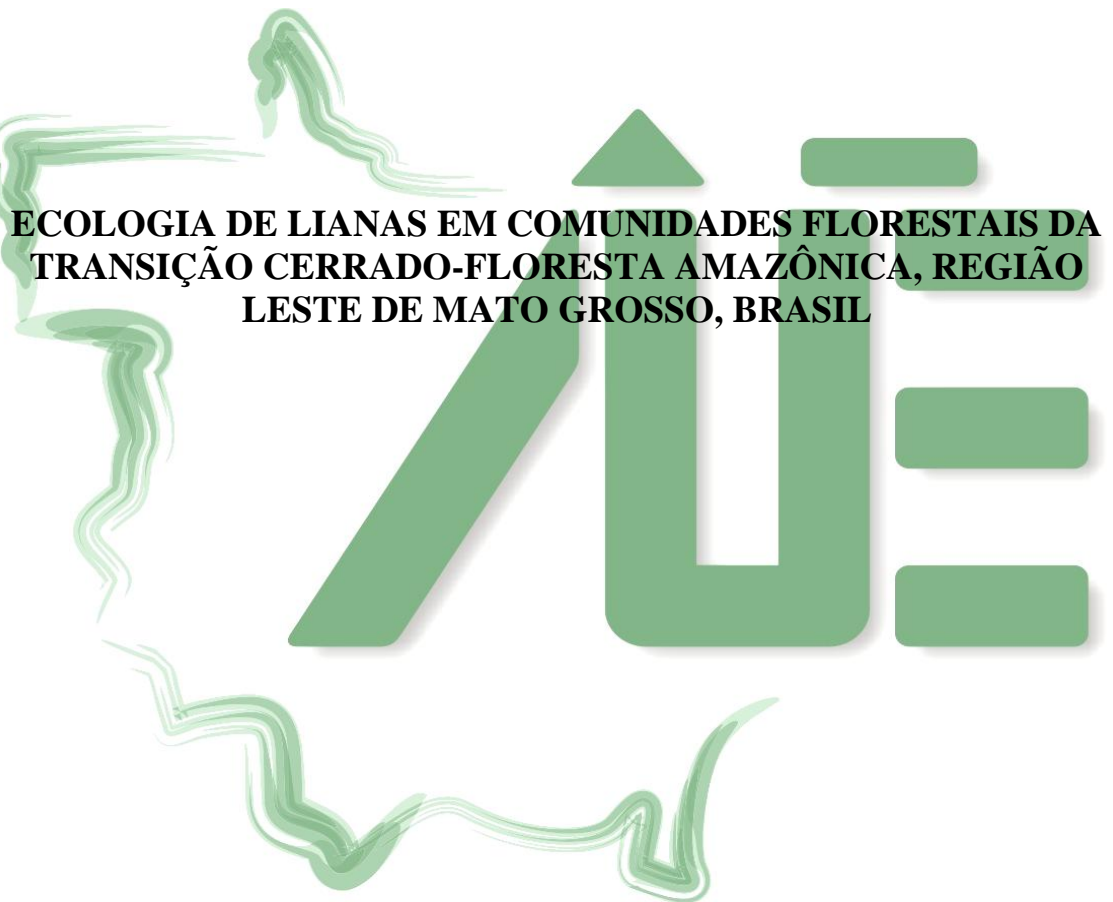


EDMAR ALMEIDA DE OLIVEIRA



**ECOLOGIA DE LIANAS EM COMUNIDADES FLORESTAIS DA
TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, REGIÃO
LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL**

**NOVA XAVANTINA
MATO GROSSO – BRASIL
2011**

EDMAR ALMEIDA DE OLIVEIRA

**ECOLOGIA DE LIANAS EM COMUNIDADES FLORESTAIS DA
TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, REGIÃO
LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito parcial à obtenção do título de “Mestre”.

Orientadora: Profa. Dra. Beatriz Schwantes Marimon

Co-orientador: Dr. Ted Ronald Feldpausch – University of Leeds (UK)

**NOVA XAVANTINA
MATO GROSSO - BRASIL
2011**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação na (CIP)
GPT/BC/UFG**

Oliveira, Edmar Almeida
O482e Ecologia de lianas em comunidades florestais da
transição Cerrado-Floresta Amazônica, região leste de Mato
Grosso, Brasil [manuscrito] / Edmar Almeida de Oliveira. -
2011.
VIII, 78 f.: il., figs, tabs.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Beatriz Schwantes Marimon.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado de
Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e
Conservação, 2011.
Bibliografia.
Anexos.

1. Ecologia vegetal de florestas. 2. Mato Grosso –
Região Leste. 3. Lianas. I. Título.

CDU: 581.5(817.2)

ECOLOGIA DE LIANAS EM COMUNIDADES FLORESTAIS DA
TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, REGIÃO LESTE
DE MATO GROSSO, BRASIL

Edmar Almeida de Oliveira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito parcial à obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 01 de agosto de 2011, pela BANCA EXAMINADORA:



Dra. Beatriz Schwantes Marimon
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Depto. de Ciências Biológicas
Orientadora



Dr. Eddie Lenza de Oliveira
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Depto. de Ciências Biológicas
Membro Titular



Dr. José Roberto Rodrigues Pinto
Universidade de Brasília - UnB
Depto. de Engenharia Florestal
Membro Titular



Dr. Ben Hur Marimon Junior
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Depto. de Ciências Biológicas
Suplente

*Aos meus Pais, Maria e
Eduardo, aos meus irmãos
Edezir e Edílberto e às
minhas sobrinhas Anny e
Maria Eduarda, dedico*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à UNEMAT por todo o curso de graduação e pós-graduação. À CAPES pela concessão de bolsa e também a todos os brasileiros que diretamente e indiretamente auxiliaram na minha pós-graduação.

À minha orientadora e amiga Beatriz, pelo apoio, incentivo, orientação, confiança, pelas oportunidades de participação nos seus projetos e também por ter me recebido em sua casa. Além disso, por ter me indicado para trabalhar na UFG. Pode contar comigo que estarei pronto para o que der e vier...

Agradeço aos meus Pais Maria da Conceição e Eduardo, pelo apoio, confiança, vocês são meu orgulho! Amo Vocês! À minha irmã Edezir e ao meu Irmão Edilberto.

Agradeço muito ao meu grande amigo Eddie de Lenza de Oliveira. Amigo para todas as horas. Incentivou-me durante todo o tempo que trabalhamos juntos, passando dos limites tem hora! Pelas correções e pelos conselhos. E muito mais... Ah, não posso esquecer-me da quinta da cerveja e também da quarta do futebol, da sinuca, etc. Obrigado mano...

Agradeço ao Ben Hur, pelo apoio, confiança, incentivo, amizade e também pelo tempo de trabalho juntos em todos os projetos, principalmente no viveiro. Além disso, pelas brincadeiras que nos animavam em campo e também por ser um bom piloto, proporcionando emoções durante as viagens longas, sempre com segurança. Nós somos uma equipe e podem contar comigo.

À Marcia Lima Brito, que depois de algum tempo, continuamos sendo amigos, provando que o tempo não acaba com uma amizade verdadeira. “Amigos para sempre”!!

À minha namorada Isabel, pessoa muito especial, que me aturou durante todo esse tempo e também pela confiança e companheirismo. Gosto muito de ti...

À Yulie, amiga que nunca esquecerei (Amiga nº 3), sempre estará dentro do meu coração... Nem o tempo e nem a distância apagará nossa grande amizade.

Aos alunos e estagiários do Herbário-NX, Letícia, Mariângela, Pábio, Giovana, Oriales, Paulo e Claudinei que auxiliaram nas coletas de dados durante os cinco meses de trabalho exaustivo.

Agradeço principalmente ao Claudinei (San) e ao Leandro, pois se não fosse por ele teria levado muito mais tempo para a finalização das coletas de dados. Não só por isso, mas ainda pela amizade, companheirismo e também pelo respeito e pela confiança.

Ao Leandro dos Santos Maracahipes, que mudou de nome no período de mestrado, ‘o que o meio científico não faz com as pessoas’? Pela convivência, apoio nas atividades de herbário e campo e, principalmente, amizade durante todo esse tempo de Nova Xavantina e agora em GYN.

Ao Lambary, (Eber), Pábio, Tonin (Mão de quiabo), Júnior Fiorentin, Paulo Porto, Hernani e Rivair amigos para todas as horas, sei que sempre vou poder contar com vocês e vice-versa. Estou aqui pro que der e vier.

Agradeço ao Prof. Guarino, pelos auxílios estatísticos valiosos e também por ter me recebido em seu laboratório em Brasília, para dar continuação nas análises. Muito atencioso, não mediu esforços e atendeu até mesmo fora de horas em sua casa. Obrigado!

À Priscylla, pela amizade, paciência. Companheira de todas as horas. Curtimos muito nesse mestrado!! Você é muito especial.

À Giovana, pela ajuda no campo, pela amizade, paciência. Companheira de todas as horas. Acompanhou durante toda a graduação e o finalzinho do mestrado. Adoro você!

À Letícia, que sempre podemos contar com ela. Espero tê-la como amiga sempre, você é amiga nº 2. Gosto muito de ti.

Agradeço a Núbia, pessoa competente, dedicada e muito gente boa. Pessoa competente assim a secretaria do mestrado jamais irá encontrar, continue assim... Fico pensando! O que seria da Beatriz sem você na secretaria!

Agradeço a todos, inclusive aos que esqueci de citar.

SUMÁRIO

RESUMO.....	VIII
ABSTRACT.....	IX
Apresentação.....	X
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	4
ARTIGO 1 – RIQUEZA, DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE LIANAS DA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, BRASIL	9
MATERIAL E MÉTODOS	13
Área de estudo	13
Coleta de dados florísticos.....	15
Análise dos dados	15
RESULTADOS	16
DISCUSSÃO	23
CONCLUSÃO	26
AGRADECIMENTOS	27
INTRODUÇÃO.....	42
MATERIAL E MÉTODOS	43
Área de estudo	43
Coleta de dados.....	45
Análise dos dados	45
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
CONCLUSÃO	53
AGRADECIMENTOS	54
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
CONCLUSÃO GERAL.....	66
APÊNDICES:	67

RESUMO

Nas florestas tropicais as lianas compõem um grupo importante em relação à estrutura e composição florística, contribuindo de forma significativa para a riqueza de espécies lenhosas da comunidade. Embora muitos estudos indiquem as lianas como as responsáveis por danos causados aos indivíduos arbóreos, ainda não se sabe ao certo qual o real papel das lianas para as comunidades florestais. Nas últimas décadas houve grandes avanços no conhecimento sobre lianas, principalmente na avaliação das relações entre elas e também com seus hospedeiros. A grande dificuldade de coleta dos dados e identificação é, muitas vezes, o fator limitante para esses estudos em florestas tropicais. Portanto, o presente estudo propôs estudar lianas em 15 ha de florestas de transição Cerrado-Floresta Amazônica da região leste de Mato Grosso, avaliando a riqueza, a diversidade, a equidade, a distribuição geográfica e a abundância das espécies, bem como a variação da diversidade alfa e beta no espaço geográfico. Nessas comunidades, foram amostradas 65 espécies, 41 gêneros e 17 famílias de lianas. A riqueza variou entre 0 e 18, a equidade entre 0 e 0,90 e a diversidade (Shannon-Wiener) entre 0 e 2,47. A distribuição da abundância das espécies variou fortemente nas florestas não-inundáveis, no entanto, essa abundância foi similar nas florestas inundáveis, onde uma espécie (*Combretum laxum*) foi mais abundante em todas as comunidades. As comunidades foram bastante dissimilares entre si, formando grupos de espécies indicadoras e preferenciais de cada tipo florestal amostrado na transição. A riqueza local (alfa) em cada comunidade foi relativamente baixa, porém a riqueza total se aproximou dos patamares de outras florestas tropicais. Outro fator relevante é que a distância espacial foi determinante para a elevada diversidade beta, sendo responsável por 72% das explicações. Além disso, a preservação das lianas é extremamente importante para entendermos o seu papel nas comunidades florestais.

Palavras-Chave: Arco do desmatamento, Padrão espacial, Diversidade beta, Distribuição de abundância, Impuça.

ABSTRACT

In tropical forests, lianas comprise an important group in relation to the structure and floristic composition, contributing significantly to the community's woody species richness. Although many studies indicate lianas as those responsible for damaging individual trees, the real role of lianas in forest communities is not yet known for sure. In the last decades there have been great advances in knowledge about lianas, mainly regarding the evaluation of the relations between them and their hosts. The great difficulty of data collection and identification is often the limiting factor for such studies in tropical forest. Therefore, the present study proposed to study lianas in 15 ha of an Amazon-Cerrado transition forest, in the eastern region of Mato Grosso, assessing the richness, diversity, equitability, geographical distribution and abundance of species, as well as the variation of diversity alpha and beta in geographical space. In these communities, a total of 65 species, 41 genera and 17 families of lianas were sampled. The richness ranged between 0 and 18, equitability between 0 and 0.90 and diversity (Shannon-Wiener) between 0 and 2.47. The species abundance distribution varied strongly in non-flooded forests; however, this abundance was similar in flooded forests, where one species (*Combretum laxum*) was more abundant in all communities. The communities were very dissimilar to each other, forming indicator groups and preferred species of each forest type sampled in the transition area. The local richness (alpha) in each community was relatively low; however, the total richness approached the levels of other tropical forests. Another relevant factor is that the spatial distance was crucial to the high beta diversity, accounting for 72% of the explanations. Moreover, the preservation of lianas is extremely important to understand its role in forest communities.

APRESENTAÇÃO

A presente dissertação está dividida em dois manuscritos que serão submetidos para a publicação. O primeiro analisa a riqueza, a diversidade e a distribuição geográfica das espécies de lianas entre 14 comunidades florestais localizadas na transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica. Além disso, avalia a equidade, a distribuição das abundâncias e a dissimilaridade florística entre as comunidades florestais. Também foi observado qual bioma tem mais influência na composição florística, visto que a área de transição pode apresentar componentes das floras dos diferentes biomas em contato.

O segundo capítulo avaliou a estrutura e o padrão de diversidade alfa e beta. Para isso, foram medidas todas as lianas maiores ou iguais a 5 cm de diâmetro em 15 ha de comunidades florestais e avaliada a área basal, o VI (valor de importância), quais as famílias são mais ricas em espécies no gradiente ambiental e o padrão de diversidade alfa e beta das comunidades de lianas da transição, verificado se a distância geográfica entre as comunidades aumenta ou diminui a diversidade.

INTRODUÇÃO GERAL

A vegetação de transição entre o Cerrado, um bioma savânico, e a Floresta Amazônica, um bioma florestal, é representada por florestas Estacionais, Ciliar, Inundáveis, Estacional Perenifólia, de Galeria e também pelo Cerradão, cujas estruturas verticais são determinadas por indivíduos arbóreos, variando de 8 a 30 metros de altura (Marimon *et al.*, 2001a; 2002; Ribeiro & Walter, 2008; Veloso *et al.*, 2001), e ainda espécies de palmeiras, lianas e epífitas (Turner, 2004; Veloso *et al.*, 2001). Cada uma dessas formações florestais possui composição florística própria (Veloso *et al.*, 2001), sendo muitas vezes determinada pelas características edáficas, sazonalidade, fatores microclimáticos, altitude, precipitação e inundação. (Ribeiro & Walter, 2008; Turner, 2004; Veloso *et al.*, 2001). Neste contexto, a zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica forma um complexo sub-regional de paisagens com uma rica biodiversidade (Ackerly *et al.*, 1989; Marimon *et al.*, 2006; Ratter *et al.*, 1973).

Dentre as fisionomias estudadas que apresentam lianas, o cerradão, também conhecido como “savana florestada” (Veloso *et al.*, 2001), é reconhecido pelo seu aspecto xeromórfico, sendo diferenciado das demais formações florestais principalmente pela composição florística e estrutural (Ribeiro & Walter, 2008; Rizzini, 1992). As florestas de galeria são reconhecidas principalmente por estarem associadas a córregos e rios de pequeno porte (Eiten, 1994), formando corredores fechados onde as copas das árvores podem se tocar (Ribeiro & Walter, 2008). As florestas estacionais semidecíduais são encontradas em solos bem drenados, geralmente sem associações com os cursos d’água e apresentam média fertilidade do solo (Veloso *et al.*, 2001). O estrato arbóreo pode variar de 15 a 25 metros de altura e na época das chuvas, pode chegar a 95% de cobertura arbórea (Felfili *et al.*, 2001; Ribeiro & Walter, 2008).

Uma formação atípica de florestas estacionais na região de transição Cerrado-Floresta Amazônica é a floresta estacional monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. Esta floresta apresenta dossel uniforme, acumulação de serapilheira, lenta decomposição, frutificação maciça, plântulas tolerantes à sombra, dominância (50 a 100%) e solos com níveis elevados de Mg/Ca, que facilitam a adaptação e monodominância de uma única espécie (Marimon, 2005; Marimon-Júnior, 2007). Outro tipo peculiar de formação florestal é a floresta estacional perenifólia, uma floresta estacional que não apresenta perda de folhas, localizada em regiões com clima seco superior a 120 dias, com bastante disponibilidade de água no solo, composição florística

própria e menor riqueza de espécies quando comparada com outras formações florestais da Floresta Amazônica (Ivanauskas *et al.*, 2008).

Os fragmentos de floresta inundável (Impucas) da transição Cerrado-Floresta Amazônica apresentam características florísticas e estruturais peculiares. São encontrados em planícies alagáveis da região leste matogrossense e em Tocantins, geralmente associados a depressões naturais do terreno, sendo os primeiros a reter água e os últimos a secar durante o período seco (Brito *et al.*, 2008; Marimon *et al.*, 2008; Martins *et al.*, 2008). Esses fragmentos apresentam diferentes formatos, desde arredondados com bordas regulares até formas alongadas e estreitas com bordas irregulares (Marimon *et al.*, 2008; Martins *et al.*, 2002). Ocorrem circundados por campos de murundus e campos limpos, permanecendo inundados e isolados durante aproximadamente cinco meses do ano (Eiten, 1985; Marimon *et al.*, 2008).

Os estudos descritos acima estão restritos às comunidades arbóreas e pouco ainda se sabe sobre as comunidades de lianas, apesar de sua grande importância ecológica nas florestas tropicais (Gentry, 1991; Penalosa, 1984; Putz, 1984; Schnitzer & Bongers, 2002). As lianas podem exercer forte influência sobre o desempenho das espécies arbóreas suportes (Phillips *et al.*, 2002; Putz, 1984; Putz & Chai, 1987; van der Heijden *et al.*, 2008; van der Heijden & Phillips, 2009), porém, tanto as lianas quanto as espécies arbóreas podem exercer forte competição em comunidades tropicais, algumas vezes dando origem a comunidades monodominantes como as florestas de *Brosimum rubescens* Taub. (Marimon *et al.*, 2001a; 2001b), *Peltogyne gracilipes* Ducke (Nascimento *et al.*, 2007; Nascimento & Proctor, 1997) e também as florestas de lianas (Pérez-Salicrup *et al.*, 2001; Schnitzer & Bongers, 2002), principalmente em ambientes onde as condições e recursos são extremos (Connell & Lowman, 1989; Torti *et al.*, 2001).

A elevada abundância de lianas pode reduzir a biomassa total de uma floresta por substituir espécies arbóreas e, conseqüentemente reduzir a capacidade de sequestro de carbono das florestas maduras (Laurance *et al.*, 1997; Phillips *et al.*, 2002; 2005; Schnitzer & Bongers, 2002; van der Heijden & Phillips, 2009). Além disso, elas podem ainda limitar severamente o crescimento de espécies arbóreas em ambientes florestais (Clark & Clark, 1990a; Putz, 1980; 1984). Contudo, o manejo de lianas pode ser muito prejudicial em termos ecológicos e deve ser empregado com cautela (Engel *et al.*, 1998), uma vez que seu papel ecológico em comunidades arbóreas tropicais é ainda pouco conhecido (Schnitzer & Bongers, 2002). A remoção de lianas pode resultar em

grande perda da biodiversidade local, tanto para a comunidade vegetal quanto para a animal, principalmente àquelas espécies que dependem diretamente das lianas (Morellato & Leitão-Filho, 1998; Ødegaard, 2000; Pérez-Salicrup, 2001; Pérez-Salicrup & Barker, 2000). No entanto, a densidade de lianas em florestas que sofreram grande desbaste pode favorecer o estabelecimento de espécies arbóreas tolerantes à sombra (secundárias e clímax) que, dependendo da longevidade e altura, poderão futuramente estar livres das lianas, assim essas duas formas de vida podem co-existir de maneira dinâmica (Campbell & Newbery, 1993).

A importância ecológica das lianas vem sendo reconhecida pelos ecólogos apenas nas últimas décadas (Addo-Fordjour *et al.*, 2009; Avalos *et al.*, 1999; Balfour & Bond, 1993; Carse *et al.*, 2000; Carsten *et al.*, 2002; Clark & Clark, 1990b; Engel *et al.*, 1998; Ladwig & Meiners, 2010; Malizia & Grau, 2006; Phillips *et al.*, 2002; Schnitzer & Bongers, 2002; van der Heijden & Phillips, 2009). No entanto, pouco ainda se sabe sobre o papel ecológico das lianas em florestas do Brasil e isso ocorre principalmente devido à dificuldade na coleta dos dados e identificação das espécies (Schnitzer, 2006; Schnitzer *et al.*, 2008). O presente estudo tem o principal objetivo de estudar e comparar as diferentes comunidades de lianas em comunidades florestais da transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ackerly, D.A., Thomas, W.W., Cid Ferreira, C.A., Pirani, J.R., 1989. The forest-cerrado transition zone in southern Amazônia: results of the 1985 Projeto Flora Amazônica expedition to Mato Grosso. *Brittonia* 41, 113-128.
- Addo-Fordjour, P., Anning, A.K., Larbi, J.A., Akyeampong, S., 2009. Liana species richness, abundance and relationship with trees in the Bobiri forest reserve, Ghana: Impact of management systems. *Forest Ecology and Management* 257, 1822-1828.
- Avalos, G., Mulkey, S.S., Kitajima, K., 1999. Leaf Optical Properties of Trees and Lianas in the Outer Canopy of a Tropical Dry Forest. *Biotropica* 31, 517-520.
- Balfour, D.A., Bond, W.J., 1993. Factors limiting climber distribution and abundance in a southern African forest. *J Ecology* 81, 93-99.
- Brito, E.R., Martins, S.V., Oliveira-Filho, A.T., Silva, E., Silva, A.F., 2008. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins. *Acta Amazonica* 38, 379-386.
- Campbell, E.J.F., Newbery, D.M., 1993. Ecological relationships between lianas and trees in lowland rain forest in Sabah, east Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 9, 469-490.
- Carse, L.E., Fredericksen, T.S., Licona, J.C., 2000. Liana -Tree species associations in a Bolivian dry forest. *Tropical Ecology* 41, 1-10.
- Carsten, L.D., Juola, F.A., Male, T.D., Cherry, S., 2002. Host associations of lianas in a south-east Queensland rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 18, 107-120.
- Clark, D.B., Clark, D.A., 1990a. Distribution and Effects on Tree Growth of Lianas and Woody Hemiepiphytes in a Costa Rican Tropical Wet Forest. *Journal of Tropical Ecology* 6, 321-331.
- Clark, D.B., Clark, D.A., 1990b. Distribution and effects on tree growth of lianas and woody hemiepiphytes in a Costa Rican tropical wet forest. *Journal of Tropical Ecology* 6, 321-331.
- Connell, J.H., Lowman, M.D., 1989. Low-diversity tropical rain forests; some possible mechanisms for their existence. *The American Naturalist* 134, 88-119.
- Eiten, G., 1985. Vegetation near Santa Teresinha, NE Mato Grosso. *Acta Amazonica* 15, 275-301.

- Eiten,G., 1994. Vegetação do Cerrado. In: Novaes-Pinto,M. (Ed.), *Cerrado: Caracterização, Ocupação e Perspectivas*. Editora da Universidade de Brasília, Brasília, pp. 17-74.
- Engel,V.L., Fonseca,R.C.B., Oliveira,R.E., 1998. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF* 12, 43-64.
- Felfili,J.M., Mendonça,R.C., Walter,B.M.T., Silva-Júnior,M.C., Nóbrega,M.G.G., Fagg,C.W., Sevilha,A.C., Silva,M.A., 2001. Flora fanerogâmica das Matas de Galeria e Ciliares do Brasil Central. In: Ribeiro,J.F., Fonseca,C.E.L., Sousa-Silva,J.C. (Eds.), *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Embrapa, Planaltina, DF, pp. 195-263.
- Gentry,A.H., 1991. The distribution and evolution of climbing plants. In: Putz,F.E., Mooney,H.A. (Eds.), *The Biology of Vines*. Cambridge,Cambridge UniversityPress., pp. 3-53.
- Ivanauskas,N.M., Monteiro,R., Rodrigues,R.R., 2008. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amazônica* 38, 387-402.
- Ladwig,L.M., Meiners,S.J., 2010. Spatiotemporal dynamics of lianas during 50 years of succession to temperate forest. *Ecology* 91, 671-680.
- Laurance,W.F., Laurance,S.G., Ferreira,L.V., Merona,J.M.R., Gascon,C., 1997. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. *Science* 278, 1117-1118.
- Malizia,A., Grau,H.R., 2006. Liana–host tree associations in a subtropical montane forest of north-western Argentina. *Journal of Tropical Ecology* 22, 331-339.
- Marimon,B.S. 2005. Dinâmica de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e comparação com uma floresta mista em Nova Xavantina-MT. Tese (Doutorado em ecologia), Universidade de Brasília. 1-244. 2005.
- Marimon,B.S., Felfili,J.M., Haridasan,M., 2001a. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil; I. a forest of *Brosimum rubescens* Taub. *Edinburgh Journal of Botany* 58, 123-137.
- Marimon,B.S., Felfili,J.M., Haridasan,M., 2001b. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil; II. a forest in the Areões Xavante Indian Reserve. *Edinburgh Journal of Botany* 58, 483-497.
- Marimon,B.S., Felfili,J.M., Lima,E.S., 2002. Floristics and phytosociology of the gallery forest of the Bacaba Stream, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 59, 303-318.

- Marimon,B.S., Lima,E.S., Duarte,T.G., Chieregatto,L.C., Ratter,J.A., 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. an analysis of the cerrado–amazonian forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany* 63, 323-341.
- Marimon,B.S., Marimon-Junior,B.H., Lima,H.S., Jancoski,H.S., Franczak,D.D., Mews,H.A., Moresco,M.C., 2008. Pantanal do Araguaia - Ambiente e povo: guia de ecoturismo. UNEMAT, Cáceres.
- Marimon-Junior,B.H. 2007. Relação entre diversidade arbórea e aspectos do ciclo biogeoquímico de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. E uma floresta mista no Leste Mato-grossense. Tese (Doutorado em ecologia) - Universidade de Brasília, DF.1-253..
- Martins,I.C.M., Soares,V.P., Silva,E., Brites,R.S., 2002. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de Fragmentos Florestais Naturais "Ipuca" no município de Lagoa da Confusão, Tocantins. *Revista Árvore*, Viçosa-MG 26, 299-309.
- Martins,S.V., Brito,E.R., Oliveira-Filho,A.T., Silva,A.F., Silva,E., 2008. Floristic composition of two wetland forests in araguaian plain, state of Tocantins, Brazil, and comparison with other areas. *Revista Árvore*, Viçosa-MG 32, 129-141.
- Morellato,L.P.C., Leitão-Filho,H.F., 1998. Levantamento florístico da comunidade de trepadeiras de uma floresta semidecídua no sudeste do Estado do Brasil. *Bol. Mus. Nas.* 103, 1-15.
- Nascimento,M.T., Barbosa,R.I., Villela,D.M., Proctor,J., 2007. Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. *Plant Ecology* 192, 181-191.
- Nascimento,M.T., Proctor,J., 1997. Population dynamics of five tree species in a monodominant Peltogyne forest and two other forest types on Mara& Island, Roraima, Brazil. *Forest Ecology and Management* 94, 115-128.
- Ødegaard,F., 2000. The Relative Importance of Trees versus Lianas as Hosts for Phytophagous Beetles (Coleoptera). *J. Biogeogr.* 27, 283-296.
- Penalosa,J., 1984. Basal Branching and Vegetative Spread in Two Tropical Rain Forest Lianas. *Biotropica* 16, 1-9.
- Pérez-Salicrup,D.R., 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. *Ecological Society of America* 82, 389-396.

- Pérez-Salicrup, D.R., Barker, M.G., 2000. Effect of Liana Cutting on Water Potential and Growth of Adult *Senna multijuga* (Caesalpinioideae) Trees in a Bolivian Tropical Forest. *International Association for Ecology* 124, 469-475.
- Pérez-Salicrup, D.R., Sork, V.L., Putz, F.E., 2001. Lianas and Trees in a Liana Forest of Amazonian Bolivia. *Biotropica* 33, 34-47.
- Phillips, O.L., Martínez, R.V., Arroyo, L., Baker, T.R., Killeen, T., Lewis, S.L., Malhi, Y., Mendoza, A.M., Neill, D., Vargas, P.N., Alexiades, M., Cerón, C., Di Fiore, D., Erwin, T., Jardim, A., Palacios, W., Saldias, M., Vicenti, B., 2002. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature* 418, 770-774.
- Phillips, O.L., Martínez, R.V., Mendoza, A.M., Baker, T.R., Vargas, P.N., 2005. Large Lianas as Hyperdynamic Elements of the Tropical Forest Canopy. *Ecological Society of America* 86, 1250-1258.
- Putz, F.E., 1980. Lianas vs. trees. *Biotropica* 12, 224-225.
- Putz, F.E., 1984. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 65, 1713-1724.
- Putz, F.E., Chai, P., 1987. Ecological studies of lianas in Lambir National Park, Sarawak, Maylasia. *J Ecology* 75, 523-531.
- Ratter, J.A., Richards, P.W., Argent, G., Gifford, D.R., 1973. Observations on Vegetation of Northeastern Mato Grosso .1. Woody Vegetation Types of Xavantina-Cachimbo Expedition Area. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 266, 449-492.
- Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T., 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S.M., Almeida, S.P., Ribeiro, J.F. (Eds.), *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa Cerrados, Brasília, pp. 151-212.
- Rizzini, C.T., 1992. *Tratado de fitogeografia do Brasil. Âmbito Cultural*, Rio de Janeiro.
- Schnitzer, S.A., 2006. Censusing and Measuring Lianas: A Quantitative Comparison of the Common Methods. *Biotropica* 38, 581-591.
- Schnitzer, S.A., Bongers, F., 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Tree* 17, 223-230.
- Schnitzer, S.A., Rutishauser, S., Aguilar, S., 2008. Supplemental protocol for liana censuses. *Forest Ecology and Management* 255, 1044-1049.
- Torti, S.D., Coley, P.D., Kursar, T.A., 2001. Causes and Consequences of Monodominance in Tropical Lowland Forests. *Amer. Natur.* 157, 141-153.

- Turner,I.M., 2004. The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest. Cambridge University Press, New York,USA.
- van der Heijden,G.M.F., Geertje,M.F., Healey,J.R., Phillips,O.L., 2008. Infestation of trees by lianas in a tropical forest in Amazonian Peru. *Journal of Vegetation Science* 19, 747-756.
- van der Heijden,G.M.F., Phillips,O.L., 2009. Liana infestation impacts tree growth in a lowland tropical moist forest. *Biogeosciences* 6, 2217-2226.
- Veloso,H.P., Rangel-Filho,A.L.R., Lima,L.C.A., 2001. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.

**ARTIGO 1 – RIQUEZA, DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE LIANAS DA
TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, BRASIL**

A ser submetido para: *Plant Ecology & Diversity*

**RIQUEZA, DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE LIANAS DA TRANSIÇÃO CERRADO-
FLORESTA AMAZÔNICA, BRASIL**
(Richness, Diversity and distribution of lianas of the Cerrado-Amazon forest transition,
Brazil)

^aEdmar Almeida de Oliveira, ^aBeatriz Schwantes Marimon*, ^bTed R. Feldpausch,
^cGuarino Rinaldi Colli, ^aEddie Lenza, ^aBen Hur Marimon-Junior, ^aLeandro
Maracahipes, ^aClaudinei Oliveira-Santos & ^bOliver L. Phillips

*a – Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Caixa Postal 08, 78690-000, Nova Xavantina-MT, Brasil, biamarimon@hotmail.com**

b – Earth Biosphere Institute, School of Geography of Leeds, LS2 9JT, Leeds, UK, Inglaterra. T.R.Feldpausch@leeds.ac.uk

c – Universidade de Brasília, Departamento de Zoologia, 70910-900, Brasília, DF, Brasil, grolli@unb.br

Resumo

Introdução: As lianas possuem grande importância ecológica nas comunidades tropicais, tendo um papel ativo na dinâmica e na diversidade de espécies lenhosas.

Objetivo: Determinar a relação entre a riqueza, diversidade e distribuição das espécies de lianas em diferentes fitofisionomias da transição Cerrado-Floresta Amazônica.

Métodos: Foram estabelecidas 25 parcelas de 20 x 20 m em cada uma das 15 florestas, medidos os diâmetros e identificadas todas as lianas vivas com diâmetro ≥ 5 cm.

Resultados: Um total de 1.467 indivíduos, 65 espécies, 41 gêneros e 17 famílias foram amostrados. A diversidade de Shannon-Wiener variou entre 0 e 2,47 e a equitabilidade entre 0 e 0,90. A espécie mais abundante nas florestas inundáveis foi *Combretum laxum* (63,8%) e nas florestas não-inundáveis foi *Heteropterys eglandulosa* (12,7%). A distribuição das espécies de lianas variou de acordo com o tipo de floresta, com a formação de grupos de espécies ao longo do gradiente longitudinal como identificado pelo cerradão, mata de galeria, floresta monodominante, floresta estacional semidecidual, floresta estacional sempre verde e florestas inundáveis. Os biomas Cerrado e Floresta Amazônica foram os principais centros de distribuição das espécies.

Conclusões: Inundações pode ser o principal fator responsável pela diminuição da riqueza, diversidade e equitabilidade, ao contrário das florestas não-inundáveis, caracterizadas por poucas espécies dominantes e maior diversidade.

Palavras-chave: florestas tropicais, floresta inundável, trepadeira lenhosa, *Combretum laxum*, gradiente ambiental

Abstract

Background: Lianas present great ecological importance in tropical forests, with an active role in woody species dynamics and diversity.

Aims: To determine the relationship between richness, diversity and distribution of lianas species in different phytophysiognomies of the cerrado-Amazon forest transition.

Methods: We established 25 plots of 20 x 20 m in each of 15 forests, measured diameter and identified all live lianas ≥ 5 cm.

Results: A total of 1,467 individuals, 65 species, 41 genera and 17 families were sampled. Shannon's diversity index varied from 0 to 2.47 and evenness between 0 to 0.90. The most abundant species in the flooded forests was *Combretum laxum* (63.8%) and in the non-flooded forests was *Heteropterys eglandulosa* (12.7%). The distribution of liana species varied according to forest type, with the formation of species groups throughout the latitudinal gradient as identified by *cerradão*, gallery forest, monodominant forest, seasonal semideciduous forest, evergreen seasonal forest and flooded forests. The cerrado and Amazon forest biomes were the main centers of species distribution.

Conclusions: Flooding may be the main factor responsible for lowering species richness, diversity and evenness, in contrast to non-flooded forests characterised by fewer dominant species and higher diversity.

Keywords: tropical forests, flooded forests, woody climber, *Combretum laxum*, environmental gradient

Introdução

No último século, diferentes estudos têm demonstrado que quase todos os ecossistemas terrestres estão sofrendo por algum tipo de distúrbio, principalmente as influências de mudanças climáticas e do uso da terra (Baker *et al.*, 2004; Lewis *et al.*, 2009; 2011; Phillips *et al.*, 2002) e provavelmente a zona de transição entre os dois maiores biomas Sul-Americanos não ficará livre dessas mudanças (Lewis *et al.*, 2011). Nesse sentido, é necessário conhecer os diferentes grupos que ocorrem nessa região, uma vez que o desmatamento acelerado (Alencar *et al.*, 2004) e o aquecimento global (Lewis *et al.*, 2011) podem impedir que o façamos futuramente.

Um dos grupos que ocorrem com moderada frequência nas comunidades florestais da região são as lianas, contribuindo de forma significativa para diversidade de espécies dessas comunidades (Marimon *et al.*, 2001; Marimon *et al.*, 2002). Lianas são formas de vidas que apresentam grande importância em relação à composição florística em florestas tropicais e também são elementos-chave para a dinâmica da vegetação arbórea (Gentry, 1991; Pérez-Salicrup, 2001; Putz, 1980; 1984a; 1984b). Floristicamente, contribuem com cerca de 25% da diversidade taxonômica de algumas florestas, sendo que, nas clareiras, juntamente com as árvores pioneiras podem ser responsáveis por até 43% da riqueza da comunidade (Schnitzer & Carson, 2001) e em casos mais extremos representam mais do que 50% da riqueza das espécies lenhosas (Santos *et al.*, 2009). Ecologicamente, elas interferem no crescimento e mortalidade das espécies arbóreas tendo papel fundamental na dinâmica de clareiras formadas pela queda de árvores senescentes (Letcher & Chazdon, 2009; Schnitzer & Bongers, 2002). São também determinantes na dinâmica de plântulas (Restom & Nepstad, 2004) e na produção de biomassa da serapilheira nas florestas tropicais (Gentry, 1983). A presença de lianas em florestas que sofrem cortes seletivos pode favorecer o estabelecimento de espécies arbóreas tolerantes à sombra (secundárias e clímax) que, dependendo da longevidade e altura, poderão futuramente ficar livres e dominar o dossel, permitindo que essas duas formas de vida possam co-existir de maneira dinâmica (Campbell & Newbery, 1993). Por outro lado, a elevada abundância de lianas pode reduzir a biomassa total da floresta por substituir espécies arbóreas e, conseqüentemente reduzir a capacidade de sequestro de carbono das florestas maduras (Laurance *et al.*, 1997; Phillips *et al.*, 2002; 2005; Schnitzer & Bongers, 2002; van der Heijden & Phillips, 2009).

Nas últimas décadas, a importância ecológica das lianas tem sido reconhecida em diversos estudos (Addo-Fordjour *et al.*, 2009; Avalos *et al.*, 1999; Castellanos *et al.*, 1992; Ladwig & Meiners, 2010; van der Heijden *et al.*, 2008; 2010; van der Heijden & Phillips, 2009), que indicam que a composição, a riqueza e a distribuição das lianas podem estar diretamente ligadas tanto a fatores locais quanto regionais como à estrutura das comunidades arbóreas, clareiras, umidade, solo, luz, precipitação, altitude e clima (Addo-Fordjour & Anning, 2008; Balfour & Bond, 1993; Burnham, 2002; Clark & Clark, 1990; Londré & Schnitzer, 2006; Nabe-Nielsen, 2001; Putz, 1984b; Putz & Chai, 1987a; Schnitzer, 2005). Em alguns casos, as lianas são menos abundantes em ambientes com maiores precipitações (Schnitzer, 2005). Portanto, a diversidade de espécies em comunidades inundáveis pode ser menor em relação às comunidades sem regime de inundação, uma vez que muitas espécies não apresentam características ecofisiológicas capazes de suportar a inundação sazonal (Ivanauskas *et al.*, 1997).

Nesse sentido, é esperado que as florestas inundáveis que ocorrem na transição Cerrado Floresta Amazônica apresentem menor riqueza, diversidade e equitabilidade de lianas em relação às florestas não inundáveis, pois poucas espécies possuem adaptações ecológicas para tolerar o alagamento temporário (Ivanauskas *et al.*, 1997). É esperado também que a composição de espécies mude de acordo com o gradiente ambiental, uma vez que diferentes tipos florestais e a heterogeneidade ambiental são fatores responsáveis pela diversidade de espécies de lianas (Sfair & Martins, 2011).

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em 15 hectares de comunidades florestais nos municípios de Nova Xavantina, Querência e Novo Santo Antônio, na região leste do estado de Mato Grosso, Brasil. As comunidades incluíram uma floresta de galeria, um cerradão, uma floresta estacional semidecidual, uma floresta estacional semidecidual monodominante de *Brosimum rubescens* Taub., três florestas estacionais perenifólia e oito florestas inundáveis.

A estrutura vertical dessas florestas é dominada por espécies arbóreas lenhosas com alturas variando entre 8 e 30 m, além de palmeiras e lianas (Ivanauskas *et al.*, 2004b; 2008; Marimon *et al.*, 2001; 2002; Ribeiro & Walter, 2008). Uma formação atípica que ocorre nessa região são os fragmentos de florestas inundáveis (impucas), que

apresentam características florísticas e estruturais peculiares (Barbosa *et al.*, 2011) e são encontradas somente nas planícies alagáveis da região leste do estado de Mato Grosso e no estado de Tocantins, geralmente associados a depressões naturais do terreno (Brito *et al.*, 2008; Marimon *et al.*, 2008; Martins *et al.*, 2008).

A floresta estacional monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. (VCR-1) e a semidecidual não-monodominante (VCR-2), localizam-se em uma extensa área preservada de reserva legal na Fazenda Vera Cruz, retiro Pau Brasil, Nova Xavantina, MT (Marimon *et al.*, 2001; Marimon & Felfili, 2006). O cerradão (NXV-2) e a floresta de galeria (NXV-3) estão localizados no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, MT. O cerradão foi estudado inicialmente por Marimon-Junior & Haridasan (2005) e a floresta de galeria por Marimon *et al.* (2002). Uma área de floresta estacional perenifólia está localizada na reserva legal da Fazenda Floresta (FLO-2), em Ribeirão Cascalheira, MT, enquanto que duas localizam-se na Fazenda Tanguro, em Querência, MT (TAN-2 e TAN-3). As oito áreas de florestas inundáveis, conhecidas localmente por “impucas” (IMP-1 até IMP-8), localizam-se no Parque Estadual do Araguaia (PEA), Novo Santo Antônio, MT (Figura 1).

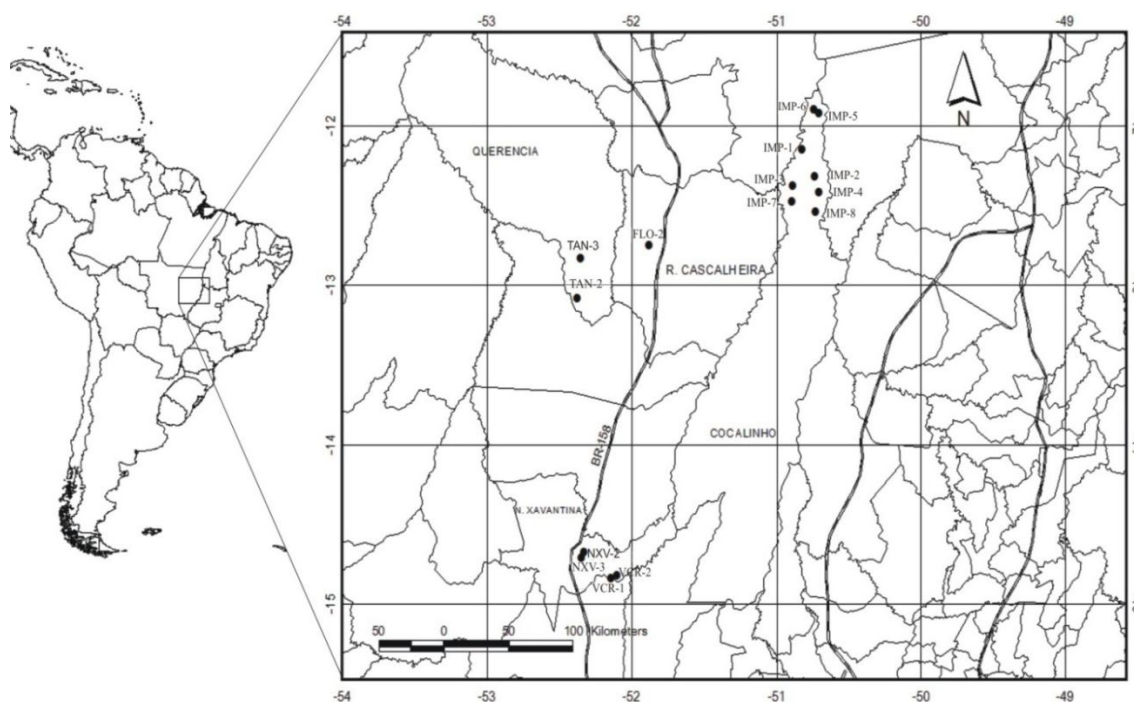


Figura 1 – Localização geográfica de 15 comunidades de lianas da transição Cerrado-Floresta Amazônica, região leste do Mato Grosso, Brasil. IMP-1 até IMP-8= floresta inundável de 1 a 8, TAN-2, TAN-3 e FLO-2=florestas estacional perenifólia, VCR-1= floresta estacional semidecidual monodominante, VCR-2= floresta estacional semidecidual, NXV-2= cerradão distrófico e NXV-3= floresta de galeria.

O clima da região é do tipo tropical de savana, Aw de acordo com Köppen (Silva *et al.*, 2008^a), caracterizado por duas estações bem definidas, um período seco de abril a setembro e um período chuvoso de outubro a março. A precipitação varia em um gradiente pluviométrico de 1.500 mm em Nova Xavantina (Marimon *et al.*, 2010), 1.700 mm em Santa Terezinha (Eiten, 1985) e 1740 mm em Querência (Balch *et al.*, 2011).

Coleta de dados florísticos

Em cada comunidade estudada, foram estabelecidas 25 parcelas permanentes de 20 x 20 m (um hectare cada) e medidas todas as lianas vivas \geq a 5 cm de diâmetro à 1,3 m ao longo (DAL), a 0,30 cm do solo (DAS₃₀) e na parte mais espessa do caule, para facilitar futuras comparações (Schnitzer, 2006). Todos os caules que se enraizaram novamente com brotamento até o dossel tiveram suas medidas tomadas, cada um sendo considerado como novo indivíduo (Schnitzer *et al.*, 2008). A altura total da liana foi considerada como a altura do último indivíduo arbóreo suporte, medida com o auxílio de uma trena a laser (DISTO TM lite 5 - modelo CH-9435 Heerbrugg Switzerland). A identificação dos espécimes foi realizada em campo e, quando necessário, exemplares foram coletados e comparados com o acervo da coleção do Herbário NX (UNEMAT, *Campus* de Nova Xavantina-MT), Herbário UB (Universidade de Brasília, Brasília-DF) e Herbário UFMT (Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT) ou enviadas para especialistas. Todo o material está tombado no Herbário NX. A taxonomia e a identificação do domínio fitogeográfico de ocorrência das espécies estão de acordo com a “Lista de Espécies da Flora do Brasil” (Forzza *et al.*, 2010).

Análise dos dados

A qualidade do esforço amostral em cada comunidade foi auferida através de curvas de acumulação de espécies produzidas a partir de 1.000 aleatorizações dos dados originais com o programa EstimateS 8.0 (Colwell, 2008). A diversidade de espécies foi determinada a partir do índice de Shannon-Wiener (H') utilizando-se a base neperiana (Magurran, 1988). A equitabilidade em cada comunidade foi calculada pela Probabilidade de Encontros Interespecíficos - PIE de Hurlbert (Hurlbert, 1971). Ambos os testes foram obtidos empregando 1.000 aleatorizações com o programa EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger, 2001).

Comparações da riqueza e equidade de espécies entre comunidades foram feitas pelo método de rarefação, empregando 1.000 aleatorizações com o programa EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger, 2001) e posteriormente realizado o teste Z (Zar, 2010), a partir do pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2010) no programa R (R Development Core Team, 2009). Para estimar a riqueza total de cada área, foram avaliados os estimadores ICE, Chao 2, Jackknife 1 e Jackknife 2, cujos valores foram obtidos a partir do programa EstimateS 8.0 (Colwell, 2008). Os estimadores foram escolhidos com base em dados de abundância seguindo Hortal *et al.* (2006). A escolha do melhor estimador foi feita com base na análise de regressão dos valores de riqueza observados e estimados para cada área, sendo a medida de precisão do estimador baseada no valor do R^2 da regressão (Brose *et al.*, 2003).

A distribuição das espécies ao longo do gradiente ambiental foi avaliada a partir de um modelo gráfico conhecido como “gráfico composto ou genérico”. O eixo y foi representado pelos componentes espécies e suas abundâncias e ordenadas de acordo com a média ponderada das espécies no gradiente ambiental, ou seja, tipos florestais (representado pelo eixo x). A rotina para a preparação do gráfico foi cedida gentilmente por Victor Lemes Landeiro (vllandeiro@gmail.com), sendo calculado no programa R (R Development Core Team, 2009), utilizando o pacote “*vegan*” (Oksanen *et al.*, 2010). Também foi utilizado um método de classificação hierárquica, divisível e politético, o TWINSpan (Hill, 1979), que fornece informações sobre espécies indicadoras e preferenciais. Espécies com densidades inferiores a três indivíduos foram excluídas das análises de ordenação e de classificação seguindo a recomendação de Felfili & Rezende (2003). A análise foi realizada utilizando o programa PC-Ord 5.0 (McCune & Mefford, 2006).

Para comparar a abundância entre florestas inundáveis e não inundáveis utilizou-se o teste *t* para amostras separadas (não paramétrico) (Zar, 2010). As florestas que apresentaram número inferior a 50 indivíduos foram retiradas da análise (Felfili & Rezende, 2003). A análise foi realizada utilizando o programa Statistica 7.0 (Stat Soft, 2004).

Resultados

Nas 15 florestas estudadas, foram registrados 1.467 indivíduos de lianas distribuídos em 65 espécies, 41 gêneros e 17 famílias (Anexo 1). A riqueza variou entre 0 e 18 espécies nas referidas comunidades, sendo que as florestas inundáveis geralmente

apresentaram menores riquezas, variando entre 0 e 12 espécies e as comunidades não inundáveis de 8 e 18 espécies (Tabela 1).

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') variou entre 0 e 2,47 e a equitabilidade de Hurlbert (PIE) entre 0 e 0,90. Em geral, as florestas não inundáveis apresentaram valores mais elevados de diversidade (1,31 e 2,47) e de equidade (0,63 e 0,90), sendo observada baixa dominância ecológica. Por outro lado, as florestas inundáveis apresentaram elevada dominância de algumas espécies, com valores de diversidade e de equidade, variando entre 0 e 1,61 e 0 a 0,69, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1 - Riqueza (S) número de indivíduos (N), número médio de indivíduo por parcela (Ind/par), estimador Jackknife de primeira ordem (Jack1), diversidade de espécies de Shannon-Wiener (H'), equidade de Hurlbert = Probability of Interspecific Encounter (PIE), de 15 comunidades de lianas localizadas na transição Cerrado-Floresta Amazônica, região leste de Mato Grosso, Brasil. Os valores estão dispostos em ordem decrescente de riqueza. Letras iguais indicam ausência de diferença na riqueza ou equidade ($p > 0,05$), baseada em análise de rarefação seguida de teste Z.

Fisionomia florestal e códigos	S	N	Ind/par	Jack1	H'	PIE
Floresta Estacional Semidecidual (VCR-2)	18 ^a	163	6,5±2,8	24	2,47	0,90 ^a
Floresta de Galeria (NXV-3)	14 ^{ab}	55	2,2±1,7	17	2,22	0,87 ^{ab}
Floresta Estacional Perenifólia (TAN-3)	12 ^c	70	2,8±1,7	15	2,01	0,83 ^c
Floresta Inundável (IMP-4)	12 ^{def}	129	4,2±4,5	17	1,44	0,66 ^d
Floresta Inundável (IMP-6)	12 ^e	186	7,4±4,8	15	1,62	0,69 ^{de}
Floresta Estacional Perenifólia (TAN-2)	11 ^{ef}	104	4,1±2,2	13	1,99	0,83 ^f
Floresta Estacional Monodominante (VCR-1)	10 ^{egi}	137	5,4±2,9	12	1,78	0,79 ^g
Floresta Inundável (IMP-5)	10 ^{egh}	142	5,7±5,1	13	1,31	0,63 ^h
Cerradão Distrófico (NXV-2)	9 ^{eghi}	114	4,6±4,0	10	1,31	0,63 ^{hi}
Floresta Estacional Perenifólia (FLO-2)	8 ^{cefgj}	26	--	13	1,56	0,75 ^{bj}
Floresta Inundável (IMP-2)	6 ^k	184	7,4±6,6	6	1,03	0,46 ^k
Floresta Inundável (IMP-3)	5 ^l	125	5,0±2,6	6	0,58	0,26 ^l
Floresta Inundável (IMP-1)	3 ^{lm}	28	--	4	0,49	0,26 ^{lm}
Floresta Inundável (IMP-8)	3	4	--	4	ns	ns
Floresta Inundável (IMP-7)	0	0	--	0	0	0

Avaliando as curvas de acumulação de espécies nas comunidades de lianas da transição, observa-se ascensão bastante evidente, principalmente nas comunidades VCR-2, NXV-3, FLO-2 e IMP-4 (Figura 2). Quando avaliada a riqueza estimada (*Jackknife1*, $r^2 = 0,97$, $p < 0,001$), também se observa que a riqueza total não foi contemplada com o esforço amostral empregado, sendo observada riqueza acima dos 90% apenas para o cerradão distrófico (NXV-2) e para uma floresta inundável (IMP-2), sendo que nas demais comunidades foram contempladas apenas de 67 a 85% das espécies (Tabela 1). Além disso, quando são considerados todas as florestas amostradas

a riqueza estimada foi de 77 espécies (*Jackknife1*), sendo que o valor observado representa 84% do valor estimado. Quando é comparamos a riqueza entre as comunidades, três das florestas não inundáveis (VCR-2, TAN-3 e NXV-3) apresentaram riquezas superiores em relação às outras comunidades se tivéssemos amostrado o mesmo número de indivíduos, ao passo que quatro das comunidades inundáveis (IMP-1, IMP-2, IMP-3 e IMP-8) apresentaram as menores riquezas. Por outro lado, as demais comunidades foram bastante similares em termos de riqueza de espécies (Tabela 1).

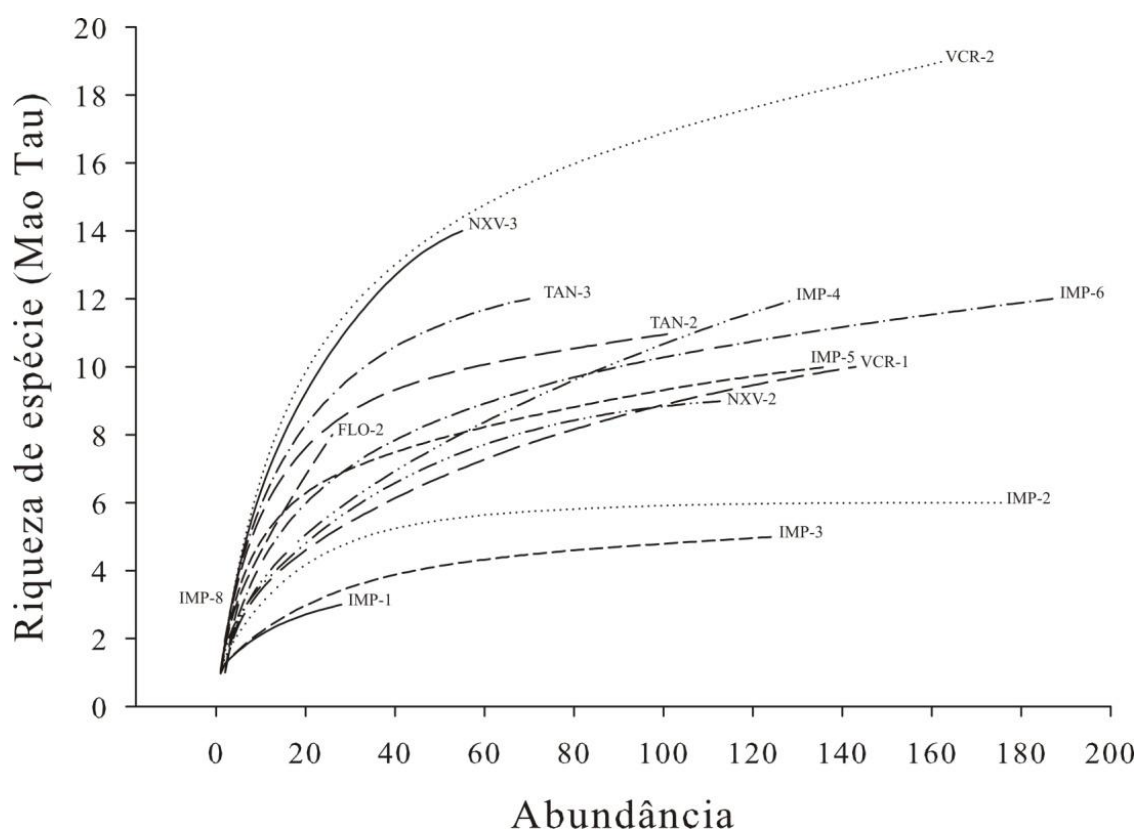


Figura 2 – Curva de acumulação de espécie (Mao Tau, S_{obs}) para as comunidades de lianas da transição Cerrado-Floresta Amazônica, região leste de Mato Grosso, Brasil. Os significados dos códigos das florestas encontram-se na Tabela 1.

A abundância amostrada nas florestas inundáveis foi de 798 indivíduos, enquanto que nas florestas não inundáveis foi de 669 indivíduos. Em geral, a distribuição da abundância não diferiu entre as comunidades inundáveis, onde *Combretum laxum* foi a espécie mais abundante em todas as florestas (exceto a IMP-8) e representou 63,8% (509 indivíduos) do total dos indivíduos, sendo 8,8 vezes mais abundante que a segunda espécie (*Salacia impressifolia*, $n = 58$) e 10,4 vezes mais abundante que a terceira (*Machaerium inundatum*, $n = 49$), concentrando juntas 77% do

número total de indivíduos (Figura 3 e Anexo 1). Por outro lado, as florestas não inundáveis, além de terem apresentado abundância inferior ($t_{(variância\ separadas)} = 3,69$; g.l. = 197.04; $p < 0,001$), a distribuição dos indivíduos não foi restrita a uma única espécie, com *Heteropterys eglandulosa* (85), *Diplopterys pubipetala* (62) e *Forsteronia rufa* (57) concentrando apenas 30,1% do total dos indivíduos amostrados (Figura 4 e Anexo 1).

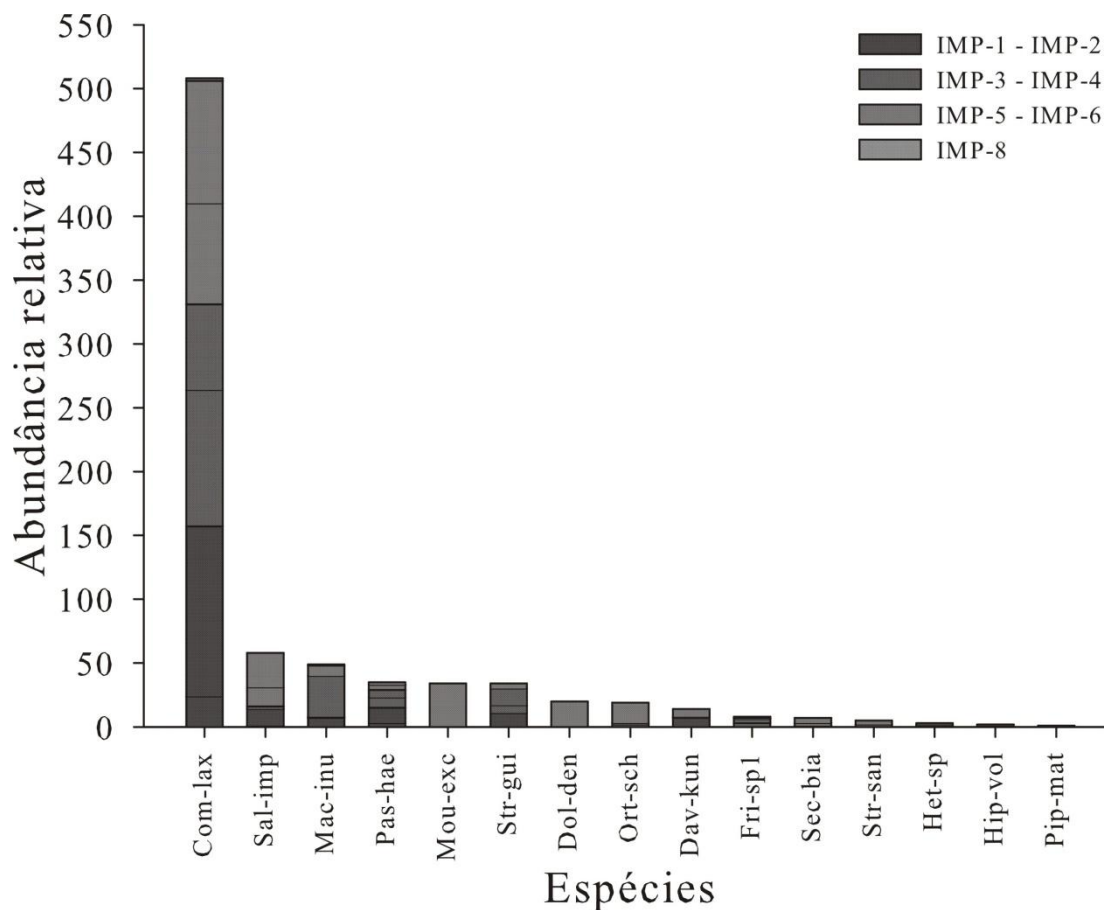


Figura 3 – Abundância de espécies de lianas em sete fragmentos de floresta inundável (Impucas) da transição Cerrado-Floresta Amazônica, região leste de Mato Grosso, Brasil. A impuca 7 não foi plotada uma vez que não foi amostrada nenhuma espécie de liana. As espécies estão representadas pelas três primeiras letras do gênero e das três primeiras letras do epíteto específico.

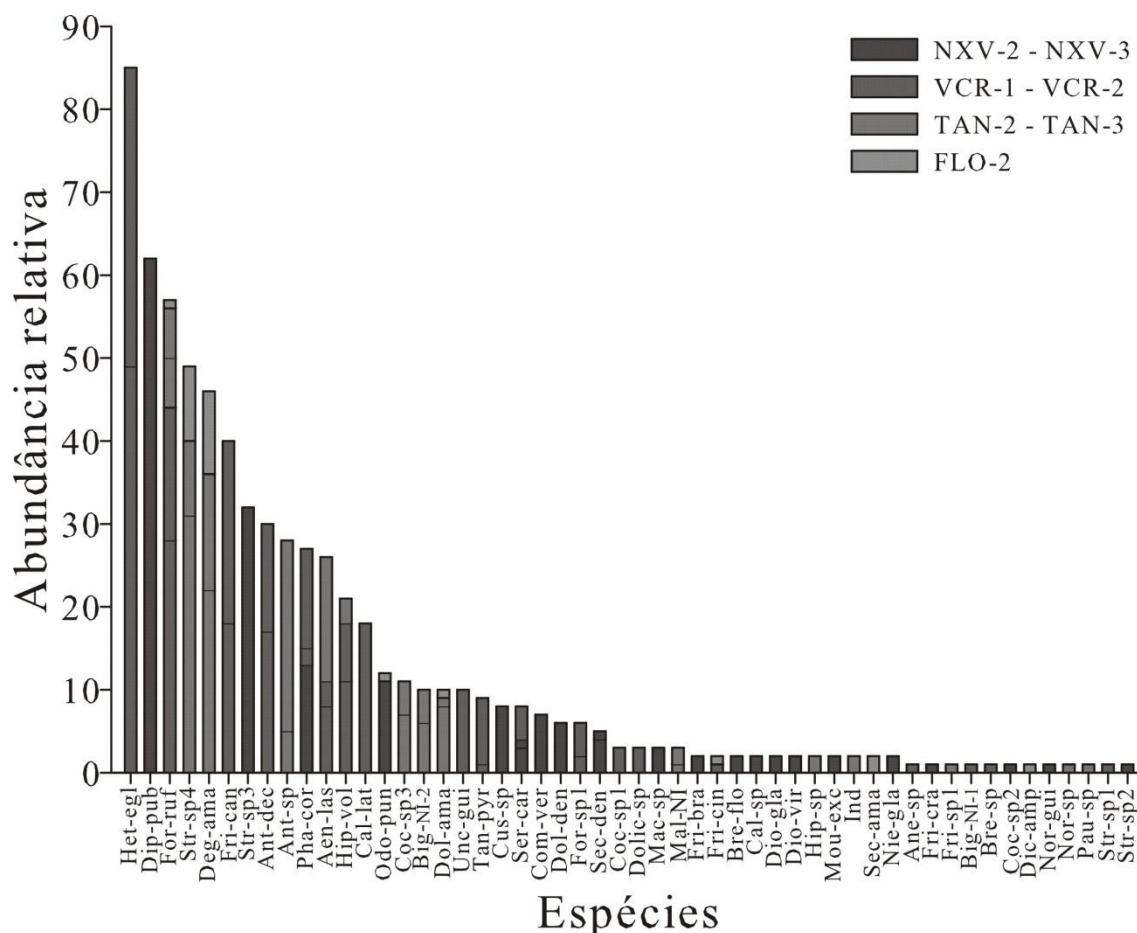


Figura 4 – Abundância relativa de espécies de lianas em sete florestas não inundáveis da zona de transição Cerrado-Floresta Amazônica, região leste de Mato Grosso, Brasil. As espécies estão representadas pelas três primeiras letras do gênero e das três primeiras letras do epíteto específico.

Em relação aos domínios fitogeográficos, as lianas estiveram distribuídas entre os principais, com 87% ocorrendo na Floresta Amazônica (seis espécies exclusivas), 72% ocorrendo também no Cerrado (duas exclusivas), 51% ocorrendo na Mata Atlântica (uma exclusiva), 36% na Caatinga e 26% no Pantanal, ambos sem espécies exclusivas (Tabela 2) (Forzza *et al.*, 2010). Quando avaliadas somente as florestas inundáveis, 92% das espécies amostradas são registradas na Floresta Amazônica (três exclusivas), 69% no Cerrado (uma exclusiva), 46% na Mata Atlântica, 38% na Caatinga e 23% no Pantanal. Nas florestas não inundáveis, 83% das espécies ocorrem na Floresta Amazônica (três exclusivas), 79% no Cerrado (duas exclusivas), 55% na Mata Atlântica (uma exclusiva), 41% na Caatinga e 34% no Pantanal.

Tabela 2 – Espécies de lianas de ocorrência exclusiva, de acordo com Forzza *et al.* (2010) amostradas nas comunidades florestais da região transição Cerrado-Floresta Amazônica, região leste do estado de Mato Grosso, Brasil. *= Espécies que ocorreram apenas nas florestas inundáveis e **= Espécies que ocorreram nos dois ambientes.

Espécies	Biomas onde as espécies são exclusivas				
	Amazônia	Cerrado	Mata Atlântica	Caatinga	Pantanal
<i>Machaerium inundatum</i> *	X	--	--	--	--
<i>Doliocarpus amazonicus</i>	X	--	--	--	--
<i>Deguelia amazonica</i>	X	--	--	--	--
<i>Securidaca amazonica</i>	X	--	--	--	--
<i>Salacia impressifolia</i> *	X	--	--	--	--
<i>Strychnos sandwithiana</i> *	X	--	--	--	--
<i>Heteropterys eglandulosa</i>	--	X	--	--	--
<i>Moutabea excoriata</i> **	--	X	--	--	--
<i>Niedenzuella glabra</i>	--	--	X	--	--

Quando avaliada a distribuição e a classificação das espécies de lianas ao longo do gradiente ambiental (Fig. 5 e 6), foram observados grupos de espécies característicos de cada tipo florestal. Apenas *Hippocratea volubilis* e *Moutabea excoriata* foram registradas tanto nas florestas inundáveis quanto nas não inundáveis (Fig. 5 e 6). Na primeira divisão do TWINSPAN foram separadas as florestas inundáveis das não-inundáveis (Fig. 6). No grupo das florestas inundáveis foram observadas as espécies *Combretum laxum*, *Salacia impressifolia*, *Machaerium inundatum* e *Passiflora haematostigma* como preferenciais e no grupo das florestas não inundáveis foram observadas as espécies *Deguelia amazonica*, *Forsteronia rufa*, *Phanera coronata* e *Strychnos* sp.4. Dentre as florestas não inundáveis, o cerradão (NXV-2) foi separado isoladamente das demais florestas (Fig. 6), com as espécies *Diplopterys pubipetala* e *Strychnos* sp.3 como preferenciais. Porém, as florestas estacionais perenifólia dos municípios de Ribeirão Cascalheira (FLO-2) e Querência (TAN-2, TAN-3), geograficamente próximas entre si e da Floresta Amazônica (*Deguelia amazonica*, *Strychnos* sp.4 e *Doliocarpus amazonicus*, como preferenciais) também foram separadas de outras três florestas não-inundáveis, duas estacionais semideciduais (VCR-1 e VCR-2) e uma de galeria (NXV-3), do município de Nova Xavantina, sendo estas geograficamente mais próximas entre si e do Bioma Cerrado (Fig. 6).

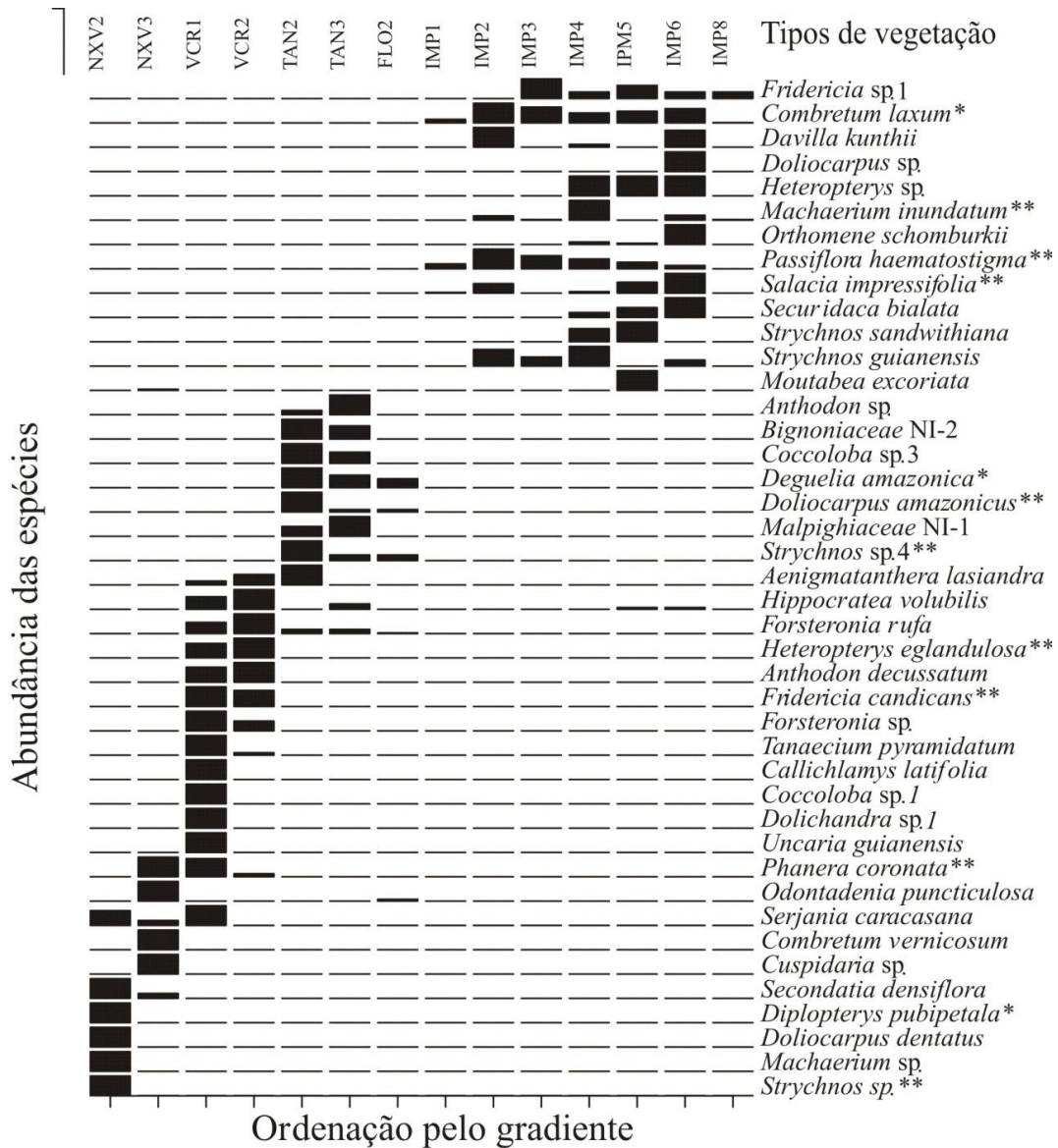


Figura 5 – Ordenação das espécies de lianas nos tipos florestais da transição Cerrado-Floresta Amazônica, porção leste de Mato Grosso, Brasil. Espécies indicadoras estão indicadas por um asterisco e as preferenciais por dois, de acordo com a análise de TWINSpan. Significados dos códigos dos tipos florestais estão na Tabela 1.

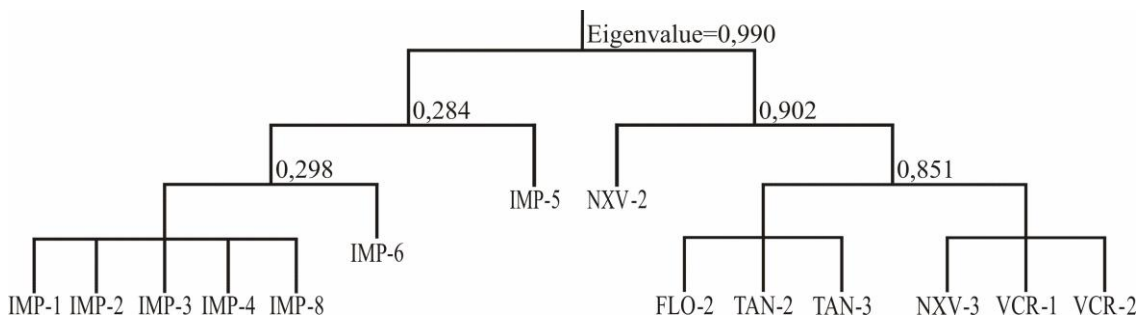


Figura 6 – Classificação (TWINSpan) das comunidades de lianas da transição Cerrado-Floresta Amazônica, região leste de Mato Grosso, Brasil. Os significados dos códigos das florestas encontram-se na Tabela 1.

Discussão

Em geral, a riqueza de espécies de lianas amostradas nas comunidades não inundáveis pode ser considerada baixa, uma vez que foi inferior a outros estudos realizados em florestas não sujeitas a inundações sazonais, como os realizados por Ivanauskas *et al.* (2004a) no Brasil, por Appanah *et al.* (1992) na Malásia e por Malizia & Grau (2006) na Argentina. No entanto, o total de espécies de lianas amostradas em todas as florestas da transição pode ser considerado intermediário, uma vez que esteve próximo ao amostrado em outros estudos, como o de Muthuramkumar & Parthasarathy (2000), nas florestas do sul da Índia e de Addo-Fordjour & Anning (2008), em uma floresta em Gana. Dessa forma, por mais que a diversidade alfa tenha sido relativamente baixa em cada comunidade, a substituição de espécies (diversidade beta) do presente estudo caracteriza uma elevada riqueza regional (diversidade gama). Se considerarmos apenas as florestas não inundáveis, a riqueza regional ainda se mantém comparável com outros estudos em florestas tropicais (Campanello *et al.*, 2007; Putz, 1983; Putz & Chai, 1987b).

O índice de diversidade e de equidade de espécies de lianas variou amplamente entre as comunidades estudadas, sendo registrados menores valores para as florestas inundáveis. Valores de equidade semelhantes aos registrados nas comunidades não inundáveis aqui avaliadas foram observados em outros estudos com lianas (Addo-Fordjour *et al.*, 2009; Hora & Soares, 2002; Ibarra-Manríquez & Martínez-Ramos, 2002). Os valores da diversidade de espécies, tanto para as comunidades inundáveis quanto para as não inundáveis, foram inferiores aos registrados no estudo de Hora & Soares (2002). Condições ambientais extremas, neste caso, o regime de inundações, tendem a diminuir a diversidade e equidade de espécies (Joly & Crawford, 1982; Leitão-Filho, 1982). Nessas condições, as espécies mais tolerantes apresentam mecanismos morfológicos e fisiológicos adaptativos específicos (Scarano *et al.*, 1994) que podem representar uma vantagem competitiva (Guarino & Walter, 2005; Ivanauskas *et al.*, 1997; Marques & Joly, 2000), resultando em espécies com altas densidades de indivíduos, como foi o caso de *Combretum laxum* que representou cerca de 64% do total dos indivíduos amostrados, ou seja, elevada dominância ecológica. Addo-Fordjour *et al.* (2009) atribuíram a baixa diversidade de espécies em seu estudo aos distúrbios provocados por atividades humanas e também à baixa densidade de suportes, o qual pode não ser um fator relevante no presente estudo, uma vez que as

comunidades estudadas encontra-se em unidades de conservação ou reservas legais e apresentam alta densidade de árvores-suporte.

Embora alguns estudos com espécies arbóreas em florestas tropicais sugerirem que um hectare seja suficiente para representar a suficiência amostral (Araujo *et al.*, 2009; Oliveira & Amaral, 2005), outros indicaram unidades amostrais relativamente maiores para que se aproxime da suficiência amostral (Gonçalves & Santos, 2008; Ivanauskas *et al.*, 2004a; Kunz *et al.*, 2010; Oliveira & Amaral, 2004; Silva *et al.*, 2008b; Turner, 2004). Nesse sentido, um hectare também pode não ser suficiente para amostrar lianas, pois as curvas de acumulação de espécies apresentaram moderada ascensão, sugerindo que o esforço amostral poderia ter sido intensificado. No entanto, as comunidades não inundáveis apresentaram maior número de espécies (observado e estimado), provavelmente devido à heterogeneidade estrutural destas comunidades, sendo que, quanto mais heterogêneo o hábitat mais espécies podem co-existir (Ricklefs, 1977; Ricklefs, 2003). Sfair & Martins (2011) atribuem a riqueza de espécies de lianas à heterogeneidade ambiental e espacial. Por outro lado, a reduzida riqueza, observada nas florestas inundáveis, pode ser devido à inundação sazonal, uma vez que essa restrição ambiental torna o ambiente mais homogêneo e permite o estabelecimento de poucas espécies com características ecofisiológicas capazes de suportar o alagamento (Ivanauskas *et al.*, 1997; Marques & Joly, 2000).

Em relação a distribuição de abundância, as espécies de lianas nas comunidades inundáveis apresentaram distribuição semelhante em todas as comunidades, muito provavelmente favorecidas pelo regime de inundação, onde *Combretum laxum* foi mais abundante em todas as florestas inundáveis (exceto na IMP-8). Segundo Hubbell (2001), a abundância de indivíduos em comunidades naturais não é distribuída uniformemente e, à medida que as comunidades são replicadas, cada réplica tem uma espécie dominante diferente. Porém, no presente estudo, as comunidades não inundáveis não seguiram esse padrão, provavelmente por que apresentam peculiaridades que favorecem a dominância de mais de uma espécie (Ivanauskas *et al.*, 1997). Muitos fatores podem estar envolvidos no padrão de distribuição da abundância das lianas nessas florestas, principalmente o tipo e a quantidade de suporte disponível, luz, temperatura, altitude e solo (Balfour & Bond, 1993; Putz, 1984b; Putz & Chai, 1987b; Schnitzer, 2005). Essas diferenças estruturais têm levado a uma variação no padrão da distribuição de abundância, onde uma espécie que é abundante em uma determinada

comunidade pode apresentar poucos ou nenhum indivíduo em outra (Hubbell, 2001; Putz & Chai, 1987b).

Além das distribuições de abundância terem diferido entre os dois tipos de comunidades (inundáveis e não inundáveis), as florestas inundáveis ainda apresentaram abundâncias superiores às não inundáveis. Estudos com lianas em um gradiente de precipitação indicaram que elas são significativamente mais abundantes e dominantes em florestas com menores precipitações (Schnitzer, 2005), porém as florestas inundáveis apresentaram abundância superior às florestas não inundáveis, indicando que algumas espécies estão sendo favorecidas ou selecionadas pelo encharcamento sazonal do solo.

As espécies de lianas do presente estudo estiveram distribuídas principalmente nos biomas Cerrado e Floresta Amazônica, provavelmente por que as florestas amostradas se localizam na transição entre esses dois biomas. Nesse sentido, é extremamente importante a manutenção dessas florestas de transição para garantir a manutenção da diversidade destes e de outros biomas, visto que espécies como *Niendenzuela glabra*, que segundo Forzza *et al.* (2010) é endêmica da Mata Atlântica, ocorreu nas florestas estudadas. Ademais, tanto nas florestas inundáveis como nas não inundáveis, a Floresta Amazônica é o principal centro de distribuição de espécies de lianas. Dentre essas espécies, *Hippocratea volubilis*, *Combretum laxum*, *Doliocarpus dentatus*, *Salacia impressifolia* e *Callichlamys latifolia* são amplamente distribuídas em florestas neotropicais (Dewalt *et al.*, 2000; Forzza *et al.*, 2010; Ivanauskas *et al.*, 2004a; Marimon *et al.*, 2002; Oliveira & Amaral, 2005; Pérez-Salicrup *et al.*, 2001), enquanto que *Piptocarpha matogrossensis*, *Forsteronia rufa*, *Dioclea glabra*, *Niendenzuela glabra*, *Moutabea excoriata* e *Passiflora haematostigma* são endêmicas do Brasil (Forzza *et al.*, 2010), reforçando ainda mais a importância da manutenção dessas florestas, que ultimamente nos últimos anos estão sendo substituídas por áreas de pecuária e agricultura (Alencar *et al.*, 2004; Nogueira *et al.*, 2007; Nogueira *et al.*, 2008).

As lianas se mostraram como um importante grupo para caracterizar as diferentes florestas da transição, uma vez que a distribuição das espécies variou de acordo com o tipo florestal estudado. Na primeira divisão, sugerimos como possível fator o alagamento. Na segunda divisão, sugerimos as propriedades químicas dos solos, tipicamente mais distróficos (Furley & Ratter, 1988; Marimon-Júnior & Haridasan, 2005) como fator de separação. Na terceira divisão sugerimos as distâncias geográficas

(entre si e também em relação a cada bioma), com comunidades mais próximas do Cerrado e comunidades mais próximas da Floresta Amazônica. Dessa forma, tanto os fatores locais (alagamento e solos) quanto os fatores regionais, (distância e localização geográfica) podem ser determinantes na composição de espécies de lianas da transição. Além disso, essas espécies foram distribuídas em grupos ao longo do gradiente vegetacional, tal como observado por Ivanauskas *et al.* (2004b) e Ratter *et al.* (1973) para comunidades arbóreas, indicando que isso ocorre, provavelmente, devido a algumas espécies serem habitat-especialistas e sensíveis a alterações nos ambientes.

Sendo assim, as espécies mais tolerantes a determinado fator limitante, como alagamento (impucas) ou baixa fertilidade do solo (cerradão) podem dominar nesses ambientes. Neste caso, nas florestas não-inundáveis e nas florestas inundáveis espera-se encontrar grupos formados por espécies indicadoras e preferenciais de cada um desses ambientes. Scudeller & Souza (2009) registraram *Salacia impressifolia*, *Combretum laxum* e *Securidaca bialata* entre as espécies de lianas em uma floresta de igapó na Amazônia, reforçando a ocorrência das mesmas em ambientes com forte saturação hídrica. Outras espécies de lianas, como *Deguelia amazonica* e *Securidaca amazonica* foram amostradas em uma floresta estacional perenifólia na borda sul da Amazônia (Ivanauskas *et al.*, 2004a) e *Forsteronia rufa* foi amostrada em florestas estacionais semidecíduais da região sudeste do Brasil (Santos *et al.*, 2009).

Conclusão

Avaliando as florestas estudadas em conjunto foi observada moderada riqueza florística regional, apesar da pequena riqueza local. Esses resultados sugerem que a substituição de espécies de lianas entre as florestas de transição garante elevado potencial para abrigar um grande número de espécies. As curvas de acumulação de espécies de lianas nas florestas amostradas não se estabilizaram, indicando que o esforço amostral não foi suficiente para amostrar a riqueza total. Nesse sentido, é indicado em estudos com lianas o uso de áreas amostrais acima de um hectare para que se atinja a suficiência amostral.

Em geral, as florestas inundáveis apresentaram riqueza, diversidade e equidade inferiores às não-inundáveis, no entanto a abundância foi superior, indicando que as poucas espécies possuem adaptações ecofisiológicas para suportar ambientes inundáveis, sendo mais eficientes na exploração dos recursos disponíveis e podendo ocorrer em altas densidades.

As peculiaridades florísticas das comunidades de lianas ocorreram, provavelmente, em função de fatores atuando em diferentes escalas espaciais. Em escala local, sugerimos o alagamento e a fertilidade dos solos como fatores determinantes e em escala regional, a proximidade geográfica com o Cerrado ou a Floresta Amazônica. Claramente, foram caracterizadas comunidades inundáveis sob influência mais forte da flora Amazônica; comunidades xeromórficas não inundáveis em solos distróficos sob influência do Cerrado; comunidades não inundáveis em solos mais ricos sob influência Amazônica e comunidades não inundáveis que também ocorrem em solos distróficos sob influência do Cerrado. Portanto, é extremamente necessária a conservação dessas comunidades para garantir a conservação das espécies de lianas, pois foram observadas espécies que são amplamente distribuídas, espécies exclusivas e também espécies endêmicas do Brasil.

Agradecimentos

Agradecemos à CAPES pela concessão de bolsa de mestrado aos autores Edmar A. Oliveira, Leandro Maracahipes e Claudinei O. dos Santos, à UNEMAT, FAPEMAT, PROCAD/CAPES e PELD/CNPq pelo apoio financeiro. Aos alunos Pábio H. Porto, Paulo S. Morandi, Letícia G. Silva, Mariângela F. Abreu e Giovana Zilli pela ajuda na coleta de dados. Agradecemos também o professor Marcus Vinícius Cianciaruso pelas contribuições valiosas. Ao projeto Tropical Biomes in Transition (TROBIT), pois a partir da coleta dos dados em 2008 surgiu a idéia do presente estudo. Agradecemos também o apoio adicional do projeto RAINFOR (Gordon and Betty Moore Foundation e NERC consortium AMAZONICA) e aos responsáveis pelos projetos, Dr. Jon Lloyd, Dr. Oliver Phillips e Dr. Emanuel Gloor. À Flavia R.C. Costa pelo auxílio nas análises de ordenação. Agradecemos ainda aos organizadores do Workshop RAINFOR – Gordon and Betty Moore Foundation realizado em Rio Branco, Acre, Brasil, 2011, onde parte deste manuscrito foi elaborado.

Referências bibliográficas

- Addo-Fordjour,P., Anning,A.K., 2008. Diversity and distribution of climbing plants un a semi-deciduous rain forest, KNUST Botanic Garden, Ghana. *International Journal of Botany* 4, 186-195.
- Addo-Fordjour,P., Anning,A.K., Larbi,J.A., Akyeampong,S., 2009. Liana species richness, abundance and relationship with trees in the Bobiri forest reserve, Ghana: Impact of management systems. *Forest Ecology and Management* 257, 1822-1828.
- Alencar,A., Nepstad,D.C., McGrath,D., Moutinho,P., Pacheco,P., Diaz,M.D.C.V., Soares-Filho,B., 2004. Desmatamento na amazônia; indo além da "emergência crônica". Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Belém.
- Appanah,S., Gentry,A.H., LaFrankie,J.V., 1992. Liana diversity and species richness of Malaysian rain forests. *Journal of Tropical Forest Science* 6, 116-123.
- Araujo,R.A., Costa,R.B., Felfili,J.M., Kuntz,I.G., Sousa,R.A.T.M., Dorval,A., 2009. Florística e estrutura de fragmento florestal em área de transição na Amazônia Matogrossense no município de Sinop. *Acta Amazonica* 39, 865-878.
- Avalos,G., Mulkey,S.S., Kitajima,k., 1999. Leaf Optical Properties of Trees and Lianas in the Outer Canopy of a Tropical Dry Forest. *Biotropica* 31, 517-520.
- Baker,T.R., Phillips,O.L., Malhi,Y., Almeida,S., Arroyo,L., Di Fiore,A., Erwin,T., Higuchi,N., Killeen,T.J., Laurance,S.G. et al. 2004. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 359, 353-365.
- Balch,J.K., Nepstad,D.C., Curran,L.M., Brando,P.M., Portela,O., Guilherme,P., Reuning-Scherer,J.D., 2011. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 261, 68-77.
- Balfour,D.A., Bond,W.J., 1993. Factors Limiting Climber Distribution and Abundance in a Southern African Forest. *The Journal of Ecology* 81, 93-100.
- Barbosa,D.C.F., Marimon,B.S., Lenza,E., Marimon-Junior,B.H., Oliveira,E.A., Maracahipes,L., 2011. Estrutura da vegetação lenhosa em dois fragmentos naturais de florestas inundáveis (Impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Mato Grosso. *Revista Árvore, Viçosa-MG -No prelo.*

- Brito,E.R., Martins,S.V., Oliveira-Filho,A.T., Silva,E., Silva,A.F., 2008. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins. *Acta Amazonica* 38, 379-386.
- Brose,U., Martinez,N.D., Williams,R.J., 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology* 84, 2364-2377.
- Burnham,R., 2002. Dominance, Diversity and Distribution of Lianas in Yasuni, Ecuador: Who Is on Top? *Journal of Tropical Ecology* 18, 845-864.
- Campanello,P.I., Garibaldi,J.F., Gatti,M.G., Goldstein,G., 2007. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: Host preference and tree growth. *Forest Ecology and Management* 242, 250-259.
- Campbell,E.J.F., Newbery,D.M., 1993. Ecological relationships between lianas and trees in lowland rain forest in Sabah, east Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 9, 469-490.
- Castellanos,A.E., Duran,R.V., Guzman,S., Briones,O., Feria,M., 1992. Three-Dimensional Space Utilization of Lianas: A Methodology. *Biotropica* 24, 396-401.
- Clark,D.B., Clark,D.A., 1990. Distribution and effects on tree growth of lianas and woody hemiepiphytes in a Costa Rican tropical wet forest. *Journal of Tropical Ecology* 6, 321-331.
- Colwell,R.K.. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. (<http://www.purl.oclc.org/estimates>) Version 8.0. 2008. 9-29-2010.
- Dewalt,S.J., Schnitzer,S.A., Denslow,J.S., 2000. Density and Diversity of Lianas along a Chronosequence in a Central Panamanian Lowland Forest. *Journal of Tropical Ecology* 16, 1-19.
- Eiten,G., 1985. Vegetation near Santa Teresinha, NE Mato Grosso. *Acta Amazonica* 15, 275-301.
- Felfili,J.M., Rezende,R.P., 2003. Conceitos e métodos em fitossociologia. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, Brasília.
- Forzza,R.C., Leitman,P.M., Costa,A.F., Carvalho Jr.,A.A., Peixoto,A.L., Walter,B.M.T., Bicudo,C., Zappi,D., Costa,D.P., Lleras,E., et al. 2010. Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro . Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010>. 10-20-2010.
- Furley,P.A., Ratter,J.A., 1988. Soil Resources and Plant-Communities of the Central Brazilian Cerrado and Their Development. *J. Biogeogr.* 15, 97-108.

- Gentry,A.H., 1983. Lianas the the "paradox" of contrasting latitudinal gradients in wood and litter production. *Tropical Ecology* 24, 63-67.
- Gentry,A.H., 1991. The distribution and evolution of climbing plants. In: Putz,F.E., Mooney,H.A. (Eds.), *The Biology of Vines*. Cambridge,Cambridge UniversityPress., pp. 3-53.
- Gonçalves,F.G., Santos,J.R., 2008. Composição florística e estrutura de uma unidade de manejo florestal sustentável na Floresta Nacional do Tapajós, Pará. *Acta Amazonica* 38, 229-244.
- Gotelli,N.J., Entsminger,G.L.. *EcoSim: Null models software for ecology*. Acquired Intelligence Inc.& Kesey-Bear [7.0]. 2001.
- Guarino,E.S.G., Walter,B.M.T., 2005. Fitossociologia de dois trechos inundáveis de Matas de Galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19, 431-442.
- Hill,M.O., 1979. *TWINSPAN-A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes*. Cornell; University, Ithaca, N. Y.
- Hora,R.C., Soares,J.J., 2002. Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. *Rev. bras. bot.* 25, 323-329.
- Hortal,J., Borges,P.A.V., Gaspar,C., 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *J. Anim. Ecol.* 75, 274-287.
- Hubbell,S.P., 2001. *The unified neutral theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton and Oxford.
- Hurlbert,S.H., 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52, 578-586.
- Ibarra-Manríquez,G., Martínez-Ramos,M., 2002. Landscape Variation of Liana Communities in a Neotropical Rain Forest. *Plant Ecology* 160, 91-112.
- Ivanauskas,N.M., Monteiro,R., Rodrigues,R.R., 2004a. Composição florística de trechos florestais na borda sul-amazônica. *Acta Amazonica* 34, 399-413.
- Ivanauskas,N.M., Monteiro,R., Rodrigues,R.R., 2004b. Estrutura de um trecho de floresta Amazônica na bacia do alto rio Xingu. *Acta Amazônica* 34, 275-299.
- Ivanauskas,N.M., Monteiro,R., Rodrigues,R.R., 2008. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amazônica* 38, 387-402.

- Ivanauskas, N.M., Rodrigues, R.R., Nave, A.G., 1997. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. *Revista Brasileira de Biociência*, Porto Alegre 20, 139-153.
- Joly, C.A., Crawford, R.M.M., 1982. Variation in Tolerance and Metabolic Responses to Flooding in some Tropical Trees. *Journal of Experimental Botany* 33, 799-809.
- Kunz, S.H., Martins, S.V., Ivanauskas, N.M., Stefanello, D., 2010. Estrutura fitossociológica de um trecho de floresta estacional perenifólia, bacia do rio das pacas, Querência-MT. *Cernea* 16, 115-122.
- Ladwig, L.M., Meiners, S.J., 2010. Spatiotemporal dynamics of lianas during 50 years of succession to temperate forest. *Ecology* 91, 671-680.
- Laurance, W.F., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Merona, J.M.R., Gascon, C., 1997. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. *Science* 278, 1117-1118.
- Leitão-Filho, H.F., 1982. Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo* 16A, 197-206.
- Letcher, L.G., Chazdon, R.L., 2009. Lianas and self-supporting plants during tropical forest succession. *Forest Ecology and Management* 257, 2150-2156.
- Lewis, S.L., Brando, P.M., Phillips, O.L., Geertje, M.F., van der Heijden, G.M.F., Nepstad, D., 2011. The 2010 Amazon Drought. *Science* 331, 554.
- Lewis, S.L., Lopez-Gonzalez, C., Sonké, B.G., Affum-Baffoe, K., Baker, T.R., Ojo, L.O., Phillips, O.L., Reitsma, J.M., White, L., Comiskey, J.A., et al. 2009. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature* 457, 1003-1007.
- Londré, R.A., Schnitzer, S.A., 2006. The Distribution of Lianas and Their Change in Abundance in Temperate Forests over the past 45 Years. *Ecology* 87, 2973-2978.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm., London.
- Malizia, A., Grau, H.R., 2006. Liana-host tree associations in a subtropical montane forest of north-western Argentina. *Journal of Tropical Ecology* 22, 331-339.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M., 2006. Chuva de sementes em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e em uma floresta mista adjacente no Vale do Araguaia, MT, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20, 423-432.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M., Haridasan, M., 2001. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil; I. a forest of *Brosimum rubescens* Taub. *Edinburgh Journal of Botany* 58, 123-137.

- Marimon,B.S., Felfili,J.M., Lima,E.S., 2002. Floristics and phytosociology of the gallery forest of the Bacaba Stream, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 59, 303-318.
- Marimon,B.S., Felfili,J.M., Lima,E.S., Duarte,W.M.G., Marimon-Junior,B.H., 2010. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the CerradoAmazonia boundaries in Brazil. *Acta Amazonica* 40, 107-118.
- Marimon,B.S., Marimon-Junior,B.H., Lima,H.S., Jancoski,H.S., Franczak,D.D., Mews,H.A., Moresco,M.C., 2008. Pantanal do Araguaia - Ambiente e povo: guia de ecoturismo. UNEMAT, Cáceres.
- Marimon-Júnior,B.H., Haridasan,M., 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19, 913-926.
- Marques,M.C.M., Joly,C.A., 2000. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. em floresta higrófila do sudeste do Brasil. *Rev. bras. bot.* 23, 107.
- Martins,S.V., Brito,E.R., Oliveira-Filho,A.T., Silva,A.F., Silva,E., 2008. Floristic composition of two wetland forests in araguaian plain, state of Tocantins, Brazil, and comparison with other areas. *Revista Árvore, Viçosa-MG* 32, 129-141.
- McCune,B., Mefford,M.J. 2006. PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.0. MjM software design, Oregon, U.S.A.
- Muthuramkumar,S., Parthasarathy,N., 2000. Alpha Diversity of Lianas in a Tropical Evergreen Forest in the Anamalais, Western Ghats, India. *Diversity and Distributions* 6, 1-14.
- Nabe-Nielsen,J., 2001. Diversity and Distribution of Lianas in a Neotropical Rain Forest, Yasuni National Park, Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 17, 1-19.
- Nogueira,E.M., Fearnside,P.M., Nelson,B.W., França,M.B., 2007. Wood density in forests of Brazil's 'arc of deforestation': Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 248, 119-135.
- Nogueira,E.M., Nelson,B.W., Fearnside,P.M., França,M.B., Oliveira,A.C.A., 2008. Tree height in Brazil's 'arc of deforestation': Shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. *Forest Ecology and Management* 255, 2963-2972.

- Oksanen,J., Blahet,F.G., Kindt,R., Legendre,P., O'Hara,R.B., Simpson,G.L., Solymos,P., Stevens,M.H.H., Wagner,P.. *vegan: Community Ecology Package*. R package. [1.17-2]. 2010.
- Oliveira,A.N., Amaral,I.L., 2004. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 34, 21-34.
- Oliveira,A.N., Amaral,I.L., 2005. Aspectos florísticos, fitossociológicos e ecológicos de um sub-bosque de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 35, 1-16.
- Pérez-Salicrup,D.R., 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. *Ecological Society of America* 82, 389-396.
- Pérez-Salicrup,D.R., Sork,V.L., Putz,F.E., 2001. Lianas and Trees in a Liana Forest of Amazonian Bolivia. *Biotropica* 33, 34-47.
- Phillips,O.L., Martínez,R.V., Arroyo,L., Baker,T.R., Killeen,T., Lewis,S.L., Malhi,Y., Mendoza,A.M., Neill,D., Vargas,P.N., et al. 2002. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature* 418, 770-774.
- Phillips,O.L., Martínez,R.V., Mendoza,A.M., Baker,T.R., Vargas,P.N., 2005. Large Lianas as Hyperdynamic Elements of the Tropical Forest Canopy. *Ecological Society of America* 86, 1250-1258.
- Putz,F.E., 1980. Lianas vs. trees. *Biotropica* 12, 224-225.
- Putz,F.E., 1983. Liana Biomass and Leaf Area fo a "Terra Firme" Forest in the Rio Negro Basin, Venezuela. *Biotropica* 15, 185-189.
- Putz,F.E., 1984a. How trees avoid and shed lianas. *Biotropica* 16, 19-23.
- Putz,F.E., 1984b. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 65, 1713-1724.
- Putz,F.E., Chai,P., 1987a. Ecological Studies of Lianas in Lambir National Park, Sarawak, Malaysia. *The Journal of Ecology* 75, 523-531.
- Putz,F.E., Chai,P., 1987b. Ecological studies of lianas in Lambir National Park, Sarawak, Maylasia. *J Ecology* 75, 523-531.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. <http://www.R-project.org> [version: 2.10.1]. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Ratter,J.A., Richards,P.W., Argent,G., Gifford,D.R., 1973. Observations on Vegetation of Northeastern Mato Grosso .1. Woody Vegetation Types of Xavantina-Cachimbo

- Expedition Area. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 266, 449-492.
- Restom, T.G., Nepstad, D.C., 2004. Seedling growth dynamics of a deeply rooting liana in a secondary forest in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 190, 109-118.
- Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T., 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S.M., Almeida, S.P., Ribeiro, J.F. (Eds.), *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa Cerrados, Brasília, pp. 151-212.
- Ricklefs, R.E., 1977. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. *Amer. Natur.* 111, 376-381.
- Ricklefs, R.E., 2003. *Economia da Natureza*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Santos, K., Kinoshita, L.S., Rezende, A.A., 2009. Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 9, 175-188.
- Scarano, F.R., Cattânio, J.H., Crawford, R.M.M., 1994. Root carbohydrate storage in young samplings of an Amazonian tidal várzea forest before the onset of wet season. *Acta Botanica Brasilica* 8, 129-139.
- Schnitzer, S.A., 2005. A Mechanistic Explanation for Global Patterns of Liana Abundance and Distribution. *The American Naturalist* 166, 262-276.
- Schnitzer, S.A., 2006. Censusing and Measuring Lianas: A Quantitative Comparison of the Common Methods. *Biotropica* 38, 581-591.
- Schnitzer, S.A., Bongers, F., 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Tree* 17, 223-230.
- Schnitzer, S.A., Carson, W.P., 2001. Treefall Gaps and the Maintenance of Species Diversity in a Tropical Forest. *Ecology* 82, 913-919.
- Schnitzer, S.A., Rutishauser, S., Aguilar, S., 2008. Supplemental protocol for liana censuses. *Forest Ecology and Management* 255, 1044-1049.
- Scudeller, V.V., Souza, A.M.G., 2009. Florística da mata de igapó na Amazônia Central. In: Santos-Silva, E.N., Scudeller, V.V. (Eds.), *Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central*. UEA Edições, Manaus, pp. 97-108.
- Sfair, J.C., Martins, F.R., 2011. The role of heterogeneity on climber diversity: is liana diversity related to tree diversity? *Global Journal of Biodiversity and Management* 1, 1-10.

- Silva,F.A.M., Assad,E.D., Evangelista,B.A., 2008a. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. In: Sano,S.M., Almeida,S.P., Ribeiro,J.F. (Eds.), Cerrado:ecologia e flora. Embrapa Cerrados, Brasília, pp. 69-88.
- Silva,K.E., Matos,F.D.A., Ferreir,M.M., 2008b. Composição florística e fitossociologia de espécies arbóreas do Parque Fenológico da Embrapa Amazônia Ocidental. *Acta Amazonica* 38, 213-222.
- Stat Soft,I. Statistica. [7.0]. 2004. www.statsoft.com.
- Turner,I.M., 2004. *The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest*. Cambridge University Press, New York,USA.
- van der Heijden,G.M.F., Feldpausch,T.R., Herrero,A.F., van den Velden,N.K., Phillips,O.L., 2010. Calibrating the liana crown occupancy index in Amazonian forests. *Forest Ecology and Management* 260, 549-555.
- van der Heijden,G.M.F., Geertje,M.F., Healey,J.R., Phillips,O.L., 2008. Infestation of trees by lianas in a tropical forest in Amazonian Peru. *Journal of Vegetation Science* 19, 747-756.
- van der Heijden,G.M.F., Phillips,O.L., 2009. Liana infestation impacts tree growth in a lowland tropical moist forest. *Biogeosciences* 6, 2217-2226.
- Zar,J.H., 2010. *Biostatistical Analysis*. Pearson, Upper Saddle River, New Jersey, USA.

Anexo 1: Abundância de lianas amostradas em 15 florestas da transição Cerrado-Floresta Amazônica, região leste de Mato Grosso, Brasil. Sendo: IMP- Florestas inundáveis amostradas no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio; NXV-2 e NXV-3= cerradão e floresta de galeria amostradas no Parque do Bacaba, Nova Xavantina; VCR-1 e VCR-2 = floresta estacional semidecidual monodominante e floresta estacional semidecidual em Nova Xavantina-MT; TAN-2 e TAN-3 = floresta estacional perenifólia em Querência-MT e FLO-2 = floresta estacional perenifólia em Ribeirão Cascalheira-MT.

Espécies e famílias	IMP1	IMP2	IMP3	IMP4	IMP5	IMP6	IMP7	IMP8	NXV2	NXV3	VCR2	VCR1	TAN2	TAN3	FLO2	TOTAL
<i>Combretum laxum</i> Jacq. (Combretaceae)	25	133	107	67	79	96	--	2	--	--	--	--	--	--	--	509
<i>Heteropterys eglandulosa</i> A.Juss. (Malpighiaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	36	49	--	--	--	85
<i>Diplopterys pubipetala</i> (A.Juss.) W.R.Anderson & C.C.Davis (Malpighiaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	62	--	--	--	--	--	--	62
<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C. Sm. (Celastraceae)	1	14	--	2	15	27	--	--	--	--	--	--	--	--	--	58
<i>Forsteronia rufa</i> Müll. Arg. (Apocynaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	16	28	6	6	1	57
<i>Machaerium inundatum</i> (Mart. ex Benth.) Ducke (Fabaceae)	--	7	1	32	--	8	--	1	--	--	--	--	--	--	--	49
<i>Strychnos</i> sp.4 (Loganiaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	31	9	9	49
<i>Deguelia amazonica</i> Killip (Fabaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	22	14	10	46
<i>Fridericia candicans</i> (Rich.) L.G.Lohmann (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	22	18	--	--	--	40
<i>Moutabea excoriata</i> Mart. ex Miq. (Polygalaceae)	--	--	--	--	34	--	--	--	--	2	--	--	--	--	--	36
<i>Strychnos guianensis</i> (Aubl.) Mart. (Loganiaceae)	--	11	7	13	--	4	--	--	--	--	--	--	--	--	--	35
<i>Passiflora haematostigma</i> Mart. ex Mast. (Passifloraceae)	2	12	8	6	4	2	--	--	--	--	--	--	--	--	--	35
<i>Strychnos</i> sp.3 (Loganiaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	32	--	--	--	--	--	--	32
<i>Anthodon decussatum</i> Ruiz & Pav. (Celastraceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	13	18	--	--	--	31
<i>Anthodon</i> sp. (Celastraceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	5	23	--	28
<i>Phanera coronata</i> (Benth.) Vaz (Fabaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	13	12	2	--	--	--	27
<i>Aenigmatanthera lasiandra</i> (A.Juss.) W.R.Anderson (Malpighiaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	3	7	15	--	--	25
<i>Hippocratea volubilis</i> (Celastraceae)	--	--	--	--	1	1	--	--	--	--	7	11	--	3	--	23
<i>Doliocarpus</i> sp. (Dilleniaceae)	--	--	--	--	--	20	--	--	--	--	--	--	--	--	--	20
<i>Orthomene schomburgkii</i> (Miers) Barneby & Krukoff (Menispermaceae)	--	--	--	2	1	16	--	--	--	--	--	--	--	--	--	19
<i>Callichlamys latifolia</i> (Rich.) K.Schum. (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	18	--	--	--	--	18
<i>Davilla kunthii</i> A.St.-Hil. (Dilleniaceae)	--	7	--	1	--	6	--	--	--	--	--	--	--	--	--	14
<i>Odontadenia puncticulosa</i> (Rich.) Pulle (Apocynaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	10	--	--	--	--	1	11

Cont...

Espécies e famílias	IMP1	IMP2	IMP3	IMP4	IMP5	IMP6	IMP7	IMP8	NXV2	NXV3	VCR2	VCR1	TAN2	TAN3	FLO2	TOTAL
<i>Coccoloba</i> sp.3 (Polygonaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	7	4	--	11
Bignoniaceae NI-2 (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	6	4	--	10
<i>Dolioscarpus amazonicus</i> Sleumer (Dilleniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	8	1	1	10
<i>Uncaria guianensis</i> (Aubl.) J.F.Gmel. (Rubiaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	10	--	--	--	--	10
<i>Tanaecium pyramidatum</i> (Rich.) L.G.Lohmann (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	8	1	--	--	--	9
<i>Cuspidaria</i> sp. (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	8	--	--	--	--	--	8
<i>Serjania</i> cf. <i>caracasana</i> (Jacq.) Willd. (Sapindaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	3	1	4	--	--	--	--	8
<i>Fridericia</i> sp.1 (Bignoniaceae)	--	--	2	1	2	1	--	1	--	--	--	--	--	--	--	7
<i>Combretum vernicosum</i> Rusby (Combretaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	7	--	--	--	--	--	7
<i>Securidaca bialata</i> Benth. (Polygalaceae)	--	--	--	1	2	4	--	--	--	--	--	--	--	--	--	7
<i>Dolioscarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl. (Dilleniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	6	--	--	--	--	--	--	6
<i>Secondatia densiflora</i> A.DC. (Apocynaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	4	2	--	--	--	--	--	6
<i>Strychnos</i> cf. <i>sandwithiana</i> Krukoff & Barneby (Loganiaceae)	--	--	--	2	3	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	5
<i>Forsteronia</i> sp. (Apocynaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	4	2	--	--	--	4
<i>Dolichandra</i> sp. (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	3	--	--	--	--	3
<i>Machaerium</i> sp. (Fabaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	3	--	--	--	--	--	--	3
<i>Heteropterys</i> sp. (Malpighiaceae)	--	--	--	1	1	1	--	--	--	--	--	--	--	--	--	3
Malpighiaceae NI (Malpighiaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1	2	--	3
<i>Coccoloba</i> sp.1 (Polygonaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	3	--	--	--	--	3
<i>Fridericia platyphylla</i> (Cham.) L.G.Lohmann (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	2	--	--	--	--	--	2
<i>Fridericia cinnamomea</i> (DC.) L.G.Lohmann (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1	--	--	1	2
<i>Callichlamys</i> sp. (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	2	--	--	--	--	--	2
<i>Hippocratea</i> sp. (Celastraceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	2	--	--	2
<i>Dioclea glabra</i> Benth. (Fabaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	2	--	--	--	--	--	2
<i>Dioclea virgata</i> (Rich.) Amshoff (Fabaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	2	--	--	--	--	--	2
<i>Niedenzuella glabra</i> (Spreng.) W.R.Anderson (Malpighiaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	2	--	--	--	--	--	2
<i>Bredemeyera floribunda</i> Willd. (Polygalaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	2	--	--	--	--	--	--	2
<i>Securidaca amazonica</i> Chodat (Polygalaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	2	2
Indeterminada	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	2	--	2
<i>Piptocarpha matogrossensis</i> H. Rob. (Asteraceae)	--	--	--	1	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1
<i>Anemopaegma</i> sp. (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1	--	--	--	--	1

Cont...

Espécies e famílias	IMP1	IMP2	IMP3	IMP4	IMP5	IMP6	IMP7	IMP8	NXV2	NXV3	VCR2	VCR1	TAN2	TAN3	FLO2	TOTAL
<i>Fridericia craterophora</i> (DC.) L.G.Lohmann (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	1	--	--	--	--	--	--	1
<i>Fridericia</i> sp.2 (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1	--	1
Bignoniaceae NI-1 (Bignoniaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1	--	--	--	--	1
<i>Dicranostyles ampla</i> Ducke (Convolvulaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1	1
<i>Strychnos</i> sp.1 (Loganiaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1	--	--	--	--	1
<i>Strychnos</i> sp.2 (Loganiaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1	--	--	--	--	--	1
<i>Norantea</i> sp. (Marcgraviaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1	--	--	1
<i>Norantea guianensis</i> Aubl. (Marcgraviaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1	--	--	--	--	--	1
<i>Bredemeyera</i> sp. (Polygalaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1	--	--	--	--	1
<i>Coccoloba</i> sp.2 (Polygonaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	1	--	--	--	--	--	--	1
<i>Paullinia</i> sp. (Sapindaceae)	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1	--	1
Total geral	28	184	125	129	142	186	0	4	114	55	163	137	104	70	26	1467

**ARTIGO 2 - ESTRUTURA E PADRÃO DE DIVERSIDADE ALFA E BETA DE
COMUNIDADES LIANAS DA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA
AMAZÔNICA, BRASIL**

A ser submetido para a revista Acta Botanica Brasilica

**ESTRUTURA E PADRÃO DE DIVERSIDADE ALFA E BETA DE
COMUNIDADES LIANAS DA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA
AMAZÔNICA, BRASIL**

Structure and alpha and beta diversity pattern of lianas of the Cerrado-Amazon Forest transition, Brazil

¹Edmar Almeida de Oliveira, ¹Beatriz Schwantes Marimon, ¹Ben Hur Marimon-Junior, ¹Eddie Lenza, ²Ted R. Feldpausch, ³Guarino Colli, & ¹Leandro Maracahipes

1 Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Caixa Postal 08, 78690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil: edmardinei@hotmail.com

2 Earth and Biosphere Institute, School of Geography, University of Leeds, LS2 9JT, Leeds, UK, Inglaterra. T.R.Feldpausch@leeds.ac.uk

3 Universidade de Brasília, Departamento de Zoologia, 70910-900, Brasília, DF, Brasil. grcolli@unb.br

Resumo

As lianas são importantes agentes seletivos em comunidades tropicais. Portanto, ainda não está bem claro o papel ecológico das lianas em florestas tropicais e, entender os padrões de diversidade alfa e beta das lianas pode ser útil na seleção de áreas prioritárias para a conservação dessas espécies. Nesse estudo foi avaliada a estrutura e os padrões de diversidade alfa e beta de 15 comunidades de lianas da região de transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. Foram estabelecidas 25 parcelas de 20 x 20 m em cada comunidade e amostradas todas as lianas vivas com diâmetro ≥ 5 cm à 1,30 m ao longo do caule. Nessas comunidades a diversidade alfa (Simpson) variou entre 0 e 0,89, sendo que as florestas inundáveis apresentaram os menores valores. Nas comunidades não-inundáveis, Bignoniaceae, Malpighiaceae, Fabaceae e Loganiaceae foram as famílias mais abundantes e mais ricas em espécies, contribuindo com 91,3% do número de espécies e 48% do número de indivíduos. Nas comunidades inundáveis, Celastraceae, Dilleniaceae Loganiaceae e Polygalaceae foram responsáveis por 53,5% e 21,9%, respectivamente. Foi observado um aumento da diversidade beta com o aumento da distância entre as comunidades florestais estudadas, explicando 72% da diversidade.

Palavras-chave: Bignoniaceae, Florestas tropicais, Conservação, Trepadeira lenhosa, Impucas

Abstract

Lianas are important selective groups in tropical communities. However, the ecological role of lianas in tropical forests is not yet clear; and, the understanding of lianas' alpha and beta diversity patterns may be useful to select priority areas for these species' preservation. In this study we evaluated the structure and patterns of alpha and beta diversity of 15 liana communities of the Cerrado-Amazon Forest transition, Mato Grosso, Brazil. We established 25 plots of 20x20 m in each community and surveyed all living lianas with diameter ≥ 5 cm at 1,30 m along the stem. In these communities the alpha diversity (Simpson) ranged between 0 and 0.89, whereas the flooded forests presented the lowest values. Within non-flooded communities, Bignoniaceae, Malpighiaceae, Loganiaceae, Fabaceae, Celastraceae, Loganiaceae, Apocynaceae and Polygalaceae families were more abundant and species rich, contributing with 91,3% of the number of species and 48% of the number of individuals. Within flooded communities, Celastraceae, Dilleniaceae, Loganiaceae, and Polygalaceae accounted for 53,3% and 21.9%, respectively. We observed an increase in beta diversity with the increase in distance between the forest communities studied, explaining 72% of the diversity.

Key-words: Bignoniaceae, tropical forests, conservation, wood vines, impucas.

Introdução

As lianas representam um importante grupo nas florestas tropicais (Pérez-Salicrup, 2001; Gentry, 1991; 1984b; Putz, 1980; 1984a), contribuindo entre 13 e 52% da riqueza das espécies lenhosas das comunidades (Appanah *et al.*, 1992; Campbell & Newbery, 1993; Santos *et al.*, 2009; Scudeller & Souza, 2009; Ivanauskas *et al.*, 2004a; Santos *et al.*, 2009; Appanah *et al.*, 1992; Campbell & Newbery, 1993). Essa grande importância tem chamado atenção de vários pesquisadores (Putz & Chai, 1987; Phillips *et al.*, 2002; Ingwel *et al.*, 2010; Schnitzer & Bongers, 2011; van der Heijden & Phillips, 2009), principalmente devido a sua grande participação na dinâmica do componente arbóreo (Gentry, 1991; Perez-Salicrup, 2001; Putz, 1984b) e também devido a contribuição para diversidade biológica, tanto em escala local quanto em escala regional (Burnham, 2004; Muthuramkumar & Parthasarathy, 2000; Nabe-Nielsen, 2001; Senbeta *et al.*, 2005).

Existem vários estudos que indicam as lianas como componentes-chave nas comunidades arbóreas tropicais, competindo por nutrientes, água, luminosidade, espaço, além de ser responsáveis por grande parte dos danos ocorridos nas copas e nos troncos dos indivíduos arbóreos (1984b; Putz & Chai, 1987; Phillips *et al.*, 2002; van der Heijden *et al.*, 2008; van der Heijden & Phillips, 2009; 1984b; Putz, 1980; Pérez-Salicrup *et al.*, 2001; 1980; 1984a; Schnitzer & Bongers, 2002; Schnitzer & Bongers, 2011). Porém, pouco se sabe sobre a magnitude desses efeitos (Schnitzer & Bongers, 2002) e qual a importância das lianas para os processos dos ecossistemas e para a diversidade local e regional (Ødegaard, 2000; Morellato & Leitão-Filho, 1998; Pérez-Salicrup & Barker, 2000; Pérez-Salicrup, 2001; Engel *et al.*, 1998).

Iniciativas para a conservação e o conhecimento da biodiversidade são baseadas principalmente no conhecimento da composição e riqueza local de espécies (diversidade α) e na substituição de espécies entre comunidades (diversidade β), resultando na conservação da diversidade γ (Whittaker, 1972; Ricklefs, 2003). Dessa forma, o conhecimento das diversidades alfa e beta fornece uma perspectiva para compreender a distribuição e composição de espécies em escala mais ampla, de distintas comunidades locais, contribuindo na escolha de áreas que melhor representam a diversidade biológica para serem integradas em programas de conservação (Bridgewater *et al.*, 2004).

Muitos estudos sobre lianas descrevem como os fatores ambientais, distúrbios e características edáficas atuam na distribuição, na abundância e na riqueza de espécies em escala local (Balfour & Bond, 1993; Addo-Fordjour & Anning, 2008; Burnham,

2002; Clark & Clark, 1990; Londré & Schnitzer, 2006; Nabe-Nielsen, 2001). Portanto, é importante entender como a variação espacial pode influenciar a composição florística das comunidades de lianas em escala mais ampla (diversidade β), visto que o espaço geográfico é determinante da distribuição das espécies em muitas comunidades (Duivenvoorden *et al.*, 2006; Mykrä *et al.*, 2007).

Atualmente, existem duas teorias concorrentes para explicar a distribuição e riqueza de espécies em comunidades naturais. A primeira delas, conhecida como “teoria de nicho” prediz que a composição de espécies nas comunidades é controlada por fatores determinísticos e locais, como a competição (Tilman, 1982; Case & Gilpin, 1974). A segunda, conhecida como “teoria neutra”, prediz que há uma diminuição da similaridade entre comunidades com o aumento da distância geográfica (Hubbell, 2001) e que a diversidade é mantida tanto em uma escala local quanto regional, apenas por estocasticidade ecológica. E ainda, que a abundância relativa pode variar de acordo com o gradiente ambiental e as espécies que dominam uma determinada comunidade podem ser raras em outra, ou até mesmo ausentes (De Marco, 2006; Hubbell, 2001; Bridgewater *et al.*, 2004).

Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi caracterizar e comparar aspectos florísticos e estruturais das comunidades de lianas em 15 formações florestais, testando também se a distância geográfica pode ser um fator determinante para a diferença da composição de espécies de lianas na região de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica. Com isso, partiu-se da premissa de que ocorre uma alta dissimilaridade entre as comunidades em função da distância geográfica ao longo da transição.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em 15 comunidades florestais nos municípios de Nova Xavantina, Querência e Novo Santo Antônio, na região leste do estado de Mato Grosso, Brasil. As comunidades incluíram uma floresta de galeria, um cerradão distrófico, uma floresta estacional semidecidual, uma floresta estacional semidecidual monodominante de *Brosimum rubescens* Taub., uma floresta estacional perenifólia e oito florestas inundáveis. A área amostrada em cada comunidade foi de um hectare. A floresta estacional semidecidual monodominante de *Brosimum rubescens* (VCR-1) e a

semidecidual não-monodominante (VCR-2) localizam-se na reserva legal da Fazenda Vera Cruz, retiro Pau Brasil, Nova Xavantina, MT. O cerradão (NXV-2) e a floresta de galeria (NXV-3) localizam-se no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, MT. Uma área de floresta estacional perenifólia localiza-se na reserva legal da Fazenda Floresta (FLO-2), Ribeirão Cascalheira, MT e duas em uma área de reserva legal da Fazenda Tanguro, Querência, MT (TAN-2 e TAN-3). As oito florestas inundáveis (IMP-1 até IMP-8) localizam-se no Parque Estadual do Araguaia (PEA) em Novo Santo Antônio, MT (Figura 1).

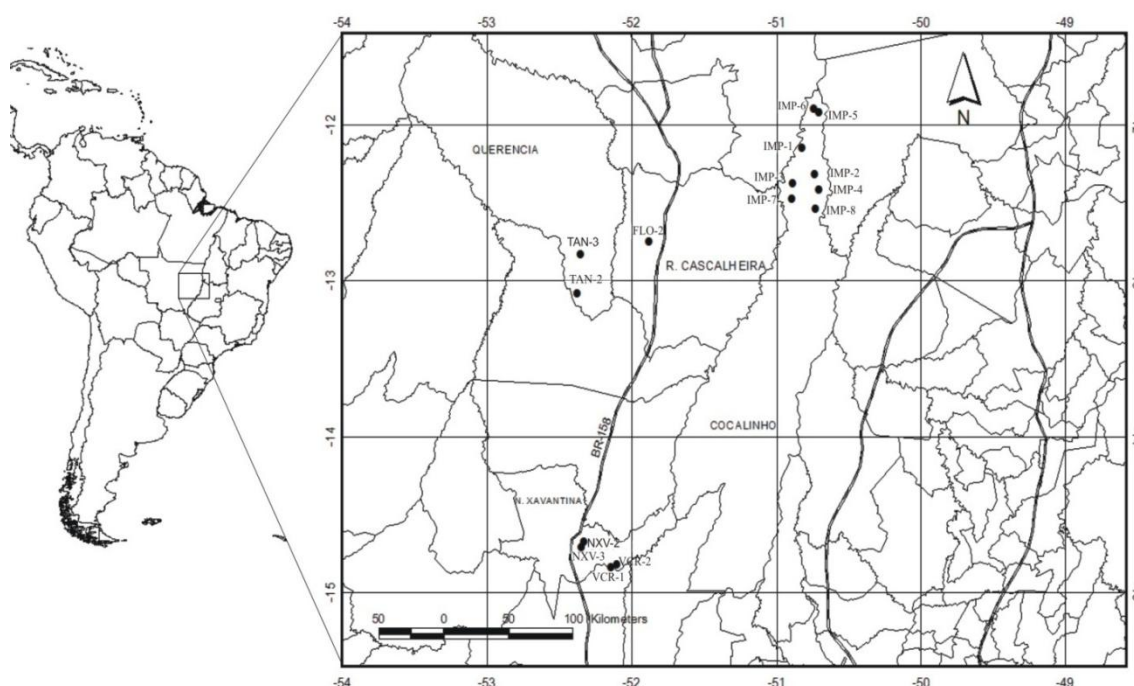


Figura 1 – Localização geográfica de 15 comunidades de lianas, estudadas na transição Cerrado-Floresta Amazônica, região Leste de Mato Grosso, Brasil. IMP-1 até IMP-8= Floresta inundável, TAN-2, TAN-3 e FLO-2= Floresta estacional perenifólia, VCR-1= Floresta estacional semidecidual monodominante de *Brosimum rubescens* Taub., VCR-2= floresta estacional semidecidual, NXV-2= Cerradão distrófico e NXV-3= Floresta de galeria.

O clima da região é do tipo tropical de savana, Aw de acordo com Köppen (Silva *et al.*, 2008), caracterizado por um período seco, de abril a setembro, e um período chuvoso, de outubro a março. A precipitação apresenta um gradiente pluviométrico latitudinal de 1.500 mm em Nova Xavantina (Marimon *et al.*, 2010), 1.700 mm em Santa Terezinha (Eiten, 1985) e 1.740 mm em Querência (Balch *et al.*, 2011).

Coleta de dados

Foram estabelecidas nas 15 comunidades florestais, 25 parcelas permanentes de 20x20 m. Foram medidas e identificadas todas as lianas vivas com diâmetro ao longo do caule (DAL) ≥ 5 cm. Todos os ramos que enraizaram novamente e apresentaram brotamento até o dossel tiveram suas medidas tomadas, sendo considerados como novo indivíduo (Schnitzer *et al.*, 2008). A altura foi medida com auxílio de uma trena a laser (DISTO TM lite 5 - modelo CH-9435 Heerbrugg Switzerland). A altura total da liana foi considerada como a altura do último indivíduo arbóreo suporte.

As identificações dos espécimes foram feitas em campo ou comparadas com o acervo da coleção do Herbário NX (UNEMAT, *Campus* de Nova Xavantina), Herbário UB (Universidade de Brasília, Brasília-DF) e Herbário UFMT (Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT) e, quando necessário, foram enviados para especialistas. O material botânico testemunho foi tombado no Herbário NX, Nova Xavantina-MT. O sistema de classificação adotado foi baseado em APG III (2009) e a revisão e atualização dos nomes dos táxons estão de acordo com a “Lista de Espécies da Flora do Brasil” (Forzza *et al.*, 2010).

Análise dos dados

A diversidade de espécies (α) foi determinada a partir do índice de diversidade de Simpson (D) (Simpson, 1949). Esse índice é menos sensível às espécies raras, varia entre zero e um, e quanto mais próximo de um mais diversa é a comunidade. Ele avalia a probabilidade de duas espécies amostradas aleatoriamente em uma comunidade representarem duas espécies diferentes (Peet, 1974).

Para avaliar a dissimilaridade florística entre as comunidades estudadas (β), foram utilizados os índices de dissimilaridade florística de Jaccard e de Bray-Curtis (matriz de abundância) (Bray & Curtis, 1957). O índice de Jaccard foi utilizado para os dados qualitativos, considerando apenas a presença e a ausência de espécies na comunidade, empregado para comparar a composição específica entre elas (Brower & Zar, 1977; Legendre & Legendre, 1998). O índice de Bray-Curtis foi utilizado para os dados quantitativos, adequado para variáveis que possuem muitos zeros (ausência de espécies) (Bray & Curtis, 1957; Legendre & Legendre, 1998) e foi empregado para comparar as diferenças estruturais (composição e abundância) entre as comunidades.

Ambos os índices variam entre zero a um, sendo os maiores valores relacionados à maior dissimilaridade.

Para avaliar a diversidade β das comunidades de lianas em relação a distância geográfica foram construídas duas matrizes: uma matriz de abundância (densidade) e uma de distância geográfica. A matriz de composição florística foi obtida utilizando-se o índice de Bray-Curtis, elaborada a partir de dados transformados ($\log_{10} + 1$), com o intuito de amenizar os efeitos das espécies muito abundantes. Para a criação da matriz espacial foram utilizadas as coordenadas geográficas de cada local, juntamente com os filtros espaciais, calculadas a partir método de distância euclidiana (Dray *et al.*, 2006; Bocard & Legendre, 2002; Bocard *et al.*, 2005). Os filtros espaciais foram derivados das coordenadas geográficas, calculados no *software* Spatial Analysis Macroecology v. 4.0 (Rangel *et al.*, 2010). Ambas as matrizes foram geradas através da função *vegdist*, utilizando o pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2010) no programa R (R Development Core Team, 2009). Após a construção das matrizes, foi aplicado o teste de Mantel avaliando o efeito das distâncias espaciais sobre a composição de espécies de lianas. O teste foi realizado empregando 10.000 aleatorizações (Quinn & Keough, 2002; Legendre & Legendre, 1998), utilizando o pacote “vegan” no programa R (R Development Core Team, 2009).

A área basal das lianas entre as comunidades foi comparada a partir do teste de Kruskal-Wallis, devido aos dados não terem atendido às premissas de normalidade e homogeneidade. Para comparar a área basal entre as florestas inundáveis e não-inundáveis foi utilizado o teste *t* para amostras separadas (dados não paramétricos) (Zar, 2010). Os parâmetros fitossociológicos de densidade, frequência e dominância absolutas e relativas e também o Valor de Importância (VI) (Mueller-Dombois & Elleberg, 1974) foram calculados usando o programa FITOPAC 1 (Shepherd, 1994).

Resultados e Discussão

Foram amostradas, nas 15 comunidades, 65 espécies, 17 famílias e 41 gêneros (Tabela 1). A densidade de indivíduos nas comunidades variou entre 0 e 186 ind.ha⁻¹ (Anexo 1). Nas florestas inundáveis a estrutura da vegetação foi dominada por *Combretum laxum*, o qual apresentou maior VI, frequência, densidade e área basal em seis das oito comunidades estudadas (Anexo 1). Além de *C. laxum*, outras espécies como *Salacia impressifolia* e *Securidaca bialata* ocorreram em florestas inundáveis da

Amazônia (Scudeller & Souza, 2009). Sendo assim, essas espécies podem ser consideradas típicas das áreas inundáveis, pois não foram registradas em nenhuma das florestas não-inundáveis amostradas no presente estudo.

Ao contrário das florestas inundáveis, as florestas não-inundáveis apresentaram ampla variação entre as espécies de maior VI, sendo que, apenas as florestas VCR-1 e VCR-2 (*Heteropterys eglandulosa*) e as florestas TAN-2 e FLO-2 (*Strychnos* sp.4) tiveram uma espécie em comum (Anexo 1). Esses resultados sugerem que as florestas não-inundáveis estudadas apresentam maior heterogeneidade florística, quando comparadas às florestas inundáveis. Isso se deve ao fato das florestas não-inundáveis incluírem fisionomias distintas (cerradão, floresta de galeria, florestas estacionais e florestas perenifólias). Burnham (2004) observou que a composição florística e a estrutura de uma comunidade de lianas poderia estar ligada diretamente à heterogeneidade ambiental. Desse modo, as diferentes formações vegetacionais encontradas no leste mato-grossense promovem uma alta heterogeneidade florística de lianas. Variações ambientais (luz, solos, níveis de inundação e histórico de distúrbios) também podem ser relevantes nas diferenças estruturais observadas entre as comunidades de lianas.

Os valores de área basal também variaram amplamente entre as comunidades de lianas. A floresta NXV-2 apresentou menor área basal quando comparada com as florestas VCR-2, IMP-2 e IMP-6 e a floresta NXV-3 apresentou menor área basal do que as florestas VCR-2 e a IMP-6 ($H_{(df\ 1, 9; N= 250)} = 36,03, p < 0,001$). As florestas inundáveis apresentaram maiores áreas basais ($t_{para\ variância\ separadas} = 3,58; g.l.= 180,11; p < 0,00$; média = $0,032 \pm 0,031$, inundável e $0,021 \pm 0,015$ para não-inundável), quando comparadas em relação às florestas não-inundáveis. Em geral, as lianas apresentam valores muito baixos de área basal quando comparadas com as comunidades arbóreas (Marimon *et al.*, 2001a; Brito *et al.*, 2008; Carvalho & Felfili, 2011; Dalanesi *et al.*, 2004; Ivanauskas *et al.*, 2004b; 2001b), que podem apresentar valores superiores a $35\ m^2 ha^{-1}$ (Marimon *et al.*, 2001a). No entanto, o menor investimento em área basal favorece o maior investimento em área foliar e em estruturas reprodutivas (Putz, 1983; Puig, 2008; Addo-Fordjour & Anning, 2008; Putz, 1983), conferindo às lianas vantagens na competição por luz com os indivíduos arbóreos.

As famílias que apresentaram maiores riquezas de espécies nas florestas não-inundáveis foram Bignoniaceae (13 espécies), Malpighiaceae, Fabaceae (5), Celastraceae, Loganiaceae, Apocynaceae (4) e Polygalaceae (3) representando juntas

48% das espécies e 91,3% dos indivíduos amostrados. Nas florestas inundáveis, Celastraceae, Dilleniaceae, Loganiaceae e Polygalaceae (2) representaram 53,3% das espécies e 21,9% dos indivíduos (Tabela 1 e Anexo 1 do capítulo 1). As famílias Bignoniaceae, Malpighiaceae e Apocynaceae estiveram também entre as mais ricas em espécies em outros estudos com lianas no Brasil (Tibiriçá *et al.*, 2006; Udulutsch *et al.*, 2004) e Apocynaceae, Fabaceae e Celastraceae entre as mais ricas em outras regiões tropicais do mundo (Addo-Fordjour *et al.*, 2009). Addo-Fordjour *et al.* (2009) atribuem a dominância dessas famílias em florestas de Gana, à sua ampla adaptabilidade ecológica. Portanto, essas famílias também podem ser adaptadas a outras florestas tropicais do mundo. Esse padrão, onde a maioria das espécies de lianas é registrada em poucas famílias também foi observado em outros estudos com florestas tropicais (Hora & Soares, 2002; Tibiriçá *et al.*, 2006; Udulutsch *et al.*, 2004; Gentry, 1991; Addo-Fordjour & Anning, 2008). As florestas inundáveis apresentaram peculiaridades entre as famílias de maior riqueza e abundância, uma vez que foram amostradas famílias similares entre as dominantes apenas no estudo de Addo-Fordjour & Anning (2008), onde Celastraceae foi registrada na terceira posição. Porém, essas famílias não foram dominantes em número de indivíduos como observado em outros estudos em florestas tropicais (Hora & Soares, 2002; Gentry, 1991; Addo-Fordjour & Anning, 2008).

Tabela 1 – Famílias, espécies e mecanismo de ascensão das espécies de lianas amostradas em 15 florestas localizadas na região de transição Cerrado-Floresta Amazônica, porção leste de Mato Grosso, Brasil. As espécies estão dispostas em ordem alfabética de família. Inund. = florestas inundáveis e não-inund.= florestas não-inundáveis

Famílias e espécies	Mecan. de Ascensão	Ocorrência	
		Não-Inundável	Inundável
APOCYNACEAE		X	-
<i>Forsteronia rufa</i> Müll. Arg.	Caule volúvel	X	-
<i>Forsteronia</i> sp.	Caule volúvel	X	-
<i>Odontadenia puncticulosa</i> (Rich.) Pulle	Caule volúvel	X	-
<i>Secondatia densiflora</i> A.DC.	Caule volúvel	X	-
ASTERACEAE		-	X
<i>Piptocarpha matogrossensis</i> H. Rob.	Apoiante	-	X
BIGNONIACEAE		X	X
<i>Anemopaegma</i> sp.	Gavinha	X	-
<i>Callichlamys latifolia</i> (Rich.) K.Schum.	Gavinha	X	-
<i>Callichlamys</i> sp.	Gavinha	X	-
<i>Cuspidaria</i> sp.	Gavinha	X	-
<i>Dolichandra</i> sp.	Gavinha	X	-
<i>Fridericia candicans</i> (Rich.) L.G.Lohmann	Gavinha	X	-
<i>Fridericia cinnamomea</i> (DC.) L.G.Lohmann	Gavinha	X	-
<i>Fridericia craterophora</i> (DC.) L.G.Lohmann	Gavinha	X	-
<i>Fridericia platyphylla</i> (Cham.) L.G.Lohmann	Gavinha	X	-

Famílias e espécies	Mecan. de Ascensão	Ocorrência	
		Não-Inundável	Inundável
<i>Tanaecium pyramidatum</i> (Rich.) L.G.Lohmann	Gavinha	X	-
<i>Fridericia</i> sp.1	Gavinha	-	X
<i>Fridericia</i> sp.2	Gavinha	X	-
Bignoniaceae NI-1	Gavinha	X	-
Bignoniaceae NI-2	Gavinha	X	-
CELASTRACEAE		X	X
<i>Anthodon decussatum</i> Ruiz & Pav.	Galhos irritáveis	X	-
<i>Anthodon</i> sp.	Galhos irritáveis	X	-
<i>Hippocratea volubilis</i> L.	Galhos irritáveis	X	X
<i>Hippocratea</i> sp.	Galhos irritáveis	X	-
<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C. Sm.	Caule volúvel	-	X
COMBRETACEAE		X	X
<i>Combretum laxum</i> Jacq.	Caule volúvel	-	X
<i>Combretum vernicosum</i> Rusby	Caule volúvel	X	-
CONVOLVULACEAE		X	-
<i>Dicranostyles ampla</i> Ducke	Caule volúvel	X	-
DILLENIACEAE		X	X
<i>Davilla kunthii</i> A.St.-Hil.	Caule volúvel	-	X
<i>Doliocarpus amazonicus</i> Sleumer	Caule volúvel	X	-
<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	Caule volúvel	X	-
<i>Doliocarpus</i> sp.	Caule volúvel	-	X
FABACEAE		-	-
<i>Deguelia amazonica</i> Killip	Apoiante	X	-
<i>Dioclea glabra</i> Benth.	Apoiante	X	-
<i>Dioclea virgata</i> (Rich.) Amshoff	Apoiante	X	-
<i>Machaerium inundatum</i> (Mart. ex Benth.) Ducke	Caule volúvel	-	X
<i>Machaerium</i> sp.	Caule volúvel	X	-
<i>Phanera coronata</i> (Benth.) Vaz	Gavinha	X	-
LOGANIACEAE		X	X
<i>Strychnos guianensis</i> (Aubl.) Mart.	Gavinha	-	X
<i>Strychnos</i> cf. <i>sandwithiana</i> Krukoff & Barneby	Gavinha	-	X
<i>Strychnos</i> sp.1	Gavinha	X	-
<i>Strychnos</i> sp.2	Gavinha	X	-
<i>Strychnos</i> sp.3	Gavinha	X	-
<i>Strychnos</i> sp.4	Gavinha	X	-
MALPIGHIACEAE		X	X
<i>Aenigmatanthera lasiandra</i> (A.Juss.) W.R.Anderson	Apoiante	X	-
<i>Diplopterys pubipetala</i> (A.Juss.) W.R.Anderson & C.C.Davis	Caule volúvel	X	-
<i>Heteropterys eglandulosa</i> A.Juss.	Caule volúvel	X	-
<i>Heteropterys</i> sp.	Caule volúvel	-	X
<i>Niedenzuella glabra</i> (Spreng.) W.R.Anderson	Caule volúvel	X	-
Malpighiaceae NI	Caule volúvel	X	-
MARCGRAVIACEAE		X	-
<i>Norantea guianensis</i> Aubl.	Raiz aderente	X	-
<i>Norantea</i> sp.	Raiz aderente	X	-
MENISPERMACEAE		-	X
<i>Orthomene schomburgkii</i> (Miers) Barneby & Krukoff	Caule volúvel	-	X
PASSIFLORACEAE		-	X
<i>Passiflora haematostigma</i> Mart. ex Mast.	Gavinha	-	X
POLYGALACEAE		X	X
<i>Bredemeyera floribunda</i> Willd.	Caule volúvel	X	-
<i>Bredemeyera</i> sp.	Caule volúvel	X	-
<i>Moutabea excoriata</i> Mart. ex Miq.	Caule volúvel	X	X
<i>Securidaca amazonica</i> Chodat	Apoiante	X	-

Cont.... Famílias e espécies	Mecan. de Ascensão	Ocorrência	
		Não-Inundável	Inundável
<i>Securidaca bialata</i> Benth.	Caule volúvel	-	X
POLYGONACEAE		X	X
<i>Coccoloba</i> sp.1	Apoiante	X	-
<i>Coccoloba</i> sp.2	Apoiante	X	-
<i>Coccoloba</i> sp.3	Apoiante	X	-
RUBIACEAE		X	-
<i>Uncaria guianensis</i> (Aubl.) J.F.Gmel.	Apoiante	X	-
SAPINDACEAE		X	-
<i>Serjania</i> cf. <i>caracasana</i> (Jacq.) Willd.	Gavinha	X	-
<i>Paullinia</i> sp.	Gavinha	X	-
Indeterminada	Indeterminado	X	-

Nas florestas estudadas, as lianas contribuíram de forma significativa para a riqueza de espécies lenhosas, variando entre 10 e 28% nas florestas inundáveis e entre 13 a 34% nas não inundáveis (Marimon *et al.* dados não publicados) (Tabela 2). Semelhante ao observado no presente estudo, as lianas, quando incluídas nos inventários contribuem de forma significativa para a riqueza de espécies lenhosas nas florestas tropicais, podendo variar entre 13 a 52% (Scudeller & Souza, 2009; Ivanauskas *et al.*, 2004a; Senbeta *et al.*, 2005; Addo-Fordjour & Anning, 2008; Pérez-Salicrup *et al.*, 2001; Santos *et al.*, 2009). No entanto, essa importância é muitas vezes negligenciada, uma vez que muitos inventários em florestas tropicais excluem as lianas, como observado nos estudos de Durigan *et al.* (2000), Ivanauskas *et al.* (2004b) e Kunz *et al.* (2008), apesar de diferentes estudos indicarem as lianas como um dos grupos mais importantes para a dinâmica dessas florestas (Schnitzer *et al.*, 2000; Schnitzer & Bongers, 2002; van der Heijden & Phillips, 2009; Phillips *et al.*, 2002).

O índice de diversidade de Simpson (D), que pode ser usado como medida de diversidade alfa, variou entre 0 e 0,69 para as comunidades inundáveis e entre 0,62 a 0,89 para as não-inundáveis. Guarino & Walter (2005) observaram que florestas periodicamente inundáveis apresentam menor diversidade de espécies quando comparadas a florestas sobre solos bem drenados. Neste caso, a maior diversidade das comunidades de lianas não-inundáveis parece ser um fator intrínseco de cada uma delas, pois as comunidades inundáveis do presente estudo, apesar de estarem localizadas em uma unidade de conservação, apresentam a inundação sazonal que é um fator limitante para algumas espécies (Marques & Joly, 2000; Guarino & Walter, 2005; Ivanauskas *et al.*, 1997).

Tabela 2 – Porcentagem de indivíduos e de espécies em relação ao número de indivíduos e espécies lenhosas e índice de diversidade de Simpson das comunidades de lianas em florestas da região de transição Cerrado-Floresta Amazônica, porção leste do estado de Mato Grosso, Brasil.

Unidade amostral	Lianas em relação às lenhosas		Simpson (D)
	Espécies (%)	Indivíduos (%)	
Floresta Estacional Semidecidual (VCR-2)	22	28	0,89
Floresta de Galeria (NXV-3)	14	6	0,86
Floresta Estacional Perenifólia (TAN-3)	18	11	0,82
Floresta Inundável (IMP-4)	28	9	0,65
Floresta Inundável (IMP-6)	24	17	0,69
Floresta Estacional Perenifólia (TAN-2)	16	17	0,82
Floresta Estacional Monodominante (VCR-1)	34	24	0,79
Floresta Inundável (IMP-5)	23	13	0,62
Cerradão Distrófico (NXV-2)	13	14	0,62
Floresta Estacional Perenifólia (FLO-2)	13	5	0,72
Floresta Inundável (IMP-2)	15	15	0,43
Floresta Inundável (IMP-3)	17	7	0,26
Floresta Inundável (IMP-1)	10	3	0,25
Floresta Inundável (IMP-8)	19	1	0,62
Floresta Inundável (IMP-7)	--	--	--

Foi observado um padrão semelhante na distribuição da diversidade beta ao longo das comunidades florestais, ou seja, houve maior dissimilaridade florística (Tabela 3) entre as comunidades a partir da distância geográfica entre elas, corroborando um dos pressupostos da teoria neutra, que prediz um aumento da dissimilaridade entre as comunidades com o aumento da distância geográfica. Mesmo levando em consideração que todos os indivíduos apresentam propriedades ecológicas idênticas (Hubbell, 2001), muitas espécies apresentam dispersão espacialmente limitada e são substituídas à medida que aumenta a distância geográfica entre as comunidades. Estudos avaliando variáveis ambientais são extremamente importantes para determinar o quanto o nicho pode estar influenciando na distribuição dessas espécies entre as comunidades florestais da transição.

Burnham (2004) observou que a composição de espécies de lianas era mais similar em distâncias mais curtas, inferiores a 50 km. Portanto, a riqueza e a diversidade beta eram também explicadas pela heterogeneidade ambiental. Nesse sentido, esses dois fatores também podem ser importantes para explicar a diversidade de espécies nas comunidades de lianas estudadas, uma vez que diferentes comunidades apresentam

recursos variados e podem sustentar um maior número de espécies (Wright *et al.*, 1997). Alguns estudos indicam que a distância geográfica é um fator determinante para a diversidade de espécies e para dissimilaridade entre as comunidades (Duivenvoorden *et al.*, 2006; Nekola & White, 1999; Soininen *et al.*, 2007). Diferenças estruturais também podem explicar as diferenças nas comunidades de lianas do presente estudo, uma vez que as florestas geograficamente mais próximas e com características ambientais similares, como a inundação, apresentaram menores dissimilaridades.

Tabela 3 – Índice de dissimilaridade de Bray Curtis (superior) para dados de abundância e índice de dissimilaridade de Jaccard (inferior) para dados de presença e ausência calculados para 14 comunidades de lianas da transição Cerrado-Floresta Amazônica, região leste do estado de Mato Grosso, Brasil.

	IMP1	IMP2	IMP3	IMP4	IMP5	IMP6	IMP8	NXV2	NXV3	VCR2	VCR3	TAN2	TAN3	FLO2
IMP1		0,73	0,64	0,64	0,67	0,75	0,87	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
IMP2	0,84		0,20	0,39	0,40	0,31	0,97	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
IMP3	0,79	0,33		0,36	0,36	0,33	0,94	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
IMP4	0,78	0,56	0,53		0,42	0,43	0,94	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
IMP5	0,80	0,57	0,53	0,59		0,38	0,96	1,00	1,00	0,99	0,99	1,00	1,00	1,00
IMP6	0,86	0,47	0,50	0,61	0,55		0,96	1,00	1,00	0,99	0,99	1,00	1,00	1,00
IMP8	0,93	0,98	0,97	0,97	0,98	0,97		1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
NXV2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00		0,98	0,98	1,00	1,00	1,00	1,00
NXV3	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,99		0,88	0,98	1,00	1,00	0,97
VCR2	1,00	1,00	1,00	1,00	0,99	0,99	1,00	0,99	0,94		0,35	0,95	0,93	0,99
VCR3	1,00	1,00	1,00	1,00	0,99	0,99	1,00	1,00	0,99	0,51		0,95	0,92	0,98
TAN2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,98	0,97		0,48	0,67
TAN3	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,96	0,96	0,65		0,56
FLO2	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,99	0,99	0,99	0,80	0,72	

Poucas espécies registradas no presente estudo também foram observadas em outros inventários. Apenas uma espécie apareceu no estudo de Tibiriçá *et al.* (2006) e quatro espécies no estudo de Udulutsch *et al.* (2004), ambos em São Paulo; oito espécies também foram registradas no estudo de Ivanauskas *et al.* (2004a), em Mato Grosso e duas espécies em um estudo de Almeida *et al.* (2004), em uma floresta de várzea no Pará. A alta dissimilaridade observada entre as comunidades de lianas avaliadas e também quando comparadas com outros estudos em comunidades neotropicais, podem ser indicativos de que as florestas estudadas apresentam variações ambientais, estruturais e florísticas que se refletem na composição das lianas, o que confirma a elevada diversidade beta e gama entre as comunidades de lianas avaliadas

nos estudos realizados no Brasil. Neste caso, mudanças estruturais, microclimáticas e edáficas, por exemplo, podem ser importantes na determinação estrutural e florística das comunidades de lianas (Swaine *et al.*, 1987).

Outro fator relevante foi a forte estruturação entre as comunidades a partir dos valores de distâncias inferiores a 200 km ($R^2= 0,95$; $p<0,001$; $AIC= 7,35$), sendo que essa estruturação espacial indicou forte associação com a composição de espécie ao longo do gradiente transicional (teste de Mantel, $R^2= 0,72$; $p<0,001$), corroborando a hipótese de que as comunidades de lianas do presente estudo estariam sendo estruturadas em função do espaço (Bocard & Legendre, 2002). Embora os fatores locais possam ser importantes para a estruturação das comunidades (Mykrä *et al.*, 2007), os fatores regionais é que estão sendo responsáveis pela estruturação das comunidades de lianas da transição Cerrado-Floresta Amazônica, pois 72% da diversidade entre as comunidades de lianas estão sendo explicadas pela distância espacial, confirmando que a diversidade de espécies é fortemente dependente da escala espacial (Auerbach & Shmida, 1987; Dray *et al.*, 2006; Diniz-Filho & Bini, 2005; Bocard & Legendre, 2002; Bocard *et al.*, 2005; Duivenvoorden *et al.*, 2006). Balvanera *et al.* (2002), estudando florestas secas no México, observaram que 42% da diversidade beta entre as comunidades arbóreas foram explicados pelo isolamento e 19% pela distância geográfica. Portanto, vários autores consideram a heterogeneidade ambiental como um dos precursores dessa diversidade de espécies (Balvanera & Aguirre, 2006; Brown, 2007; Burnham, 2004; Sfair & Martins, 2011).

Conclusão

Em geral, as florestas inundáveis apresentaram diferenças estruturais e tem relação à diversidade alfa quando comparadas com as não-inundáveis. O espaço foi determinante para a diversidade beta, sendo responsável por 72% das explicações. Nesse sentido, as comunidades de lianas da transição parecem ser estruturadas pela distância geográfica, corroborando com um dos pressupostos da teoria neutra, que prediz um aumento da dissimilaridade entre as comunidades em função do espaço. Além disso, a análise de diversidade beta indicou a necessidade de áreas relativamente grandes para preservar um maior número de espécies de lianas possível.

Agradecimentos

Agradecemos à CAPES pela concessão de bolsa de mestrado aos autores Edmar A. Oliveira, Leandro Maracahipes e Claudinei O. dos Santos, à UNEMAT, FAPEMAT e PROCAD/CAPES e PELD/CNPq pelo apoio financeiro. Aos alunos Pábio H. Porto, Paulo S. Morandi, Letícia G. Silva, Mariângela F. Abreu e Giovana Zilli pela ajuda na coleta de dados, ao projeto Tropical Biomes in Transition (TROBIT), pois a partir da coleta dos dados em 2008 surgiu a idéia do presente estudo. Agradecemos também o apoio adicional do projeto RAINFOR (Gordon and Betty Moore Foundation e NERC consortium AMAZONICA) e aos responsáveis pelos projetos, Dr. Jon Lloyd, Dr. Oliver Phillips e Dr. Emanuel Gloor. Ao Denis S. Nogueira, pela ajuda nas análises de Mantel.

Referências bibliográficas

- Addo-Fordjour,P., Anning,A.K., 2008. Diversity and distribution of climbing plants un a semi-deciduous rain forest, KNUST Botanic Garden, Ghana. *International Journal of Botany* 4, 186-195.
- Addo-Fordjour,P., Anning,A.K., Larbi,J.A., Akyeampong,S., 2009. Liana species richness, abundance and relationship with trees in the Bobiri forest reserve, Ghana: Impact of management systems. *Forest Ecology and Management* 257, 1822-1828.
- Almeida,S.S., Amaral,D.D., Silva,A.S.L., 2004. Análise florística e estrutura de florestas de Várzea no estuário amazônico. *Acta Amazonica* 34, 513-524.
- APG III, 2009. APG III: An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Bot J Linean Soc* 161, 105-121.
- Appanah,S., Gentry,A.H., LaFrankie,J.V., 1992. Liana diversity and species richness of Malaysian rain forests. *Journal of Tropical Forest Science* 6, 116-123.
- Auerbach,M., Shmida,A., 1987. Spatial scale and the determinants of plant species richness. *Tree* 2, 238-241.
- Balch,J.K., Nepstad,D.C., Curran,L.M., Brando,P.M., Portela,O., Guilherme,P., Reuning-Scherer,J.D., 2011. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 261, 68-77.
- Balfour,D.A., Bond,W.J., 1993. Factors Limiting Climber Distribution and Abundance in a Southern African Forest. *The Journal of Ecology* 81, 93-100.
- Balvanera,P., Aguirre,E., 2006. Tree diversity, environmental heterogeneity, and productivity in a Mexican tropical dry forest. *Biotropica* 38, 479-491.
- Balvanera,P., Lott,E., Segura,G., Siebe,C., Islas,A., 2002. Patterns of beta diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science* 13, 145-158.

- Bocard,D., Legendre,P., 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153, 51-68.
- Bocard,D., Legendre,P., Avois-Jacquet,C., Tuomisto,H., 2005. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology* 85, 1826-1832.
- Bray,J.R., Curtis,C.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27, 325-349.
- Bridgewater,S., Ratter,J.A., Ribeiro,J.F., 2004. Biogeographic patterns, beta diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13, 2295-2318.
- Brito,E.R., Martins,S.V., Oliveira-Filho,A.T., Silva,E., Silva,A.F., 2008. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins. *Acta Amazonica* 38, 379-386.
- Brower,J.E., Zar,J.H., 1977. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque.
- Brown,B.L., 2007. Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. *Hydrobiologia* 586, 93-106.
- Burnham,R., 2002. Dominance, Diversity and Distribution of Lianas in Yasuni, Ecuador: Who Is on Top? *Journal of Tropical Ecology* 18, 845-864.
- Burnham,R.J., 2004. Alpha and beta diversity of Lianas in Yasuní, Ecuador. *Forest Ecology and Management* 190, 43-55.
- Campbell,E.J.F., Newbery,D.M., 1993. Ecological relationships between lianas and trees in lowland rain forest in Sabah, east Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 9, 469-490.
- Carvalho,F.A., Felfili,J.M., 2011. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. *Acta Botanica Brasilica* 25, 203-214.
- Case,T.J., Gilpin,M.E., 1974. Interference competition and niche theory. *Proceedings of National Academy of Sciences of USA* 71, 3073-3077.
- Clark,D.B., Clark,D.A., 1990. Distribution and effects on tree growth of lianas and woody hemiepiphytes in a Costa Rican tropical wet forest. *Journal of Tropical Ecology* 6, 321-331.
- Dalanesi,P.E., Oliveira-Filho,A.T., Fontes,M.A.L., 2004. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras,

- MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. *Acta Botanica Brasilica* 18, 737-757.
- De Marco,P.Jr., 2006. Um longo caminho até um teoria unificadora para a Ecologia. *Oecologia Brasiliensis* 10, 120-126.
- Diniz-Filho,J.A.F., Bini,L.M., 2005. Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector-based spatial filter. *Global Ecology and Biogeography* 14, 177-185.
- Dray,S., Legendre,P., Peres-Neto,P.R., 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling* 196, 483-493.
- Duivenvoorden,J.F., Svenning,J.C., Wright,S.J., 2006. Beta Diversity in Tropical Forests . *Science* 295, 236-237.
- Durigan,G., Franco,G.A.D.C., Saito,M., Baitello,J.B., 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. *Rev. bras. bot.* 23, 371-383.
- Eiten,G., 1985. Vegetation near Santa Teresinha, NE Mato Grosso. *Acta Amazonica* 15, 275-301.
- Engel,V.L., Fonseca,R.C.B., Oliveira,R.E., 1998. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF* 12, 43-64.
- Forzza,R.C., Leitman,P.M., Costa,A.F., Carvalho Jr.,A.A., Peixoto,A.L., Walter,B.M.T., Bicudo,C., Zappi,D., Costa,D.P., Lleras,E., Martinelli,G., Lima,H.C., Prado,J., Stehmann,J.R., Baumgratz,J.F.A., Pirani,J.R., Sylvestre,L., Maia,L.C., Lohmann,L.G., Queiroz,L.P., Silveira,M., Coelho,M.N., Mamede,M.C., Bastos,M.N.C., Morim,M.P., Barbosa,M.R., Menezes,M., Hopkins,M., Secco,R., Cavalcanti,T.B., Souza,V.C.. Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro . 2010. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010>. 10-20-2010.
- Gentry,A.H., 1991. The distribution and evolution of climbing plants. In: Putz,F.E., Mooney,H.A. (Eds.), *The Biology of Vines*. Cambridge,Cambridge UniversityPress., pp. 3-53.
- Guarino,E.S.G., Walter,B.M.T., 2005. Fitossociologia de dois trechos inundáveis de Matas de Galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19, 431-442.

- Hora,R.C., Soares,J.J., 2002. Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. *Rev. bras. bot.* 25, 323-329.
- Hubbell,S.P., 2001. *The unified neutral theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton and Oxford.
- Ingwel,L.L., Wright,S.J., Becklund,K.K., Hubbell,S.P., Schnitzer,S.A., 2010. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. *J Ecology* 98, 879-880.
- Ivanauskas,N.M., Monteiro,R., Rodrigues,R.R., 2004a. Composição florística de trechos florestais na borda sul-amazônica. *Acta Amazonica* 34, 399-413.
- Ivanauskas,N.M., Monteiro,R., Rodrigues,R.R., 2004b. Estrutura de um trecho de floresta Amazônica na bacia do alto rio Xingu. *Acta Amazonica* 34, 275-299.
- Ivanauskas,N.M., Rodrigues,R.R., Nave,A.G., 1997. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. *Revista Brasileira de Biociência*, Porto Alegre 20, 139-153.
- Kunz,S.H., Ivanauskas,N.M., Martins,S.V., Silva,E., Stefanello,D., 2008. Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de Floresta Estacional Perenifólia na Fazenda Trairão, Bacia do rio das Pacas, Querência-MT. *Acta Amazonica* 38, 245-254.
- Legendre,P., Legendre,L., 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, New York.
- Londré,R.A., Schnitzer,S.A., 2006. The Distribution of Lianas and Their Change in Abundance in Temperate Forests over the past 45 Years. *Ecology* 87, 2973-2978.
- Marimon,B.S., Felfili,J.M., Haridasan,M., 2001a. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil; I. a forest of *Brosimum rubescens* Taub. *Edinburgh Journal of Botany* 58, 123-137.
- Marimon,B.S., Felfili,J.M., Haridasan,M., 2001b. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil; II. a forest in the Areões Xavante Indian Reserve. *Edinburgh Journal of Botany* 58, 483-497.
- Marimon,B.S., Felfili,J.M., Lima,E.S., Duarte,W.M.G., Marimon-Junior,B.H., 2010. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the CerradoAmazonia boundaries in Brazil. *Acta Amazonica* 40, 107-118.
- Marques,M.C.M., Joly,C.A., 2000. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. em floresta higrófila do sudeste do Brasil. *Rev. bras. bot.* 23, 107.

- Morellato, L.P.C., Leitão-Filho, H.F., 1998. Levantamento florístico da comunidade de trepadeiras de uma floresta semidecídua no sudeste do Estado do Brasil. *Bol. Mus. Nas.* 103, 1-15.
- Mueller-Dombois, D., Elleberg, H., 1974. *Aims and Methods in Vegetation Ecology*. Wiley, New York.
- Muthuramkumar, S., Parthasarathy, N., 2000. Alpha Diversity of Lianas in a Tropical Evergreen Forest in the Anamalais, Western Ghats, India. *Diversity and Distributions* 6, 1-14.
- Mykrä, H., Heino, J., Muotka, T., 2007. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. *Global Ecology and Biogeography* 16, 149-159.
- Nabe-Nielsen, J., 2001. Diversity and Distribution of Lianas in a Neotropical Rain Forest, Yasuni National Park, Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 17, 1-19.
- Nekola, J.C., White, P.S., 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *J. Biogeogr.* 26, 867-878.
- Ødegaard, F., 2000. The Relative Importance of Trees versus Lianas as Hosts for Phytophagous Beetles (Coleoptera). *J. Biogeogr.* 27, 283-296.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, P., 2010. *vegan: Community Ecology Package*. R package. [1.17-2]. 2010.
- Peet, R.K., 1974. The Measurement of Species Diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 5, 285-307.
- Perez-Salicrup, D.R., 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. *Ecology* 82, 389-396.
- Pérez-Salicrup, D.R., 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. *Ecological Society of America* 82, 389-396.
- Pérez-Salicrup, D.R., Barker, M.G., 2000. Effect of Liana Cutting on Water Potential and Growth of Adult *Senna multijuga* (Caesalpinioideae) Trees in a Bolivian Tropical Forest. *International Association for Ecology* 124, 469-475.
- Pérez-Salicrup, D.R., Sork, V.L., Putz, F.E., 2001. Lianas and Trees in a Liana Forest of Amazonian Bolivia. *Biotropica* 33, 34-47.
- Phillips, O.L., Martínez, R.V., Arroyo, L., Baker, T.R., Killeen, T., Lewis, S.L., Malhi, Y., Mendoza, A.M., Neill, D., Vargas, P.N., Alexiades, M., Cerón, C., Di Fiore, D.,

- Erwin,T., Jardim,A., Palacios,W., Saldias,M., Vicenti,B., 2002. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature* 418, 770-774.
- Puig,H., 2008. *A Floresta Tropical Úmida*. UNESP: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo.
- Putz,F.E., 1980. Lianas vs. trees. *Biotropica* 12, 224-225.
- Putz,F.E., 1983. Liana Biomass and Leaf Area fo a "Terra Firme" Forest in the Rio Negro Basin, Venezuela. *Biotropica* 15, 185-189.
- Putz,F.E., 1984a. How trees avoid and shed lianas. *Biotropica* 16, 19-23.
- Putz,F.E., 1984b. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 65, 1713-1724.
- Putz,F.E., Chai,P., 1987. Ecological studies of lianas in Lambir National Park, Sarawak, Maylasia. *J Ecology* 75, 523-531.
- Quinn,G.P., Keough,M.J., 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambrigde University Press, São Paulo.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. <http://www.R-project.org> [2.10.1]. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. 8-21-2010.
- Rangel,T.F., Diniz-Filho,J.A.F., Bini,L.M., 2010. SAM: A comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* 33, 1-5.
- Ricklefs,R.E., 2003. *Economia da Natureza*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Santos,K., Kinoshita,L.S., Rezende,A.A., 2009. Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 9, 175-188.
- Schnitzer,S.A., Bongers,F., 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Tree* 17, 223-230.
- Schnitzer,S.A., Bongers,F., 2011. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. *Ecol Letters* 14, 397-406.
- 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. *J Ecology* 88, 655-666.
- Schnitzer,S.A., Rutishauser,S., Aguilar,S., 2008. Supplemental protocol for liana censuses. *Forest Ecology and Management* 255, 1044-1049.

- Scudeller, V.V., Souza, A.M.G., 2009. Florística da mata de igapó na Amazônia Central. In: Santos-Silva, E.N., Scudeller, V.V. (Eds.), *Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central*. UEA Edições, Manaus, pp. 97-108.
- Senbeta, F., Schmitt, C., Denich, M., Demissew, S., Vlek, P.L.G., Preisinger, H., Woldemariam, T., Teketay, D., 2005. The diversity and distribution of lianas in the Afromontane rain forests of Ethiopia. *Diversity and Distributions* 11, 443-452.
- Sfair, J.C., Martins, F.R., 2011. The role of heterogeneity on climber diversity: is liana diversity related to tree diversity? *Global Journal of Biodiversity and Management* 1, 1-10.
- Shepherd, G.J.. FITOPAC 1. Manual do Usuário. 1994. Departamento de Botânica, UNICAMP, Campinas-SP.
- Silva, F.A.M., Assad, E.D., Evangelista, B.A., 2008. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. In: Sano, S.M., Almeida, S.P., Ribeiro, J.F. (Eds.), *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa Cerrados, Brasília, pp. 69-88.
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 168, 688.
- Soininen, J., McDonald, R., Hillebrand, H., 2007. The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography* 30, 3-12.
- Swaine, M.D., Lieberman, D., Putz, F.E., 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3, 359-366.
- Tibiriçá, Y.J.A., Coelho, L.F.M., Moura, L.C., 2006. Florística de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20, 339-346.
- Tilman, D., 1982. *Resource Competition and Community Structure*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Udulutsch, R.G., Assis, M.A., Picchi, D.G., 2004. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro - Araras, Estado de São Paulo, Brasil. *Rev. bras. bot.* 27, 125-134.
- van der Heijden, G.M.F., Geertje, M.F., Healey, J.R., Phillips, O.L., 2008. Infestation of trees by lianas in a tropical forest in Amazonian Peru. *Journal of Vegetation Science* 19, 747-756.
- van der Heijden, G.M.F., Phillips, O.L., 2009. Liana infestation impacts tree growth in a lowland tropical moist forest. *Biogeosciences* 6, 2217-2226.
- Whittaker, R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21, 213-251.

- Wright,D.D., Jessen,J.H., Burke,P., Garza,H.G.S., 1997. Tree and Liana Enumeration and Diversity on a One-Hectare Plot in Papua New Guinea. *Biotropica* 29, 250-260.
- Zar,J.H., 2010. *Biostatistical Analysis*. Pearson, Upper Saddle River, New Jersey, USA.

Anexo 1: Parâmetros fitossociológicos para as espécies de lianas amostradas em 14 comunidades da transição Cerrado Floresta Amazônica, região leste de Mato Grosso, Brasil. DA= densidade absoluta, DR= densidade relativa (ind.ha⁻¹), FA= frequência absoluta, FR= frequência relativa, DoA= dominância absoluta, DoR= dominância relativa e VI= Valor e Importância. As espécies estão em ordem decrescente de VI. Valores absolutos em hectare (D=N ha⁻¹, Do=m² ha⁻¹ e número de indivíduos) e valores relativos em porcentagem.

IMPUCA 1	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Combretum laxum</i>	25	89,30	30	83,33	0,0979	89,73	262,35
<i>Passiflora haematostigma</i>	2	7,14	4	11,11	0,0090	8,29	26,54
<i>Salacia impressifolia</i>	1	3,57	2	5,56	0,0022	1,98	11,11
Total	28	100	36	100	0,1091	100	300
IMPUCA 2	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Combretum laxum</i>	133	72,28	70	46,05	0,7056	67,78	186,11
<i>Salacia impressifolia</i>	14	7,61	22	14,47	0,1190	11,43	33,51
<i>Strychnos guianensis</i>	11	5,98	16	10,53	0,0758	7,28	23,79
<i>Passiflora haematostigma</i>	12	6,52	20	13,16	0,0416	4,00	23,68
<i>Machaerium inundatum</i>	7	3,80	10	6,58	0,0827	7,95	18,33
<i>Davilla kunthii</i>	7	3,80	14	9,21	0,0163	1,56	14,57
Total	184	100	152	100	1,0410	100	300
IMPUCA 3	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Combretum laxum</i>	107	85,60	82	70,69	0,4268	85,82	242,11
<i>Passiflora haematostigma</i>	8	6,40	14	12,07	0,0312	6,28	24,75
<i>Strychnos guianensis</i>	7	5,60	14	12,07	0,0317	6,37	24,04
<i>Fridericia</i> sp.1	2	1,60	4	3,45	0,0054	1,10	6,15
<i>Machaerium inundatum</i>	1	0,80	2	1,72	0,0022	0,44	2,96
Total	125	100	116	100	0,4973	100	300
IMPUCA 4	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Combretum laxum</i>	67	51,9	60	48,39	0,2636	42,08	142,40
<i>Machaerium inundatum</i>	32	24,8	8	6,45	0,2281	36,42	67,67
<i>Strychnos guianensis</i>	13	10,1	26	20,97	0,0604	10,09	41,14
<i>Passiflora haematostigma</i>	6	4,65	10	8,06	0,0239	3,82	16,53
<i>Salacia impressifolia</i>	2	1,55	4	3,23	0,0185	2,95	7,73
<i>Orthomene schomburgkii</i>	2	1,55	4	3,23	0,0055	0,88	5,66
<i>Strychnos</i> cf. <i>sandwithiana</i>	2	1,55	2	1,61	0,0072	1,15	4,31
<i>Securidaca bialata</i>	1	0,78	2	1,61	0,0051	0,81	3,20
<i>Piptocarpha matogrossensis</i>	1	0,78	2	1,61	0,0037	0,59	2,98
<i>Davilla kunthii</i>	1	0,78	2	1,61	0,0028	0,45	2,84
<i>Fridericia</i> sp.1	1	0,78	2	1,61	0,0025	0,40	2,79
<i>Heteropterys</i> sp.	1	0,78	2	1,61	0,0023	0,37	2,76
Total	129	100	124	100	0,5997	100	300
IMPUCA 5	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Combretum laxum</i>	79	55,6	66	55,93	0,4614	47,83	159,39
<i>Moutabea excoriata</i>	34	23,9	12	10,17	0,3569	36,99	71,10

<i>Salacia impressifolia</i>	15	10,6	16	13,56	0,0705	7,31	31,43
<i>Passiflora haematostigma</i>	4	2,82	8	6,78	0,0118	1,22	10,82
<i>Strychnos cf. sandwithiana</i>	3	2,11	6	5,08	0,0324	3,36	10,55
<i>Securidaca bialata</i>	2	1,41	2	1,69	0,0079	0,82	3,92
<i>Orthomene schomburgkii</i>	1	0,70	2	1,69	0,0135	1,40	3,79
<i>Fridericia sp.1</i>	2	1,41	2	1,69	0,0043	0,44	3,54
<i>Hippocratea volubilis</i>	1	0,70	1	1,69	0,0040	0,41	2,80
<i>Heteropterys sp.</i>	1	0,7	1	1,69	0,0020	0,21	2,6
Total	142	100	116	100	0,9647	100	300
IMPUCA 6	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Combretum laxum</i>	96	51,60	48	29,27	0,4474	48,55	129,43
<i>Salacia impressifolia</i>	27	14,50	34	20,73	0,2251	24,43	59,68
<i>Doliocarpus sp.</i>	20	10,80	20	12,20	0,0803	8,72	31,67
<i>Orthomene schomburgkii</i>	16	8,60	20	12,20	0,0536	5,82	26,62
<i>Machaerium inundatum</i>	8	4,30	12	7,32	0,0425	4,61	16,23
<i>Davilla kunthii</i>	6	3,23	8	4,88	0,0151	1,63	9,74
<i>Strychnos guianensis</i>	4	2,15	6	3,66	0,0299	3,24	9,05
<i>Securidaca bialata</i>	4	2,15	6	3,66	0,0140	1,52	7,33
<i>Passiflora haematostigma</i>	2	1,08	4	2,44	0,0045	0,49	4,01
<i>Hippocratea volubilis</i>	1	0,54	2	1,22	0,0038	0,41	2,17
<i>Heteropterys sp.</i>	1	0,54	2	1,22	0,0031	0,34	2,10
<i>Fridericia sp.1</i>	1	0,54	2	1,22	0,0023	0,25	2,01
Total	186	100	164	100	0,9216	100	300
IMPUCA 8	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Machaerium inundatum</i>	1	25	2	33,33	0,0160	64,12	122,45
<i>Combretum laxum</i>	2	50	2	33,33	0,0066	26,55	109,88
<i>Fridericia sp.1</i>	1	25	2	33,33	0,0023	9,33	67,66
Total	4	100	6	100	0,0249	100	300
NXV-2	D	DA	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Diplopterys pubipetala</i>	62	54,39	76	42,22	0,142	66,59	163,2
<i>Strychnos sp.3</i>	32	28,07	32	17,78	0,018	8,26	54,11
<i>Doliocarpus dentatus</i>	6	5,26	20	11,11	0,017	8	24,37
<i>Secondatia densiflora</i>	4	3,51	12	6,67	0,006	2,7	12,88
<i>Machaerium sp.</i>	3	2,63	12	6,67	0,007	3,14	12,44
<i>Serjania cf. caracasana</i>	3	2,63	12	6,67	0,002	0,78	10,08
<i>Bredemeyera floribunda</i>	2	1,75	8	4,44	0,01	4,72	10,92
<i>Fridericia craterophora</i>	1	0,88	4	2,22	0,001	0,25	3,35
<i>Coccoloba sp.2</i>	1	0,88	4	2,22	0,012	5,55	8,65
Total	114	100	180	100	0,2140	100	300
NXV-3	D	DA	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Phanera coronata</i>	13	23,64	40	23,26	0,111	27,99	74,88
<i>Odontadenia puncticulosa</i>	11	20	28	16,28	0,064	16,08	52,36
<i>Combretum vernicosum</i>	7	12,73	24	13,95	0,06	15,19	41,87
<i>Cuspidaria sp.</i>	8	14,54	20	11,63	0,055	13,98	40,16
<i>Moutabea excoriata</i>	2	3,64	8	4,65	0,036	9,13	17,42

<i>Dioclea glabra</i>	2	3,64	8	4,65	0,021	5,42	13,71
<i>Fridericia platyphylla</i>	2	3,64	8	4,65	0,016	3,97	12,26
<i>Dioclea virgata</i>	2	3,64	8	4,65	0,007	1,8	10,09
<i>Niedenzuella glabra</i>	2	3,64	8	4,65	0,006	1,51	9,8
<i>Callichlamys</i> sp.	2	3,64	4	2,33	0,005	1,27	7,24
<i>Norantea guianensis</i>	1	1,82	4	2,33	0,005	1,34	5,48
<i>Strychnos</i> sp.2	1	1,82	4	2,33	0,004	0,93	5,07
<i>Serjania</i> cf <i>caracasana</i>	1	1,82	4	2,33	0,003	0,73	4,87
<i>Secondatia densiflora</i>	1	1,82	4	2,33	0,003	0,65	4,8
Total	55	100	172	100	0,3950	100	300
VCR-2	D	DA	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Heteropterys eglandulosa</i>	36	22,09	48	13,33	0,246	31,3	66,71
<i>Fridericia candicans</i>	22	13,5	48	13,33	0,091	11,53	38,36
<i>Callichlamys latifolia</i>	18	11,04	52	14,44	0,059	7,55	33,04
<i>Phanera coronata</i>	12	7,36	32	8,89	0,076	9,61	25,86
<i>Forsteronia rufa</i>	16	9,82	32	8,89	0,046	5,89	24,6
<i>Anthodon decussatum</i>	13	7,98	28	7,78	0,051	6,49	22,24
<i>Uncaria guianensis</i>	10	6,13	12	3,33	0,048	6,11	15,58
<i>Tanaecium pyramidatum</i>	8	4,91	16	4,44	0,036	4,52	13,87
<i>Hippocratea volubilis</i>	7	4,29	16	4,44	0,032	4,09	12,83
<i>Forsteronia</i> sp.	4	2,45	16	4,44	0,014	1,81	8,71
<i>Aenigmatanthera lasiandra</i>	3	1,84	12	3,33	0,02	2,6	7,78
<i>Serjania</i> cf <i>caracasana</i>	4	2,45	12	3,33	0,012	1,49	7,28
<i>Dolichandra</i> sp.	3	1,84	12	3,33	0,011	1,45	6,63
<i>Coccoloba</i> sp.1	3	1,84	8	2,22	0,011	1,4	5,46
<i>Bredemeyera</i> sp.	1	0,61	4	1,11	0,019	2,44	4,16
Bignoniaceae NI-1	1	0,61	4	1,11	0,007	0,8	2,62
<i>Strychnos</i> sp.1	1	0,61	4	1,11	0,004	0,55	2,28
<i>Anemopaegma</i> sp	1	0,61	4	1,11	0,002	0,26	1,98
Total	163	100	360	100	0,7871	100	300
VCR-1	D	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Heteropterys eglandulosa</i>	49	35,77	64	25	0,299	45,7	106,47
<i>Forsteronia rufa</i>	28	20,44	48	18,75	0,093	14,18	53,37
<i>Anthodon decussatum</i>	18	12,41	48	18,75	0,087	13,29	44,44
<i>Fridericia candicans</i>	18	13,14	36	14,06	0,08	12,18	39,38
<i>Hippocratea volubilis</i>	11	8,03	16	6,25	0,039	5,89	20,17
<i>Aenigmatanthera lasiandra</i>	7	5,84	20	7,8	0,033	5,00	18,65
<i>Phanera coronata</i>	2	1,46	8	3,12	0,013	1,91	6,5
<i>Forsteronia</i> sp.	2	1,46	8	3,12	0,005	0,77	5,36
<i>Fridericia cinnamomea</i>	1	0,73	4	1,56	0,004	0,57	2,86
<i>Tanaecium pyramidatum</i>	1	0,73	4	1,56	0,003	0,50	2,79
Total	137	100	256	100	0,6537	100	300
TAN-2	D	DA	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Strychnos</i> sp4	31	29,81	64	22,53	0,204	41,89	94,23
<i>Deguelia amazonica</i>	22	21,15	56	19,72	0,098	20,07	60,94

<i>Aenigmatanthera lasiandra</i>	15	14,42	52	18,31	0,054	10,96	43,7
<i>Doliocarpus amazonicus</i>	8	7,69	24	8,45	0,049	10,09	26,24
<i>Coccoloba</i> sp	7	6,73	24	8,45	0,022	4,44	19,62
<i>Forsteronia rufa</i>	6	5,77	20	7,04	0,019	3,82	16,64
Bignoniaceae NI-2	6	5,77	16	5,63	0,019	3,86	15,26
<i>Anthodon</i> sp.	5	4,81	12	4,22	0,012	2,42	11,45
<i>Hippocratea</i> sp.	2	1,92	8	2,82	0,005	0,97	5,71
<i>Norantea</i> sp.	1	0,96	4	1,41	0,004	0,79	3,16
Malpighiaceae NI-1	1	0,96	4	1,41	0,003	0,68	3,05
Total	104	100	284	100	0,4881	100	300
TAN-3	D	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Anthodon</i> sp.	23	32,86	60	28,3			61,16
<i>Deguelia amazonica</i>	14	20	32	15,09			35,09
<i>Strychnos</i> sp.4	9	12,86	32	15,09			27,95
<i>Forsteronia rufa</i>	6	8,57	20	9,43			18
Bignoniaceae NI-2	4	5,71	16	7,55			13,26
<i>Coccoloba</i> sp3	4	5,71	16	7,55			13,26
<i>Hippocratea</i> sp.	3	4,29	8	3,75			8,06
Malpighiaceae NI-1	2	2,86	8	3,75			6,63
Indeterminada 1	2	2,86	8	3,75			6,63
<i>Fridericia</i> sp.2	1	1,43	4	1,89			3,31
<i>Doliocarpus amazonicus</i>	1	1,43	4	1,89			3,31
<i>Paullinia</i> sp.	1	1,43	4	1,89			3,31
Total	70	100	212	100			200
FLO-2	D	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Strychnos</i> sp.4	9	34,61	24	33,33	0,131	73,92	141,87
<i>Deguelia amazonica</i>	10	38,46	20	27,78	0,004	2,17	68,4
<i>Securidaca amazonica</i>	2	7,69	8	11,11	0,007	3,97	22,77
<i>Odontadenia puncticulosa</i>	1	3,85	4	5,56	0,017	9,68	19,08
<i>Doliocarpus amazonicus</i>	1	3,85	4	5,56	0,007	3,82	13,22
<i>Forsteronia rufa</i>	1	3,85	4	5,56	0,005	2,83	12,23
<i>Fridericia cinnamomea</i>	1	3,85	4	5,56	0,004	2,17	11,57
<i>Dicranostyles ampla</i>	1	3,85	4	5,56	0,002	1,43	10,84
Total	26	100	72	100	0,1770	100	300

CONCLUSÃO GERAL

A riqueza de espécies entre as 15 comunidades estudadas variou entre 0 e 18, sendo relativamente baixa quando comparada com outros estudos em florestas tropicais. Porém, no total foram amostradas 65 e estimadas 77 espécies (Jackknife 1), indicando alta riqueza florística regional e grande substituição de espécies entre comunidades florestais ao longo da transição Cerrado-Floresta Amazônica da região leste de Mato Grosso. Além disso, em algumas comunidades as curvas de acumulação de espécies não se estabilizaram, sugerindo o uso de áreas amostrais superiores a um hectare em estudos com lianas.

As florestas não-inundáveis amostradas no presente estudo apresentaram riqueza, diversidade e equidade superiores às florestas inundáveis. Portanto, as poucas espécies que ocorrem nessas comunidades aparentemente possuem adaptações ecofisiológicas para suportarem ambientes inundáveis, sendo mais eficientes na exploração dos recursos disponíveis e podendo ocorrer em altas densidades. A estrutura e a diversidade alfa nas comunidades não-inundáveis também diferiram das inundáveis.

As grandes diferenças florísticas e estruturais entre as comunidades de lianas resultam de fatores atuantes em diferentes escalas espaciais, sob influências de ambos os biomas (Cerrado e Floresta Amazônica). Foram claramente observados diferentes grupos de espécies característicos da transição; comunidades inundáveis sob influência da Floresta Amazônica, comunidades não-inundáveis sob influência de ambos os biomas e comunidade não-inundável em solos distróficos e sob influência do Cerrado.

O espaço também foi determinante da dissimilaridade florística entre as comunidades, corroborando o pressuposto da teoria neutra, segundo a qual ocorre um aumento da dissimilaridade em função do espaço. Além disso, essa distância espacial foi responsável por 72% das explicações da diversidade beta, ou seja, a diversidade beta entre as comunidades de lianas é altamente explicada pela distância geográfica. Estudos avaliando variáveis ambientais são extremamente importantes para determinar o quanto que o nicho pode influenciar na distribuição das espécies de lianas entre as comunidades da transição. Portanto, conhecer as espécies, a distribuição geográfica, a distribuição de abundância e os fatores locais (nicho) e regionais (teoria neutra) são de extrema importância, pois indicam quais espécies apresentam maior potencial de dispersão, adaptabilidade, estabelecimento e também qual bioma pode influenciar mais na flora de lianas da transição.

APÊNDICES:

O primeiro capítulo está nas normas da revista *Plant Ecology & Diversity*, cujas normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

<http://www.tandf.co.uk/journals/authors/tpedauth.asp>

O segundo capítulo está nas normas da revista *Acta Botanica Brasilica*, cujas normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

<http://www.scielo.br/revistas/abb/pinstruc.htm>