ambientes (Putz, 1984), espécies com esse hábito podem tornar-se superabundantes em clareiras e nas árvores da borda (Schnitzer *et al.*, 2000) o que pode significar um grande problema para a manutenção de sua fisionomia. Podem também trazer problemas em florestas destinadas ao uso silvicultural nas quais tem sido proposto o manejo de trepadeiras através de corte raso com o objetivo de reverter os seus efeitos negativos nas árvores de valor comercial. Esses estudos mostraram que o corte diminuiu o tamanho das clareiras (Alvira *et al.*, 2004), aumentaram a radiação solar, a água no solo, a disponibilidade de nutrientes (Campanello *et al.*, 2007) e a área basal dos indivíduos arbóreos (Campanello

et al., 2012). Porém, não foi observado o efeito do manejo no aumento da abundância arbórea (Campanello *et al.*, 2012) e na diminuição dos danos e mortalidade causados às árvores (Parren & Bongers, 2001).

Neste contexto, o manejo de trepadeiras tem sido proposto com o objetivo de auxiliar na regeneração florestal em fragmentos florestais, como mostram os estudos de Rozza (2003) e Farah (2003) na mata de Santa Genebra, no município de Campinas. Na tentativa de colaborar para a compreensão deste problema, há sete anos foi feito um manejo por corte raso em uma área da Mata de Santa Tereza que se encontrava superinfestada por trepadeiras. Foram, a partir deste manejo, realizadas várias pesquisas que pudessem contribuir para o restabelecimento da estrutura da vegetação e também para se propor melhorias no manejo empregado.

Após esses sete anos, era esperado que a riqueza, a densidade e a dominância dessas plantas na área manejada fossem menores do que na área controle adjacente que não sofreu o corte.

2. Objetivos

Os objetivos desse trabalho foram conhecer a comunidade de trepadeiras na mata de Santa Tereza e avaliar a resposta desta comunidade ao manejo realizado em parte do fragmento. Como objetivo secundário, este trabalho pretendeu contribuir para o aperfeiçoamento dos métodos de manejo de modo a serem menos impactantes à comunidade de trepadeiras e às suas funções ecossistêmicas.

3. Material e Métodos

3.1. Descrição da área

A Mata de Santa Tereza é o segundo maior fragmento do município de Ribeirão Preto e possui 180 ha, sendo que 150 pertencem à Estação Ecológica de Ribeirão Preto (EERP) e os 30 ha restantes pertencem a propriedades privadas.

O fragmento é uma fisionomia de mata estacional semidecidual e está localizado no limite da zona urbana do município de Ribeirão Preto, estado de São Paulo, nas coordenadas 21°13’18”S e 47° 50’51”W. O solo é do tipo latossolo roxo e a altitude aproximada é de 600m. O clima local é caracterizado pela sazonalidade, apresentando um inverno seco e um verão chuvoso. A temperatura média anual entre 1981 e 2002 foi de 22,6°C e a precipitação média anual entre 1937 e 2002 foi de 1467.9mm (Kotchetkoff-Henriques, 2003).

Num trecho de quase 20 ha da mata, pertencente à fazenda Retiro do Ipê é desenvolvido um projeto pelo CEEFLORUSP que visa à avaliação do impacto do corte de trepadeiras sobre a estrutura da vegetação. Os resultados dos primeiros trabalhos indicaram que a estrutura da comunidade arbórea apresentava alta proporção de espécies raras, baixa densidade, baixa dominância, dossel descontínuo e alta infestação por trepadeiras, o que permitiu diagnosticar uma regressão de um estágio sucessional intermediário para o inicial (Souza, 2005; Bonatti, 2007; Camargo, 2008). Com essas informações, foi elaborado um projeto de manejo das trepadeiras, que obteve autorização do Instituto Florestal (IF) e do Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais (DEPRN). Após o primeiro corte em 2007 foram feitas duas manutenções, sendo que a última ocorreu em julho de 2009. Após a execução do manejo, os trabalhos efetuados na área tiveram por objetivo analisar a resposta de diversos parâmetros da vegetação ao manejo, como o crescimento dos indivíduos arbóreos (Rubio, 2012).

O manejo consistiu no corte raso de todas as trepadeiras em duas faixas de 50m x 200m. Estas faixas estão sobrepostas a oito parcelas utilizadas nos trabalhos fitossociológicos citados acima (**Figura 1**).

Figura 1. Imagem aérea da área de estudo mostrando as parcelas utilizadas nos estudos fitossociológicos na Fazenda Retiro do Ipê. As parcelas contidas na área delimitada pela linha azul fizeram parte desse estudo. As setas amarelas indicam as faixas (em vermelho) onde ocorreu o manejo.

3.2. Desenho amostral

Das 23 parcelas utilizadas por Souza (2005), Bonatti (2007) e Camargo (2008), indicadas na (**Figura 1),** selecionamos 16 das quais oito parcelas estão na área controle (parcelas 3, 6, 7, 9, 10, 11, 16 e 17) e oito na área de manejo (parcelas 12, 13, 14, 15, 20, 21, 22 e 23). As parcelas utilizadas nos trabalhos citados acima tinham uma área de 20m x 20m, sendo que a área foi dividida por quatro e o quadrante "D" foi sorteado como unidade amostral. Esta subparcela possuía uma área de 10m x 10m, onde foi feito o levantamento das trepadeiras. Para a descrição da comunidade de trepadeiras utilizaram-se apenas as parcelas da área controle. Já para a avaliação da resposta das trepadeiras ao corte utilizaram-se as parcelas da área de manejo, comparando-as com as parcelas da área controle.

3.3. Obtenção dos dados

Todas as trepadeiras herbáceas e lenhosas (lianas) que enraízam na parcela tiveram o DAP ≥ 1,0cm medidos a 1,30m a partir do ponto de enraizamento com a utilização de um paquímetro, conforme o protocolo de Gerwing *et al.* (2006) e Schnitzer *et al.* (2008).

Foram feitas fotos de todas as trepadeiras que apresentaram ramos vegetativos de fácil acesso. Quando isso não era possível, foi coletado um pedaço do lenho com a utilização de uma tesoura de poda ou um facão. Posteriormente, o lenho foi identificação no laboratório.

3.4. Análises estatísticas

3.4.1. Descrição da comunidade de trepadeiras

Para a descrição da comunidade de trepadeiras, utilizaram-se os parâmetros fitossociológicos densidade, dominância e o Índice do Valor de Cobertura. A densidade é definida pelo número de árvores por unidade de área e é expressa em indivíduos.ha^{-1}. A dominância é a somatória das áreas basais de um conjunto de indivíduos arbóreos por unidade de área e é expressa em m².ha^{-1}. Ambos os parâmetros apresentados acima podem ser expressos em valores proporcionais ao total, passando a ser denominados como densidade relativa e dominância relativa. A soma desses dois parâmetros relativos resulta no Índice do Valor de Cobertura (IVC). Esses valores podem se referir a um determinado táxon ou ao total de árvores em uma parcela.

Foi realizado um teste de correlação de Pearson entre o índice de infestação de árvores por lianas com a densidade e dominância das parcelas da área controle amostradas neste trabalho. O índice de infestação foi obtido por Bonatti (2007), que classificou as árvores de todas as parcelas em classes de infestação que variavam de:

0: nenhuma trepadeira ocupava a copa da árvore;

1: as trepadeiras ocupavam até 25% da copa da árvore;

2: as trepadeiras ocupavam de 26% a 50% da copa da árvore;

3: as trepadeiras ocupavam de 51% a 75% da copa da árvore;

4: as trepadeiras ocupavam mais de 75% da copa da árvore.

Assim, o coeficiente angular da reta obtida através da regressão linear da frequência de árvore pelas categorias de infestação para cada parcela correspondia ao índice de infestação. Quanto maior o coeficiente, maior era a frequência de árvores

muito infestadas na parcela e quanto menor o coeficiente, menor era a frequência de árvores muito infestadas.

A diversidade da área foi analisada utilizando-se o diagrama de Whitakker, que é obtido ordenando as espécies das mais comuns para as mais raras no eixo das abscissas e o valor de importância no eixo das ordenadas (Melo, 2008).

Todas as análises exploratórias foram obtidas através do Programa R (R Development Core, 2013).

3.4.2. Avaliação da resposta da comunidade de trepadeiras após o manejo: comparação entre área de manejo e área controle

Avaliou-se a resposta das trepadeiras quanto à diversidade através da comparação do diagrama de Whitakker entre a área controle e a área de manejo. Da mesma forma, a estrutura dessa comunidade foi avaliada utilizando-se como parâmetros a densidade, a dominância e a distribuição dos indivíduos por classes de diâmetro, comparando-os entre a área controle e a área de manejo.

Também fizemos um teste-t não pareado para comparar a densidade e a dominância das parcelas na área de manejo e na área controle utilizando-se Microsoft Excel (2007).

Todas as análises exploratórias foram obtidas através do Programa R (R Development Core, 2013).

4. Resultados e Discussão

4.1. Descrição Geral da Comunidade de Trepadeiras

A comunidade de trepadeiras apresenta grande riqueza de espécies (48), porém pouca equabilidade, isto é, poucas espécies apresentam muitos indivíduos e muitas espécies apresentam poucos (**Figura 1**).

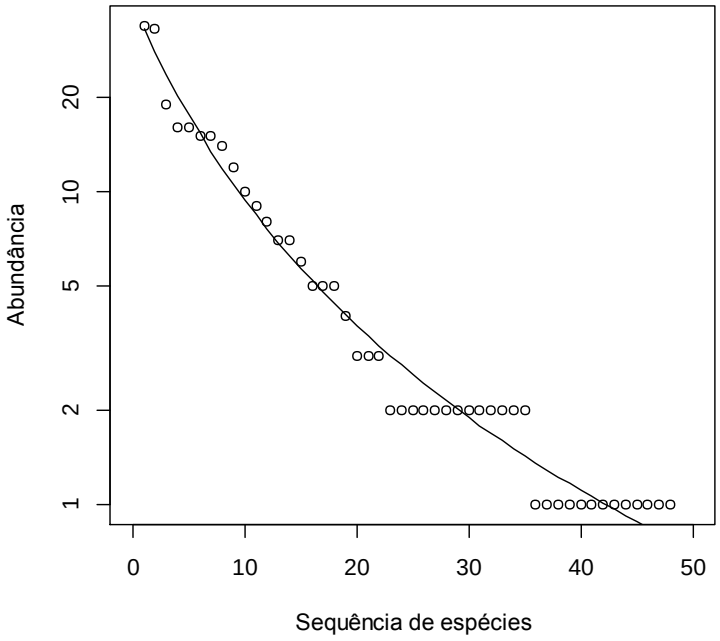

Figura 1. Diagrama de Whittaker da abundância de indivíduos em função do número de espécies da comunidade de trepadeiras da Mata de Santa Tereza. A linha do gráfico corresponde à distribuição de Mandelbroot.

A riqueza de espécie foi ligeriamente maior do que as 45 espécies encontradas em mata estacional semidecidual por Rezende (2005) e Hora & Soares (2002), porém, menor que as 72 espécies encontradas em floresta ombrófila por Villagra (2012). Ao comparar o número de espécies do presente estudo com o encontrado em outras matas estacionais semideciduais notamos que a área amostrada neste trabalho é, pelo menos, cinco vezes menor do que nos trabalhos citados acima; ou seja, esperávamos encontrar menos espécies neste trabalho do que o encontrado na literatura. Possivelmente, o método que empregamos pode ter contribuído para o número expressivo de espécies. Ainda há pouca literatura que auxilie na identificação a partir da macroanatomia do lenho que tem um grande potencial como critério para determinação das espécies em levantamentos expeditos (Figueiredo, 2011). Um exemplo dessa dificuldade pode ser

observado nas **Figura 2 e 3**, nas quais ambas as amostras pertencem a espécie(s) do gênero *Tynanthus*, porém não é possível saber com certeza se são de duas espécies diferentes.

Figura 2. Corte transvesal do caule de *Tynanthus* sp1.

Figura 3. Corte transvesal do caule de *Tynanthus* sp2.

Ainda, caso uma espécie tenha sido coletada duas vezes, sendo uma com material vegetativo e a outra com material lenhoso, e este último não tenha sido identificado, o resultado será duas morfoespécies.

A área estudada apresentou um total de 288 indivíduos de trepadeiras, totalizando uma densidade média de 3.600 indivíduos por hectare (**Tabela 1**), sendo que a maioria das parcelas apresentaram valores de densidade entre 3.000 e 5.300 indivíduos por hectare e uma apresentou 1.000 indivíduos por hectare.

A dominância encontrada na área foi de 2,78m² por hectare (**Tabela 1**). Metade das parcelas estão concentradas nos menores valores de dominância (até $2m^2.ha^{-1}$) e a outra metade está espalhada em valores que vão até $4m^2.ha^{-1}$, sendo que uma atinge mais de $6m^2.ha^{-1}$ de dominância.

A densidade e a dominância encontrada neste estudo são maiores do que as encontradas em duas áreas de floresta estacional semidecidual (Rezende, 2005; Hora & Soares, 2002) e em uma floresta ombrófila (Villagra, 2012).

A explicação para os altos valores de densidade e dominância é o diagnóstico de superinfestação de trepadeiras na Mata de Santa Tereza, uma vez que foi verificada a presença de trepadeiras nas copas de 97% das árvores e que quase metade das árvores possuem mais de 75% das copas ocupadas por estas plantas (Bonatti, 2007). Esses valores estão muito acima da taxa média de infestação, 54%, esperada para florestas neotropicais (Homeier *et al.*, 2010). Em locais com alta taxa de infestação, 67%, houve grande abundância de trepadeiras, enquanto que em área com menor infestação, 48,9%, houve menor abundância de trepadeiras (Homeier *et al.*, 2010).

Ainda, no trabalho realizado por Rezende (2005), a autora não amostrou áreas de clareiras. Em clareiras pode ocorrer ocupação por trepadeiras, que se tornam muito abundantes nesse ambiente (Schnitzer *et al.*, 2000). Desta forma, os dados de densidade obtidos pela autora podem estar subestimados (Rezende, 2005). Por fim, na Fazenda Canchim (Hora & Soares, 2002) o critério de inclusão (DAP≥2,5cm) é maior do que no presente estudo e nos outros trabalhos citados, o que também pode ter resultado em dados subestimados.

As primeiras cinco morfoespécies compõem mais de 44% do Índice do Valor de Cobertura (IVC) (**Tabela 1**). As duas primeiras morfoespécies, sp 32 e *Serjania multiflora*, apresentaram alto valor de IVC pois ocorrem em grande quantidade na área estudada, o que pode ser verificado pelas suas altas densidades relativas. As morfoespécies *Hippocratea* sp2, *Tynanthus* sp2 e *Bignoniaceae* sp21 apresentaram

grande valor de IVC devido ao alto valor de dominância relativa apresentada, ou seja, são espécies que apresentaram indivíduos de grande porte.

Tabela 1. Dados fitossociológicos de trepadeiras em um trecho da Mata de Santa Tereza. As espécies estão por ordem decrescente do Índice de Valor de Cobertura (IVC). N= Número de indivíduos amostrados. De= Densidade estimada para 1 ha. DeR= Densidade relativa. Do= Dominância estimada para 1 ha. DoR= Dominância relativa.

Espécies	**N**	**De**	**DeR**	**Do**	**DoR**	**IVC**
sp 32	33.00	412.50	11.46	0.21	7.61	9.53
Serjania multiflora Cambess.	34.00	425.00	11.81	0.20	7.05	9.43
Hippocratea sp2	15.00	187.50	5.21	0.36	12.92	9.06
Tynanthus sp2	14.00	175.00	4.86	0.37	13.25	9.06
Bignoniaceae sp21	7.00	87.50	2.43	0.33	11.84	7.13
Serjania laruotteana Cambess.	19.00	237.50	6.60	0.16	5.93	6.26
Apocynaceae sp 1	16.00	200.00	5.56	0.15	5.24	5.40
Malpighiaceae sp1	15.00	187.50	5.21	0.15	5.23	5.22
Malpighiaceae sp2	8.00	100.00	2.78	0.21	7.39	5.09
Bignoniaceae sp2	12.00	150.00	4.17	0.14	4.87	4.52
Sapindaceae sp1	16.00	200.00	5.56	0.03	1.05	3.30
Acacia Plumosa Lowe	5.00	62.50	1.74	0.10	3.48	2.61
Bignonia binata Thunb.	10.00	125.00	3.47	0.03	1.06	2.27
Bignoniaceae sp11	9.00	112.50	3.13	0.03	1.09	2.11
sp 72	2.00	25.00	0.69	0.07	2.56	1.62
Stizophyllum perforatum (Cham.) Miers	6.00	75.00	2.08	0.02	0.84	1.46
Hippocratea sp1	7.00	87.50	2.43	0.01	0.41	1.42
Bignoniaceae sp1	5.00	62.50	1.74	0.02	0.87	1.30
Celastraceae sp1	5.00	62.50	1.74	0.01	0.35	1.04
Bignoniaceae sp9	3.00	37.50	1.04	0.03	0.98	1.01
Tynanthus sp1	4.00	50.00	1.39	0.01	0.37	0.88
sp 80	2.00	25.00	0.69	0.02	0.88	0.79
sp 67	3.00	37.50	1.04	0.01	0.31	0.67
sp 13	3.00	37.50	1.04	0.01	0.21	0.63
Bignonia sp1	2.00	25.00	0.69	0.02	0.55	0.62
Bignoniaceae sp12	2.00	25.00	0.69	0.01	0.37	0.53
Malpighiaceae sp7	1.00	12.50	0.35	0.02	0.68	0.51
Tynanthus sp3	2.00	25.00	0.69	0.01	0.33	0.51
Bignoniaceae sp7	2.00	25.00	0.69	0.01	0.32	0.51
Bignoniaceae sp6	2.00	25.00	0.69	0.00	0.15	0.42
Bignoniaceae sp5	2.00	25.00	0.69	0.00	0.14	0.42
Bignoniaceae sp 19	2.00	25.00	0.69	0.00	0.12	0.40
Bignoniaceae sp14	2.00	25.00	0.69	0.00	0.11	0.40
Bignoniaceae sp10	2.00	25.00	0.69	0.00	0.10	0.40

cont.

Espécies	N	De	DeR	Do	DoR	I.V.C
sp 52	2.00	25.00	0.69	0.00	0.09	0.39
Bignoniaceae sp 20	2.00	25.00	0.69	0.00	0.09	0.39
Bignoniaceae sp 15	1.00	12.50	0.35	0.01	0.31	0.33
sp 38	1.00	12.50	0.35	0.01	0.20	0.27
sp 58	1.00	12.50	0.35	0.00	0.16	0.26
Bignoniaceae sp18	1.00	12.50	0.35	0.00	0.09	0.22
Bignoniaceae sp8	1.00	12.50	0.35	0.00	0.08	0.21
Bignoniaceae sp3	1.00	12.50	0.35	0.00	0.07	0.21
Bignoniaceae sp4	1.00	12.50	0.35	0.00	0.06	0.20
Dolichandra unguis-cati (L.) L.G.Lohmann	1.00	12.50	0.35	0.00	0.05	0.20
sp 79	1.00	12.50	0.35	0.00	0.04	0.19
Mansoa difficilis (Cham.) Bureau & K. Schum.	1.00	12.50	0.35	0.00	0.04	0.19
Malpighiaceae sp5	1.00	12.50	0.35	0.00	0.04	0.19
Bignoniaceae sp17	1.00	12.50	0.35	0.00	0.04	0.19
Total	**288.00**	**3600.00**	**100.00**	**2.78**	**100.00**	**100.00**

Houve correlação positiva entre o índice de infestação com a densidade de trepadeiras, porém o mesmo não ocorreu com a dominância (**Figura 4**). Em florestas maduras há maior quantidade de árvores de grande porte, que são capazes de suportar o peso de grandes trepadeiras (Van der Heijden & Philips, 2008; Villagra, 2012). . Dessa forma, as morfoespécies sp32 e *Serjania multiflora* podem estar positivamente correlacionadas com áreas mais infestadas e degradadas da mata, ao passo que as morfoespécies *Hippocratea* sp2, *Tynanthus* sp2 e Bignoniaceae sp21 estariam positivamente correlacionadas com áreas menos infestadas e degradadas da mata. No entanto, estas hipóteses carecem de testes de correlação que não puderam ser realizados no presente estudo devido ao número pequeno de unidades amostrais.

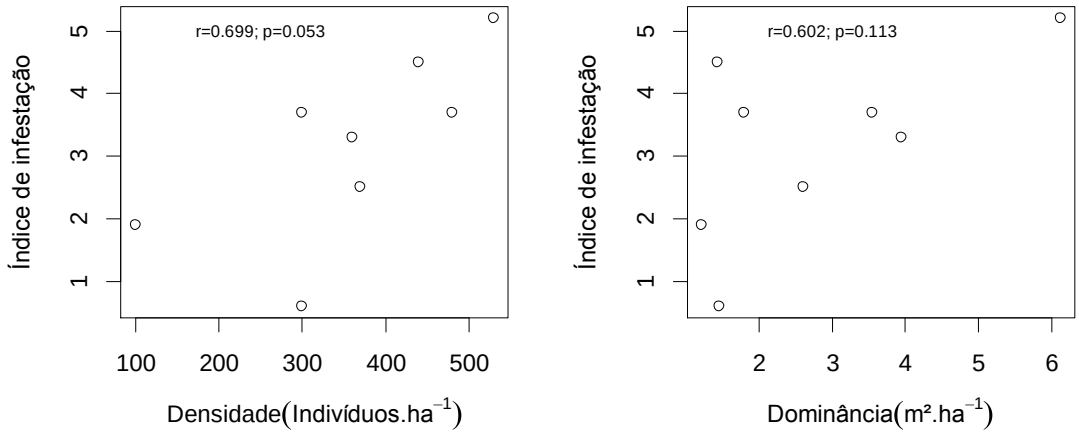

Figura 4. Correlação de Pearson entre o índice de infestação das árvores e a densidade e dominância das trepadeiras em oito parcelas da área controle.

4.2. Resposta das trepadeiras após o corte: comparação entre a área de manejo e a área controle.

Após 5 anos do último corte, a diversidade de trepadeiras foi maior na área controle (48 espécies) do que na área de manejo (26 espécies). Ambas as áreas apresentaram pouca equabilidade, ou seja, poucas espécies possuem muitos indivíduos e muitas espécies possuem poucos indivíduos. Porém, a área de manejo teve maior proporção de espécies raras do que a área controle (**Figura 5**).

Segundo a literatura, a resposta da comunidade de trepadeiras após corte visando o controle destas plantas pode ser muito distinta dependendo da vegetação considerada e do tempo pós corte. Por exemplo, dois meses depois do corte de trepadeiras em uma floresta semidecidual africana foi observada uma alta mortalidade destas plantas, sendo que apenas algumas poucas morfoespécies tiveram uma maior sobrevivência (Parren & Bongers, 2001). Após 10 anos do corte em uma floresta semidecídua na Argentina, entretanto, a composição de espécies não foi alterada (Campanello *et al.*, 2012). Já em uma floresta de *Dipterocarpus* na Malásia a comunidade de trepadeiras voltou a apresentar os mesmos valores de riqueza e densidade após 40 anos do corte de trepadeiras e da comunidade arbórea (Gardette, 1996 *apud* Alvira *et al.*,2004). Estudos realizados em uma floresta da Amazônia mostraram resultados divergentes quanto ao efeito do manejo na diversidade de trepadeiras (Gerwing & Uhl, 2002; Gerwing & Vidal, 2002). Em um destes trabalhos (Gerwing & Vidal, 2002), os autores argumentam

que a área de estudo, de 0,2 ha, pode ter superestimado a perda da diversidade. De modo semelhante, os dados obtidos para a diversidade neste trabalho realizado na mata de Sata Tereza também podem estar superestimado, visto que a nossa área de manejo é de 0,08ha. Assim, hipotetiza-se que a diversidade de trepadeiras do fragmento não tenha sido alterada pelo corte.

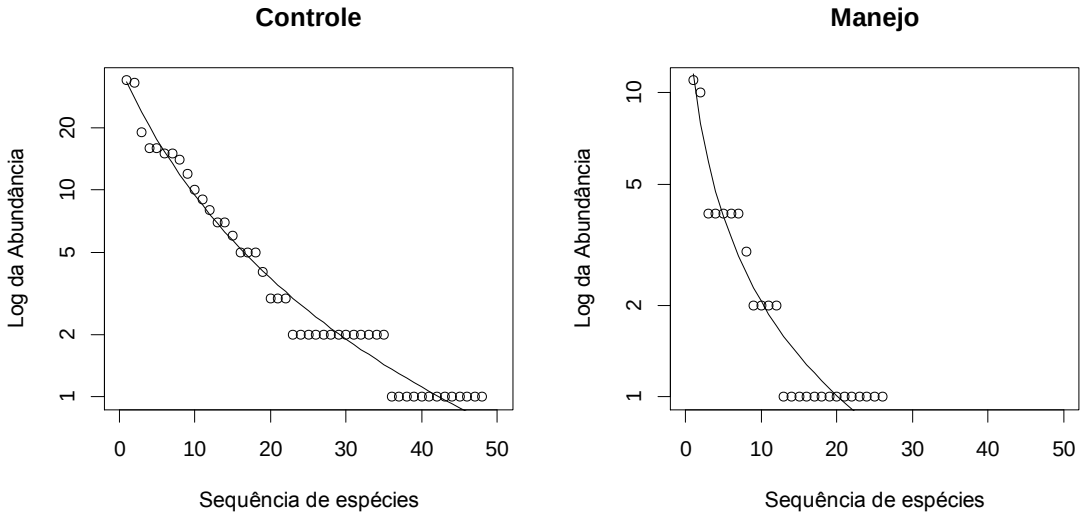

Figura 5. Diagrama de Whittaker do logarítmo da abundância em função do número de espécies de trepadeiras das áreas controle e manejo. As linhas nos gráficos correspondem à distribuição de Mandelbroot.

Sete anos após o último corte, ainda há diferença na dominância e na densidade de trepadeiras entre a área de manejo e de controle. A densidade média na área de manejo foi 86% menor (p=0,00016) do que na área controle. A densidade das parcelas na área de manejo esteve mais concentrada em torno da média, 50 indivíduos.ha^{-1} e nas parcelas do controle a densidades esteve mais distribuídas em torno da média de 360 indivíduos.ha^{-1}. A dominância média na área de manejo foi 88% menor (p=0,00229) do que na área controle. A dominância das parcelas na área de manejo esteve mais concentrada em torno da média, 0,33 m².ha^{-1}, e na área controle, esteve mais distribuída em torno média de 2,76m².ha^{-1} (**Figura 6**).

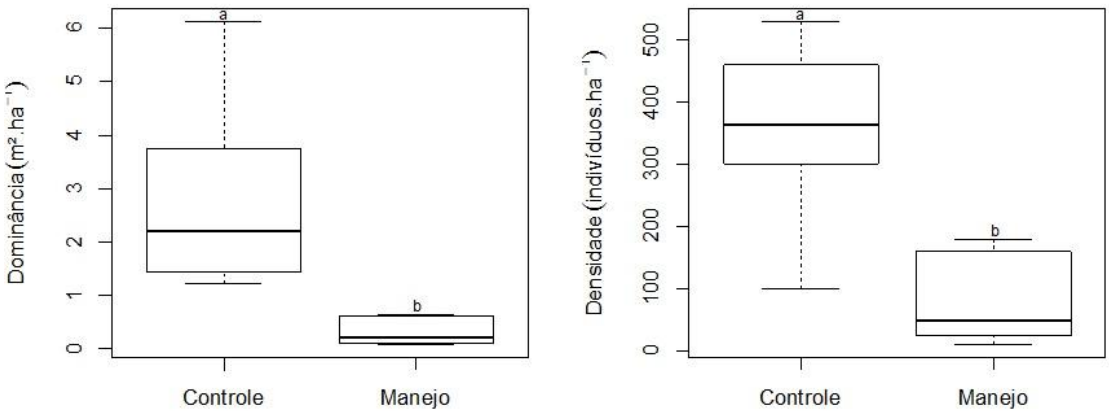

Figura 6. Diagrama de caixa da dominância e da densidade das trepadeiras nas parcelas em cada tratamento.

Houve predominância do diâmetro a altura do peito (DAP) nos menores valores para ambas as áreas (controle e manejo), sendo que no controle o DAP está distribuído até 18cm, enquanto que na área de manejo está mais concentrado até 6 cm (**Figura 7**).

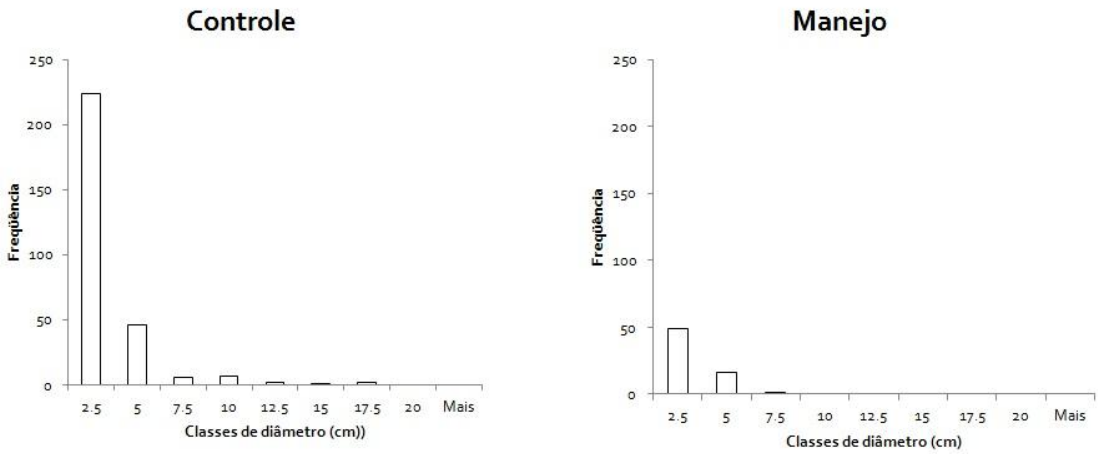

Figura 7. Frequência do Diâmetro a Altura do Peito (DAP) dos indivíduos com hábito trepador na área controle e na área de manejo.

Em uma área de floresta ombrófila próximo à Cubatão, SP, degradada pela poluição desde a década de 70, Villagra verificou que em 2012 ainda ocorria menor densidade e dominância de trepadeiras do que numa floresta madura. O mesmo foi observado em clareiras formadas pela extração de árvores na Amazônia boliviana, na qual foi observada uma redução de 30% na densidade e 69% na área basal de trepadeiras em áreas onde houve manejo em comparação com áreas não manejadas (Alvira *et al.*, 2004). Em outro exemplo, de uma floresta na Amazônia, houve redução

de 55% na densidade e mais de 80% na área basal de trepadeiras após seis anos de manejo, sendo que indivíduos com grandes diâmetros foram os mais afetados (Gerwing & Vidal, 2002).

No entanto, após 10 anos, as áreas controle e manejada estudadas em uma floresta argentina apresentaram densidades similares para trepadeiras com DAP menor do que 2,5cm . Porém, as trepadeiras com DAP maior do que 2,5 cm estiveram em menor densidade no manejo do que no controle, sugerindo que é necessário um longo período para a recuperação das grandes trepadeiras (Campanello *et al.* 2012).

O desenvolvimento de novos indivíduos após o corte pode se dar através da germinação de sementes, da rebrota de trepadeiras que caem da copa ou das que estão enraizadas e de indivíduos remanescentes que não foram totalmente eliminados da área Em um estudo na Amazônia, foi observado que o recrutamento a partir das sementes contribuiu com um pouco mais de 1% (Gerwin & Vidal, 2002), enquanto que em outro estudo a contribuição de sementes foi de 9% (Alvira *et al*., 2004). A rebrota dos indivíduos que estavam enraizados contribuiu com 41% (Alvira *op. cit.*) e 46 % (Gerwing & Vidal, 2002) para o recrutamento de novos indivíduos, enquanto que a produção de raiz nas trepadeiras que caem da copa contribuiu com 48% (Alvira *et al.*, 2004). A rebrota das trepadeiras que ficaram penduradas é explicada pela possibilidade de que essa mesma trepadeira pode estar enraizada em um local que não sofreu manejo (Alvira *et al.*, 2004).

Na mata se Santa Tereza as trepadeiras foram deixadas nas árvores após o corte, porém não foi feito um acompanhamento inicial para avaliar a fonte de recrutamento de novos indivíduos. Contudo, infere-se que a atual presença de trepadeiras na área de manejo pode ser explicada pela rebrota de ramos enraizados que foram cortados, pelo desenvolvimento de raízes nas trepadeiras que ficaram penduradas e pelas trepadeiras que deixaram de ser cortadas por engano. Finalmente, uma fonte de aumento na densidade de trepadeiras a longo prazo são daquelas que estão na área adjacente ao manejo, que podem voltar a ocupar a área.

Por mais que a comunidade de trepadeiras esteja hiperabundante no local estudado, há a necessidade de adotar cautela no uso do manejo, pois o corte total dessas plantas pode comprometer toda a estrutura da comunidade, bem como as suas funções ecossistêmcias.

Gerwing & Vidal (2002) e Schnitzer & Bongers (2002) sugeriram que o corte de trepadeiras seja feito apenas em torno das árvores de interesse comercial ao invés de ser

feito na totalidade da área. Da mesma forma, sugerimos que o corte de trepadeiras na mata de Santa Tereza se limite a um raio determinado em torno das árvores mais infestadas, de modo que o manejo tenha menos impacto negativo na estrutura dessa comunidade.

5. Considerações Finais

Pode-se considerar que o método de manejo empregado foi, até o momento, eficiente no controle de trepadeiras uma vez que sete anos não foram suficientes para a recuperação das trepadeiras na área.

Considerando-se a importância das trepadeiras para o ecossistema, sugere-se a adoção de um método de manejo que degrade menos essas plantas, como o corte em função de árvores superinfestadas e não o corte de todas as trepadeiras numa área extensa. Além disso, pesquisas das funções ecossistêmicas que eventualmente tenham sido impactadas pela alteração na estrutura da comunidade dessas espécies devem ser estimuladas, para conclusões mais definitivas e propostas de controle seletivo de espécies de trepadeiras.

A elaboração de um método de manejo eficaz e menos impactante deve considerar a análise dos resultados desse trabalho juntamente com outros trabalhos efetuados na mata de Santa Tereza que analisaram outros parâmetros ecológicos impactados pelo corte como, por exemplo, a chuva de sementes e os regenerantes arbóreos.

Por fim, há que se lamentar o incêndio ocorrido entre os dias 30 de Agosto e 19 de Setembro na mata de Santa Tereza que devastou mais de 97ha do fragmento, incluindo a maioria das parcelas utilizadas nos projetos desenvolvidos pelo CEFFLORUSP (Centro de Estudos e Extensão Florestal da USP-RP) em parceira com a Vila do Ipê Empreendimentos. Se por um lado o ocorrido impede a continuidade do acompanhamento dos parâmetros estudados até agora, por outro lado traz novas perspectivas, como, por exemplo, a análise da rebrota de trepadeiras pós-incêndio com a probabilidade de levar a novas alternativas para se evitar que a superinfestação por trepadeiras se estabeleça novamente.

6. Bibliografia

Alvira, D., Putz, F. E., Fredericksen, T. S. (2004). Lianas loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolívia. *Forest ecology and management*, 190, 73-86,

Bonatti, F. A. (2007). *Impacto da comunidade de lianas sobre a comunidade de árvores em um remanescente de floresta estacional semidecidual*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas). Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto.

Camargo, U. M. (2008). *Grupos ecológicos da vegetação arbórea de um trecho degradado de Floresta Estacional Semidecidual – Mata de Santa Tereza – no município de Ribeirão Preto, SP, Brasil*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas). Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto.

Campanello, P. I., Gatti, M. G., Ares, A., Montti, L., Goldstein, G. (2007). Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 252, 108-107.

Campanello, P. I., Villagra, M., Garibaldi, J. F., Ritter, L. J., Araujo, J. J., Goldstein, G. (2012). Liana abundance, tree crown infestation, and tree regeneration ten years after liana cutting in a subtropical forest. *Forest ecology and management*, 284, 213-221.

Farah, V. E. (1998). *Favorecimento da regeneração de um trecho degradado de Floresta Estacional Semidecidual.* Dissertação de mestrado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas.

Figueiredo, C. F. (2011). *Anatomia e identificação macroscópica caulinar das lianas ocorrentes na Mata da Reserva Florestal do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo – SP, Brasil*. Dissertação de mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo.

Fonseca, M.G., Santos, F.A.M., Vidal, E. (2009). Intraspecific variation in the fruiting of an Amazonian timber tree: implications for management. *Biotropica*, 41(2): 179-185.

Fundação SOS Mata Atlântica. *Florestas – A Mata Atlântica*. Disponível em: http://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/. Último acesso em 31.10.2014 as 11h30min.

Gentry, A. H. The distribution and evolution of climbing plants. (1991a). In: Putz, F. E., Mooney, H. A., editors. *The biology of vines*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 3-49.

Gentry, A. H. Breeding and dispersal systems of lianas. (1991b). In: Putz, F. E., Mooney, H. A., editors. *The biology of vines*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 393-423.

Gerwing, J. J., Uhl, C. (2002). Pre-logging liana cutting reduces liana regeneration in logging gaps in the eastern brazilian amazon. *Ecological Applications*, 12(6), 1642-1651.

Gerwing, J. J., Vidal, E. (2002). Changes in liana abundance and species diversity eight years after liana cutting and logging in an eastern amazonian forest. *Conservation Biology*, 16 (2), 544-548.

Gerwing, J.J., Schnitzer, S.A., Burnham, R.J., Bongers, F., Chave, J., Dewalt, S.J., Ewango, C.E.N., Foster, R., Kenfack, D., Martínez-Ramos, M., Parren, M., Parthasarathy, N., Pérez-Salicrup, D.R., Putz, F.E. & Thomas, D.W. (2006). A standard protocol for liana censures. *Biotropica*, 38(2), 256-261.

Homeier, J., Englert, F., Leuschner, C., Weigelt, P., Unger, M. (2010). Factors controlling the abundance of lianas along an altitudinal transect of tropical forest in Ecuador. *Forest Ecology and Management*, 259, 1399-1405.

Hora, R. C., 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(3), 323-329.

Kotchetkoff-Henriques, O. 2003. Caracterização da vegetação natural em Ribeirão Preto, SP: Bases para conservação. Tese de doutorado. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto.

Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin-de Merona, J. M., Laurance, S. G., Hutchings, R. W., Lovejoy, T. E. (1998). Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonian Tree Communities. *Conservation Biology*, 12(2), 460-464.

Melo, A. S. (2008). O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade. *Biota Neotrop*., 8(3), 21-27.

Morelatto, P. C., Leitao-Filho, H. F. (1996). Reproductive phenology of climbers in a southeastern brazilian forest. *Biotropica*, 28(2), 180-191.

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 10(2), 58-62.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.

Odegaard, F. (2000). The relative importance of trees versus lianas as hosts for phytophagous beetles (Coleoptera) in tropical forests. *Journal of biogeography*, 27, 283-296.

Parren, M., Bongers, F. (2001). Does climber cutting reduce felling damage in southern Cameroon? *Forest ecology and management*, 141, 175-188.

Pérez-Salicrup, D.R.; Barker, M.G. (2000). Effect of liana cutting on water potential and growth of adult Senna multijuga (Caesalpinioideae) trees in a Bolivian tropical forest. *Oecologia*, 124, 469-475.

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., Alexlades, M., Cerón, C., Di Fiores, A., Erwin, T., Jardim, A., Palacios, W., Saldias, M., Vinceti, B (2002). Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature*, 418, 6899, 770-774.

Phillips, O.L., Gentry, A. H. (1994). Increasing turnover through time in tropical forests. *Science*, New Series, 263, 5149, 954-958.

Putz, F. E. (1983). Liana biomass and leaf área of a “Tierra Firme” Forest in the Rio Negro Basin, Venezuela. *Biotropica*, 15 (3), 185-189.

Putz, F. E. (1984). The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica*, 65, 1713-1724.

R Core Team. (2014). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. http://www.R-project.org.

Rezende, A. A. (2005). *Comunidade de lianas e sua associação com árvores em Floresta Estacional Semidecidual*. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade de Campinas. Campinas.

Rozza, A. F. *Manejo e regeneração de um trecho degradado de floresta estacional semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas SP*. (2003). Tese de doutorado. Instituto de Biologia da Universidade de Campinas.

Rubio, G. C. (2012). *Efeitos do manejo de lianas na produção de serapilheira e no desenvolvimento de espécies arbóreas em um fragmento de mata estacional semidecidual no município de Ribeirão Preto, SP*. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto.

Schnitzer, S.A; Bongers, F. A. (2002). The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 17, 223-230.

Schnitzer, S.A; Bongers, F. A. (2011). Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. *Ecology Letters*, 14, 397-406.

Schnitzer S. A., Dalling, J. W., Carson, W. C. (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*, 88, 655-666.

Schnitzer, S. A., Rutishauser, S., Aguilar, S. (2008). Supplemental protocol for liana censuses. *Forest ecology management*, 255, 1044-1049.

Souza, B. B. (2005). *Estrutura de um trecho de mata estacional semidecidual – Mata de Santa Tereza – no município de Ribeirão Preto, SP*. Trabalho de conclusão de curso (graduação em ciências biológicas). Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo.

Stevens, G. C. (1987). Lianas as structural parasites: the Burserasimaruba example. *Ecology*. 68, 77-81.

Tabanez, A .A .J.; Viana, V.M. (2000). Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. *Biotropica*, 32, 925-933.

Tabarelli, M., Mantovani, W., Peres, C. A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91, 119-127.

Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J. M. C., Hirota, M. M., Bedê, L. C. (2005). Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica Brasileira. *Megadiversidade*, 1(1), 132-138.

Van der Heijden, G. M. F., Phillips, O. L. (2008). What controls liana success in Neotropical forests? *Global ecology and biogeography*, 17, 372-383.

Villagra, B. L. P. (2012). *Estrutura da comunidade de trepadeiras em Mata atlântica, Santo André, SP, Brasil*. Tese de Doutorado. Instituto de Botânica da Secretaria do Meio ambiente. São Paulo.

Tang,Y., Kitching, R. L., Cao, M. (2012). Lianas as structural parasites: a re-evaluation. *Chinese science bulletin*, 57(4), 307-312.