

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA – PPGB

Elhane Gomes dos Santos

**Ecologia de lianas em fragmentos de florestas
ombrófila e estacional no domínio atlântico de
Pernambuco**

RECIFE

2018

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA – PPGB

Elhane Gomes dos Santos

Ecologia de lianas em fragmentos de florestas ombrófila e estacional no domínio atlântico de Pernambuco

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutora em botânica.

Orientadora: Dra. Elba Maria Nogueira Ferraz

Co-orientadora: Dra. Elcida de Lima Araújo

RECIFE

2018

ELHANE GOMES DOS SANTOS

ECOLOGIA DE LIANAS EM FRAGMENTOS DE FLORESTAS OMBRÓFILA E
ESTACIONAL NO DOMÍNIO ATLÂNTICO DE PERNAMBUCO

Banca Examinadora:

Orientadora: _____

Dra. Elba Maria Nogueira Ferraz – UFRPE

Examinadores:

Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano – UFRPE (Titular)

Dr. Kléber Andrade da Silva – UFPE (Titular)

Dra. Jarcilene Silva Almeida Cortez – UFPE (Titular)

Dr. André Maurício Melo Santos – UFPE (Titular)

Dra. Danielle Melo dos Santos – UFPE (Suplente)

Dra. Suzene Izídio da Silva – UFRPE (Suplente)

Recife
2018

Aos meus pais Eliezer dos Santos e Eulina dos Santos, a minha irmã Edilza dos Santos, ao meu esposo Edvaldo Wagner e ao meu filho João Vicente.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelas amizades criadas, por todo aprendizado, alegrias, vitórias alcançadas, força, amparo e proteção durante o doutorado.

À minha orientadora, Profa. Dra. Elba Ferraz, que vem contribuindo com a evolução do meu aprendizado profissional e pessoal, com seus ensinamentos, ótimos debates, dedicação ao ensino e alegria. Obrigada por tudo, que Deus ilumine sempre os seus passos e desculpe ter aperreado tanto. A Profa. Dra. Elcida Araújo pela co-orientação e ensinamentos.

A pesquisadora Dra. Júlia Caram Sfair quem aperreei bastante, no entanto foi muito paciente e solícita contribuindo com a minha formação como pesquisadora. Obrigada por toda contribuição para que o meu trabalho fosse materializado, você é um exemplo de pesquisadora, que Deus abençoe grandemente.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudo e ao Programa de Pós-Graduação em Botânica (PPGB) pelo apoio financeiro e estrutural.

Aos membros da banca Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano, Dr. Kléber Andrade da Silva, Dra. Jarcilene Silva Almeida Cortez, Dr. André Maurício Melo Santos, Dra. Danielle Melo dos Santos e Dra. Suzene Izídio da Silva pelas valorosas contribuições.

Ao Laboratório de Ecologia dos Ecossistemas Nordestinos – IFPE pela concessão do laboratório e equipamentos para a realização da pesquisa.

Ao Gestores do Refúgio de Vida Silvestre Matas do Sistema Gurjaú, Samanta Della Bella, Elaine Braz e Fábio Amorim pela autorização para a realização da pesquisa e pelo apoio logístico. Gostaria de agradecer especialmente a Fábio Amorim que desbravou a mata conosco, contribuiu com a montagem e coleta de dados, se desdobrou para oferecer o melhor para a realização da pesquisa e segurança, mesmo com todas as picadas de carrapato que levou, muito obrigada!

Ao Coordenador da Estação Ecológica do Tapacurá, Paulo Martins que não mediu esforços para nos oferecer o melhor em acolhimento, equipamentos e pessoal para a realização da pesquisa. Obrigada Senhor Paulo pelas boas conversas, por sempre “dar um jeito” para atravessarmos para a mata do Toró e fazer o trabalho de serralheiro, serrando minhas lianas, muito obrigada! E a todos os funcionários, em especial a Maria que é sinônimo de alegria, tornou nossa estadia superdivertida, além de nos socorrer com sal,

açúcar, fósforo... A Regis que nos guiou pela mata, encheu as mãos de calos cortando minhas lianas com um facão cego, pelas risadas e travessia no seu “carro flutuante”. Ao Senhor Didi que também foi nosso guia na mata e a Cilene, muito obrigada a todos vocês foram verdadeiros anjos.

A Ana Maria que durante essa longa estrada científica se tornou uma irmã. Muito obrigada por toda motivação, conselhos, excelentes discussões, alegria e por topar todas as minhas loucuras.

Aos amigos Veiga, Vera e Júlio que nos conduziram nessas estradas extremamente difíceis de Gurjaú e Tapacurá foi um verdadeiro *rally* da mata atlântica. A Leonardo Xavier por todo empenho e disposição para capturar as imagens do dossel, brigadão Leo você foi demais! A Camila Nascimento, um verdadeiro anjo que veio para facilitar meu contato com os responsáveis pelas florestas que visitei, muito obrigada minha amiga!

A todos os funcionários do PPGB, em especial a Kênia Freire por toda a ajuda durante o período que ficou na botânica, vai deixar saudades e a Cynara que assumiu o posto com muita simpatia.

Aos meus pais Eliezer dos Santos e Eulina dos Santos que torceram muito pelas minhas conquistas e por todo sacrifício para proporcionar uma educação de qualidade e todo amor empenhado.

Ao meu esposo Edvaldo Wagner pelo incentivo, compreensão e ajuda durante os trabalhos de campo e de identificação, obrigada pelo companheirismo e amor.

“Palavra puxa palavra, uma ideia traz outra, e assim se faz um livro, um governo, ou uma revolução, alguns dizem mesmo que assim é que a natureza compôs as suas espécies. ”

Machado de Assis

SUMÁRIO

Lista de Tabelas	
Lista de Figuras	xi
Resumo Geral	xii
Abstract	xiii
1. Introdução Geral	14
2. Revisão Bibliográfica	16
2.1 Ecologia de lianas: Definição e importância das lianas	16
2.2 Ecologia de lianas: Fatores responsáveis pelas variações nos padrões de riqueza, diversidade, abundância e biomassa lianas ao longo dos trópicos	17
2.3 Ecologia de lianas: Comportamento ecofisiológico de lianas em florestas tropicais	22
2.4. Breve explanação sobre a ecologia de florestas ombrófila e estacional	24
3. Referências	26
Capítulo 1: Efeito da precipitação total na abundância e diversidade de lianas	35
Resumo	37
Introdução	38
Material e Métodos	39
Área de Estudo	40
Amostragem da Vegetação	41
Análise dos Dados	42
Resultados	44
Discussão	45
Agradecimentos	48
Literatura citada	49
Capítulo 2: O tipo de floresta e as características do ambiente influenciam a estratégia de regeneração de lianas?	64
Resumo	65
Introdução	66
Material e Métodos	68

Resultados	70
Discussão	71
Conclusão	74
Agradecimentos	75
Referências	75
Material Suplementar	85
Capítulo 3: Guia de campo - Trepadeiras do Refúgio de Vida Silvestre Mata do Toró - PERNAMBUCO - BRASIL	86
4. Considerações Finais	90
Anexos	92
I – Guia de campo	93
II - Normas da Revista <i>Journal of Tropical Ecology</i>	93
III – Normas da Revista <i>Plant Ecology</i>	93

Lista de Tabelas

Capítulo 1

Tabela 1. Densidade das famílias e espécies presentes nas florestas úmida e seca, Pernambuco, Brasil.	58
---	----

Lista de Figuras

Capítulo 1

- Figura 1. Área estudada. (a) Estado de Pernambuco. (b) Fragmentos de floresta atlântica no Estado de Pernambuco, Brasil. Gurjaú é a floresta úmida e Tapacurá, a seca. (c) Configuração das 25 parcelas plotadas em cada área, com espaçamento de 25 m entre parcelas da mesma linha e 50 m entre parcelas de linhas diferentes. 60
- Figura 2. Precipitação média mensal registrada entre os anos de 2000 a 2016, Pernambuco, Brasil. 61
- Figura 3. Diversidade de lianas na floresta úmida (círculo) e seca (triângulo), Pernambuco, Brasil. 62
- Figura 4. Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) das parcelas amostradas nas florestas úmida (quadrado) e seca (círculo); ANOSIM $R_{\text{global}} = 0,87$; $p = 0,0001$, Pernambuco, Brasil. 63

Capítulo 2

- Fig. 1. Diferenças na abertura do dossel (A), fertilidade do solo (B) e densidade de árvores (C) entre Tapacurá e Gurjaú. * $P < 0.05$ 82
- Fig. 2. Diferenças na abundância, riqueza e diversidade de Simpson de genets e ramets entre Gurjaú e Tapacurá. * $P < 0.05$ 83
- Fig. 3. Relação entre abundância, riqueza e diversidade de Simpson de genets e ramets com fertilidade do solo, abertura do dossel e densidade de árvores em Gurjaú (A-D) e Tapacurá (E, F). 84

Material Suplementar

- Fig. 1. PCA com as variáveis do solo. Os valores do primeiro eixo foram extraídos para cada parcela para se obter um gradiente de fertilidade do solo. pH = potencial hidrogeniônico, Ca = cálcio, Mg = magnésio, Al = alumínio, Na = sódio, K = potássio, P = fósforo, C.O. = Carbono orgânico, M.O. = matéria orgânica e H+Al = acidez potencial. 85

RESUMO

Lianas são encontradas com maior riqueza, diversidade e abundância nas florestas tropicais e representam parte importante da estrutura e diversidade total destas florestas. No entanto, ainda é o componente menos estudado, o que cria grandes lacunas acerca do conhecimento sobre os aspectos florístico-estruturais, regenerativos e dos fatores que influenciam as lianas nas diversas formações vegetacionais. Diante disso, o presente estudo teve como objetivo caracterizar e comparar a composição florística e estrutura de lianas, avaliar possíveis diferenças na diversidade taxonômica entre as duas florestas e verificar se o tipo de floresta e as variáveis locais (abertura do dossel, fertilidade do solo e densidade de árvores) exercem influência sobre a estratégia de regeneração das lianas. O estudo foi desenvolvido em dois fragmentos de floresta atlântica, sendo um de floresta ombrófila e o outro de floresta estacional. Foram amostradas todas as lianas com altura ≥ 1 m em 50 parcelas de 20 X 20 m (2 ha) em cada tipo de floresta. A diversidade entre as florestas foi analisada pelo Número efetivo de espécies (Hill Numbers). Diferenças na composição foram determinadas pelas análises de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), análise de similaridade florística (ANOSIM) e pelo procedimento de porcentagem de similaridade (SIMPER). Diferenças na fertilidade do solo, abertura do dossel e densidade de árvores entre as duas florestas foram analisadas pelo teste de Wilcoxon. Para verificar se a abundância, riqueza ou diversidade de genets e ramets diferem com o tipo de floresta foram construídos Modelos Lineares Generalizados (GLM). As análises de diversidade e composição florística indicaram a existência de diferenças significativas entre as florestas: enquanto a floresta ombrófila teve maior riqueza de espécies, a floresta semidecidual teve maior abundância e diversidade de lianas. A dissimilaridade entre os tipos de floresta foi de 94%. Esses resultados indicam que apesar das duas florestas ocorrerem no mesmo domínio morfoclimático, a diversidade de lianas é significativamente diferente entre uma floresta ombrófila e uma estacional. As florestas apresentaram diferenças quanto a abertura do dossel, fertilidade do solo e densidade de árvores. As florestas apresentaram diferenças na riqueza, diversidade e abundância de genets e ramets mostrando que as condições ambientais são fatores importantes para a definição da estratégia de regeneração de lianas.

Palavras-chave: Diversidade, variáveis ambientais, estratégia de regeneração, trepadeiras lenhosas, florestas tropicais

ABSTRACT

Lianas are found with greater richness, diversity and abundance in tropical forests and represent an important part of the structure and total diversity of these forests. However, it is still the least studied component, which creates great lacunae about knowledge about floristic-structural, regenerative aspects and factors influencing lianas in the various vegetation formations. The objective of this study was to characterize and compare the floristic composition and structure of lianas, to evaluate possible differences in the taxonomic diversity between the two forests and to verify if the forest type and the local variables (canopy opening, soil fertility and density) influence the regeneration strategy of lianas. The study was developed in two fragments of Atlantic forest, one of which is ombrophyllous and the other is seasonal forest. All lianas with height ≥ 1 m were sampled in 50 plots of 20 X 20 m (2 ha) in each type of forest. The diversity among the forests was analyzed by the effective number of species (Hill Numbers). Differences in composition were determined by non-metric multidimensional scaling (NMDS), floristic similarity analysis (ANOSIM) and by the similarity percentage procedure (SIMPER). Differences in soil fertility, canopy opening and tree density between the two forests were analyzed by the Wilcoxon test. To verify if the abundance, richness or diversity of genets and ramets differ with the forest type, generalized linear models (GLM) were constructed. Analyses of diversity and floristic composition indicated the existence of significant differences between the forests: while the ombrophyllous forest had greater species richness, the semideciduous forest had greater abundance and diversity of lianas. The dissimilarity among forest types was 94%. These results indicate that although both forests occur in the same morphoclimatic domain, the diversity of lianas is significantly different between an ombrophyllous and a semideciduous forest. The forests presented differences as to the opening of the canopy, soil fertility and density of trees. The forests showed differences in the richness, diversity and abundance of genets and ramets, showing that the environmental conditions are important factors for the definition of liana regeneration strategy.

Keywords: Diversity, environmental variables, regeneration strategy, woody climbers, tropical forests.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Lianas são trepadeiras lenhosas capazes de ocupar uma ampla variedade de climas e comunidades vegetais desde que haja plantas que lhe sirvam de apoio mecânico à sua ascensão até o dossel (SCHNITZER & BONGERS 2002; SCHNITZER & BONGERS 2011; VIVEK & PARTHASARATHY, 2014). Espécies desse grupo são encontradas com maior riqueza, diversidade e abundância de tamanhos e formas nas florestas tropicais, onde representam parte importante da estrutura e diversidade total destas florestas (SCHNITZER & BONGERS 2002; ADDO-FORDJOUR et al., 2013; ADDO-FORDJOUR et al. 2016a).

Nas últimas três décadas, estudos com enfoque na assembleia de lianas vêm ganhando notoriedade em virtude da descoberta de seu importante papel para a estrutura, dinâmica e ecologia das florestas tropicais (MASCARO et al., 2004), bem como a nível de ecossistema (PUTZ, 1984; MASCARO et al., 2004). Por exemplo, a nível florestal estudos demonstram que as lianas contribuem com 25% da riqueza total de indivíduos lenhosos das florestas tropicais (GENTRY, 1991) podendo atingir até 44% (PÉREZ-SALICRUP et al., 2001), reduzem a taxa de crescimento (CLARK & CLARK, 1990; ÁLVAREZ-CANSINO et al., 2015) e reprodução das árvores (ENGEL et al., 1998), aumentam a mortalidade de indivíduos arbóreo (SCHNITZER & BONGERS 2011), são uma importante fonte de recurso para a fauna (MORELLATO & LEITÃO FILHO, 1996), atuam como filtros ecológicos durante a regeneração natural de clareiras (SCHNITZER et al., 2000) e possuem grande contribuição na produção de serrapilheira e transferência de nutrientes (MARTINELLO et al., 1999). Numa abordagem de ecossistemas, as lianas são uma importante fonte de armazenamento e sequestro de carbono (SCHNITZER & BONGERS, 2011; WRIGHT et al., 2015) e atuam como indicadoras no processo de mudanças climáticas do planeta (SCHNITZER, 2005; SCHNITZER & BONGERS, 2011; GEROLAMO et al., 2018).

Embora as lianas desempenhem papel importante em vários aspectos e o número de estudos venha aumentando nos últimos tempos (SCHNITZER et al., 2008; CARVALHO et al., 2011; SCHNITZER & BONGERS, 2011; SCHNITZER et al., 2012; CARVALHO et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2014; WRIGHT et al., 2015; ADDO-FORDJOUR et al. 2016a.; MORI et al., 2017; GEROLAMO et al., 2018), este ainda é o componente que apresenta o menor número de publicações quando comparado com o

componente arbóreo e arbustivo. O número menor de estudos cria grandes lacunas acerca do conhecimento sobre os aspectos florístico-estruturais, ecológicos (em especial o regenerativo) e dos fatores que influenciam a assembleia de lianas nas diversas formações vegetacionais, que por sua vez dificulta a compreensão das variações nos padrões de riqueza, diversidade, abundância e a sua relação com outras plantas e até mesmo com a fauna.

Alguns autores têm afirmado que a riqueza, diversidade e a densidade de lianas é influenciada pela precipitação total, sazonalidade, topografia, riqueza de nutrientes do solo e disponibilidade de suporte (NABE-NIELSEN, 2001; SCHNITZER, 2005; MALIZIA & GRAU, 2006; DeWALT et al., 2010; SCHNITZER et al., 2012). Outros autores afirmam que não existem evidências significativas da atuação destes fatores na riqueza, diversidade e abundância (PÉREZ-SALICRUP et al., 2001; van der HEIJDEN & PHILLIPS, 2008; 2009). Essas divergências talvez sejam o resultado do baixo número de estudos com lianas em diferentes e/ou iguais condições fisionômicas e ambientais. Isto tornaria possível afirmar com maior exatidão quais são os fatores que realmente agem alterando os padrões estruturais e o processo de colonização do ambiente por essas espécies.

Diante da importância das lianas nas florestas tropicais, este trabalho propõe estudar a comunidade de lianas em uma floresta ombrófila e uma floresta estacional, pertencentes ao domínio atlântico em Pernambuco, com objetivos de caracterizar e comparar a composição florística e estrutura de lianas, avaliar possíveis diferenças na diversidade taxonômica entre as duas florestas e verificar se o tipo de floresta e as variáveis locais (abertura do dossel, fertilidade do solo e densidade de árvores) exercem influência sobre a estratégia de regeneração das lianas. Assim, pretende-se responder as seguintes questões: 1. A floresta ombrófila e a estacional possuem grupos florísticos de lianas distintos? Se sim, quais são as espécies? 2. As famílias e espécies de lianas de maior densidade são semelhantes entre as duas florestas? 3. Como as características ambientais locais e o tipo de floresta influenciam a estratégia de regeneração das lianas? A partir dessas respostas espera-se contribuir com informações sobre a florística e ecologia de lianas em florestas tropicais úmidas com diferentes estratégias de deciduidade foliar e, localmente para a floresta atlântica de Pernambuco que tanto carece de dados básicos acerca da florística, fitossociologia de lianas e de suas relações planta-planta e planta-ambiente.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Ecologia de lianas: Definição e importância das lianas

Há séculos o hábito trepador vem sendo descrito por botânicos, como por exemplo, Linné (1788) que o descreveu como plantas que ascende em espiral com ajuda de uma planta vizinha e por naturalistas, como Darwin (1867), que o define como plantas não autossustentáveis que necessitam de apoio. Atualmente, o hábito trepador vem sendo dividido em herbácea ou vinhas e lenhosas ou lianas (CARLQUIST, 2009).

Lianas (trepadeiras lenhosas) utilizam estratégias de baixa canalização de recursos para o desenvolvimento de tecidos de sustentação e assim necessitam de suporte mecânico (forófito) para o seu desenvolvimento (GENTRY, 1991; ENGEL et al., 1998; SCHNITZER & BONGERS 2002; GERWING et al., 2006; SCHNITZER & BONGERS 2011; VIVEK & PARTHASARATHY, 2014). Trata-se de um grupo de espécies heliófilas de rápido crescimento em altura e extensão com estruturas morfológicas apropriadas para escalar o forófito e alcançar o estrato superior da floresta onde a incidência de luz é abundante (PUTZ, 1984; ENGEL et al., 1998; GERWING et al., 2006).

É um hábito que aparentemente evoluiu de forma independente em diferentes taxas, incluindo Gymnospermae (Gnetaceae), Monocotyledonae (como em Palmae) e Dicotyledonae (em Bignoniaceae) (PUTZ, 1984). Putz (1984) cita que metade das famílias de plantas vasculares possuem trepadeira e, algumas famílias como Hippocrateaceae e Vitaceae são quase que predominantemente compostas por espécies deste hábito. Em florestas Neotropicais, aproximadamente, 85% de todas as lianas estão concentradas em 26 famílias de angiospermas sendo Asclepiadaceae, Convolvulaceae, Leguminosae (Fabaceae), Asteraceae, Bignoniaceae, Malpighiaceae, Sapindaceae, Passifloraceae, Cucurbitaceae e Apocynaceae as famílias com a maior riqueza de espécies (GENTRY, 1991).

As lianas são um componente importante das florestas tropicais, onde são encontradas em abundância, o que as tornam em muitos casos a diferença fisionômica mais óbvia que distingue as florestas temperadas das tropicais (PUTZ, 1984; RICHARDS, 1996; SCHNITZER & BONGERS, 2002). Estimativas de riqueza mostram que as lianas contribuem com até 10% (APPANAH et al., 1992) da riqueza de indivíduos

lenhosos em florestas tropicais mais pobres e representam até 44% nas de maior riqueza (PÉREZ-SALICRUP et al., 2001), enquanto que nas florestas temperadas às lianas contribuem com cerca de 2% da riqueza (RICHARD, 1996).

Além de contribuir para elevar a diversidade florística em florestas tropicais, as lianas possuem grande importância na estrutura e funcionalidade dos ecossistemas onde são encontradas (PUTZ, 1984; MASCARO et al., 2004). Por exemplo, devido à forte interação que exerce com as árvores, as lianas ao colonizarem o forófito podem atuar como filtros ecológicos ao competir por recursos acima (luz) e abaixo do solo (nutrientes), diminuindo substancialmente as taxas de crescimento e fecundidade de árvores adultas (ENGEL et al., 1998; SCHNITZER, 2005; CAI et al., 2009; INGWELL et al., 2010), retardando o processo de regeneração natural de plântulas e indivíduos juvenis (SCHNITZER et al., 2000), como também, podem elevar a taxa de mortalidade da planta utilizada como suporte, causando danos mecânicos que podem comprometer a capacidade de resiliência da floresta (PUTZ, 1984; SCHNITZER & BONGERS, 2002; HOMEIER et al., 2010; SCHNITZER et al., 2011).

Apesar dos pontos negativos associados as lianas, estas espécies são uma importante fonte de néctar, pólen e fruto para a fauna, em virtude de apresentar floração e frutificação praticamente o ano inteiro, contribuindo com a manutenção de recursos nutricionais durante o período vegetativo das árvores (MORELLATO & LEITÃO FILHO, 1996). Além disso, o monitoramento da dinâmica e o aumento da abundância de lianas em algumas regiões nos trópicos estão sendo considerados especialmente importantes, pois fornecem evidências de que o aumento da densidade de lianas nas regiões tropicais pode estar relacionado com o aquecimento global, aspecto este que vem reforçando a importância de se ampliar os estudos quantitativos e qualitativos de lianas ao longo dos trópicos (DeWALT et al., 2010; SCHNITZER & BONGERS, 2011; SCHNITZER et al., 2012).

2.2 Ecologia de lianas: Fatores responsáveis pelas variações nos padrões de riqueza, diversidade, abundância e biomassa de lianas ao longo dos trópicos

Estudos globais vêm demonstrando que o estabelecimento e crescimento de lianas são favorecidos pela diminuição da pluviosidade e aumento da sazonalidade, sendo tais fatores considerados fortes preditores do aumento da abundância, biomassa e da riqueza

relativa dessas espécies em florestas tropicais (SCHNITZER, 2005; DeWALT et al., 2010). Um dos principais mecanismos responsáveis pelo sucesso de lianas em florestas com baixa precipitação e marcada sazonalidade foi proposto por Schnitzer (2005). Segundo o autor, florestas com secas sazonais constituem sítios favoráveis para o crescimento de lianas, pois são espécies que possuem eficiente sistema vascular, com raízes extensas e profundas capazes de captar água de fontes mais profundas do solo quando comparado com árvores concorrentes, o que confere grande vantagem competitiva para as lianas durante a estação seca, período em que as árvores permanecem em repouso fisiológico.

Estudos posteriores norteados pela hipótese de Schnitzer (2005) forneceram algum suporte empírico sobre a capacidade das lianas em crescer e utilizar a água de forma mais eficiente durante o período seco. Por exemplo, Jacobsen et al. (2012), demonstraram que as lianas possuíam diâmetros vasculares mais amplos do que as espécies arbóreas e arbustivas concorrentes e conseqüentemente apresentavam maior eficiência hidráulica. Já em uma floresta secundária no leste da Amazônia Restom e Nepstad (2004), encontraram indivíduos lianescentes com sistemas radiculares longos de até 10 m de comprimento. Jupa et al. (2016), observaram que a espécie *Humulus lupulus* L (lúpulo) ao ser submetida a períodos de estresse hídrico não letal aumentou o sistema radicular e reduziu a área foliar para melhorar a eficiência na absorção e redução da perda de água. Chen et al. (2016), no sudoeste da China, descobriram que quando a demanda evapotranspirativa é alta, algumas trepadeiras lenhosas possuem a capacidade de fechar rapidamente os estômatos em resposta ao declínio do potencial de água das folhas ou do caule, como também apresentam maior condutividade específica do alburno e maior densidade de fluxo de seiva no tronco principal. Swaine e Grace (2007), analisando gradientes de umidade em Gana, encontraram um aumento linear no percentual de lianas da floresta úmida (30% de espécies) para a floresta seca (43% de espécies), concluindo que lianas são espécies mais adaptadas a habitats sazonalmente secos. Outra vantagem é que muitas espécies de lianas permanecem sempre verdes independente da estação ou retardam a queda das folhas para o final da estação seca reduzindo assim o consumo de água para a produção de novas folhas (CONDIT et al., 2000; SCHNITZER, 2005).

Outro mecanismo bem importante associado a proliferação e desenvolvimento de lianas em florestas tropicais secas é a alta luminosidade que penetra no sub-bosque (PUTZ, 1984; SCHNITZER et al., 2000; GILBERT et al., 2006). Isto ocorre em

consequência do aumento do número de meses secos que reduz o tamanho do dossel, o índice de área foliar e eleva a proporção de indivíduos decíduos do componente lenhoso dos estratos superiores em florestas secas (MARPHY & LUGO, 1986; LOPES et al., 2008), permitindo que uma quantidade maior de luz penetre no interior destas florestas não só durante o período seco, onde a incidência de nuvens é menor e há queda das folhas, mas ao longo de todo o ano quando comparado com as floresta úmidas (CONDIT et al., 2000). Logo o grau mais elevado de luz presente nessas florestas pode maximizar a germinação e o estabelecimento de lianas na fase inicial de crescimento ao nível do solo (APPANAH et al., 1992), contribuindo para elevar o potencial biótico das populações, refletindo em aumento da abundância (GILBERT et al., 2006).

Aparentemente, as lianas são espécies bastante sensíveis ao aumento da disponibilidade de luz, uma vez que são formas de vida que evoluíram impulsionadas pela competição por luz sofrendo adaptações que lhe permitiram investir mais em transporte de nutriente e órgãos fotossintéticos (SCHNITZER et al., 2000; CHETTRI et al., 2010; TANG et al., 2012). De fato, estudos quantitativos demonstram que a abundância de lianas aumenta em ambientes de alta luminosidade, como clareiras, bordas e florestas perturbadas e diminuem em florestas maduras ou quando os níveis de luz decaem com o fechamento da clareira ou regeneração da floresta (PUTZ, 1984, DeWALT et al., 2000; SCHNITZER et al., 2000, LAURANCE et al., 2001; ADDO-FORDJOUR et al., 2016b).

Estudos baseados em características morfofisiológicas, como por exemplo, Asner e Martin (2012), sugerem que a elevação dos níveis de luz, podem beneficiar fortemente as lianas, pois estas espécies possuem a capacidade de aumentar o fluxo de absorção de macronutrientes do solo (como, N, P e Ca), elevando sua capacidade fotossintética e assim de crescimento, quando comparado com as árvores concorrentes. Cai et al., (2007) descobriram que as espécies de lianas exigentes a luz que se regeneram em clareiras aumentam o crescimento através de um alto investimento em biomassa, folhas finas, com altas concentrações de nitrogênio, alta capacidade fotossintética e sofrem pouco com a fotoinibição. Enquanto que as espécies tolerantes à sombra que se regeneram no sub-bosque sobrevivem devido a formação de folhas grossas, com conservação de carbono e pelo desenvolvimento de sistema radicular grande para o armazenamento de carboidratos. Aspecto semelhante foi registrado por Ichihashi et al., (2010) ao perceber que em ambientes com baixa luminosidade as lianas são forçadas a alocar recursos para investir

em sobrevivência, aumentando a produção de folhas e sacrificando o crescimento de ramos laterais e a reprodução clonal.

Embora os estudos mencionados anteriormente venham pontuando a importância das variáveis ambientais de precipitação anual, sazonalidade e luz no aumento da abundância, biomassa e riqueza de lianas, outros encontraram fraca relação entre esses mesmos parâmetros com as variáveis mencionadas e associaram as características estruturais da floresta (densidade de árvores, área basal, diâmetros e altura do dossel) (BAARS et al., 1998; van der HEIJDEN & PHILLIPS, 2008; CARRASCO-URRA & GIANOLI, 2009).

Van der Heijden e Phillips (2008; 2009) ao usarem um conjunto de dados em escala global para testar se a diminuição da precipitação anual, sazonalidade e o solo influenciam a riqueza, densidade e área basal de lianas, constataram que não existe nenhuma relação estatística que suporte essa suposição. Os autores mostraram que a riqueza e a diversidade de lianas são bem relacionadas com o aumento da pluviometria (van der HEIJDEN & PHILLIPS, 2009) e que as características da floresta (densidade de árvores, área basal e diâmetros) foram mais relevantes para explicar a variação nos parâmetros de abundância e biomassa de lianas do que os fatores ambientais (HEIJDEN & PHILLIPS, 2008). Para estes autores, o sucesso de lianas dependerá do conjunto de características das árvores hospedeiras presentes na floresta, uma vez que espécies arbóreas com elevadas taxas de crescimento, pequenos diâmetros, troncos flexíveis, crescimento monopodial, folhas longas e casca lisa, geralmente não oferecem êxito para a ascensão das lianas ao dossel. Outro fato importante é que grandes lianas (≥ 10 cm de diâmetro) dependem de árvores de grande porte que suportem a sua biomassa, sendo assim, a baixa abundância de hospedeiros apropriados pode comprometer a colonização de lianas com maiores diâmetros, influenciando principalmente na área basal da comunidade.

Para Hegarty e Caballé (1991), o tipo de suporte disponível chega a ser em alguns casos um fator mais importante para a dinâmica de populações de lianas do que a disponibilidade de luz. Putz e Chai (1987) relacionando a abundância de lianas com os diferentes mecanismos de ascensão verificaram que florestas que possuem suportes com diâmetros menores são predominantes à colonização de espécies de lianas com gavinhas, enquanto em florestas com diâmetros maiores predominam espécies de lianas com estruturas volúveis. Outros estudos, mas em menor escala, também encontraram

influência mais significativa da estrutura da floresta do que dos fatores abióticos (ver BAARS et al., 1998; CARRASCO-URRA & GIANOLI, 2009; HOMEIER et al., 2010).

As árvores podem proporcionar uma grande variedade de nichos para lianas e as diferenças em suas características morfológicas e fisiológicas podem criar ambientes heterogêneos que podem produzir respostas biológicas divergentes em termos de germinação, crescimento, estresse e morte sobre as espécies que tentam se regenerar sob suas copas (MALIZIA & GRAU, 2006; GANDOLFI et al., 2009; GARBIN et al., 2012), uma vez que 47% (PUTZ, 1984), 57% (CAMPBELL & NEWBERY, 1993), 77,7% (CARSE et al., 2000) e 50-97% (CLARK & CLARK, 1990) de árvores amostradas em florestas tropicais são habitadas por lianas. E essa estreita relação pode resultar em associação lianas-árvores, que por sua vez pode influenciar a estrutura da assembleia de lianas (CLARK & CLARK, 1990; BALFOUR & BOND, 1993; CAMPBELL & NEWBERY, 1993; NABE-NIELSEN, 2001; MALIZIA & GRAU, 2006).

Nos últimos tempos, os debates em torno dos fatores que favorecem o sucesso de lianas têm se voltado para sua relação com os fatores físico-químicos do solo. Alguns estudos têm postulado que lianas são espécies mais exigentes aos nutrientes do solo quando comparado com as árvores (GENTRY, 1991; LAURANCE et al., 2001), em especial para a fertilidade do solo que vem sendo associada a distribuição das espécies no habitat (DeWALT et al., 2006; CHETTRI et al., 2010; ADDO-FORDJOUR et al., 2013).

Em habitats com condições bem distintas de solo (solo rico em nutrientes e úmido, solo com riqueza e umidade intermediários e solos pobres em nutrientes e secos) na Malásia, DeWalt et al. (2006), verificaram que o aumento da densidade, biomassa e diversidade de lianas foi correspondente ao aumento da fertilidade e umidade do solo. Além disso, os autores encontraram 71% das espécies de lianas registradas com indicativo de associação com o habitat, levando os autores a sugerirem que os fatores edáficos desempenham um papel importante na manutenção da diversidade e estrutura da comunidade de lianas. No Leste do Himalaia, estudando três florestas em diferentes gradientes de altitude, Chettri et al. (2010), verificaram que o pH do solo, C, N e P estavam entre os principais determinantes da distribuição das espécies de lianas em cada tipo de floresta, com algumas espécies indicando preferência seletiva para diferentes fatores. Aspecto semelhante foi registrado em habitats definidos pela topografia na Reserva Florestal de Penang Hill, Malásia, onde Addo-Fordjour et al. (2013), verificaram que a riqueza, diversidade e abundância de lianas diferiram significativamente entre os

ambientes topográficos em respostas as variações microambientais de umidade do solo, concentração de P, pH e altitude, enquanto o Mg foi bem relacionado com o diâmetro e a área basal de lianas. Por outro lado, Dalling et al., (2012) encontrou uma baixa associação (21%) das espécies de lianas com variáveis do solo. Porém a baixa associação encontrada pelos autores pode ser atribuída ao fato do estudo ser realizado em uma área contínua com solos mais homogêneos, enquanto que os demais apresentaram solos marcadamente diferentes.

Em síntese, os estudos têm demonstrado que dentro de uma escala global a abundância de lianas tem aumentado com a diminuição da precipitação e aumento da sazonalidade das chuvas (SCHNITZER, 2005; DeWALT et al., 2010). Já numa escala local, a disponibilidade de recursos (luz, água e nutrientes) (IBARRA-MANRÍQUEZ & MARTÍNEZ-RAMOS, 2002; MOLINA-FREANER et al., 2004; PARTHASARATHY et al., 2004; DeWALT et al., 2006; CHETTRI et al., 2010; MACÍA, 2011; GARBIN et al., 2012; ADDO-FORDJOUR et al., 2013), disponibilidade de suporte (PUTZ, 1984), as características morfológicas das árvores hospedeiras como rugosidade da casca (CARSTEN et al., 2002), diâmetro (CLARK & CLARK, 1990; NABE-NIELSEN, 2001), altura do fuste ou tamanho da árvore (BALFOUR & BOND, 1993; CAMPBELL & NEWBERY, 1993; MALIZIA & GRAU, 2006) e taxa de iluminação da copa (MALIZIA & GRAU, 2006) tem sido relacionado com a diversidade e riqueza de lianas ao longo das florestas tropicais.

2.3 Ecologia de lianas: Comportamento ecofisiológico de lianas em florestas tropicais

Lianas são espécies que possuem o processo de regeneração natural atrelado a ambientes onde a disponibilidade de luz é crescente, como em bordas e clareiras (DeWALT et al., 2000; SCHNITZER et al., 2000, LAURANCE et al., 2001). Isto ocorre porque nesses ambientes as lianas apresentam elevada densidade e diversidade, uma vez que podem colonizar o habitat via germinação de sementes ou rebrota (SCHNITZER et al., 2000; NABE-NIELSEN & HALL, 2002; ROEDER et al., 2013), pelo crescimento lateral em áreas intactas do sub-bosque (SCHNITZER et al., 2000) e pela reprodução clonal (DeWALT et al., 2000; SCHNITZER et al., 2000). Além disso, 90% das lianas podem sobreviver a queda de seu hospedeiro produzindo rapidamente novas hastes que se fixam no solo (PUTZ, 1984).

Em ambientes onde a cobertura do dossel não é densa, a velocidade de germinação da semente pode aumentar em função das flutuações de temperatura, alta luminosidade e baixa umidade favorecendo espécies com sementes fotoblásticas positivas, como na maioria das lianas (CAI et al., 2008; ROEDER et al., 2013), que embora esteja associada a ambientes com alta luminosidade também regeneram sob dossel fechado (CAI et al., 2008). Por exemplo, Baar e Kelly (1996) analisando o efeito do nível de irradiância na sobrevivência de lianas na Nova Zelândia, encontraram espécies com baixa sobrevivência em ambientes onde a luz foi reduzida, mas quando os níveis de luz aumentavam essas mesmas espécies cresceram e se reproduziram. Por outro lado, outras espécies exibiram tolerância aos baixos níveis de luz com incremento em biomassa.

Em um experimento que avaliou o crescimento inicial de plântulas mantidas sob plena luz solar e em condições de sub-bosque, Sanches e Válio (2002) observaram que algumas espécies foram altamente intolerantes a sombra, mas a maioria conseguiu sobreviver e crescer sob o dossel e apenas uma espécie apresentou padrão típico de heliófilas ($> \text{Área foliar} > \text{Área Foliar Específica} - \text{SLA} > \text{Relação Massa Foliar} - \text{LMR}$, proporção $< r/a$ - área de raiz e ramificação reduzida). Além disso os autores verificaram que a altura, número de folhas, área foliar e massa seca (caule, folhas e raízes) foram maiores em condições de plena luz solar do que no sub-bosque.

Aspecto semelhante foi registrado por Ellsworth et al. (2004), estudando o crescimento e a sobrevivência de *Celastrus orbiculatus* Thunb., perceberam que em ambientes com pouca luz a espécie atua como tolerante a sombra e em pleno sol apresenta rápido crescimento. Em ambientes com sol pleno ou parcial, a espécie foi capaz de sobrepor a vegetação 1-2 m de altura em um período de seis meses e em condições de pouca luz, formou banco de plântulas que podem permanecer por muito tempo até que uma condição maior de luz seja estabelecida, levando os autores a concluir que a espécie possui grande plasticidade em ocupar habitats com condições divergentes.

Para Manzané-Pinzón et al. (2018), as plântulas de lianas que crescem prostradas, em geral não necessitam de um hospedeiro que lhe sirva de suporte logo após a germinação, pois podem crescer como pequenos regenerantes arbóreos ou arbustivo por meses ou até anos e seria mais abundante em florestas úmidas que apresentam sub-bosque sombreado. Em oposição, encontram-se as plântulas de lianas que começam a procurar um hospedeiro para se apoiar imediatamente após a germinação e estariam em maior abundância em florestas secas, onde há maior penetração de luz na floresta. Tendência

semelhante foi registrada por Ichihashi et al., (2010) que verificaram que lianas colonizadoras de bordas, onde a variação espacial na disponibilidade de luz era grande, investiam em biomassa de brotos, responsáveis por escalar os caules das árvores. Enquanto que as espécies de sub-bosque, onde a variação espacial na disponibilidade de luz era baixa, investiam na parte aéreas com outras funções, como por exemplo produção de folhas e crescimento em extensão.

Já Nabe-Nielsen e Hall (2002) mostraram que plântulas e indivíduos juvenis de *Machaerium cuspidatum* Kuhl. & Hoehne estavam crescendo em locais mais sombreados, ao passo que os indivíduos adultos, cresciam em locais com maiores intensidades de luz. Além disso, as diferenças no habitat também foram responsáveis pela diferença na estratégia de regeneração utilizada, onde em áreas de terra firme predominou a colonização de indivíduos provenientes da germinação por sementes e em áreas de planície de inundação perturbadas predominou a presença de indivíduos de origem clonal demonstrando que lianas respondem de forma diferenciada as condições do ambiente.

Diante do que foi apresentado, pode-se perceber que uma série de fatores bióticos e abióticos podem influenciar a riqueza, diversidade, densidade e biomassa de lianas ao longo dos trópicos, todavia ainda há escassez de informações sobre relação de lianas com diferentes condições de habitat, como também dos aspectos que cercam o comportamento regenerativo dessas espécies, em especial na floresta atlântica brasileira.

2.4 Breve explicação sobre a ecologia de florestas ombrófila e estacional

A floresta atlântica é a segunda maior formação pluvial tropical do continente americano (TABARELLI et al., 2005), estendendo-se desde o Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul recobrando cerca de 15% do território nacional, uma área equivalente a 1.306.421km² (CAMPANELLI & PROCHNOW, 2006).

No atual sistema de classificação da vegetação do Brasil realizada pelo IBGE (2004; 2012) a vegetação atlântica é composta por um conjunto florestal extra-amazônico formado pelas florestas ombrófilas e estacionais, além de englobar ecossistemas associados como as restingas, manguezais e campos de altitudes.

Neste sistema de classificação, as florestas ombrófilas são caracterizadas por apresentarem precipitação bem distribuída durante o ano sem período seco sistemático, no entanto em algumas regiões de elevada altitude pode ocorrer pouco mais que 60 dias

de umidade escassa, compensada pela elevada umidade concentrada nos ambientes dissecados das serras. As florestas estacionais estão relacionadas a dois tipos de variações climáticas: na região tropical, apresenta acentuada seca hiberna podendo durar de quatro a sete meses e intensas chuvas de verão; na região subtropical, correlaciona-se a clima sem período seco, porém com inverno bastante frio (temperaturas médias mensais inferiores a 15° C), que determina repouso fisiológico e caducifolia nas plantas (IBGE, 2004; 2012).

Dentro de um sistema universal de classificação, as florestas ombrófilas e estacionais podem ser enquadradas como florestas úmidas e secas, respectivamente de acordo com aspectos da precipitação média anual, temperatura, índice de evapotranspiração e sazonalidade climática. Todavia, os valores correspondentes a cada parâmetro podem variar em função das considerações de cada autor e das características fitogeográficas do local onde o trabalho florístico foi realizado (RICHARD, 1996).

Por exemplo, Murphy e Lugo (1986) ao compararem florestas úmidas e secas em vários países da região neotropical consideraram como florestas úmidas a vegetação localizada em áreas que apresentam níveis de precipitação maior que 2000 mm/ano, com índice de evapotranspiração/precipitação < 1, podendo apresentar sazonalidade pequena ou moderada. Como florestas secas, os autores consideraram a vegetação de áreas onde a precipitação média é de 500 a 2000 mm, com predomínio acentuado da sazonalidade climática e valores de evapotranspiração/precipitação > 1. Gentry (1995), por outro lado, considerou que as florestas secas das regiões neotropicais ocorrem em áreas onde a precipitação média anual concentra-se entre 700 e 1600 mm, com o predomínio de um período seco que dura de cinco a seis meses, onde chove menos de 100 mm/mês e a vegetação perde as folhas nesta estação.

O aumento ou a diminuição da precipitação e de meses secos é um fator importante para determinar os padrões fisionômicos das florestas, pois leva a alterações substanciais na composição florística e estrutura da vegetação (MURPHY & LUGO, 1986) ao ponto de influenciar os padrões de riqueza, diversidade e formas de vida (TABARELLI & MANTOVANI, 1999; FERRAZ et al., 2004; FERRAZ & RODAL, 2006; LOPES et al., 2008).

Murphy e Lugo (1986) acreditam que a diminuição da precipitação e aumento dos meses secos tornaria a fisionomia das florestas secas marcadas por árvores com porte mais baixo quando comparado com as florestas úmidas, além de apresentar índice de área

foliar e área basal 50% e 75% menores, respectivamente. Já Gentry (1995), observou que não existiam diferenças marcantes entre florestas úmidas e secas, pois ambas apresentavam o mesmo número de árvores e lianas, ocorrendo uma discreta redução na área basal nas secas.

No entanto, na Região Nordeste do Brasil, Lopes et al. (2008), ao estudarem o componente lenhosos (árvores e arbustos) observaram que as florestas secas são estruturalmente distintas das florestas úmidas em vários aspectos, como maiores valores de densidade total, área basal e estratificação vertical na floresta úmida e maiores diâmetros dos indivíduos na seca. Além destes parâmetros, as autoras constataram que as famílias estruturalmente mais importantes foram distintas entre as florestas, existindo famílias que foram exclusivas de cada formação. Diferenças fisionômicas também foram encontradas nos estratos da floresta, como grupo de espécies caducifólias no dossel e perenes no sub-bosque da floresta seca e perene no dossel e sub-bosque na floresta úmida.

A fisionomia e estrutura do componente arbóreo em uma floresta pode afetar a contribuição de outros grupos de espécies como epífitas, ervas, lianas, arbustos e pequenas árvores. Logo, o entendimento das relações existentes entre diferentes tipos vegetacionais e em diferentes escalas são importantes para caracterizar a contribuição relativa de cada grupo na riqueza geral das florestas, bem como sugerir hipóteses sobre os mecanismos responsáveis pelos padrões de riqueza e diversidade das florestas neotropicais (TABARELLI & MANTOVANI, 1999).

No decorrer deste estudo serão utilizados os termos floresta úmida e seca para seguir a classificação dos trabalhos internacionais citados anteriormente, como também para os trabalhos sobre lianas em florestas tropicais (SCHNITZER, 2005; DEWALT et al., 2010; van der HEIJDEN & PHILLIPS, 2008; 2009), que utilizam o termo floresta úmida para denominar a vegetação sempre verde que praticamente não sofre com período de estresse hídrico e floresta seca, para florestas que sofrem com períodos de estresse hídrico (secas sazonais) e apresentam vegetação com diferentes percentuais de caducifólia.

3. REFERÊNCIAS

ADDO-FORDJOUR, P.; RAHMAD, Z. B.; SHAHRUL, A. M. S. Environmental factors influencing liana community diversity, structure and habitat associations in a tropical hill forest, Malaysia. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 4, p. 1-12, 2013. doi: 10.1080/17550874.2013.782369

ADDO-FORDJOUR, P.; RAHMAD, Z. B.; BURNHAM, R. J. Intercontinental comparison of liana community assemblages in tropical forests of Ghana and Malaysia. **Journal of Plant Ecology**, v. 9, n. 6, p. 1-27, 2016a. doi:10.1093/jpe/rtw082

ADDO-FORDJOUR, P.; RAHMAD, Z. B.; SHAHRUL, A. M. S. Liana species composition, dominance and host interactions in primary and secondary forests in Malaysia. **Tropical Ecology**, v. 57, n. 3, p. 513-522, 2016b.

ÁLVAREZ-CANSINO, L.; SCHNITZER, S. A.; REID, J.; POWERS, J. S. Liana competition with tropical trees varies seasonally but not with tree species identity. **Ecology**, v. 96, n. 1, p. 39-45, 2015. doi: 10.1890/14-1002.1

APPANAH, S.; GENTRY, A. H.; LAFRANKIE, J. V. Liana diversity and species richness of Malaysian rain forests. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 6, n. 2, 116-123, 1992.

ASNER, G. P.; MARTIN, R. E. Contrasting leaf chemical traits in tropical lianas and trees: implications for future forest composition. **Ecology Letters**, v. 15, n. 9, p. 1001-1007, 2012. doi: 10.1111/j.1461-0248.2012.01821.x

BAARS, R.; KELLY, D.; SPARROW, S. D. Liane distribution within native forest remnants in two regions of the South Island, New Zealand. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 22, n. 1, p. 71-85, 1998.

BALFOUR, D. A.; BOND, W. J. Factors limiting climber distribution and abundance in a southern African forest. **Journal of Ecology**, v. 81, n. 1, p. 93-99, 1993.

CAI, Z.-Q.; POORTER, L.; CAO, K. F.; BONGERS, F. Seedling Growth Strategies in *Bauhinia* Species: Comparing Lianas and Trees. **Annals of Botany** v. 100, n. 4, p. 831-838, 2007. doi: 10.1093/aob/mcm179

CAI, Z.-Q.; POORTER, L.; HAN, Q.; BONGERS, F. Effects of light and nutrients on seedlings of tropical *Bauhinia* lianas and trees. **Tree Physiology**, n. 8. v. 28, n. 1277-1285, 2008. doi: 10.1093/treephys/28.8.1277

CAMPANELLI, M.; PROCHNOW, M. **Mata atlântica: uma rede pela floresta**. Brasília: RMA, 2006. 332p.

CAMPBELL, E. J. F.; NEWBERY, D. M. Ecological relationships between lianas and trees in lowland rain forest in Sabah, East Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, n. 4, p. 469-490, 1993.

CARLQUIST, S. Anatomy of vine and liana stems: a review and synthesis. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. (Eds.). **The biology of vines**. Cambridge University Press, Cambridge. 1991. p. 53-71

CARRASCO-URRA, F.; GIANOLI, E. Abundance of climbing plants in a southern temperate rain forest: host tree characteristics or light availability? **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 6, p. 1155-1162, 2009. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.01115.x

CARSE, L. E.; FREDERICKSEN, T. S.; LICONA, J. C. Liana-tree species associations in a Bolivian dry forest. **Tropical Ecology**, v. 41, n. 1, p. 1-10, 2000.

CARSTEN, L. D.; JUOLA, F. A.; MALE, T. D.; CHERRY, S. Host associations of lianas in a southeast Queensland rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 1, p. 107-120, 2002. doi: 10.1017/S0266467402002067

CARVALHO, P. G.; van MELIS, J.; ASCENÇÃO, B. M.; CESTARI, F. M.; ALVES, L. F.; GROMBONE-GUARATINI, M. T. G. Abundância e biomassa de lianas em um fragmento de floresta Atlântica. **Hoehnea**, v. 38, n. 2, p. 307-314, 2011. doi: 10.1590/S2236-89062011000200010.

CARVALHO, P. G.; van MELIS, J.; MORELLATO, L. P.; GROMBONE-GUARATINI, M. T. Critérios para a amostragem de lianas: comparação e estimativa da abundância e biomassa de lianas no cerrado. **Revista Árvore**, v. 37, n. 6, p. 1037-1043, 2013. doi: 10.1590/S0100-67622013000600005.

CHEN, Y. J.; SCHNITZER, S. A.; ZHANG, Y. J.; FAN, Z. X.; GOLDSTEIN, G.; TOMLINSON, K. W.; LIN, H.; ZHANG, J. L.; CAO, K. F. Physiological regulation and efficient xylem water transport regulate diurnal water and carbon balances of tropical lianas. **Functional Ecology**, v. 31, n. 2, p. 306-317, 2016. doi: 10.1111/1365-2435.12724

CHETTRI, A.; BARIK, S. K.; PANDEY, H. N.; LYNGDOH, M. K. Liana diversity and abundance as related to microenvironment in three forest types located in different elevational ranges of the Eastern Himalayas. **Plant Ecology & Diversity**, v. 3, n. 2, p. 175-185, 2010. doi: 10.1080/17550874.2010.495140

CLARK, D. B.; CLARK, D. A. Distribution and effects on tree growth of lianas and woody hemi-epiphytes in a Costa Rican tropical wet forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 3, p. 321-331, 1990.

CONDIT, R.; WATTS, K.; BOHLMAN, S. A.; PÉREZ, R.; FOSTER, R. B.; HUBBELL, S. Quantifying the deciduousness of tropical forest canopies under varying climates. **Journal of Vegetation Science**, v. 11, n. 5, p. 649-658, 2000. doi: 10.2307/3236572

DALLING, J. W.; SCHNITZER, S. A.; BALDECK, C.; HARMS, K. E.; JOHN, R.; MANGAN, S. A.; LOBO, E.; YAVITT, J. B.; HUBBELL, S. P. Resource-based habitat associations in a neotropical liana community. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 5, p. 1174-1182, 2012. doi: 10.1111/j.1365-2745.2012.01989.x

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

DeWALT, S. J.; SCHNITZER, S.A.; DENSLOW, J. S. Density and diversity of lianas along a seasonal tropical forest chronosequence in central Panama. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 1, p. 1-19, 2000. doi: 10.1017/S0266467400001231

DeWALT, S. J.; ICKES K.; NILUS, R.; HARMS, K. E.; BURSLEM D. F. R. P. Liana habitat associations and community structure in a Bornean lowland tropical forest. **Plant Ecology**, v. 186, n. 2, p. 203-216, 2006. doi: 10.1007/s11258-006-9123-6

DeWALT, S. J.; SCHNITZER, S. A.; CHAVE, J.; BONGERS, F.; BURNHAM, R. J.; CAI, Z.; CHUYONG, G.; CLARK, D. B.; EWANGO, C. E. N.; GERWING, J. J.; GORTAIRE, E.; HART, T.; IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; ICKES, K.; KENFACK, D.; MACÍA, M. J. 15, MAKANA, J. R.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MASCARO, J.; MOSES, S.; MULLER-LANDAU, H. C.; PARREN, M. P. E.; PARTHASARATHY, N.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; PUTZ, F. E.; ROMERO-SALTOS, H.; THOMAS, D. Annual rainfall and seasonality predict pan-tropical patterns of liana density and basal area. **Biotropica**, v. 42, n. 3, p. 309-317, 2010. doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00589.x

ELLSWORTH, J. W.; HARRINGTON, R. A.; FOWNE, J. H. Survival, growth and gas exchange of *Celastrus orbiculatus* seedlings in sun and shade. **American Midland Naturalist**, v. 151, p. 233-240, 2004. doi: 10.1674/0003-0031(2004)151[0233:SGAGEO]2.0.CO;2

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

FERRAZ, E. M. N.; RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B. Physiognomy and structure of vegetation along altitudinal gradient in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Phytocoenologia**, v. 33, n. 1, p. 71-92, 2004. doi: 10.1127/0340-269X/2003/0033-0071

FERRAZ, E. M. N.; RODAL, M. J. N. Caracterização fisionômica – estrutural de um remanescente de Floresta Ombrófila Montana de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 911-926, 2006. doi: 10.1590/S0102-33062006000400015.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; LEITAO FILHO, H. F. "Gaps of deciduousness": cyclical gaps in tropical forests. **Scientia Agricola**, v. 66, n. 2, p. 280-284, 2009. doi: 10.1590/S0103-90162009000200020

GARBIN, M.L.; CARRIJO, T.T., SANSEVERO, J.B.B.; SÁNCHEZ-TAPIA, A.; SCARANO, F.R. Subordinate, not dominant, woody species promote the diversity of climbing plants. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 14, p. 257–265, 2012. doi:10.1016/j.ppees.2012.03.001

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

GENTRY, A. H. Diversity and floristic composition of neotropical dry forest. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forest**. Cambridge University Press, Cambridge, 1995.

GEROLAMO C. S.; NOGUEIRA, A.; COSTA, F. R. C.; CASTILHO, C. V.; ANGYALOSSY, V. Local dynamic variation of lianas along topography maintains unchanging abundance at the landscape scale in central Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 0, n. 0, p. 0, 2018. doi: /10.1111/jvs.12644

GERWING, J. J.; SCHNITZER, S. A.; BURNHAM, R. J.; BONGERS, F.; CHAVE, J.; DEWALT, S. J.; EWANGO, C. E. N.; FOSTER, R.; KENFACK, D.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; PARREN, M.; PARTHASARATHY, N.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; PUTZ, F. E.; THOMAS, D. W. A Standard Protocol for Liana Censuses. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 256-261, 2006. doi: 10.1111/j.1744-7429.2006.00134.x

GILBERT, B.; WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C.; KITAJIMA, K.; HERNANDEZ, A. Life history trade-offs in tropical trees and lianas. **Ecology**, v. 87, n. 5, p. 1281-1288, 2006. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87[1281:LHTITT]2.0.CO;2

HEGARTY, E. E.; CABALLÉ, G. Distribution and abundance of vines in forest communities. In: PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. (Eds.), **The biology of vines**. Cambridge University Press, Cambridge. 1991. p. 313-335.

HOMEIER, J.; ENGLERT, F.; LEUSCHNER, C.; WEIGELT, P.; UNGER, M. Factors controlling the abundance of lianas along an altitudinal transect of tropical forests in Ecuador. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 8, p. 1399-1405, 2010. doi: 10.1016/j.foreco.2010.01.008

IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; Landscape variation of liana communities in a Neotropical rain forest Guillermo. **Plant Ecology**, v. 160, p. 91-112, 2002. doi:10.1023/A:1015839400578

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de biomas do Brasil**. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasília, 2004.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira: Sistema fitogeográfico inventário das formações florestais e campestres técnicas e manejo de coleções botânicas procedimentos para mapeamentos**. 1 ed. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 2012.

ICHIHASHI, R.; NAGASHIMA, H.; TATENO, M. Biomass allocation between extension- and leaf display-oriented shoots in relation to habitat differentiation among five deciduous liana species in a Japanese cool-temperate forest. **Plant Ecology**, v. 211, n. 1, p. 181-190, 2010. doi: 10.1007/s11258-010-9783-0

INGWELL, L. L.; WRIGHT, S. J.; BECKLUND, K. K.; HUBBELL, S. P.; SCHNITZER, S. A. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on

Barro Colorado Island, Panama. **The Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 879-887, 2010. doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01676.x.

JACOBSEN, A. L.; PRATT, R. B.; TOBIN, M. F.; HACKE, U. G.; EWERS, F. W. A global analysis of xylem vessel length in woody plants. *American Journal of Botany*, v. 99, n. 10, p. 1583-1591, 2012. doi: 10.3732/ajb.1200140

JUPA, R.; PLAVCOVÁ, L.; FLAMIKOVÁ, B.; GLOSER, V. Effects of limited water availability on xylem transport in liana *Humulus lupulus* L. **Environmental and Experimental Botany**, v. 130, p. 22-32, 2016. doi:10.1016/j.envexpbot.2016.05.008

LAURANCE, W.F., PÉREZ-SALICRUP, D., DELAMÔNICA, P., FEARNSIDE, P.M., D'ANGELO, S., JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T. E. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105–116, 2001. doi: 10.1890/0012-9658(2001)082[0105:RFFATS]2.0.CO;2

LINNÉ, C. **Philosophie Botanique**. Libraire-Imprimeur, Paris, 1788.

LOPES, C. G. R.; FERRAZ, E. M. N.; ARAÚJO, E. L. Physiognomic-structural characterization of dry- and humid-forest fragments (Atlantic Coastal Forest) in Pernambuco State, NE Brazil. **Plant Ecology**, v. 198, n. 1, p. 1-18, 2008. doi: 10.1007/s11258-007-9380-z

MACÍA, M. J. Spatial distribution and floristic composition of trees and lianas in different forest types of an Amazonian rainforest. **Plant Ecology**, v. 212, p. 1159–1177, 2011. doi:10.1007/s11258-011-9895-1

MALIZIA, A.; GRAU, H. R. Liana-host tree associations in a subtropical montane forest of North-Western Argentina. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 3, p.331–339, 2006. doi: 10.1017/S026646740600318X

MANZANÉ-PINZÓN, E.; GOLDSTEIN, G.; SCHNITZER, S. A. Does soil moisture availability explain liana seedling distribution across a tropical rainfall gradient? **Biotropica** 0(0): 1–10 2018. doi: 10.1111/btp.12526

MARTINELLO, C. A; CITADINI-ZANETTE, V.; SANTOS, R. Produção de serrapilheira das lianas de um remanescente de mata atlântica na microbacia do rio Novo, Orleans, Santa Catarina. **Biotemas**, v. 12, n. 1, p. 49-65, 1999. doi: 10.5007/%25x

MASCARO, J.; SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. Liana diversity, abundance, and mortality in a tropical wet forest in Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v. 190, p. 3-14, 2004. doi: 10.1016/j.foreco.2003.10.002

MOLINA-FREANER, F.; CASTILLO GÁMEZ, R.; TINOCO-OJANGUREN, C.; CASTELLANOS, A. E. Vine species diversity across environmental gradients in northwestern México. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 1853-1874, 2004. doi:10.1023/B:BIOC.0000035871.80725.1^a

MORELLATO, L. P.; LEITÃO FILHO, H. F. Reproductive phenology of climbers in a

Southeastern Brazilian Forest. **Biotropica**, v. 28, n. 2, p. 180-191, 1996. doi: 10.2307/2389073

MORI, H.; UENO, S.; MATSUMOTO, A.; KAMIJO, T.; TSUMURA, Y.; MASAKI, T. Large contribution of clonal reproduction to the distribution of deciduous liana species (*Wisteria floribunda*) in an old-growth cool temperate forest: evidence from genetic analysis. **Annals of Botany**, v. 121, n. 2, p. 359-365, 2017. doi: 10.1093/aob/mcx153

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 67-88, 1986. doi: 10.1146/annurev.es.17.110186.000435

NABE-NIELSEN, J. Diversity and distribution of lianas in a neotropical rain forest, Yasuní National Park, Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 1, p. 1-19, 2001. doi: 10.1017/S0266467401001018

NABE-NIELSEN, J.; HALL, P. Environmentally induced clonal reproduction and life history traits of the liana *Machaerium cuspidatum* in an Amazonian rain forest, Ecuador. **Plant Ecology**, v. 162, n. 2, p. 215-226, 2002. doi: 10.1023/A:1020561923488

OLIVEIRA, E. A.; MARIMON, B. S.; FELDPAUSCH, T. R.; COLLI, G. R.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; LLOYD, J.; LENZA, E.; MARACAHIPES, L.; OLIVEIRA-SANTOS, C.; PHILLIPS O. L. Diversity, abundance and distribution of lianas of the Cerrado-Amazonian forest transition, Brazil. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, 2014. doi: 10.1080/17550874.2013.816799

PARTHASARATHY, N.; MUTHURAMKUMAR, S.; REDDY, M. S. Patterns of liana diversity in tropical evergreen forests of peninsular India. **Forest Ecology and Management**, v. 190, n. 1, p. 15-31, 2004. doi: 10.1016/j.foreco.2003.10.003

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

PUTZ, F. E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, n. 6, p. 1713-1724, 1984. doi: 10.2307/1937767

PUTZ, F. E.; CHAI, P. Ecological studies of lianas in Lambir National Park, Sarawak, Malaysia. **The Journal of Ecology**, v. 75, n. 2, p. 523-531, 1987. doi: 10.2307/2260431

RESTOM, T. G.; NEPSTAD, D. C. Seedling growth dynamics of a deeply rooting liana in a secondary forest in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 190, n. 1, p. 109-118, 2004. doi: 10.1016/j.foreco.2003.10.010

RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest: an ecological study**. 2 ed. Cambridge: University Press. 1996. 575p.

ROEDER, M.; FERRAZ, I. D. K.; HÖLSCHER, D. Seed and germination characteristics of 20 Amazonian liana species. **Plants**, v. 2, n.1, p. 1-15, 2013. doi: 10.3390/plants2010001

- SANCHES, M. C.; VÁLIO, I. F. M. Seed and seedling survival of some climber species in a Southeast Brazilian tropical forest. **Biotropica**, v. 34, n. 2, p. 323-327, 2002.
- SCHNITZER, S. A.; DALLING, J. W.; CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Ecology**, v. 88, n. 4, p. 655-666, 2000. doi: 10.1046/j.1365-2745.2000.00489.x
- SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 5, p. 223-230, 2002. doi: 10.1016/S0169-5347(02)02491-6
- SCHNITZER, S. A. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. **The American Naturalist**, v. 166, n. 2, p. 262-276, 2005. doi: 10.1086/431250
- SCHNITZER, S. A.; RUTISHAUSER, S.; AGUILAR, S. Supplemental protocol for liana censuses. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n 3-4, p. 1044-1049, 2008. doi: 10.1016/j.foreco.2007.10.012
- SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology Letters**, v. 14, n. 4, p. 397-406, 2011. doi: 10.1111/j.1461-0248.2011.01590.x
- SCHNITZER, S. A.; MANGAN, S. A.; DALLING, J. W.; BALDECK, C. A.; HUBBELL, S. P.; LEDO, A.; MULLER-LANDAU, H.; TOBIN, M. F.; AGUILAR, S.; BRASSFIELD, D.; HERNANDEZ, A.; LAO, S.; PEREZ, R.; VALDES, O.; YORKE, S. R. Liana abundance, diversity, and distribution on Barro Colorado Island, Panama. **Plos One**, v. 7, n. 12, p. e52114, 2012. doi: 10.1371/journal.pone.0052114
- SWAINE, M. D.; GRACE, J. Lianas may be favoured by low rainfall: evidence from Ghana. **Plant Ecology**, v. 192, cn. 2, p. 271-276, 2007. doi: 10.1007/s11258-007-9319-4
- TABARELLI, M.; MATOVANI, W. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 2, p. 217-223, 1999. doi: 10.1590/S0100-84041999000200012.
- TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M.; BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na mata atlântica brasileira. In: SILVA, J. M. C.; FONSECA, M. (Ed.). **Megadiversidade**. Belo Horizonte: Conservação Internacional, n.1, v.1, 2005. p 132-138.
- TANG, Y.; KITCHING, R. L.; CAO, M. Lianas as structural parasites: A re-evaluation. **Ecology**, v.57, n. 4, p. 307-312, 2012. doi:10.1007/s11434-011-4690-x
- van der HEIJDEN G. M. F.; PHILLIPS O. L. What controls liana success in Neotropical forests? **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, n. 3, p. 372-383, 2008. doi: 10.1111/j.1466-8238.2007.00376.x

van der HEIJDEN, G. M. F.; PHILLIPS, O. L. Environmental effects on Neotropical liana species richness. **Journal of Biogeography**, v. 36, n. 8, p. 1561–1572, 2009. doi: 10.1111/j.1365-2699.2009.02099.x

VIVEK, P.; PARTHASARATHY, N. Liana community and functional trait analysis in tropical dry evergreen forest of India. **Journal of Plant Ecology**, p. 1-12, 2014. doi:10.1093/jpe/rtu031

WIGHT, S. J.; SUN, I.; PICKERING, M.; FLETCHER, C. D.; CHEN, Y.Y. Long-term changes in liana loads and tree dynamics in a Malaysian forest. **Ecology**, v. 96, n. 10, p. 2748-2757, 2015. doi: doi.org/10.1890/14-1985.1

Capítulo 1

EFEITO DA PRECIPITAÇÃO TOTAL NA ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE LIANAS

Artigo a ser enviado para a *Journal of Tropical Ecology*

EFEITO DA PRECIPITAÇÃO TOTAL NA ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE LIANAS

Elhane Gomes dos Santos¹; Júlia Caram Sfair²; Ana Maria Silva¹; Elcida de Lima
Araújo³; Elba Maria Nogueira Ferraz⁴

Elhane Gomes dos Santos (elhanegomes@gmail.com)

¹ Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco
– UFRPE. Av. Dom Manoel Medeiros, s/n, CEP: 52171-900, Recife, PE, Brasil

² Department of Botany, Faculty of Sciences, Univ. of South Bohemia, České Budějovice,
Czech Republic

³ Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE. Av.
Dom Manoel Medeiros, s/n, CEP: 52171-900, Recife, PE, Brasil

⁴ Departamento de Meio Ambiente, Saúde e Segurança, Instituto Federal de Educação,
Ciência e Tecnologia de Pernambuco – IFPE. Av. Professor Luiz Freire, 500, CEP:
50740-540, Recife, PE, Brasil

Resumo: A menor disponibilidade hídrica e a maior duração da estação seca são fatores relacionados à maior abundância de lianas em florestas tropicais sazonalmente secas em relação a florestas tropicais úmidas. No entanto, ainda é pouco compreendida a influência desses fatores na composição e estrutura entre florestas com diferenças pequenas de sazonalidade de chuvas. Diante disso, este trabalho buscou compreender qual é o padrão de diversidade taxonômica em uma floresta úmida e outra seca pertencentes ao bioma atlântico, com pequenas diferenças entre si nos regimes pluviométricos e número de meses secos. Foram amostradas todas as lianas com altura ≥ 1 m em 50 parcelas de 20 X 20 m (2ha) em cada tipo de floresta. A diversidade entre as florestas foi analisada pelo Número efetivo de espécies (Hill Numbers). Diferenças na composição foram determinadas pelas análises de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), análise de similaridade florística (ANOSIM) e pelo procedimento de porcentagem de similaridade (SIMPER). As análises de diversidade e composição florística indicaram a existência de diferenças significativas entre as florestas: enquanto a floresta úmida teve maior riqueza de espécies, a floresta seca teve maior abundância e diversidade de lianas. A dissimilaridade entre os tipos de floresta foi de 94%. Esses resultados indicam que, em um mesmo domínio morfoclimático, a diversidade de lianas é significativamente diferente entre uma floresta úmida e uma seca.

Palavras-chave: trepadeiras; abundância; riqueza de famílias; floresta úmida; floresta sazonalmente seca; floresta tropical.

INTRODUÇÃO

A disponibilidade hídrica desempenha um papel importante em diversos processos biológicos, desde trocas gasosas até na distribuição das espécies (Kleidon & Mooney 2000). Como consequência, a disponibilidade hídrica está relacionada com a manutenção da diversidade da flora vascular em florestas tropicais (Currie *et al.* 2004, Gentry 1988, Hawkins *et al.* 2003) e possuem implicações diretas nas relações florísticas, fisionômicas e nos padrões de riqueza e abundância de espécies (Gentry 1995, Murphy & Lugo 1986).

Para as lianas (trepadeiras lenhosas), em uma escala global, os padrões de distribuição geográfica das espécies e a abundância tem sido atribuídos, em parte, ao clima tropical, com pico em florestas úmidas, com presença de uma forte seca sazonal, mas com chuvas moderadas quando comparadas com florestas úmidas sem a ocorrência de período seco ou mesmo florestas secas (DeWalt *et al.* 2010, Schnitzer 2005). Além da influência climática, tem sido postulado que o aumento da latitude, elevações das taxas de CO₂, aquecimento dos trópicos, a fertilidade e a perturbação do solo, a idade e a estrutura da floresta, as características evolutivas e funcionais das espécies podem afetar as assembleias de lianas em diferentes regiões biogeográficas (Addo-Fordjour *et al.* 2013, Gentry 1991; Schnitzer & Bongers 2011, Schnitzer *et al.* 2012, van der Heijden & Phillips 2008, 2009).

Numa escala regional, a disponibilidade de luz, água e nutrientes tem sido considerado aspectos importantes para a variação da diversidade de lianas (Addo-Fordjour *et al.* 2013, Chettri *et al.* 2010, DeWalt *et al.* 2006, Garbin *et al.* 2012, Ibarra-Manríquez & Martínez-Ramos 2002, Macía 2011, Molina-Freaner *et al.* 2004, Parthasarathy *et al.* 2004). Por estarem distribuído de forma irregular no espaço e no

tempo, lianas podem ter diferentes estratégias em capturar, utilizar e alocar os recursos (Cai *et al.* 2007). Como consequência da variação ao ambiente abiótico, a diversidade de lianas pode está estritamente associada com as características do ambiente (Addo-Fordjour *et al.* 2013).

Um grande número de fatores ambientais pode influenciar a variação da diversidade, abundância e distribuição de lianas na floresta (Chettri *et al.* 2010). Os estudos que relacionam fatores do ambiente com a diversidade e abundância de lianas, foram realizados em comunidades que variaram em nível de paisagem, mas considerando variação de características topográficas do solo (Addo-Fordjour *et al.* 2013, Chettri *et al.* 2010, DeWalt *et al.* 2006) e/ou altitude (Molina-Freaner *et al.* 2004, Parthasarathy *et al.* 2004). Entretanto, ainda pouco se sabe sobre a variação da diversidade de lianas em uma mesma paisagem, com relevo, clima e vegetação similares, mas com pequenas diferenças no número de meses secos e nos totais pluviométricos. Considerando a lacuna existente, buscou-se compreender qual é o padrão de diversidade taxonômica em uma floresta úmida e outra seca na Floresta Atlântica, com pequenas diferenças entre si nos regimes pluviométricos e número de meses secos. Dentro deste contexto pretende-se: 1- verificar se há diferenças significativas na diversidade e densidade de lianas; 2- determinar semelhanças taxonômicas entre as duas assembleias de lianas; e 3- identificar a ocorrência de espécies exclusivas e em comum a cada tipo de ambiente. Esperamos que, assim como encontrada em uma escala global, em uma escala regional haja maior riqueza de espécies na floresta com maior pluviosidade, ao passo que na floresta com menor pluviosidade haja maior abundância de lianas

MÉTODOS

Áreas de Estudo

O estudo foi desenvolvido em dois fragmentos de floresta de terras baixas pertencentes ao domínio atlântico brasileiro, segundo o IBGE (2004), localizados na zona da mata do Estado de Pernambuco, Brasil, distantes entre si cerca de 80 km (Figura 1). A floresta úmida situa-se na zona da mata sul, no município do Cabo de Santo Agostinho ($08^{\circ}10'00''$ - $08^{\circ}15'00''$ S e $35^{\circ}02'30''$ - $35^{\circ}05'00''$ W) com altitudes variando entre 80 a 150 m (FIDEM 1987). O fragmento possui 151 ha de vegetação primária, conhecido como Mata de Gurjaú, faz parte do conjunto de florestas do Refúgio de Vida Silvestre Matas do Sistema Gurjaú, uma unidade de conservação estadual de proteção integral localizada no entorno da Barragem de Gurjaú (CPRH 2004). Os solos são do tipo Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos e Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos (CPRH 2004). O clima local é As', segundo Köppen, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano. Os registros dos dados pluviométricos iniciados no ano de 2000 até 2016 no posto 409 da Barragem de Gurjaú (APAC 2016) demonstram a ocorrência de quatro meses secos ao longo do ano (Figura 2), com precipitação e temperatura médias anuais de 2450mm e 24,7°C, respectivamente (CPRH 2004). As baixas precipitações registradas durante os meses secos para o município são compensadas pelas massas de ar úmidas vindas do litoral (CPRH 2003), isto permite que área abrigue um conjunto vegetacional marcado pela predominância de árvores perenifólias, com menos de 20% de indivíduos decíduos e dossel denso (CPRH 2004, IBGE 2004).

A floresta seca está localizada na zona da mata norte no Município de São Lourenço da Mata ($8^{\circ}10'00''$ S e $35^{\circ}11'00''$ W) onde a maior parte do terreno está localizado sob cotas altitudinais inferiores a 100 m com alguns pontos podendo atingir 140 m (Andrade & Rodal 2004). A floresta seca possui cerca de 100 ha de resquícios de

floresta atlântica primária (Neves 2005), conhecida popularmente como Mata do Toró é uma unidade de conservação estadual de proteção integral denominada de Refúgio de Vida Silvestre Mata do Toró (CPRH 2017), encontra-se sob a proteção da Universidade Federal Rural de Pernambuco e está localizada no entorno da Barragem do Tapacurá. Os solos são do tipo Latossolos Vermelho-Amarelo e Podzólico Vermelho-Amarelo (Lima 2011). O clima é As', conforme Köppen, marcada pela sazonalidade climática. Os dados pluviométricos coletados de 2000 a 2016 no posto 267 em Tapacurá (APAC 2016), demonstraram a ocorrência de seis meses secos durante o ano (Figura 2), e uma precipitação e temperatura médias anuais de 1.300 mm e 25°C, respectivamente (Lima 2011). Por estar situada na porção setentrional da zona da mata norte, a floresta seca sofre menos influência das massas de ar vindas do litoral o que torna o ambiente seco, onde predomina a vegetação caducifólia, em cerca de 20-50% dos indivíduos arbóreos (IBGE 2004).

Dessa maneira, apesar de ambos os fragmentos possuírem temperatura média anual, área e histórico de perturbação antrópica semelhantes (Andrade & Rodal 2004, CPRH 2004, Pereira et al. 2011, Rodal et al. 2005), a precipitação na floresta úmida é cerca de 88% maior do que na floresta seca.

Amostragem da vegetação

Para a amostragem da assembleia de lianas foram selecionados trechos com melhor *status* de conservação, sem a presença de clareiras, que podem influenciar a riqueza e a densidade de lianas (Engel *et al.* 1998, Putz 1984, Schnitzer 2005, Schnitzer *et al.* 2000).

As lianas foram amostradas em 25 parcelas de 20 x 20 m em cada floresta (área total 2 ha), distribuídas em cinco transectos adjacentes (Figura 1). Em cada transecto foram instaladas 5 parcelas com uma distância de 25 m entre parcelas do mesmo transecto e de 50 m entre parcelas de transectos diferentes. Todas as lianas com altura ≥ 1 m enraizadas dentro das parcelas foram marcadas com plaqueta de campo, identificadas e foram medidos os diâmetros. As lianas com diâmetro a altura do peito DAP ≥ 1 cm foram medidas seguindo o protocolo estabelecido por Gerwing *et al.* (2006) e modificado por Schnitzer *et al.* (2008).

O material botânico coletado no período de 2015-2017 foi herborizado, conforme Mori *et al.* (1989). As identificações ocorreram por comparação com exsicatas depositadas nos Herbários Professor Vasconcelos Sobrinho – PEUFR da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Geraldo Mariz – UFP da Universidade Federal de Pernambuco e Dárdano de Andrade Lima do Instituto Agrônomo de Pernambuco, com o auxílio de chaves taxonômicas e catálogos de campo (García-González & Alves 2011, 2012). Os táxons não identificados foram enviados para o Laboratório de Botânica do IPA para ser identificado por especialistas. A apresentação da lista florística e o tombamento da coleção seguiram o Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV 2016) e a nomenclatura foi atualizada no banco de dados do Missouri Botanical Garden (www.tropicos.org).

Análise dos dados

Para verificar se o esforço amostral entre as duas áreas foi semelhante utilizou-se o estimador de cobertura *Sample Completeness* (Chao & Jost 2012). A cobertura das áreas foi alta ($>0,8$), indicando que todas as parcelas foram bem amostradas (floresta úmida

teve média \pm desvio padrão de $0,89 \pm 0,07$, enquanto a floresta seca, $0,95 \pm 0,5$), o que demonstra que as estimativas de diversidade não sofreram influência da diferença de cobertura entre as florestas (Chao *et al.* 2014, Chao & Jost 2012).

Diferenças na densidade foram analisadas pelo teste t (Zar 2009) com nível de significância de $p \leq 0,05$, após ser verificada a normalidade. A diversidade entre as áreas foi avaliada pelo Hill Numbers ou Número efetivo de espécies (qD) nas ordens $q = 0$, $q = 1$ e $q = 2$. $q = 0$ equivale à riqueza de espécies, não sendo sensível às abundâncias e dá peso maior às espécies raras; $q = 1$ (equivalente à entropia de Shannon), esta medida dá peso maior às espécies em função de suas frequências e pode ser interpretada como “espécies comuns” ou “espécies típicas” na assembleia; e $q = 2$ (equivalente a concentração inversa de Simpson), dá peso maior às espécies abundantes (Chao *et al.* 2014, Chao & Jost 2012). Hill Numbers é considerada uma medida de diversidade verdadeira, uma vez que obedecem ao princípio de replicação (Chao *et al.* 2014). Para o cálculo da análise foi utilizado o pacote entropart para R (Marcon *et al.* 2014). Diferenças de diversidade entre os dois tipos de vegetação foram realizados pelo teste-t. De maneira complementar, foi calculado o intervalo de confiança a 95% dos valores de diversidade verdadeira para cada valor de q , como forma de visualizar as diferenças de diversidade entre os tipos de florestas.

Para avaliar a similaridade florística entre as assembleias de lianas foi realizada a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), utilizando a matriz de dissimilaridades Bray-Curtis. Após a identificação dos grupos foi aplicada a Análise de Similaridade (ANOSIM) com 9999 permutações da abundância das plantas e composição de espécies por parcela. Esta análise teve o objetivo de verificar a existência de diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os grupos formados pelas espécies das florestas úmida e seca. Após a confirmação da existência de diferenças pelo ANOSIM foi aplicado o

Procedimento de Porcentagem de Similaridade (SIMPER) que tem como objetivo identificar os táxons que contribuíram para a separação dos grupos (Clarke 1993). As análises NMDS, ANOSIM e SIMPER foram realizadas no programa PAST versão 2.17 (Hammer *et al.* 2012).

Resultados

Foram registrados 2217 indivíduos de lianas (altura ≥ 1 m), destes totais 782 indivíduos pertenceram a floresta úmida e 1435 a floresta seca, sendo que a floresta úmida apresentou densidade de lianas significativamente menor do que a floresta seca ($t = -2,44$, $df = 43,04$, $p = 0,02$).

Na floresta úmida foram registradas 29 espécies, distribuídas em 11 famílias, enquanto a floresta seca apresentou 26 espécies e 11 famílias. A família com a maior riqueza de espécies na floresta úmida foi Sapindaceae (4), seguida por Celastraceae, Connaraceae, Polygonaceae, Dilleniaceae, Fabaceae, Malpighiaceae e Rubiaceae cada uma com duas espécies (Tabela 1). Na floresta seca, Fabaceae (6) apresentou a maior riqueza de espécies, seguida por Sapindaceae (4) e Apocynaceae, Bignoniaceae, Malpighiaceae com duas espécies cada (Tabela 1).

Coccoloba striata (192 ind/ha or 24,5% de todos os indivíduos), *Rourea doniana* (146 ind/ha; 18,6%), *Davilla kunthii* (63 ind/ha; 8%), *Tontelea laxiflora* (61 ind/ha; 7,8%) e *Paullinia pinnata* (60 ind/ha; 7,7%) foram às espécies de maior densidade na floresta úmida (Tabela 1). Já na floresta seca, *Adenocalymma comosum* (586 ind/ha; 40,8%), *Prionostemma asperum* (280 ind/ha; 19,5%), *Paullinia pinnata* (108 ind/ha; 7,5%), *Strychnos bahiensis* (96 ind/ha; 6,7%) e *Secondatia floribunda* (95 ind/ha; 6,6%) foram às espécies com a maior densidade (Tabela 1).

A floresta úmida apresentou diversidade significativamente maior do que a floresta seca em todas as ordens $q = 0$ ($t = 3,06$, d.f. = 40,20, $p = 0,004$), $q = 1$ ($t = 5,23$, d.f. = 38,34, $p = 0$) e $q = 2$ ($t = 4,69$, d.f. = 42,74, $p = 0$) (Figura 3).

A análise NMDS indica haver uma nítida separação entre o grupo de espécies presentes na floresta úmida com o grupo de espécies da floresta seca, com estresse de 0,18 (Figura 4). A separação dos grupos florísticos foi confirmada pela análise de similaridade ANOSIM, demonstrando que se trata de duas assembleias formadas por agrupamentos florísticos distintos ($R_{\text{global}} = 0,87$; $p = 0,0001$). Foram comuns as duas florestas 25% das espécies e 75% das famílias, sendo 18 espécies exclusivas da floresta úmida e 15 espécies da floresta seca (Tabela 1).

A análise SIMPER mostrou que as espécies de maior contribuição para a dissimilaridade entre as florestas foram: *Adenocalymma comosum* (24,1%), *Prionostemma asperum* (11,5%), *Coccoloba striata* (9,34%), *Rourea doniana* (7,1%) e *Paullinia pinnata* (5%). No total houveram 94% de dissimilaridade média entre as florestas ocasionada pela combinação de dois fatores: 1- da grande diferença na densidade de espécies compartilhadas pelas duas florestas e que tiveram maiores densidades na floresta seca, tais como: *Adenocalymma comosum*, *Prionostemma asperum*, *Paullinia pinnata* e *Strychnos parvifolia*; e 2 - devido à presença de espécies exclusivas e de elevada densidade na floresta úmida, como *Coccoloba striata*, *Rourea doniana* e *Davilla kuntii* e de *Secondatia floribunda* e *Tetrapteryx mucronata* na seca (Tabela 1)

DISCUSSÃO

A análise das assembleias de lianas presentes em fragmentos de florestas do domínio atlântico demonstrou maior abundância de lianas na floresta seca e maior riqueza

e diversidade na floresta úmida. A alta abundância de lianas em florestas com baixa pluviometria e marcada sazonalidade climática e a maior da riqueza e diversidade em florestas úmidas menos sazonais é consistente com o padrão encontrado em estudos globais de diversidade de lianas (DeWalter *et al.* 2010, Gentry 1988, Schnitzer 2005, van der Heijden & Phillips 2009), que, conforme demonstrado nesse estudo, se repete em uma escala regional. Em geral as diferenças nos totais pluviométricos é um fator considerado importante para explicar padrões globais de distribuição e diversidade de espécies de plantas nas regiões tropicais (Currie *et al.* 2004). Dessa maneira, diferenças marcantes na pluviometria podem ser determinantes na diversidade de lianas, uma vez que podem implicar em conjunto de espécies bastante diferentes e, portanto, no incremento de diversidade em escala regional.

Diferenças na abundância, diversidade e composição de assembleias de lianas, presentes dentro de uma mesma unidade paisagística e sobre o mesmo domínio climático podem ser devido a heterogeneidade ambiental (Addo-Fordjour *et al.* 2013, Chettri *et al.* 2010, DeWalt *et al.* 2006, Garbin *et al.* 2012, Ibarra-Manríquez & Martínez-Ramos 2002, Macía 2011, Parthasarathy *et al.* 2004). A heterogeneidade ambiental pode influenciar a germinação e o estabelecimento de determinadas espécies vegetais (Vivian-Smith 1997), com potencial influência para a estruturação de comunidades de lianas. Entretanto, em um mesmo domínio fitogeográfico, variações na precipitação podem também atuar na estruturação de comunidades de lianas. Por exemplo, famílias como Connaraceae e Rubiaceae foram exclusivas da floresta úmida e, Menispermaceae e Cactaceae da floresta seca. Além disso, o conjunto das famílias de maior densidade em uma floresta tendeu a mostrar comportamento inverso na outra, como observado para Polygonaceae, com elevada densidade na floresta úmida (197 ind/ha) e baixo número de indivíduos na floresta seca (4 ind/ha), e para Bignoniaceae, bastante representativa em número de indivíduos na

floresta seca (591 ind/ha) e com baixa abundância na floresta úmida (14 ind/ha). Ibarra-Manríquez & Martínez-Ramos (2002) sugerem que famílias e gêneros que tendem a ocupar diferentes habitats, possivelmente passaram por um processo de diferenciação evolutiva de nichos em algumas de suas linhagens filogenéticas. A diferenciação de nichos pode levar a seleção de espécies com estruturas morfo-fisiológicas mais adaptadas às condições do ambiente e conseqüentemente na utilização dos recursos, logo essas espécies se tornam dominantes por possuírem maior capacidade competitiva na comunidade, indisponibilizando ou diminuindo os recursos para as espécies subordinadas que tendem a se tornar raras (Barik *et al.* 2015).

Portanto, o fato da composição e diversidade de lianas ser diferente entre a floresta seca e úmida pode ser devido a atributos morfofisiológicos. Por exemplo, Jupa *et al.* (2016) observaram mudanças estruturais no sistema hidráulico de *Humulus lupulus* L (lúpulo) quando submetida a estresse hídrico não letal. Sob tais condições a espécie aumentou seu sistema radicular e reduziu a área foliar o que proporcionou melhorar a eficiência na absorção e redução da perda de água. Já Cai *et al.* (2007) comparando o crescimento de lianas colonizadoras de clareiras (*Bauhinia claviflora* H.Y. Chen e *B. tenuiflora* Watt ex C.B. Clarke) com uma típica de sub-bosque (*Bauhinia aurea* H. Lév.) descobriram estratégias de crescimento distintos entre elas. As espécies de clareiras demonstraram alto investimento em biomassa e um padrão foliar de menor espessura, mais produtivo apresentando altas concentrações de nitrogênio e alta capacidade fotossintética. Já a espécie do sub-bosque apresentou folhas espessas, indicando conservação de carbono e um sistema radicular grande relacionado com o armazenamento de carboidratos. Da mesma forma, Ichihashi *et al.* (2010) descobriram que algumas espécies de lianas presentes no sub-bosque de florestas japonesas apresentaram uma

maior quantidade de folhas para a captação de luz, baixo crescimento de ramos laterais e baixa reprodução clonal.

Nosso trabalho indica que esses atributos podem ser conservados filogeneticamente de maneira que uma espécie de floresta úmida não deve ocorrer em floresta seca. Por outro lado, a plasticidade fenotípica de atributos morfofisiológicos ou a presença de micro-habitats específicos, como pontos da floresta úmida que sejam mais secos e iluminados e vice-versa, podem explicar as 25% de espécies em comum entre as duas florestas. A resposta diferencial de certas espécies de lianas aos distintos fatores ambientais foi provado em estudos sobre heterogeneidade de solo (Addo-Fordjour *et al.* 2013, Chettri *et al.* 2010, DeWalt *et al.* 2006), umidade (Parthasarathy *et al.* 2004), altitude (Molina-Freaner *et al.* 2004; Parthasarathy *et al.* 2004) e luz (Chettri *et al.* 2010) em uma floresta.

Importantes variações na composição e estrutura das lianas nas florestas úmida e seca demonstram o quanto estas espécies são dependentes de variações na pluviosidade. Apesar desse padrão já ter sido demonstrado em escala global (DeWalt *et al.* 2010, Schnitzer 2005, van der Heidjen & Phillips 2009), demonstramos que, em escala regional, há também maior diversidade em floresta úmida e maior abundância em floresta seca.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPQ e ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE pela concessão da bolsa de estudos ao primeiro autor (Processo 41161/2014-0). Ao Coordenador da Estação Ecológica do Tapacurá, Paulo Martins e aos Gestores do Refúgio de Vida Silvestre Matas do Sistema Gurjaú

(Processo 006641/2015), Samanta Della Bella, Elaine Braz e Fábio Amorim pela autorização para a realização da pesquisa e pelo apoio logístico.

LITERATURA CITADA

ADDO-FORDJOUR, P., RAHMAD, Z. B. & SHAHRUL, A. M. S. 2013.

Environmental factors influencing liana community diversity, structure and habitat associations in a tropical hill forest, Malaysia. *Plant Ecology & Diversity* 7: 1-12.

APAC (AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA). 2016.

Monitoramento Pluviométrico. [Http://www.apac.pe.gov.br/](http://www.apac.pe.gov.br/). Accessed 03 January 2017

ANDRADE, K. V. S. A. & RODAL, M. J. N. 2004. Fisionomia e estrutura de um remanescente de floresta estacional semidecidual de terras baixas no nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 27: 463-474.

APG IV (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV). 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181:1-20. doi: 10.1111/boj.12385

BARIK, S. K., ADHIKARI, D., CHETTRI, A. & SINGH, P. P. 2015. *Diversity of lianas in Eastern Himalayas and North-Eastern India*. Pp. 99-121 in Parthasarathy, N. (ed.) Biodiversity of lianas, Springer International Publishing, Switzerland.

- CAI, Z. Q., POORTER, L., CAO, K. F. & BONGERS, F. 2007. Seedling Growth Strategies in Bauhinia Species: Comparing Lianas and Trees. *Annals of Botany* 100:831-838.
- CHAO, A. & JOST, L. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93: 2533-2547.
- CHAO, A., GOTELLI, N. J., HSIEH, T. C., SANDER, E. L., MA, K. H., COLWELL, R. K. & ELLISON, A. M. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84: 45-67.
- CHETTRI, A., BARIK, S. K., PANDEY, H. N. & LYNGDOH, M. K. 2010. Liana diversity and abundance as related to microenvironment in three forest types located in different elevational ranges of the Eastern Himalayas. *Plant Ecology & Diversity* 3:175-185.
- CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- CPRH (COMPANHIA PERNAMBUCANA DE CONTROLE DA POLUIÇÃO AMBIENTAL E DE ADMINISTRAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS). 2003. *Diagnóstico sócio-ambiental do Litoral Norte de Pernambuco*. CPRH, Pernambuco.

CPRH (COMPANHIA PERNAMBUCANA DE CONTROLE DA POLUIÇÃO AMBIENTAL E DE ADMINISTRAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS). 2004.

Diagnóstico sócio-ambiental do RVS Matas do Sistema Gurjaú. CPRH, Pernambuco.

CPRH (COMPANHIA PERNAMBUCANA DE CONTROLE DA POLUIÇÃO AMBIENTAL E DE ADMINISTRAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS). 2017.

Unidades de conservação estaduais de Pernambuco.

[Http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/Unidades%20de%20Conserva%C3%A7%C3%A3o%20Estaduais.pdf](http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/Unidades%20de%20Conserva%C3%A7%C3%A3o%20Estaduais.pdf) Accessed 03 January 2017

CURRIE, D. J., MITTELBAACH, G. G., CORNELL, H. V., FIELD, R., GUÉGAN, J. F., HAWKINS, B. A., KAUFMAN, D. M., KERR, J. T., OBERDORFF, T., O'BRIEN, E. & TURNER, J. R. G. 2004 Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness. *Ecology Letters* 7: 1121-1134.

DeWALT, S. J., ICKES, K., NILUS, R., HARMS, K. E., BURSLEM, D. F. R. P. 2006. Liana habitat associations and community structure in a Bornean lowland tropical forest. *Plant Ecology* 186:203-216.

DeWALT, S. J., SCHNITZER, S. A., CHAVE, J., BONGERS, F., BURNHAM, R. J., CAI, Z., CHUYONG, G., CLARK, D. B., EWANGO, C. E. N., GERWING, J. J., GORTAIRE, E., HART, T., IBARRA-MANRÍQUEZ, G., ICKES, K., KENFACK, D., MACÍA, M. J. 15, MAKANA, J. R., MARTÍNEZ-RAMOS, M., MASCARO, J., MOSES, S., MULLER-LANDAU, H. C., PARREN, M. P. E., PARTHASARATHY, N., PÉREZ-SALICRUP, D. R., PUTZ, F. E., ROMERO-SALTOS, H. & THOMAS, D.

(2010) Annual rainfall and seasonality predict Pan-tropical patterns of liana density and basal area. *Biotropica* 42: 309-317.

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

FIDEM (AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISAS DE PERNAMBUCO. 1987. *Reservas ecológicas da Região Metropolitana do Recife*. FIDEM, Recife. Série desenvolvimento urbano e meio ambiente.

GARBIN, M. L., CARRIJO, T. T., SANSEVERO, J. B. B., SÁNCHEZ-TAPIA, A. & SCARANO, F. R. 2012. Subordinate, not dominant, woody species promote the diversity of climbing plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14:257-265.

GARCIA-GONZALEZ, J. & ALVES, M. 2011. *Field Museum - Rapid Color Guides* (# 283): *Liana Steams of Usina São José*. Guias de Campo. Chicago: Field Museum. 5 pp.

GARCIA-GONZALEZ, J. & ALVES, M. 2012. *Field Museum - Rapid Color Guides* (# 305): *Trepadeiras e lianas da Usina São Jose, Mata Atlântica, Pernambuco, Brazil*. Guias de Campo. Chicago: Field Museum. 6 pp.

GENTRY, A. H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75: 1-34.

GENTRY, A. H. 1991. *The distribution and evolution of climbing plants*. Pp. 3-49 in Putz, F. E. & Mooney H. A. (eds.). *The biology of vines*. Cambridge University Press, Cambridge.

GENTRY, A. H. 1995. *Diversity and floristic composition of neotropical dry forest*. Pp. 146-194 in Bullock, S. H., Mooney, H. A. & Medina, E. (eds.) *Seasonally dry tropical forest*. Cambridge University Press, Cambridge.

GERWING, J. J., SCHNITZER, S. A., BURNHAM, R. J., BONGERS, F., CHAVE, J., DEWALT, S. J., EWANGO, C. E. N., FOSTER, R., KENFACK, D., MARTÍNEZ-RAMOS, M., PARREN, M., PARTHASARATHY, N., PÉREZ-SALICRUP, D. R., PUTZ, F. E. & THOMAS, D. W. A Standard Protocol for Liana Censuses. *Biotropica* 38: 256–261.

HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. & RYAN, E. P. D. 2012. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-99.

HAWKINS, B. A., FIELD, R., CORNELL, H. V., CURRIE, D. J., GUÉGAN, J. F., KAUFMAN, D. M., KERR, J. T., MITTELBAACH, G. G., OBERDORFF, T.,

- O'BRIEN, E. M., PORTER, E. E. & TURNER, J. R. G. 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology* 84: 3105-3117.
- IBARRA-MANRÍQUEZ, G. & MARTÍNEZ-RAMOS, M. 2002. Landscape variation of liana communities in a Neotropical rain forest Guillermo. *Plant Ecology* 160: 91-112.
- ICHIHASHI, R., NAGASHIMA, H. & TATENO, M. 2010. Biomass allocation between extension- and leaf display-oriented shoots in relation to habitat differentiation among five deciduous liana species in a Japanese cool-temperate forest. *Plant Ecology* 211: 181-190.
- JUPA, R., PLAVCOVÁ, L., FLAMIKOVÁ, B. & GLOSER, V. 2016. Effects of limited water availability on xylem transport in liana *Humulus lupulus* L. *Environmental and Experimental Botany* 130:22-32.
- KLEIDON, A. & MOONEY, H. A. 2000. A global distribution of biodiversity inferred from climatic constraints: results from a process-based modelling study. *Global Change Biology* 6: 507-523.
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). 2004. *Mapa de Biomas do Brasil*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasília.
- LIMA, A. S. 2011. *Regeneração natural em fragmentos de floresta ombrófila densa na bacia do rio Capibaribe, Pernambuco*. Dissertation, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Pernambuco.

MACÍA, M. J. 2011. Spatial distribution and floristic composition of trees and lianas in different forest types of an Amazonian rainforest. *Plant Ecology* 212:1159-1177.

MARCON, E., ZHANG, Z. & HÉRAULT, B. 2014. *The decomposition of similarity-based diversity and its bias correction*. hal-00989454v3.

MOLINA-FREANER, F., CASTILLO-GÁMEZ, R., TINOCO-OJANGUREN, C. & CASTELLANOS, A. E. 2004. Vine species diversity across environmental gradients in northwestern México. *Biodiversity and Conservation* 13:1853-1874.

MORI, A. S., SILVA, L. A., LISBOA, M. G. & CORADIN, L. 1989. *Manual de manejo do herbário fanerogâmico*. Centro de Pesquisa do Cacau, Ilhéus.

MURPHY, P. G. & LUGO, A. E. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 17: 67-88.

NEVES, R. M. L. 2005. *Estudo da avifauna em quatro fragmentos de mata atlântica no Estado de Pernambuco*. Thesis, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo.

NABE-NIELSEN, J. & HALL, P. 2002. Environmentally induced clonal reproduction and life history traits of the liana *Machaerium cuspidatum* in an Amazonian rain forest, Ecuador. *Plant Ecology* 162:215-226.

PARTHASARATHY, N., MUTHURAMKUMAR, S. & REDDY, M. S. 2004. Patterns of liana diversity in tropical evergreen forests of peninsular India. *Forest Ecology and Management* 190: 15-31.

PEREIRA, A. F. N., BARROS, I. C. L., PESSÔA, A. C. S. & SILVA, I. A. A. 2011. Florística e distribuição geográfica das samambaias e licófitas da Reserva Ecológica de Gurjaú, Pernambuco, Brasil. *Rodriguésia* 62: 1-10.

PUTZ, F. E. 1984. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 65: 1713-1724.

RODAL, M. J. N., LUCENA, M. F. A., ANDRADE, K. V. S. A. & MELO, A. L. 2005. Mata do Toró: uma floresta estacional semidecidual de terras baixas no nordeste do Brasil. *Hoehnea* 32: 283-294.

SCHNITZER, S. A., DALLING, J. W. & CARSON, W. P. 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology* 88: 655-666.

SCHNITZER, S. A. A. 2005. Mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. *The American Naturalist* 166: 262-276.

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

SCHNITZER, S. A. & BONGERS, F. 2011. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. *Ecology Letters* 14: 397-406.

SCHNITZER, S. A., MANGAN, S. A., DALLING, J. W., BALDECK, C. A., HUBBELL, S. P., LEDO, A., MULLER-LANDAU, H., TOBIN, M. F., AGUILAR, S., BRASSFIELD, D., HERNANDEZ, A., LAO, S., PEREZ, R., VALDES, O. & YORKE, S. R. (2012) Liana abundance, diversity, and distribution on Barro Colorado Island, Panama. *Plos One* 7: 52114.

van der HEIJDEN, G. M. F. & PHILLIPS, O. L. 2008. What controls liana success in Neotropical forests? *Global Ecology and Biogeography* 17: 372-383.

van der HEIJDEN, G. M. F. & PHILLIPS, O. L. 2009. Environmental effects on Neotropical liana species richness. *Journal of Biogeography* 36: 1561-1572.

VIVIAN-SMITH, G. 1997. Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. *Journal of Ecology* 85:71-82.

ZAR, J. H. 2009. *Biostatistical Analysis*. (5nd edition). Prentice Hall, New Jersey. 960 pp.

Tabela 1. Densidade das famílias e espécies presentes nas florestas úmida e seca, Pernambuco Brasil.

Família/Espécie	Número de Indivíduos	
	Floresta úmida	Floresta seca
APOCYNACEAE		
<i>Forsteronia pubescens</i> A. DC.	-	31
<i>Odontadenia lutea</i> (Vell.) Markgr.	1	-
<i>Secondatia floribunda</i> A. DC.	-	95
BIGNONIACEAE		
<i>Adenocalymma comosum</i> (Cham.) DC.	14	586
<i>Adenocalymma</i> sp.	-	5
CACTACEAE		
<i>Pereskia</i> sp.	-	1
CELASTRACEAE		
<i>Prionostemma asperum</i> (Lam.) Miers	6	280
<i>Salacia multiflora</i> (Lam.) DC.	1	-
<i>Tontelea laxiflora</i> (Benth.) A.C. Sm.	61	-
CONNARACEAE		
<i>Connarus blanchetii</i> Planch.	48	-
<i>Rourea doniana</i> Baker	146	-
DILLENIACEAE		
<i>Davilla kunthii</i> A. St.-Hil.	63	-
Dilleniaceae	-	5
<i>Doliodarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	49	-
EUPHORBIACEAE		
<i>Dalechampia coriacea</i> Klotzsch ex Müll. Arg.	-	16
Euphorbiaceae	1	-
FABACEAE		
<i>Bauhinia guianensis</i> Aubl.	-	7
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	-	6
<i>Machaerium</i> sp.1	1	-
<i>Machaerium</i> sp.2	-	14
<i>Phanera outimouta</i> (Aubl.) L.P. Queiroz	11	5
<i>Senegalia pteridifolia</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	-	20
<i>Senna quinquangulata</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	-	1

HERNANDIACEAE		
<i>Sparattanthelium botocudorum</i> Mart.	8	11
LOGANIACEAE		
<i>Strychnos bahiensis</i> Krukoff & Barneby	8	96
MALPIGHIACEAE		
<i>Banisteriopsis nummifera</i> (A.Juss.) B.Gates	9	2
Malpighiaceae	3	-
<i>Tetrapteryx mucronata</i> Cav.	-	59
MENISPERMACEAE		
<i>Chondrodendron platyphyllum</i> (A. St.-Hil.) Miers	-	6
<i>Orthomene schomburgkii</i> (Miers) Barneby & Krukoff	-	1
POLYGONACEAE		
<i>Coccoloba lucidula</i> Benth.	5	-
<i>Coccoloba parimensis</i> Benth.	-	4
<i>Coccoloba striata</i> Benth.	192	-
RHAMNACEAE		
<i>Gouania blanchetiana</i> Miq.	9	13
RUBIACEAE		
<i>Malanea macrophylla</i> Bartl. ex Griseb.	9	-
<i>Malanea martiana</i> Müll. Arg.	10	-
SAPINDACEAE		
<i>Paullinia micrantha</i> Cambess.	26	39
<i>Paullinia pinnata</i> L.	60	108
<i>Serjania paucidentata</i> DC.	6	17
<i>Serjania salzmanniana</i> Schltr.	4	7
INDETERMINADA		
Indeterminada 1	17	-
Indeterminada 2	11	-
Indeterminada 3	2	-
Indeterminada 4	1	-

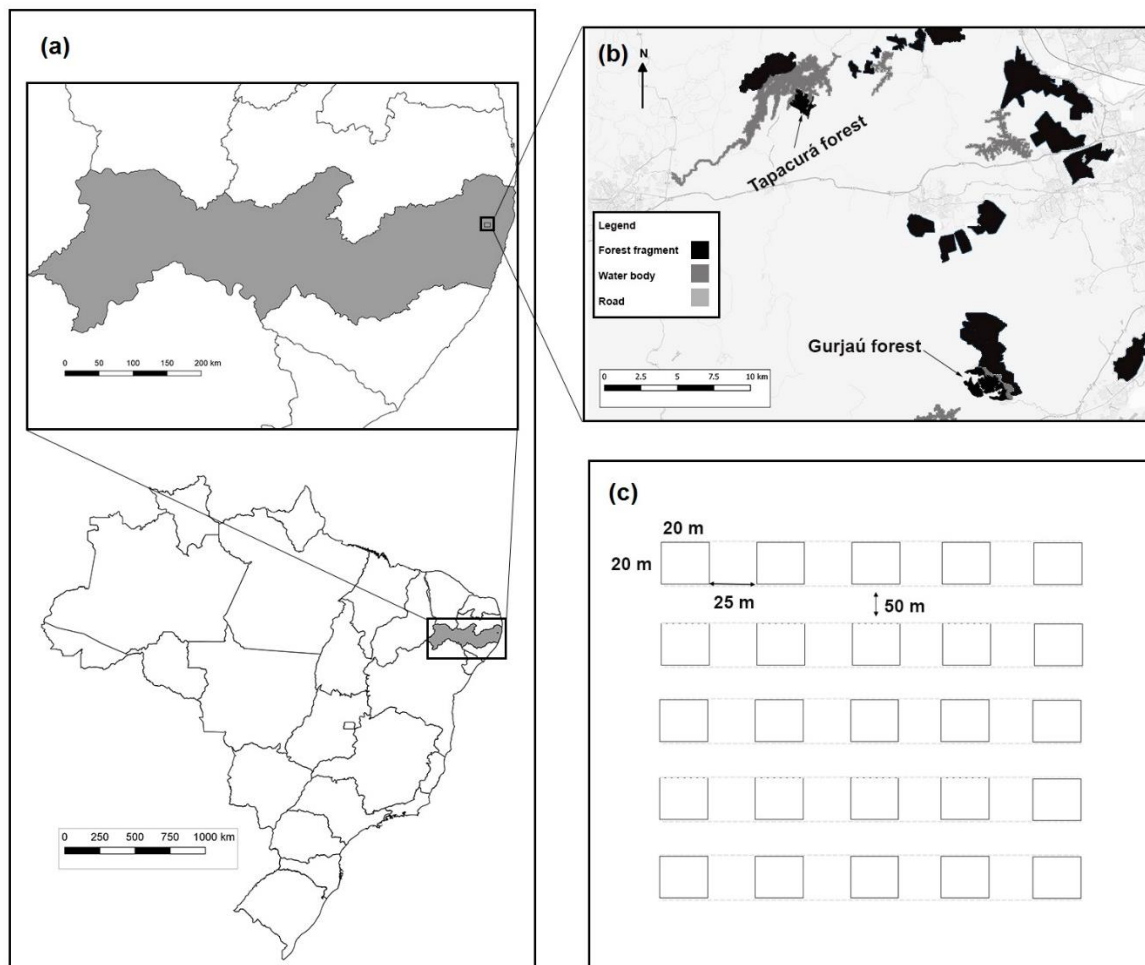


Figura 1. Área estudada. (a) Estado de Pernambuco. (b) Fragmentos de floresta atlântica no Estado de Pernambuco, Brasil. Gurjaú é a floresta úmida e Tapacurá, a floresta seca. (c) Configuração das 25 parcelas plotadas em cada área, com espaçamento de 25 m entre parcelas da mesma linha e 50 m entre parcelas de linhas diferentes.

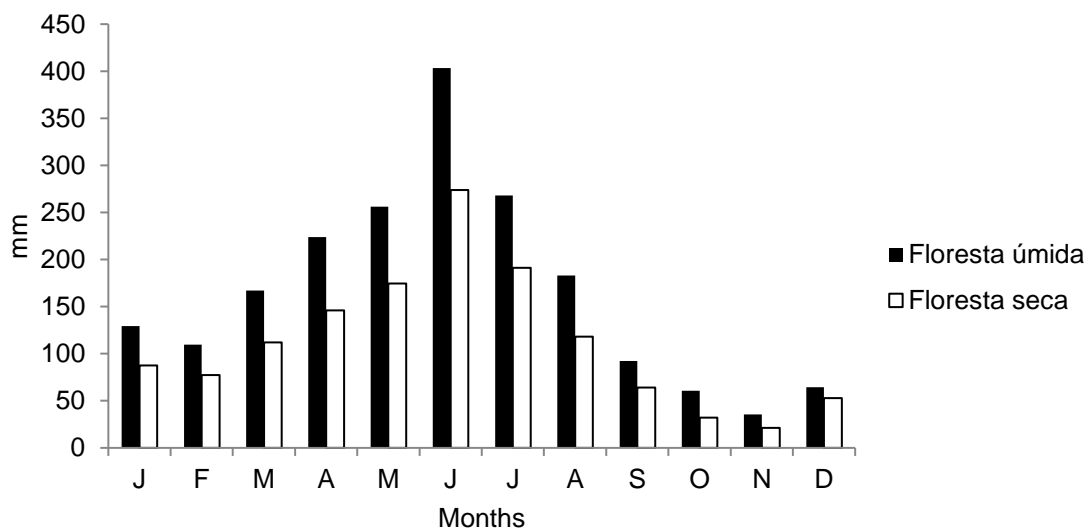


Figura 2. Precipitação média mensal registrada entre os anos de 2000 a 2016, em fragmentos de floresta atlântica de Pernambuco, Brasil.

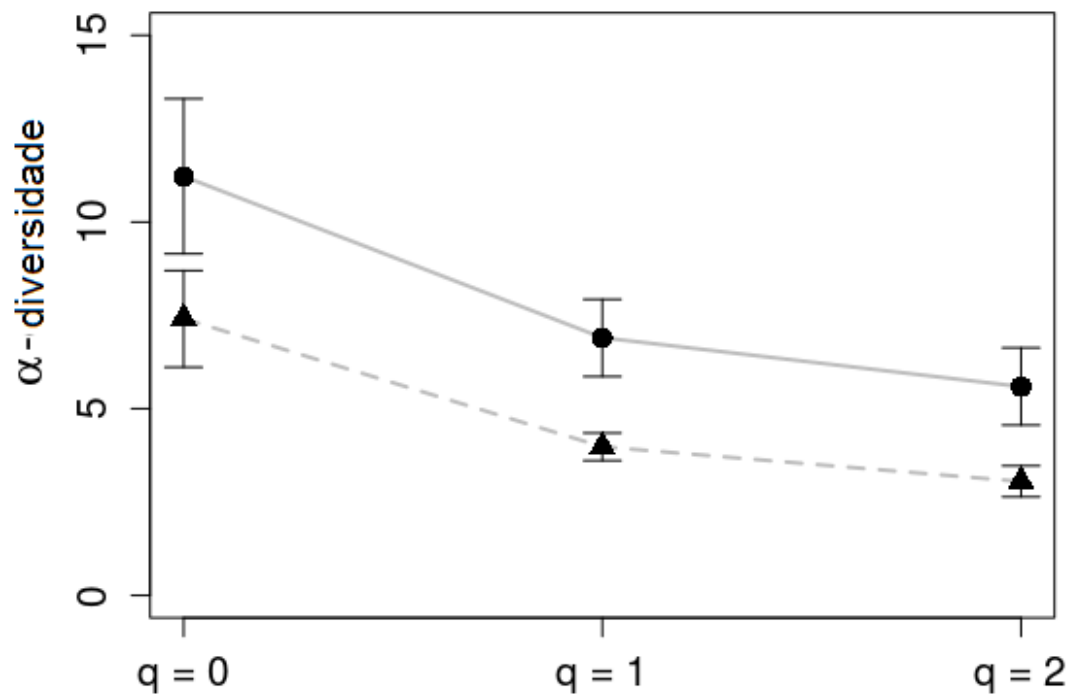


Figura 3. Diversidade de lianas nas florestas úmida (círculo) e seca (triângulo), em fragmento de floresta atlântica de Pernambuco, Brasil.

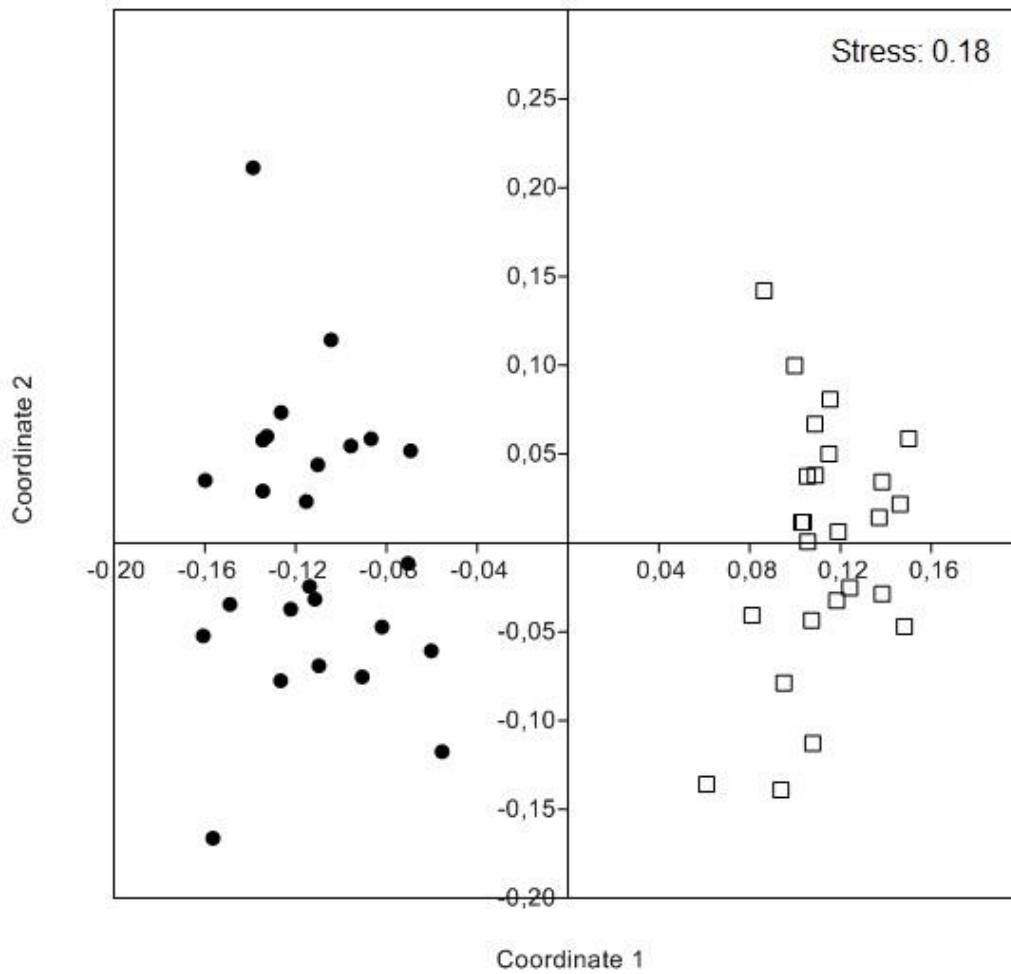


Figura 4. Escalonamento multidimensional não-métrico (NMS) das parcelas amostradas nas florestas úmida (quadrado) e seca (círculo); ANOSIM $R_{\text{global}} = 0,87$; $p = 0,0001$, em fragmentos de floresta atlântica de Pernambuco, Brasil.

Capítulo 2

O TIPO DE FLORESTA E AS CARACTERÍSTICAS DO AMBIENTE INFLUENCIAM A ESTRATÉGIA DE REGENERAÇÃO DE LIANAS?

Artigo a ser enviado para a *Plant Ecology*

O tipo de floresta e as características do ambiente influenciam a estratégia de regeneração de lianas?

Elhane Gomes dos Santos¹; Júlia Caram Sfair²; Ana Maria Silva¹; Elcida de Lima Araújo³; Elba Maria Nogueira Ferraz⁴

Elhane Gomes dos Santos (elhanegomes@gmail.com)

¹ Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE. Av. Dom Manoel Medeiros, s/n, CEP: 52171-900, Recife, PE, Brasil

² Department of Botany, Faculty of Sciences, Univ. of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic

³ Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE. Av. Dom Manoel Medeiros, s/n, CEP: 52171-900, Recife, PE, Brasil

⁴ Departamento de Meio Ambiente, Saúde e Segurança, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco – IFPE. Av. Professor Luiz Freire, 500, CEP: 50740-540, Recife, PE, Brasil

Resumo: As lianas são trepadeiras lenhosas que possuem a capacidade de regenerar via semente ou regeneração clonal. Assim, conhecer os fatores que influenciam o tipo de estratégia regenerativa (sexual ou clonal) é importante para compreender as respostas biológicas dessas espécies. Deste modo, este trabalho buscou compreender como o tipo de floresta (úmida e seca) e as variáveis locais (luz, solo e densidade de árvores) influenciam a estratégia de regeneração clonal ou via sementes de lianas na floresta atlântica. Foram amostradas todas as lianas com altura ≥ 1 m em 25 parcelas de 20 X 20 m (2ha) em cada tipo de floresta. Diferenças na fertilidade do solo, abertura do dossel e densidade de árvores entre as duas florestas foram analisadas pelo teste de Wilcoxon. Para verificar se a abundância, riqueza ou diversidade de genets e clones diferem com o tipo de floresta foram construídos Modelos Lineares Generalizados (GLM). As florestas apresentaram diferenças quanto a abertura do dossel, fertilidade do solo e densidade de árvores. Diferenças na riqueza, diversidade e abundância de genets e clones mostraram que as condições ambientais locais são fatores importantes para a definição da estratégia de regeneração de lianas.

Palavras-chave: reprodução clonal, genets e ramets, variáveis ambientais, floresta tropical

Introdução

Lianas são um grupo de plantas lenhosas que possuem pouco suporte estrutural e utilizam a arquitetura das árvores para ascender ao dossel da floresta (Schnitzer & Bongers 2002). São espécies particularmente abundantes e diversificadas nas florestas tropicais, representando até 44% da diversidade das plantas lenhosas e 40% da densidade de caules (Gerwing & Farias 2000; Pérez-Salicrup et al., 2001; Schnitzer & Bongers 2011). Nestas florestas, as lianas podem ser encontradas colonizando tanto habitats produtivos como os improdutivos (Baar e Kelly 1996; Nabe-Nielsen e Hall 2002; Sanches e Válio 2002; Ellsworth et al 2004; DeWalter et al. 2006; Cai et al 2008; Manzané-Pinzón et al. 2018) e atualmente vem aumentando expressivamente a densidade e biomassa (Ingwell et al., 2010; Schnitzer et al., 2012; Yorke et al., 2013). Uma hipótese potencial para explicar o sucesso das lianas em florestas tropicais está em sua capacidade de se reproduzir sexualmente, através de sementes e por propagação vegetativa (reprodução assexuada) (Schnitzer et al., 2012). Esta habilidade permite que as lianas, possam regenerar por reprodução clonal em ambientes desfavoráveis a regeneração por sementes e assim ocupem uma ampla gama e habitats (Nabe-Nielsen e Hall 2002).

No ambiente natural, a reprodução das lianas pode ser movida pela heterogeneidade do ambiente na forma de padrões de distribuição de recursos no espaço e no tempo, ou mesmo pela exposição de fatores como duração da estação seca, estrutura da floresta e perturbações (Schnitzer 2005; Cai et al 2007; van der Heijden e Phillips 2008; DeWalt et al 2010). A capacidade da espécie em lidar com as flutuações das variáveis no ambiente pode induzir ao aumento da regeneração sexual ou clonal (Nabe-Nielsen e Hall 2002). Por exemplo, a reprodução clonal pode ser intensificada em ambientes de queda da árvore hospedeira, pois mais de 90% das lianas possuem a capacidade de sobreviver à queda (Putz, 1984) e depois podem produzir rapidamente muitos ramets, ou seja, indivíduos geneticamente idênticos, mas fenotipicamente independentes que podem se separar da planta-mãe (genet) e constituir um novo indivíduo (Schnitzer et al., 2012). Por outro lado, pode diminuir em declives acentuados que dificultam o crescimento via estolões (Mori et al 2017). A reprodução sexual, por sua vez, pode ser favorecida em ambientes com solos férteis, onde tem sido registrado aumento na abundância, nas fases iniciais de desenvolvimento (Schnitzer et al. 2011; Asner e Martin 2012; Ledo e Schnitzer 2014; Gerolamo et al 2018); pelas flutuações de

temperatura, alta irradiação e baixa umidade, condições consideradas propícias para a germinação de espécies intolerantes a sombra, como é o caso da maioria das lianas (Roeder et al 2013); e pode ser bastante reduzido em condições de baixa luminosidade (Sanches e Válio 2002).

Atualmente trabalhos com enfoque na reprodução de lianas tem se concentrado em sua relação negativa com a regeneração de árvores (Schnitzer et al 2000; Cai et al., 2009; Ingwell et al., 2010; Homeier et al., 2010) ou na influência da reprodução clonal nos padrões de distribuição e abundância de lianas (Schnitzer et al., 2012; Yorke et al., 2013; Ledo e Schnitzer, 2014; Mori et al. 2017). Nós propomos analisar a relação entre as estratégias de regeneração sexual e clonal com o tipo de floresta (úmida e seca) e com as variáveis locais (abertura do dossel, fertilidade do solo e densidade de árvores). Mudanças na estratégia de regeneração de lianas induzidas pelo ambiente foi registrada por Nabe-Nielsen e Hall (2002), que mostraram um aumento na produção de ramets da liana *Machaerium cuspidatum* Kuhl. & Hoehne em tipos de habitats onde a mortalidade de plântulas foi alta. Estudos dessa natureza são bem importantes para compreender a dinâmica de ocupação dos habitats pelas lianas, quais são os fatores responsáveis pela distribuição e aumento da abundância e ajuda a entender o seu papel nos processos funcionais dos ecossistemas florestais.

Amostramos uma floresta úmida e uma seca na floresta atlântica de Pernambuco, considerando que a floresta úmida seja mais restritiva a reprodução por semente devido as suas características microambientais, tais como: baixa luminosidade e baixa fertilidade do solo e a floresta seca seja favorável a reprodução sexual, pois possui condições opostas, testamos a hipótese de que a floresta úmida e a seca diferem quanto a estratégia de regeneração (sexual ou clonal). Especificamente buscamos responder as seguintes questões: 1. Qual é o percentual de contribuição da regeneração clonal e via sementes para a densidade total das florestas? 2. A riqueza, diversidade e abundância de genets e ramets (clones ou ramificações) de lianas é diferente entre as duas florestas? 3. A abertura do dossel, fertilidade do solo e a densidade de árvores explicam a riqueza, diversidade e abundância de genets e ramets nas florestas? Esperamos que a riqueza, diversidade e abundância de genets sejam maiores na floresta seca onde as condições do habitat é favorável a reprodução sexual, enquanto que a reprodução clonal seria maior na floresta úmida com condições relativamente desfavoráveis.

Material e Métodos

O estudo foi conduzido em duas florestas tropicais, uma úmida e outra seca pertencentes ao domínio atlântico de Pernambuco. A floresta úmida está localizada no Refúgio de Vida Silvestre Matas do Sistema Gurjaú, no Cabo de Santo Agostinho (08°10'00"-08°15'00"S e 35°02'30"-35°05'00" W; 80 a 150 m de altitude). O clima é As', segundo Köppen, com precipitação e temperatura médias anuais de 2450mm e 24,7°C, respectivamente (CPRH 2004), com ocorrência de quatro meses secos (precipitação média <100 mm/mês) entre setembro a novembro (APAC 2016). Os solos são classificados como Argissolos Vermelho-Amarelo Distróficos e Latossolo Vermelho-Amarelo Distróficos (CPRH 2004). O fragmento, com 151 há, faz parte de uma unidade de conservação de proteção integral estadual, com trechos de vegetação primária, onde predominam árvores perenifólias em 80% dos indivíduos do dossel (CPRH 2004; IBGE 2004). A floresta seca está localizada no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Toró, em São Lourenço da Mata (8°10'00"S e 35°11'00"W; 100 m de altitude). O clima é As', conforme Köppen, com precipitação e temperatura médias anuais de 1.300 mm e 25°C, respectivamente (Lima 2011), com predomínio de período seco entre os meses de setembro a fevereiro (APAC 2016). Os solos são do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo e Podzólico Vermelho-Amarelo (Lima 2011). O fragmento possui cerca de 100 ha de resquícios de floresta atlântica primária (Neves 2005), protegidos integralmente pelo Estado de Pernambuco, com ocorrência de vegetação semidecidual em 20-50% dos indivíduos arbóreos do dossel (CPRH 2004; IBGE 2004). Para este trabalho, a nível conceitual chamaremos a primeira floresta de úmida e a segunda de seca.

A amostragem das lianas ocorreu em 25 parcelas permanentes de 20 x 20 m instaladas em cada floresta. As parcelas foram distribuídas em cinco linhas adjacentes. Cada linha recebeu cinco parcelas que foram espaçadas em 25 m entre parcelas presentes na mesma linha e por 50 m entre parcelas de linhas diferentes. No interior das parcelas foram marcadas, com plaqueta de campo numeradas em ordem crescente, todas as lianas enraizadas com altura ≥ 1 m e todas as árvores vivas com DAP $\geq 4,77$ cm (i.e, 15 cm de circunferência). Lianas com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 1 cm ao nível do solo foram medidas seguindo o protocolo estabelecido por Gerwing et al. (2006) e modificado por Schnitzer et al. (2008). Cada indivíduo de liana enraizado e que não apresentou conexão na superfície do solo com outra liana, foi considerado um genet aparente porque

no momento da amostragem parecia ser um indivíduo geneticamente diferente (Schnitzer et al. 2012). Lianas que apresentaram múltiplas hastes ≥ 1 cm diâmetro, ligadas a um tronco principal (o de maior diâmetro) foi considerado um ramet ou clone, enquanto o troco principal foi considerado um genet aparente (Dalling et al. 2012; Schnitzer et al. 2012). Lianas a partir de 1 m de comprimento e com menos de 1 cm de diâmetro que possuíam raízes próprias ao ser puxado do solo e não apresentaram ligações com outras lianas foram consideradas jovens provenientes da germinação por semente. Assim, indivíduos adultos e jovens sem conexões na altura do solo foram considerados genets (regeneração sexuada), enquanto que as hastes conectadas na altura do solo, ramets ou clones (regeneração clonal).

O nível de luminosidade em cada floresta foi obtido por de fotografias hemisféricas retiradas no centro de cada parcela. Para isso, foi utilizada uma câmera digital com lente de 8 mm (olho de peixe) acoplada em um tripé a 1,30m. A lente foi nivelada com o nível de bolha do tripé e a câmera foi posicionada para o norte geográfico localizado através de uma bússola. As fotografias foram obtidas sempre pela manhã (05h00min às 09h00min), com o intuito de evitar que o excesso de luminosidade incidisse sobre a lente da câmera, conforme a metodologia de Rich (1990). As imagens foram realizadas apenas na estação seca, uma vez que os indivíduos arbóreos do dossel se encontram decíduos em cerca de 50% na floresta seca onde os níveis de luz no interior da floresta são altos, enquanto na floresta úmida ocorre menos de 20% de queda foliar, com dossel denso e sub-bosque sombreado (Lopes et al., 2008).

As fotografias de cada ponto que tiveram melhor contraste entre o dossel e o céu foram analisadas no programa Gap Light Analyzer 2.0 (Frazer et al., 1999), disponibilizado pela School of Resource Environmental Managment para acesso livre (www.ecostudies.org/gla/) e seguindo o protocolo utilizado por Suganuma et al. (2008). A partir do tratamento das fotografias foi possível calcular pelo mesmo programa a porcentagem de cobertura do dossel, a qual é correlacionada ($\rho = 0.98$) com a porcentagem de luz total que atravessa a cobertura, medido em $\text{mols/m}^2/\text{d}$.

Para a análise de solo foram coletadas, em cada parcela, cinco amostras da camada superficial do solo (0-10cm), sendo uma em cada ângulo de 90° (vértice) e uma no centro da parcela. As amostras de solo foram combinadas para análise das seguintes propriedades físico-químicas: pH (potencial hidrogeniônico), Ca (cálcio), Mg (magnésio), Al (alumínio), Na (sódio), K (potássio), P (fósforo), C.O. (Carbono

orgânico), M.O. (matéria orgânica) e H+Al (acidez potencial). Estas foram enviadas para o Laboratório de Química Ambiental dos Solos da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Foi realizada uma análise de coordenadas principais (PCA) com os nutrientes e propriedades físico-químicos do solo. O primeiro eixo da PCA teve explicação de 52% e reuniu todas as variáveis, com exceção de CO e MO. Dessa maneira, os valores do primeiro eixo foram extraídos e padronizados de 0 a 1, de maneira que obtivemos um gradiente de fertilidade do solo.

Diferenças na fertilidade do solo, abertura do dossel e densidade de árvores entre as duas florestas foram analisadas pelo teste não paramétrico de Wilcoxon (Zar, 2009). As três variáveis preditoras não estavam fortemente correlacionadas entre si ($P > 0.05$; $r < 0.50$). Em cada floresta foi estimado o índice de diversidade de Simpson por parcela.

Para verificar se a abundância, riqueza e diversidade de genets e ramets (variáveis respostas) difere com o tipo de floresta (variável preditora) foram construídos Modelos Lineares Generalizados (GLM). Para abundância e riqueza de lianas foi utilizada a distribuição de Poisson, com correção para dados dispersos e para diversidade foi usada a distribuição beta, por ser adequada para variável resposta com valores de zero a um (Crawley, 2013). As mesmas análises foram realizadas para cada floresta em separado, em que as variáveis utilizadas como respostas (abundância, riqueza e diversidade de Simpson) tiveram como variáveis preditoras a fertilidade do solo, abertura do dossel e densidade de árvores. As análises foram realizadas em R (R Core Team 2018).

Resultados

A abertura do dossel ($W = 84$; $P < 0.001$) e a fertilidade do solo ($W = 0$; $P < 0.001$) foram maiores na floresta seca do que na úmida, todavia a densidade de árvores estava no limite de ser significativamente maior na floresta úmida do que a seca ($W = 413$; $P = 0.05$) (Fig. 1).

Coccoloba lucidula, *Coccoloba striata*, *Davilla kunthii* e *Gouania blanchetiana*, foram as espécies que ocorreram com maior densidade de genets e clones simultaneamente. Na floresta seca foram as espécies *Adenocalymma comosum*, *Coccoloba parimensis*, *Gouania blanchetiana*, *Machaerium* sp.2, *Paullinia micranta*, *Paullinia pinnata*, *Prionostemma asperum*, *Secondatia floribunda*, *Sparattanthelium*

botocudorum e *Tetrapterys mucronata* que ocorreram com maior densidade em ambas as formas (genets e clones).

No levantamento de lianas foram registrados um total de 817 hastes na floresta úmida, sendo 782 genets (regeneração sexual) e 35 clones (regeneração clonal). Na floresta seca foram registrados um total de 1510 hastes de lianas, com 1435 indivíduos como genets e 75 clones.

Na floresta seca ocorreu a maior abundância de genets e clones (Fig. 2A e 2B), padrão também observado para riqueza de clones (Fig. 2D). Entretanto, a floresta úmida teve maior diversidade de genets (Fig. 2E). A regeneração sexual contribuiu com 96% da abundância de lianas na floresta úmida e 95% na floresta seca, enquanto os clones apresentaram 4% e 5% das abundâncias na úmida e seca, respectivamente.

Na floresta úmida, a abundância de genets e de clones é influenciada positivamente pela fertilidade do solo e abertura do dossel, respectivamente (Fig. 3A e 3B). A fertilidade do solo também influenciou a abundância e riqueza de clones (Fig. 3C, D). Na floresta seca a diversidade de genets foi influenciada positivamente pela densidade de árvores (Fig. 3E) e negativamente pela fertilidade do solo (Fig. 3F).

Discussão

O conjunto de dados coletados mostrou que a reprodução clonal não foi tão importante nas áreas estudadas em relação a outros locais. Em escala regional, a floresta seca possui maior abundância e riqueza de genets e clones, provavelmente porque a maior luminosidade e fertilidade do solo favorecem a reprodução (independentemente do tipo). Em escala local, fertilidade do solo, abertura do dossel e densidade de árvores afetaram de forma diferente a diversidade de genets e clones nas duas florestas.

As análises das estratégias de regeneração de lianas para as florestas estudadas revelaram que a regeneração sexual contribuiu com a maior parte da abundância das populações de lianas na floresta úmida (96%) e seca (95%), contrariando a hipótese de que a floresta úmida e a seca diferem quanto a estratégia de regeneração. Este resultado pode ser atribuído a plasticidade fenotípica das lianas em ocupar florestas com diferentes gradientes de luz e umidade. Algumas evidências mostram que as lianas podem compartilhar atributos de espécies intolerantes e tolerantes a luz (Schnitzer e Bongers 2002) isto faz com que mantenham alta plasticidade fenotípica em respostas as mudanças

na disponibilidade de luz (Cai et al 2008). Por exemplo, lianas que se comportam como espécies tolerantes a sombra alocando recursos para a produção de estruturas que aumentem a captação de luz em locais sombreados e em ambientes com luz abundante agem como intolerantes a sombra com rápido crescimento (Ellsworth et al. 2004; Cai et al 2007; Manzané-Pinzón et al. 2018). Por esse motivo, o tipo de floresta (úmida ou seca) pode não ser um fator determinante para provocar diferenças na estratégia de regeneração de lianas. Talvez, sejam necessárias variações ambientais abruptas, como a passagem de um habitat de terra firme para um habitat de planície inundada que restrinja a germinação de sementes ou provoque grande mortalidade de plântulas para que seja observado mudanças na estratégia de regeneração de lianas, como encontradas por Nabe-Nielsen e Hall (2002).

O modo de reprodução em espécies clonais tem sido frequentemente considerado uma estratégia para colonizar ambientes heterogêneos e as espécies cuja história de vida é afetada pela variação ambiental podem exibir padrões regenerativos ligados ao tipo de habitat ou as condições ambientais presentes nele (Barrett 2015). Nesse sentido era esperado que as condições de baixa luminosidade e fertilidade do solo na floresta úmida representasse um ambiente pouco favorável a reprodução por semente o que induziria ao aumento da reprodução clonal, como mostrado para a liana *Machaerium cuspidatum* Kuhl. & Hoehne (Nabe-Nielsen e Hall 2002), e para outras plantas (Dorken e Eckert 2001; Eckert 2001; van Drunen e Dorken 2012; Fukui e Araki 2014; Chen et al. 2015) que apresentaram mudanças na estratégia de regeneração (sexual ou clonal) induzidas por fatores do ambiente. Isto porque de uma forma geral, nas plantas, o total de recurso é limitado e aumentá-lo para favorecer uma função pode levar a diminuição para outra (Chen et al. 2015). Mas neste estudo, as condições ambientais presentes nas duas florestas impulsionou e elevou a densidade de indivíduos reproduzidos por sementes e diminuiu a necessidade da produção de propágulos clonais.

A grande contribuição de genets nas florestas estudadas mostrou que a reprodução sexual foi mais importante do que a regeneração clonal para definir os padrões de distribuição e abundância das populações de lianas. Em ambas as florestas, as populações com maior abundância e distribuição dentro das parcelas foram as que apresentaram grande número de indivíduos jovens provenientes da germinação por semente. Enquanto outros estudos em florestas tropicais (Schnitzer et al. 2012; Yorke et al. 2013) e temperada (Mori et al. 2017) preservadas ressaltam a grande contribuição da reprodução clonal para

a distribuição e o aumento da abundância de lianas. No entanto, esses trabalhos não incluíram os indivíduos produzidos por sementes, negligenciando informações importantes sobre a contribuição da reprodução por sementes na distribuição de lianas.

Analisando as florestas em uma escala regional (entre florestas), a floresta seca apresentou a maior riqueza e abundância de genets e clones, enquanto a floresta úmida mostrou maior diversidade de genets. É provável que as características ambientais intrínsecas a cada tipo floresta possam ter contribuído para esse padrão. Na floresta seca, o ambiente iluminado e fértil pode representar um nicho de alta qualidade para a germinação das sementes e crescimento das plântulas de lianas que devem estar sempre se renovando à medida que novas sementes chegam ao solo. Isto porque, durante o período seco (<100 mm/mês) a queda das folhas do componente arbóreo pode elevar os níveis de luz na floresta, beneficiando as lianas que podem aumentar o fluxo de absorção de macronutrientes do solo, aumentando a capacidade fotossintética e de crescimento (Asner e Martin 2012). Como esse é um processo que se repete anualmente, o efeito cumulativo no decorrer dos anos pode refletir no aumento da abundância de genets na floresta seca. Os genets enraizados em local adequado pode se espalhar lateralmente por propagação vegetativa, explorando diversos microhabitats, pois estarão conectados ao organismo principal (Roeder et al. 2013) e assim podem aumentar a densidade de clones na floresta. Já na floresta úmida, a maior precipitação e a ausência de período seco são fatores com fortes influências sobre o aumento da diversidade de lianas que tendem a ser positivamente correlacionada com o aumento da pluviometria em florestas neotropicais (van der Heijden e Phillips 2009).

Numa escala local (analisando dentro de cada floresta), a riqueza, diversidade e abundância de genets e clones apresentaram padrão bem diversificado em relação aos fatores ambientais locais, onde na floresta úmida as abundâncias de genets e clones foram influenciadas pela fertilidade do solo e abertura do dossel, e a riqueza de clones aumentou a medida que a fertilidade do solo aumentou nas parcelas. No entanto, na floresta seca, a densidade e riqueza de genets e clones não tiveram nenhuma relação com a fertilidade do solo e abertura do dossel, apenas a diversidade de genets foi influenciada positivamente pela densidade de árvores e negativamente pela fertilidade do solo. Em relação a floresta úmida, a presença de parcelas com melhores disponibilidade de nutrientes e/ou de luz podem representar ambientes diferenciados em meio ao espaço horizontal da floresta. A presença desses ambientes pode beneficiar fortemente a riqueza e abundância de genets

e clones de lianas, já que luz é considerado um dos principais propulsores do aumento da abundância de lianas em florestas tropicais (DeWalt et al. 2010) e o aumento da fertilidade do solo pode ter efeito significativo na distribuição e densidade de lianas (DeWalt et al. 2006). Enquanto que na floresta seca, com grande disponibilidade de nutrientes do solo e luz, as lianas irão necessitar de grande quantidade de hospedeiros adequados para colonizar, tendo em vista que as árvores proporcionam uma grande variedade de nichos, criando, assim, ambientes heterogêneos que produzem respostas biológicas distintas em termos de germinação, crescimento, estresse e morte sobre as lianas que regeneram sob e sobre suas copas (Malizia e Grau 2006; Gandolfi et al. 2009). O fato da diversidade de genets ser influenciada negativamente pela fertilidade do solo pode ser explicado por dois processos: 1 - pela dinâmica fenológica das folhas do componente arbóreo, pois durante a estação seca, a grande quantidade de folhas depositadas no solo pode impedir que as sementes das lianas germinem ou mesmo pode encobrir plântulas e brotos clonais tornando-se um filtro de regeneração (Holl 1999) para as populações que utilizam tanto as estratégias de regeneração clonal quanto por sementes, ou mesmos as duas; e 2 - pela capacidade das lianas em redistribuir e homogeneizar os nutrientes do solo (Schnitzer et al. 2011), uma vez que essas espécies podem se estender pelo dossel por mais de 500 m do ponto de enraizamento (Putz 1984) absorvendo nutrientes e depositando folhas mortas ricas em nitrogênio, fósforo e potássio (Schnitzer et al. 2011) de forma mais homogênea na floresta seca que possui grande abundância de lianas. A homogeneização dos nutrientes do solo pode reduzir a influência da fertilidade do solo na riqueza e densidade de genets e clones na floresta seca.

Conclusão

Finalmente, nossos resultados mostraram que o tipo de floresta (úmida e seca) não influenciou a estratégia de regeneração sexual ou clonal de lianas. A reprodução por semente desempenhou um papel importante de contribuição na densidade total da comunidade de lianas nas duas florestas, como também para os padrões de distribuição e abundância das populações. As variáveis locais (abertura do dossel, fertilidade do solo e densidade de árvores) influenciaram de forma diferenciada a riqueza, diversidade e abundância de genets e clones. A elevada densidade mantida pelas espécies com regeneração sexual e clonal nas florestas úmida e seca é um indicativo de seu ótimo

desempenho regenerativo, uma vez que tais espécies, possuem a capacidade de dispersar mais propágulos para novos ambientes do que as lianas que utilizam apenas uma estratégia reprodutiva. Logo é de se esperar que espécies que utilizam as duas estratégias de regeneração dentro do mesmo ambiente sejam competitivamente mais eficientes na alocação de recursos o que pode maximizar a possibilidade da espécie se manter no sistema, mesmo diante de modificações. Por outro lado, fica o indicativo de serem espécies com potencial para serem dominantes no ambiente, causando um grande desbalanço populacional e afetando a dinâmica regenerativa da floresta.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPQ e ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE pela concessão da bolsa de estudos ao primeiro autor (Processo 41161/2014-0). Ao Coordenador da Estação Ecológica do Tapacurá, Paulo Martins e aos Gestores do Refúgio de Vida Silvestre Matas do Sistema Gurjaú (Processo 006641/2015), Samanta Della Bella, Elaine Braz e Fábio Amorim pela autorização para a realização da pesquisa e pelo apoio logístico.

Referências

Asner GP, Martin RE (2012) Contrasting leaf chemical traits in tropical lianas and trees: implications for future forest composition. *Ecology Letters* 15: 1001-1007. doi: 10.1111/j.1461-0248.2012.01821.x

APAC - Agência Pernambucana de Águas e Clima (2016) Monitoramento Pluviométrico. [Http://www.apac.pe.gov.br/](http://www.apac.pe.gov.br/). Accessed 03 January 2017

Baars R, Kelly D (1996) Survival and growth responses of native and introduced vines in New Zealand to light availability. *New Zealand Journal of Botany* 34: 389-400 doi:10.1080/0028825X.1996.10410702

Barrett SCH (2015) Influences of clonality on plant sexual reproduction. PNAS 112: 8859–8866.

Cai ZQ, Poorter L, Cao KF, Bongers F (2007) Seedling Growth Strategies in *Bauhinia* Species: Comparing Lianas and Trees. Annals of Botany 100: 831-838. doi: 10.1093/aob/mcm179

Cai ZQ, Poorter L, Han Q, Bongers F (2008) Effects of light and nutrients on seedlings of tropical *Bauhinia* lianas and trees. Tree Physiology 28: 1277-1285. doi: 10.1093/treephys/28.8.1277

Cai ZQ, Schnitzer SA, Wen B, Chen YJ, Bongers F (2009) Liana Communities in three tropical forest types in Xishuangbanna, South-West China. Journal of Tropical Forest Science 21: 252-264.

Chen X, Li Y, Xie Y, Deng Z, Li X, Li F, Hou Z (2015) Trade-off between allocation to reproductive ramets and rhizome buds in *Carex brevicuspis* populations along a small-scale elevational gradient. Scientific Reports 5: 12688. doi: 10.1038/srep12688

CPRH - Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração de Recursos Hídricos (2004) Diagnóstico sócio-ambiental do RVS Matas do Sistema Gurjaú. CPRH, Pernambuco.

Crawley MJ (2013) The R Book. 2 ed. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.

Dalling JW, Schnitzer SA, Baldeck C et al. (2012) Resource-based habitat associations in a neotropical liana community. Journal of Ecology 100: 1174-1182. doi: 10.1111/j.1365-2745.2012.01989.x

DeWalt SJ, Ickes K, Nilus R, Harms KE, Burslem DFRP (2006) Liana habitat associations and community structure in a Bornean lowland tropical forest. Plant Ecology 186:203-216. doi: 10.1007/s11258-006-9123-6

DeWalt SJ, Schnitzer SA, Chave J et al. (2010) Annual rainfall and seasonality predict Pan-tropical patterns of liana density and basal area. *Biotropica* 42: 309-317. doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00589.x

Dorken ME, Eckert CG (2001) Severely reduced sexual reproduction in northern populations of a clonal plant, *Decodon verticillatus* (Lythraceae). *Journal of Ecology*, 89: 339–350

Eckert CG (2001) The loss of sex in clonal plants. *Evolutionary Ecology* 15: 501-520.

Ellsworth JW, Harrington RA, Fowne JH (2004) Survival, growth and gas exchange of *Celastrus orbiculatus* seedlings in sun and shade. *American Midland Naturalist* 151: 233-240. doi: 10.1674/0003-0031(2004)151[0233:SGAGEO]2.0.CO;2

Frazer GW, Canham CD, Lertzman KP (1999) Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.

Fukui S, Araki KS (2014) Spatial Niche Facilitates Clonal Reproduction in Seed Plants under Temporal Disturbance. *PLoS ONE* 9: 1-17. doi: 10.1371/journal.pone.0116111

Gandolfi S, Joly CA, Leitão-Filho HF (2009) "Gaps of deciduousness": cyclical gaps in tropical forests. *Scientia Agricola* 66: 280-284. doi: 10.1590/S0103-90162009000200020

Gerolamo CS, Nogueira A, Costa FRC, Castilho CV, Angyalossy V (2018) Local dynamic variation of lianas along topography maintains unchanging abundance at the landscape scale in central Amazonia. *Journal of Vegetation Science* 0:0. doi: /10.1111/jvs.12644

Gerwing JJ, Farias DL (2000) Integrating liana abundance and forest stature into an estimate of total aboveground biomass for an eastern Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 16: 327-335.

Gerwing JJ, Schnitzer AS, Burnham RJ et al (2006) A standard protocol for liana censuses. *Biotropica*, 38: 256-261. doi: 10.1111/j.1744-7429.2006.00134.x

Holl KD (1999) Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31: 229-242.

Homeier J, Englert F, Leuschner C, Weigelt P, Unger M (2010) Factors controlling the abundance of lianas along an altitudinal transect of tropical forests in Ecuador. *Forest Ecology and Management* 259: 1399-1405. doi: 10.1016/j.foreco.2010.01.008

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2004) Mapa de Biomas do Brasil. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasília.

Ichihashi R, Nagashima H, Tateno M (2010) Biomass allocation between extension- and leaf display-oriented shoots in relation to habitat differentiation among five deciduous liana species in a Japanese cool-temperate forest. *Plant Ecology* 211: 181-190. doi: 10.1007/s11258-010-9783-0

Ledo A, Schnitzer SA (2014) Disturbance and clonal reproduction determine liana distribution and maintain liana diversity in a tropical forest. *Ecology* 95: 2169-2178. doi: 10.1890/13-1775.1

Lima AS (2011) Regeneração natural em fragmentos de floresta ombrófila densa na bacia do rio Capibaribe, Pernambuco. Dissertation, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Lopes CGR, Ferraz EMN, Araújo EL (2006) Physiognomic-structural characterization of dry- and humid-forest fragments (Atlantic Coastal Forest) in Pernambuco State, NE Brazil. *Plant Ecology* 198: 1-18. doi: 10.1007/s11258-007-9380-z

Malizia A, Grau HR (2006) Liana-host tree associations in a subtropical montane forest of North-Western Argentina. *Journal of Tropical Ecology* 22: 331-339. doi: 10.1017/S026646740600318X

Manzané-Pinzón E, Goldstein G, Schnitzer SA (2018) Does soil moisture availability explain liana seedling distribution across a tropical rainfall gradient? *Biotropica* 0: 1-10. doi: 10.1111/btp.12526

Mori H, Ueno S, Matsumoto A, Kamijo T, Tsumura Y, Masaki T (2017) Large contribution of clonal reproduction to the distribution of deciduous liana species (*Wisteria floribunda*) in an old-growth cool temperate forest: evidence from genetic analysis. *Annals of Botany* 121: 359-365. doi: 10.1093/aob/mcx153

Nabe-Nielsen J, Hall P (2002) Environmentally induced clonal reproduction and life history traits of the liana *Machaerium cuspidatum* in an Amazonian rain forest, Ecuador. *Plant Ecology* 162: 215-226. doi: 10.1023/A:1020561923488

Neves RML (2005) Estudo da avifauna em quatro fragmentos de mata atlântica no Estado de Pernambuco. Thesis, Universidade Federal de São Carlos.

Pérez-Salicrup DR, Sork VL, Putz FE (2001) Lianas and trees in a liana forest of Amazonian Bolivia. *Biotropica* 33: 34-47.

Putz FE (1984) The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 65: 1713-1724. doi: 10.2307/1937767

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rich PM (1990) Characterizing Plant Canopies with Hemispherical Photographs. *Remote Sensing Reviews* 5: 13-29.

Roeder M, Ferraz IDK, Hölscher D (2013) Seed and germination characteristics of 20 Amazonian liana species. *Plants* 2: 1-15. doi: 10.3390/plants2010001

Sanches MC, Válio IFM (2002) Seed and seedling survival of some climber species in a Southeast Brazilian tropical forest. *Biotropica* 34: 323-327.

Schnitzer SA, Dalling JW, Carson WP (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. doi: 10.1046/j.1365-2745.2000.00489.x

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

Schnitzer SAA (2005) Mechanistic Explanation for Global Patterns of Liana Abundance and Distribution. *The American Naturalist* 166: 262-276. doi: 10.1086/431250

Schnitzer SA, Rutishauser S, Aguilar S (2008) Supplemental protocol for liana censuses. *Forest Ecology and Management* 255: 1044-1049. doi: 10.1016/j.foreco.2007.10.012

Schnitzer SA, Bongers F (2011) Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. *Ecology Letters* 14: 397-406 doi: 10.1111/j.1461-0248.2011.01590.x

Schnitzer SA, Bongers F, Wright SJ (2011) Community and ecosystem ramifications of increasing lianas in neotropical forests. *Plant Signaling & Behavior* 6: 598-600. doi: 10.4161/psb.6.4.15373

Schnitzer SA, Mangan SA, Dalling JW et al (2012) Liana abundance, diversity, and distribution on Barro Colorado Island, Panama. *PLoS ONE* 7: 52114. doi:10.1371/journal.pone.0052114

Suganuma MS, Torezan JMD, Cavalheiro AL, Vanzela ALL, Benato T (2008) Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. *Revista Árvore* 32: 377-385. doi: 10.1590/S0100-67622008000200020.

Yorke SR, Schnitzer SA, Mascaro J, Letcher SG, Carson WP (2013) Increasing Liana Abundance and Basal Area in a Tropical Forest: The Contribution of Long-distance Clonal Colonization. *Biotropica* 45: 317-324. doi: 10.1111/btp.12015

van der Heijden GMF, Phillips OL (2008) What controls liana success in Neotropical forests? *Global Ecology and Biogeography* 17: 372-383, 2008. doi: 10.1111/j.1466-8238.2007.00376.x

van der Heijden GMF, Phillips OL (2009) Environmental effects on Neotropical liana species richness. *Journal of Biogeography* 36: 1561-1572. doi: 10.1111/j.1365-2699.2009.02099.x

van Drunen WE, Dorken ME (2012) Trade-offs between clonal and sexual reproduction in *Sagittaria latifolia* (Alismataceae) scale up to affect the fitness of entire clones. *New Phytologist* 196:606-616.

Zar JH (2009) *Biostatistical Analysis*. 5 ed. New Jersey: Prentice Hall. 960 p

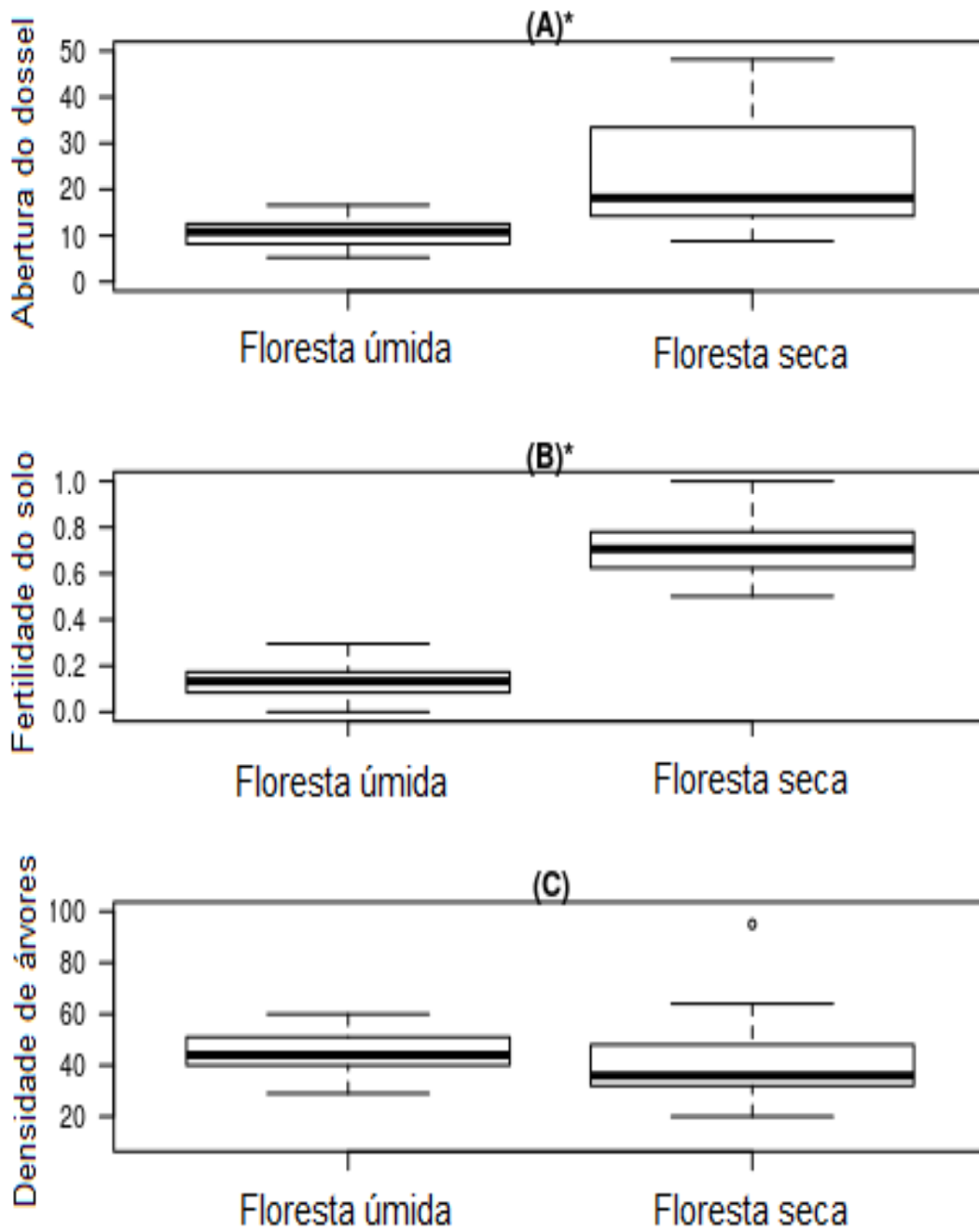


Fig. 1. Diferenças na abertura do dossel (A), fertilidade do solo (B) e densidade de árvores (C) entre úmida e seca. * $P < 0.05$

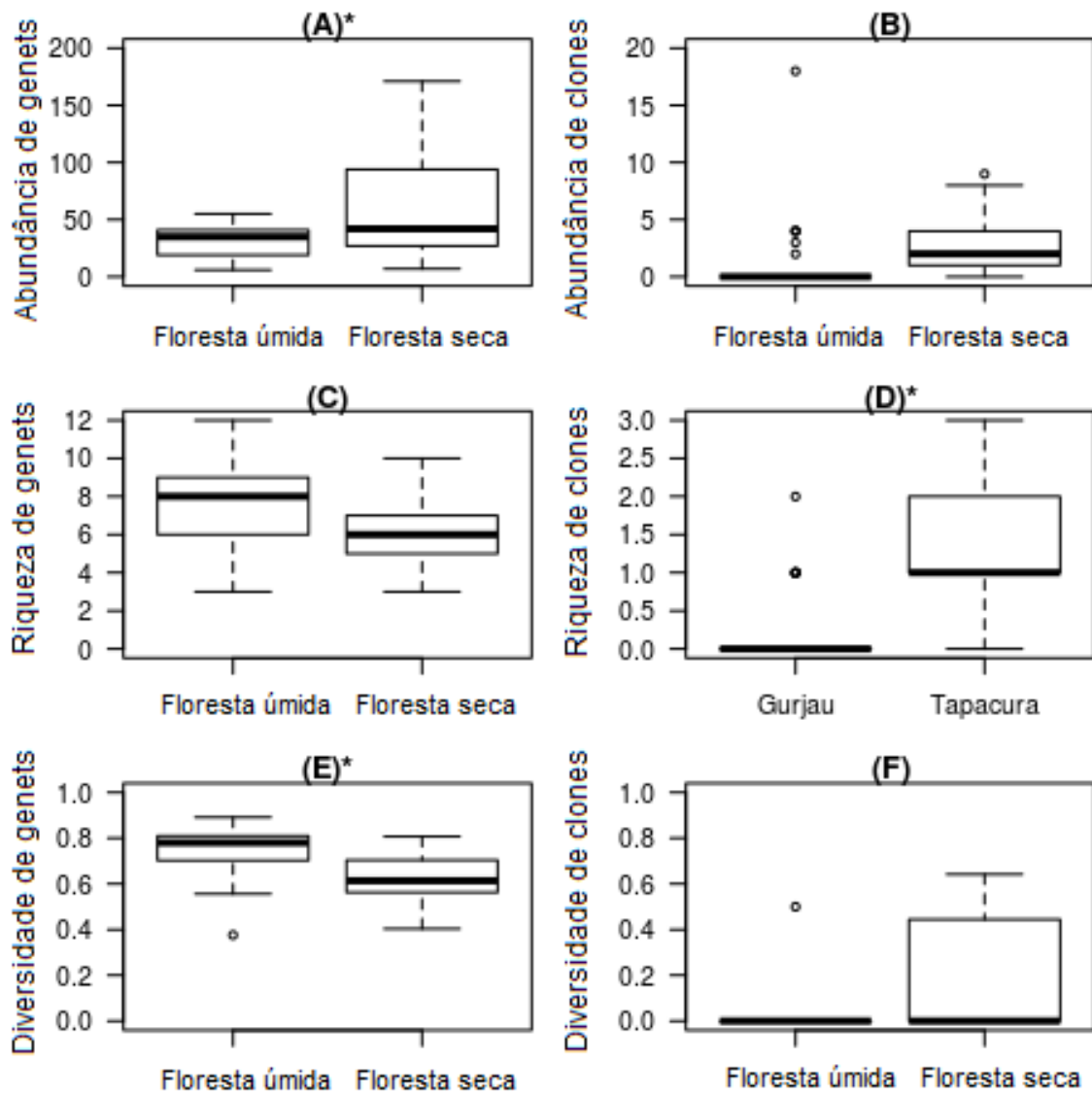


Fig. 2. Diferenças na abundância, riqueza e diversidade de Simpson de genets e ramets entre úmida e seca. * $P < 0.05$

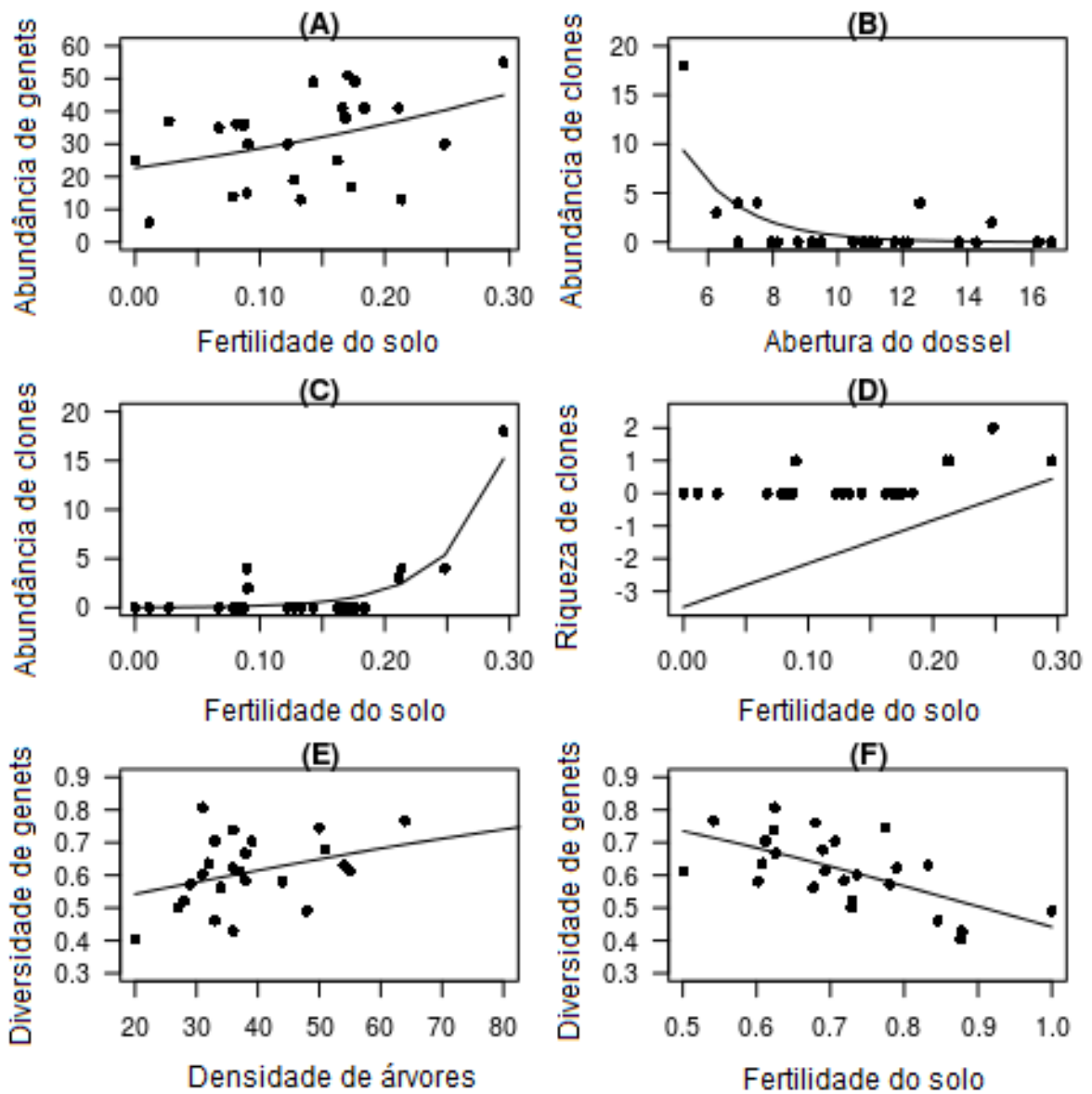


Fig. 3. Relação entre abundância, riqueza e diversidade de Simpson de genets e ramets com fertilidade do solo, abertura do dossel e densidade de árvores na floresta úmida (A-D) e seca (E, F).

Material suplementar

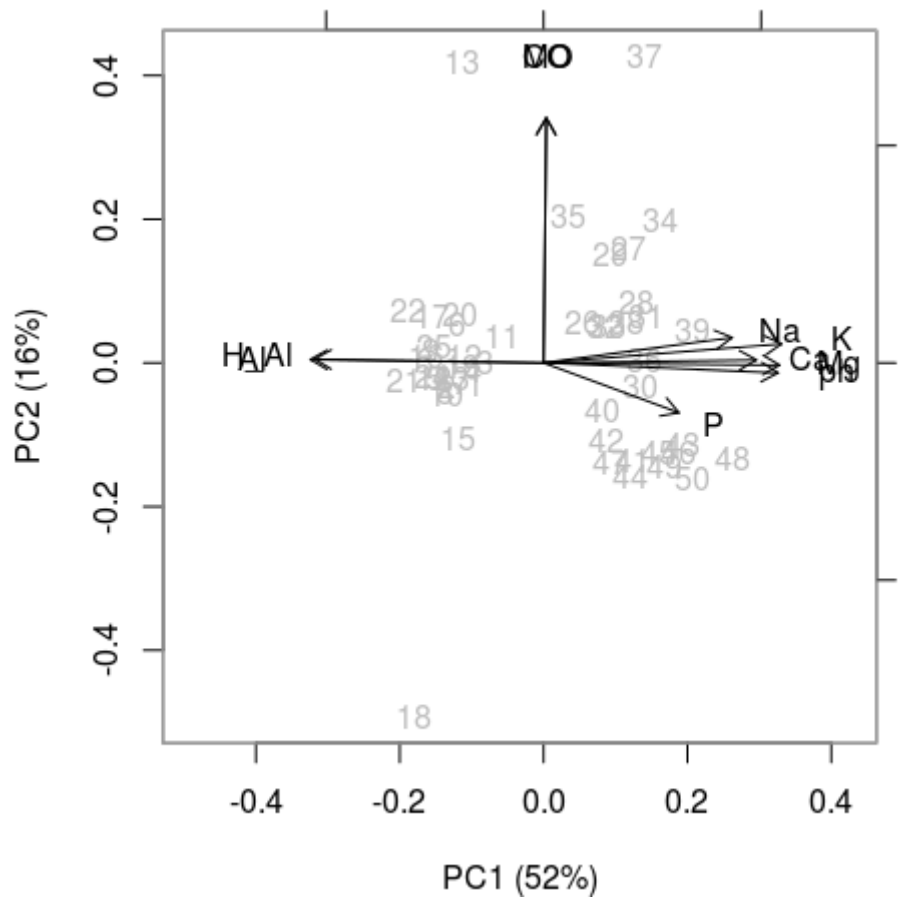


Fig. 1. PCA com as variáveis do solo das florestas úmida e seca. Os valores do primeiro eixo foram extraídos para cada parcela para se obter um gradiente de fertilidade do solo. pH = potencial hidrogeniônico, Ca = cálcio, Mg = magnésio, Al = alumínio, Na = sódio, K = potássio, P = fósforo, C.O. = Carbono orgânico, M.O. = matéria orgânica e H+Al = acidez potencial.

Capítulo 3

**TREPADEIRAS DO REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO TORÓ –
PERNAMBUCO – BRASIL**
Trepadeiras da Floresta Atlântica

Guia de campo a ser enviado ao *The Field Museum*

Trepadeiras do Refúgio de Vida Silvestre Mata do Toró - PERNAMBUCO - BRASIL

TREPADEIRAS DA FLORESTA ATLÂNTICA

1

Elhane Gomes dos Santos 1, Ana Maria Silva 1, Elcida de Lima Araújo 2 & Elba Maria Nogueira Ferraz 3

¹ Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE., ²Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE., ³ Departamento de Meio Ambiente, Saúde e Segurança, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco – IFPE.

Photos: E. G. Santos. Produced by: Elhane Gomes dos Santos, Support from Connie Keller & Andrew Mellon Foundation.

© Elhane Gomes dos Santos [elhanegomes@gmail.com], Ana Maria Silva, Elcida de Lima Araújo and Elba Maria Nogueira Ferraz. Support from: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ).

[fieldguides.fieldmuseum.org]

[número do guia – fornecido pela nossa equipe]

versão 1 06/2015



1 *Forsteronia pubescens*
APOCYNACEAE



2 *Forsteronia pubescens*
APOCYNACEAE



3 *Mandevilla hirsuta*
APOCYNACEAE



4 *Adenocalymma comosum*
BIGNONIACEAE



5 *Adenocalymma comosum*
BIGNONIACEAE



6 *Pithecoctenium crucigerum*
BIGNONIACEAE



7 *Pithecoctenium crucigerum*
BIGNONIACEAE



8 *Pereskia* sp.
CACTACEAE



9 *Pereskia* sp.
CACTACEAE



10 *Pereskia* sp.
CACTACEAE



11 *Prionostemma asperum*
CELASTRACEAE



12 *Prionostemma asperum*
CELASTRACEAE



13 *Dioscorea glandulosa*
DIOSCOREACEAE



14 *Dioscorea glandulosa*
DIOSCOREACEAE



15 *Dalechampia coriacea*
EUPHORBIACEAE



16 *Dalechampia coriacea*
EUPHORBIACEAE



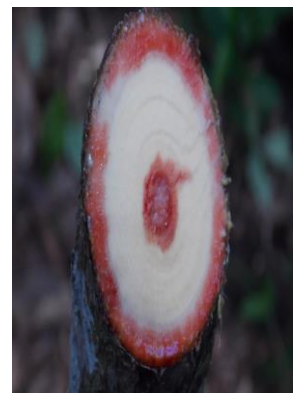
17 *Dalechampia coriacea*
EUPHORBIACEAE



18 *Manihot breviloba*
EUPHORBIACEAE



19 *Manihot breviloba*
EUPHORBIACEAE



20 *Omphalea brasiliensis*
EUPHORBIACEAE



21 *Bauhinia guianensis*
FABACEAE



22 *Bauhinia guianensis*
FABACEAE



23 *Centrosema brasilianum*
FABACEAE



24 *Dioclea virgata*
FABACEAE



25 *Machaerium aculeatum*
FABACEAE



26 *Machaerium aculeatum*
FABACEAE



27 *Machaerium* sp.2
FABACEAE



28 *Phanera outimouta*
FABACEAE



29 *Phanera outimouta*
FABACEAE



30 *Senna quinquangulata*
FABACEAE



31 *Sparattanthelium botocudorum*
HERNANDIACEAE



32 *Sparattanthelium botocudorum*
HERNANDIACEAE



33 *Strychnos bahiensis*
LOGANIACEAE



34 *Strychnos bahiensis*
LOGANIACEAE



35 *Strychnos bahiensis*
LOGANIACEAE



36 *Tetrapterys mucronata*
MALPIGHIACEAE



37 *Tetrapterys mucronata*
MALPIGHIACEAE



38 *Tetrapterys mucronata*
MALPIGHIACEAE



39 *Chondrodendron platyphyllum*
MENISPERMACEAE



40 *Chondrodendron platyphyllum*
MENISPERMACEAE



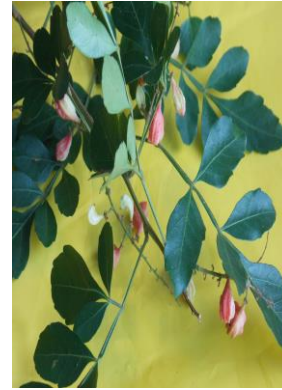
41 *Coccoloba parimensis*
POLYGONACEAE



42 *Gouania blanchetiana*
RHAMNACEAE



43 *Gouania blanchetiana*
RHAMNACEAE



44 *Paullinia micrantha*
SAPINDACEAE



45 *Paullinia micrantha*
SAPINDACEAE



46 *Paullinia micrantha*
SAPINDACEAE



47 *Paullinia pinnata*
SAPINDACEAE



48 *Paullinia pinnata*
SAPINDACEAE



49 *Paullinia pinnata*
SAPINDACEAE



50 *Serjania paucidentata*
SAPINDACEAE



51 Indeterminada 1



52 Indeterminada 2



53 Indeterminada 2



54 Indeterminada 3



55 Indeterminada 3



56 Indeterminada 4



57 Indeterminada 4



58 Indeterminada 4



59 Indeterminada 5



60 Indeterminada 6



61 Indeterminada 6



62 Indeterminada 7



63 Indeterminada 7



64 Indeterminada 8



65 Indeterminada 9



66 Indeterminada 9



67 Indeterminada 10



68 Indeterminada 10



69 Mata do Toró

4. Considerações Finais

De uma forma geral, as perguntas levantadas nesta tese mostraram que a abundância, diversidade, composição e a estratégia de regeneração das lianas entre as florestas ombrófila e estacional foram significativamente distintas. Os resultados encontrados neste trabalho foram dirigidos pelas: 1) Diferenças de habitats entre as florestas que selecionaram grupos de espécies mais adaptadas às condições microambientais; 2) As variações na distribuição pluviométrica ao longo do ano que determina o número de meses secos; e 3) As respostas diferenciadas na estratégia de regeneração das lianas em relação aos níveis de luz, nutrientes do solo e de densidade do componente arbóreo.

Assim, diante do que foi apresentado, é possível considerar que importantes variações na composição, estrutura e na estratégia de regeneração das lianas entre as duas florestas demonstram o quanto esta sinúsia pode ser diversificada e que variáveis bióticas e abióticas locais podem atuar para elevar ou diminuir os parâmetros da comunidade. Logo, se faz necessário expandir o número de estudos sobre as semelhanças e diferenças entre os grupos florísticos de lianas e de sua estratégia de regeneração natural em diferentes florestas ao longo dos trópicos, com locais suficientes para representar toda a gama de condições climáticas e de diversidade (alfa, beta e gama) de lianas, em especial nas florestas com alta diversidade, como a floresta atlântica.

Como o estudo mostrou uma alta diferenciação florística, a conservação de lianas pode ser importante nessas duas áreas, tendo em vista que a seletividade de algumas espécies para determinados fatores do ambiente pode torná-las uma formidável ferramenta para o monitoramento da qualidade ambiental do ecossistema florestal, como também é importante para futuros estudos quali-quantitativos da biodiversidade. Considerando o elevado grau de destruição de habitats vividos pela floresta atlântica pernambucana, principalmente das florestas estacionais semidecíduais, o papel futuro das lianas como espécies indicadoras da qualidade ambiental deve ser considerado. Para isso é necessário proteger habitats que reúnem conjuntos de espécies única, como também introduzir e ampliar os estudos sobre a ecologia das lianas.

Como sugestão para novos estudos, recomenda-se que sejam abordados aspectos da dinâmica regenerativa das espécies de lianas dominantes e raras em ambientes com diferentes níveis de luz, nutrientes do solo e de densidade de hospedeiros, com ênfase nas mudanças morfofisiológicas que as lianas apresentam diante desses fatores.

ANEXOS

Anexo I – Normas da Revista *Journal of Tropical Ecology*

Disponível em: < <https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-tropical-ecology/article/instructions-to-authors/4621C66B5C4D53A26D11A4E6818AF749>> -

Acesso em: 15/04/2018

Anexo II – Normas da Revista *Plant Ecology*

Disponível em: < https://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/11258?detailsPage=pltdci_1060> -

Acesso em: 15/04/2018

Anexo III – Guia de campo a ser enviado para o The Field Museum

Disponível em <<https://fieldguides.fieldmuseum.org/pt-br/faca-um-guia-eu-ja-tirado-fotos>> - Acesso em: 01/04/2018