

**Diversidade Funcional em Comunidades Lenhosas em Diferentes fitofisionomias de Cerrado
em Itirapina-SP**

AMANDA TEIXEIRA MESQUITA¹, FERNANDA SANTOS¹, THÁISSA ENGEL^{1,3}, IZADORA
VIDIGAL²

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – Unicamp

² Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal – Unicamp

³ Autor para correspondência: thaissa.engel@hotmail.com

Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, cp 6109, Campinas-SP, 13083862

RESUMO

Diversidade Funcional em Fragmentos de Cerrado em Itirapina-SP

Palavras chave: Diversidade Funcional Intraespecífica, Filtros ambientais

A diversidade funcional em uma espécie ou comunidade pode ser estimada através do uso dos índices de diversidade funcional (DF), os quais auxiliam no entendimento dos processos de formação de uma comunidade vegetal. Atualmente, a diversidade de funções vem se mostrando um componente importante dentre os atributos de uma comunidade, dando respaldo a planos de manejo e conservação. Dessa forma, essa ferramenta mostra-se especialmente importante em ambientes como o cerrado, em que a manutenção da estrutura ecológica encontra-se intimamente atrelada ao conjunto funcional de suas espécies. Objetivamos comparar a diversidade funcional na comunidade de plantas lenhosas entre cinco distintas fisionomias de cerrado em Itirapina e verificar se a diversidade funcional em nível de espécie relaciona-se à distribuição nos fragmentos ou à similaridade entre os mesmos. Para tal, aferimos sete características em indivíduos dos cinco fragmentos. Convertemos a matriz de características em matriz de distâncias, medidas em pares, e a amplitude entre essas distâncias representou o valor da diversidade funcional. Os valores de diversidade funcional apresentaram-se distintos entre os fragmentos, e não estão correlacionados à riqueza de espécies dos mesmos, indicando que filtros ambientais são importantes componentes da estrutura dessas comunidades. A diversidade funcional intraespecífica não foi correlacionada à similaridade entre os fragmentos, e nem à quantidade de fragmentos pelos quais as espécies se distribuem, indicando que atributos ambientais, em nível de espécie, podem não estar selecionando traços funcionais distintos. Novos estudos, avaliando outros e mais numerosos atributos, poderiam trazer contribuições interessantes acerca da diversidade funcional intraespecífica para essas espécies.

Introdução

Características funcionais são quaisquer traços morfológicos, fenológicos ou até mesmo fisiológicos, em nível celular ou de organismo, que podem afetar a aptidão de uma planta e determinar como ela interage no ambiente, afetando outros níveis tróficos (ver Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013) e influenciando nas propriedades do ecossistema (McGill *et al.* 2006, Violle *et al.* 2007). Estes traços funcionam de forma a conferir habilidades de competição e coexistência entre as espécies (Begon & Wall 1987, Callaway *et al.* 2003), e dizem respeito a mecanismos de colonização, dinâmica de nutrientes, resistência a distúrbios e produtividade vegetal, determinando a forma como o indivíduo responde aos estímulos e às mudanças do meio (Norberg *et al.* 2001, Sexton *et al.* 2001, Madritch & Hunter 2003, Reusch *et al.* 2005, Richards *et al.* 2006, Gamfeldt & Kallstrom 2007).

Variações em respostas ecológicas ao longo de gradientes de formações vegetais caracterizam um dos padrões mais comumente observados em ecologia de plantas (Peltzer *et al.* 2010). Estas respostas podem ser estimadas através do uso dos índices de diversidade funcional (DF), que, por trazerem à luz do conhecimento informações importantes acerca das espécies nas comunidades (Petchey & Gaston 2006, Mouchet *et al.* 2010), permitem compreender a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas (Petchey & Gaston 2006, Mouchet *et al.* 2010, Cianciaruso *et al.* 2012, 2013).

Adicionalmente, a variação destas respostas dentro da mesma espécie, relacionada à pressão dos contrastes ambientais (Spicer & Gaston 1999, Callaway *et al.* 2003, Gaston 2003), tem sido há muito reconhecida como um importante fator no entendimento da biologia e ecologia evolutiva (Schlichting 1986, Wells & Pigliucci 2000, Bolnick *et al.* 2003, Sultan 2004). Apesar da clara

relevância de inserir-se a variabilidade intraespecífica de traços funcionais em estudos de diversidade funcional (Mason *et al.* 2005, Ackerly & Cornwell 2007, Pachepsky *et al.* 2007), até o momento se tem poucos estudos de métodos de estimativa do índice de diversidade funcional no nível de espécie (Cianciaruso *et al.* 2009).

A diversidade funcional proporciona um forte respaldo à necessidade de conservação dos ecossistemas, uma vez que sua integridade reside na integridade de seu conjunto funcional de espécies (Cianciaruso *et al.* 2012, 2013). Dessa forma, torna-se especialmente relevante em estudos de ecologia do Cerrado, visto que o Cerrado é um importante *hotspot* (Myers *et al.* 2000), perturbado pela pressão antrópica a que vem sendo sistematicamente submetido nas últimas décadas (Klink & Machado 2005).

No estado de São Paulo, entre as décadas de 60 e 90, este domínio sofreu drástica redução em virtude do desenvolvimento de monoculturas, e ainda enfrenta grandes desafios em relação à proteção destas áreas, devido à tendência da marginalização destas terras, isto é, é protegido apenas o local que não oferecer valor comercial ou produtivo, como é caso de lugares com relevo acidentado. Atualmente, o panorama de proteção em unidades de conservação deste domínio abrange apenas 1% de toda sua extensão dentro do país (Padua 1996 *apud* Kronka *et al.* 1998).

Os objetivos do presente estudo foram verificar se: 1) há diferenças na diversidade funcional de caracteres vegetativos no estrato lenhoso entre os diferentes fragmentos; 2) a diversidade funcional intraespecífica é maior em espécies que se distribuem por mais fragmentos; 3) a diversidade funcional intraespecífica é maior em espécies cujos indivíduos se distribuem em fragmentos com menor similaridade. A avaliação das diferenças de diversidade destes traços funcionais permite uma melhor compreensão de como planos de manejos podem ser inferidos para conservação de espécies nestes ecossistemas.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em cinco fragmentos de cerrado do município de Itirapina, São Paulo, sudeste do Brasil, localizados nas Estações Ecológica e Experimental de Itirapina, com área de 2.300,00 ha e 3.212,81 ha, respectivamente, e localizadas entre 22°10' e 22°15'S e 47°45' e 48°00'O. Segundo o sistema de classificação de Köppen (1948), o clima regional é do tipo Cwa “macrotérmico com inverno seco e verão chuvoso” (Prado 1997). Os fragmentos estudados são denominados Graúna, Braga, Estrela, Vermelhão e Valério. A altitude é de 770m, exceto o Vermelhão, cuja altitude é de 720m. Quanto à fitofisionomia, Braga é classificado como cerrado ralo, Graúna e Estrela como cerrado *sensu stricto*, Valério como cerrado denso e Vermelhão como cerradão (Coutinho 1978, Ribeiro & Walter, 2008). Nos últimos anos, esses cerrados têm sido submetidos a diferentes regimes de fogo, sendo que os mais afetados são Graúna (um ano) e Estrela (dois anos). Braga não é afetado pelo fogo desde 1984, e Valério e Vermelhão estão protegidos desde 1957.

A região encontra-se inserida na unidade denominada “Província de Cuestas Basálticas”, no Planalto de São Carlos, situada um pouco além das escarpas que estabelecem os limites com a Depressão Periférica, ou seja, no reverso das Cuestas (Ponçano *et al.* 1981). A topografia local é relativamente plana, com ligeiras depressões de baixas amplitudes onde o lençol freático aflora durante a estação chuvosa e parte da estação seca. De acordo com Prado (1997), o solo predominante na área é do tipo “areia quartzosa álica A moderado”, conhecido também como neossolo quartzarênico, sendo muito permeável e de baixo potencial nutricional, esse solo ocorre na maioria dos fragmentos. Entretanto, nos locais de afloramento do lençol freático o solo é essencialmente orgânico, como é o caso do Vermelhão, com presença de latossolo vermelho.

Coleta de dados

Fizemos a amostragem pelo Método de Quadrantes (Cottam & Curtis 1956). Em cada fragmento amostramos 100 pontos, distantes 10 metros entre si. Coletamos apenas indivíduos lenhosos com perímetro no nível do solo igual ou superior a 10 cm. Estimamos a altura dos indivíduos por triangulação e aferimos a espessura da casca com um medidor de solo. Exsicatas de cada morfoespécie foram feitas como testemunho. Especialistas do Departamento de Biologia Vegetal do Instituto de Biologia da UNICAMP identificaram as espécies.

Seleção das características

Escolhemos sete características com base em seu papel funcional em estratégias ecológicas distintas (Westoby *et al.* 2002) (Tabela 1).

Análise de dados

A quantificação da diversidade funcional foi baseada nos fundamentos da análise por agrupamento. Para tal, elaboramos matrizes de características. Dispusemos nas colunas os caracteres funcionais aferidos (Tabela 1) e, nas linhas, espécies, indivíduo a indivíduo, de cada fragmento separadamente, para a análise de diversidade funcional nos fragmentos. Também investigamos a diversidade funcional intraespecífica. Trata-se de uma extensão das medidas de DF no nível de espécies e permite inclusões simultâneas de variações nas características entre e dentro de espécies (Petchey & Gaston 2002, 2006). Para tal, selecionamos as espécies que ocorreram em pelo menos dois fragmentos, e foram dispostas nas linhas 15 indivíduos de cada fragmento. A análise foi feita para cada espécie separadamente, primeiro considerando os indivíduos de todo os fragmentos, para testar se a diversidade funcional é maior em espécies que se distribuem em mais fragmentos. Em seguida, selecionamos as espécies que ocorreram em três fragmentos, e comparamos os indivíduos para cada par de fragmentos, para testar se a diversidade funcional da espécie flutua de acordo com a similaridade entre os fragmentos. Convertemos as matrizes de

características foram convertidas em matrizes de distâncias euclidianas por meio do software PC-ORD 6.0 (McCune *et al.* 2011). Para obter uma quantificação da diversidade funcional em cada fragmento ou espécie, foi medida a distância entre os pares. Essa técnica, calculando a distância funcional entre cada par de indivíduos, resulta em uma distância funcional média para as espécies de cada fragmento, ou para os indivíduos de uma espécie distribuída entre fragmentos distintos (Webb 2000).

Para testar se a diversidade funcional observada em cada fragmento difere da diversidade funcional esperada ao acaso, fizemos o teste de correlação Spearman entre os índices de DF e a riqueza de espécies dos fragmentos. Para verificar se as espécies com maiores índices de DF distribuem-se pelos fragmentos mais distintos, fizemos um teste de similaridade florística com o uso do índice de Jaccard, comparando os fragmentos dois a dois, sobre uma matriz de abundância.

Resultados

As coletas resultaram na amostragem de 2000 indivíduos. Após a triagem de dados, em que foram excluídas palmeiras e espécies não identificadas, restaram 1925 indivíduos (Tabela 2), representando 121 espécies, sendo 368 indivíduos no fragmento Vermelhão (57 espécies), 391 no Valério (45 espécies), 392 no Graúna (45 espécies), 383 no Braga (38 espécies) e 391 no fragmento Estrela (49 espécies). Apenas *Miconia albicans* foi observada em todos os fragmentos, enquanto 63 espécies foram observadas exclusivamente em um dos fragmentos (Tabela 2), representando 52% das espécies amostradas. As espécies com pelo menos 15 indivíduos observadas em mais de um fragmento, preenchendo os requisitos para a análise de diversidade intraespecífica, foram *Aspidosperma tomentosum*, *Erythroxylum suberosum*, *Myrcia lingua* e *Myrsine guianensis* em dois fragmentos, e *Byrsonima coccolobifolia*, *Pouteria torta* e *Xylopia aromatica* em três. A riqueza de espécies e o índice de similaridade entre os fragmentos podem ser observados na Tabela 3.

O fragmento que apresentou maior valor de diversidade funcional foi o Valério (19,04), sendo o menor valor observado para o fragmento Estrela (12,14) (Tabela 4). O fragmento Braga, com a menor riqueza de espécies (37), apresentou um valor de diversidade funcional igual a 13,99, e o teste de correlação de Spearman mostrou que os valores de diversidade funcional não encontram-se correlacionados à riqueza de espécies em cada fragmento ($\rho=0,1$; $p=0,8769$) (Tabela 4).

A maior diversidade funcional intraespecífica foi observada para *Erythroxylum suberosum* (10,86), que ocorre em dois fragmentos, e a menor diversidade funcional acontece em *Myrcia lingua* (3,42), observada em dois fragmentos. A diversidade funcional, contudo, não está correlacionada ($\rho=-0,14$; $p=0,75$) com o número de fragmentos em que a espécie se distribui. Os resultados para as demais espécies podem ser observados na Tabela 5. O teste de diversidade intraespecífica para pares de fragmentos, feito para *Xylopia aromática*, *Byrsonima coccolobifolia* e *Pouteria torta* (Tabela 6), também não mostrou correlação entre o valor de diversidade e a similaridade entre os fragmentos ($\rho=-0,5$; $p=0,6667$, $\rho=0,5$; $p=0,6667$ e $\rho=-0,5$; $p=0,66$, respectivamente).

Discussão

A elevada proporção de espécies que ocorrem exclusivamente em um fragmento (56,25%) é um atributo comumente observado em ecossistemas savânicos (Castro 1994, Durigan *et al.* 2003, Ratter 2003). Segundo Ribeiro & Walter (2008) a distribuição e a manutenção das diferentes fitofisionomias de cerrado estão relacionados com fatores edáficos, topográficos, profundidade do lençol freático, dentre outros. Essas diferenças pontuais resultam em sub-regiões floristicamente distintas composta por espécies melhor adaptadas às condições ambientais (Durigan *et al.* 2003). Muitos levantamentos florísticos publicados têm comprovado existência de padrões

fitogeográficos regionais dentro do domínio cerrado (Castro & Martins 1999, Ratter *et al.* 1996, 2000a, 2000b, 2002).

Nos cinco fragmentos analisados, apesar de suas diferentes fitofisionomias e composições de espécies, a diversidade funcional não está correlacionada à riqueza de espécies dos mesmos. Segundo Petchey & Gaston (2006) a adição de uma espécie em uma comunidade, além de aumentar a riqueza de espécies, resulta em um incremento na diversidade funcional, caso a mesma possua características funcionais diferentes das encontradas no local.

O aumento da diversidade funcional associado a uma maior riqueza de espécies é comumente observado em comunidades vegetais savânicas (Cianciaruso *et al.* 2009, Zilli *et al.* 2014). O fato de não haver correlação entre riqueza de espécies e diversidade funcional nos fragmentos estudados indica que processos relacionados a competição, coexistência e filtros ambientais devem ser importantes na estrutura dessas comunidades (Holdaway & Sparrow 2006). Esse resultado mostra que os componentes da biodiversidade de um ecossistema podem variar independentemente ao longo de gradientes ecológicos (Bello *et al.* 2006).

Para compreender a diversidade funcional, seja em nível de espécie ou de comunidade, devem ser escolhidas características que representem respostas aos estímulos ou mudanças do ambiente, ou adaptações ao mesmo. Contudo, ainda existe dificuldade em identificar quais caracteres apresentam pungente significado ecológico (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). A diversidade intraespecífica nas espécies estudadas não mostrou-se correlacionada nem à quantidade de fragmentos pelos quais as espécies se distribuem, nem ao grau de similaridade entre eles. Isso pode indicar que diferenças ambientais entre os fragmentos não estão selecionando características funcionalmente distintas em nível de espécie. Outros estudos que incorporem um conjunto diferente de características poderiam ser realizados a fim de verificar se os resultados obtidos neste estudo se confirmam.

Tabela 1. Características selecionadas com base no papel funcional em estratégias ecológicas distintas

Traço funcional	Fórmulas (unidades)	Significado Ecológico
Área basal	$s=P^2/4\pi$, onde: s= área basal e P= perímetro (cm ²).	Vigor competitivo, resposta à distúrbios
Altura	(cm)	Forma de crescimento, recepção de luz, vigor competitivo, tamanho reprodutivo, potencial de dispersão, resiliência
Volume Cilíndrico em Pé	VCP= $S_i h_i$ onde: V= volume cilíndrico em pé; s_i = área basal e h_i = altura (cm ³)	Forma de crescimento, recepção de luz, vigor competitivo, tamanho reprodutivo, potencial de dispersão, resiliência
Espessura do córtex	(cm)	Vigor competitivo, proteção das gemas e câmbio contra injúrias e herbivoria.
Forma da folha	$F=LC^{-1}$, onde F: formato foliar, C=comprimento foliar, L= largura foliar.	Taxa fotossintética, acepção de luz, relações hídricas
Comprimento foliar	(cm)	Taxa fotossintética, taxa de crescimento relativo, força mecânica
Área foliar	$A=KCL$, onde: C=comprimento foliar, L= largura foliar, $K=2\pi^{-1}$ (cm ²)	Taxa fotossintética, taxa de crescimento relativo, força mecânica

Tabela 2. Número de espécies e indivíduos por fragmento amostrado.

Espécie		Braga	Estrela	Graúna	Valério	Vermelhão	Total
<i>Acosmium dasycarpum</i>	(Vogel) Yakolev	3					3
<i>Acosmium subelegans</i>	(Mohlenbr.) Yakovlev	11	16	1	10		38
<i>Aegiphila lhotskyana</i>	Cham.		18	12			30
<i>Alchornea triplinervia</i>	(Spreng.) M. Arg.					3	3
<i>Alibertia edulis</i>	(Rich.) A.Rich. ex. DC.					11	11
<i>Alibertia sesselis</i>	(Vell.) K.Schum.					2	2
<i>Amaioua guianensis</i>	Aubl.				5	21	26
<i>Anadenanthera falcata</i>	(Benth.) Speg.				10		10
<i>Annona coriácea</i>	Mart.	5	4	2	2		13
<i>Annona crassiflora</i>	Mart.	20	4	1			25
<i>Annona dioica</i>	A.St.-Hil.	1					1
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	Mart.	79	9	2	18		108
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	DC.	3					3
<i>Bauhinia rufa</i>	(Bong.) Steud.	5	1	2	1		9
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	(Kunt) O. Berg			13	3	6	22
<i>Bowdichia virgilioides</i>	Kunth			5	4		9
<i>Byrsonima coccolobifolia</i>	Kunth	36	32	23	2		93
<i>Byrsonima crassifolia</i>	Murici ((L.) Rich.)		1		1		2
<i>Byrsonima intermedia</i>	A.Juss.	1					1
<i>Byrsonima verbascifolia</i>	(L.) DC.	1	1	1			3
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Cambess.					3	3
<i>Calyptranthes lucida</i>	Mart. ex. DC.					1	1
<i>Campomanesia adamantium</i>	(Cambess.) O.Berg	27			1		28
<i>Caryocar brasiliense</i>	Cambess.		1			1	2
<i>Casearia sylvestris</i>	Sw.	1				7	8
<i>Connarus suberosus</i>	Planch. Var. suberosus	2	5	1	1		9
<i>Copaifera langsdorffi</i>	Desf.					2	2
<i>Couepia grandiflora</i>	(Mart. & Zucc.) Benth. ex. Rook. F.		2				2

<i>Dalbergia miscolobium</i>	Benth.		31	14	17	6	68
<i>Daphinopsis fasciculata</i>	(Meisn.) Nevling					2	2
<i>Dimorphandra mollis</i>	Benth.	5	4	6			15
<i>Diospyros hispida</i>	DC.	8	7	6	3		24
<i>Duguetia lanceolata</i>	St. Hil.					1	1
<i>Enterolobium gummiferum</i>	(Mart.) J.F.Macbr.					1	1
<i>Eriotheca gracilipes</i>	(K.Schum.) A.Robyns	2	10	14	3		29
<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	(Mart.) O.E.Schulz				1		1
<i>Erythroxylum suberosum</i>	A.St.-Hil.	12	59	30			101
<i>Erythroxylum tortuosum</i>	Mart.		4				4
<i>Eugenia aurata</i>	O.Berg	3		1			4
<i>Eugenia florida</i>	DC.					3	3
<i>Eugenia puniceifolia</i>	(Humb., Bonpl. & Kunth) DC.				4		4
<i>Ficus guaranitica</i>	Schodat					1	1
<i>Gochnatia polymorpha</i>	(Less.) Cabrera					2	2
<i>Gochnatia pulchra</i>	(Spreng.) Crabrera	2	1				3
<i>Guapira noxia</i>	(Netto) Lundell		4	16	2		22
<i>Guapira opposita</i>	(Vell.) Reitz					1	1
<i>Hancornia speciosa</i>	Gomes	1	2	3			6
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	A. Juss.		6				6
<i>Himatanthus obovatus</i>	(Müll.Arg.) Woodson	1					1
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	Mart. ex. Hayne					1	1
<i>Jacaranda caroba</i>	(Vell.) A.DC.	2	1				3
<i>Kielmeyera variabilis</i>	Mart.	13	4			1	18
<i>Kielmeyera rubriflora</i>	Cambess.			5			5
<i>Lacistema hasslerianum</i>	Chodat					8	8
<i>Lafoensia pacari</i>	A.St.-Hil.			6			6
<i>Leandra involucrata</i>	DC.		1				1

<i>Licania humilis</i>	Cham. & Schltdl.		1	2			3
<i>Lippia corymbosa</i>	Cham.	1	1				2
<i>Lonchocarpus guileminianus</i>	(Tul.) Malme					1	1
<i>Luehea speciosa</i>	Willd.					5	5
<i>Machaerium acutifolium</i>	Vogel	1		9	1	5	16
<i>Maprounea guianensis</i>	Aubl.					2	2
<i>Matayba elaeagnoides</i>	Radlk.					1	1
<i>Maytenus robusta</i>	Reissek					6	6
<i>Miconia albicans</i>	(Sw.) Triana	2	4	11	22	2	41
<i>Miconia chartacea</i>	Triana					18	18
<i>Miconia pepericarpa</i>	March. ex. DC.					7	7
<i>Miconia rubiginosa</i>	(Bonpl.) DC.			11	41	1	53
<i>Myrcia bela</i>	Cambess.		5				5
<i>Myrcia fallax</i>	(Rich.) DC.					1	1
<i>Myrcia guianensis</i>	(Aubl.) DC.			1			1
<i>Myrcia língua</i>	(O.Berg) Mattos		10	16	58	1	85
<i>Myrcia pallens</i>	DC.					28	28
<i>Myrcia tomentosa</i>	(Aubl.) DC.				1	1	2
<i>Myrsine ferrugínea</i>	Spreng.				1		1
<i>Myrsine guyanensis</i>	Kuntze	19	15	7			41
<i>Myrsine umbellata</i>	Mart.				2	14	16
<i>Nectandra cissiflora</i>	Nees	1					1
<i>Neea theifera</i>	Oerst.			6			6
<i>Ocotea corymbosa</i>	(Meisn.) Mez				7	6	13
<i>Ocotea pulchella</i>	(Nees) Mez				17	5	22
<i>Ocotea velloziana</i>	(Meisn.) Mez					1	1
<i>Ouratea spectabilis</i>	(Mart.) Engl.		8	9	4		21
<i>Palicourea rígida</i>	Kunth		1				1

<i>Pera glabrata</i>	(Schott) Baill.				8	20	28
<i>Piptocarpha rotundifolia</i>	Baker	12	4	15			31
<i>Plathymenia reticulata</i>	Benth.					2	2
<i>Platypodium elegans</i>	Vogel					1	1
<i>Pouteria ramiflora</i>	(Mart.) Radlk.	22	1	10	4		37
<i>Pouteria torta</i>	(Mart.) Radlk.	23	8	32	26		89
<i>Protium heptaphyllum</i>	(Aubl.) Marchand					3	3
<i>Pseudobombax longiflorum</i>	(Mart. & Zucc.) A.Robyns		1			1	2
<i>Psidium cinereum</i>	Mart. ex. DC.	1					1
<i>Psidium guineense</i>	Sw.				1		1
<i>Psidium pohlianum</i>	O.Berg			1			1
<i>Psidium rufuns</i>	Mart. ex DC.				1		1
<i>Psychotria barbiflora</i>	DC.					6	6
<i>Psychotria carthaginensis</i>	Jacq.					7	7
<i>Qualea grandiflora</i>	Mart.	1	6	12	4	1	24
<i>Qualea multiflora</i>	Mart.				1		1
<i>Rudgea viburnoides</i>	(Cham.) Benth.			2		4	6
<i>Salvertia convallariodora</i>	A.St.-Hil.		1				1
<i>Schefflera vinosa</i>	(Cham. & Schltld.) Frodin		1	5	3	2	11
<i>Siparuna guianensis</i>	Aubl.				7	82	89
<i>Strycnus pseudoquina</i>	A.St.-Hil.			2	1		3
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	(Mart.) Coville		37	11	1		49
<i>Stryphnodendron obovatum</i>	Benth.	8	7	12	3		30
<i>Styrax ferrugineus</i>	Nees & Mart. (Silva Manso) Benth & Hook.f. ex S.		4	6	1		11
<i>Tabebuia aurea</i>	Moore		8				8
<i>Tabebuia ochracea</i>	(Cham.) Standl.	46	9	12			67
<i>Tapirira guianensis</i>	Aubl.					12	12

<i>Tibouchina stenocarpa</i>	(DC.) Cogn.	1					1
<i>Tocoyena formosa</i>	(Cham. & Schltdl.) K.Schum.		1		2		3
<i>Toxicodendron succedaneum</i>	(L.) Kauntze					1	1
<i>Trichilia weddellii</i>	DC.					5	5
<i>Vatairea macrocarpa</i>	(Benth.) Ducke.		1				1
<i>Vernonia rubriranea</i>	Mart.		1	1			2
<i>Virola sebifera</i>	Aubl.				1	5	6
<i>Vochysia tucanorum</i>	Mart.	1		9	5	20	35
<i>Xylopia aromática</i>	(Lam.) Mart.		28	26	80	6	140
<i>Xylopia brasiliense</i>	Spreng.					1	1
Total de indivíduos		383	391	392	391	368	1925
Total de espécies		38	49	45	45	57	121

Tabela 3. Índice de similaridade florística entre os fragmentos amostrados.

	Braga	Estrela	Graúna	Valério
Estrela	0,380952			
Graúna	0,360656	0,492063		
Valério	0,202899	0,305556	0,40625	
Vermelhão	0,055556	0,092784	0,120879	0,214286

Tabela 4. Riqueza e Diversidade funcional dos fragmentos de cerrado amostrados.

Fragmento	Riqueza	DF
Braga	38	13,99764
Estrela	49	12,14278
Graúna	45	13,66903
Valério	45	19,04949
Vermelhão	57	18,91338

Tabela 5. Índices de DF intraespecífica para espécies observadas em mais de um fragmento com pelo menos 15 indivíduos em cada fragmento. “x” Indica presença da espécie no fragmento

Espécies	Braga	Estrela	Graúna	Valério	Vermelhão	DF
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	x			x		10,44122
<i>Byrsonima coccolobifolia</i>	x	x	x			6,21714
<i>Erythroxylum suberosum</i>		x	x			10,86049
<i>Myrcia lingua</i>			x	x		3,42304
<i>Myrsine guyanensis</i>	x	x				6,63302
<i>Pouteria torta</i>	x		x	x		6,68536
<i>Xylopia aromatica</i>		x	x	x		7,19991

Tabela 6. Valores do teste de DF intraespecífica para cada espécie considerando indivíduos de pares de populações e valores dos testes de Correlação entre Similaridade florística e DF intraespecífica

Espécie	Fragmento 1	Fragmento 2	Similaridade	DF	Sperman
<i>Byrsonima coccolobifolia</i>	Braga	Estrela	0,38709677	3,29432	Rho = 0,5
	Braga	Graúna	0,37288136	3,98824	P = 0,6667
	Estrela	Graúna	0,5	5,62526	
<i>Pouteria torta</i>	Braga	Graúna	0,37288136	4,99778	Rho = -0,5
	Braga	Valério	0,20588235	4,61313	P=0,6667
	Graúna	Valério	0,41269841	3,34763	
<i>Xylopia aromatica</i>	Estrela	Graúna	0,5	4,47653	Rho = -0,5
	Estrela	Valério	0,30555556	4,72905	P=0,6667
	Graúna	Valério	0,41269841	4,39351	

Referências Bibliográficas

- ACKERLY, D. D. & CORNWELL, W. K. 2007. A trait-based approach to community assembly: partitioning of species trait values into within- and among-community components. *Ecology Letters* 10:135–145.
- BEGON, M. & WALL, R. 1987. Individual variation and competitor coexistence: a model. *Functional Ecology* 1: 237–241.
- BELLO, F., LEPS, J. & SEBASTIA, M. T. 2006. Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients. *Ecograph* 29:801-810.
- BOLNICK, D. I., SVANBACK, R., FORDYCE, J. A., YANG, L. H., DAVIS, J. M., HULSEY, C. D. & FORISTER, M. L. 2003. The ecology of individuals: incidence and implications of individual specialization. *American Naturalist* 161:1–28.
- CALLAWAY, R. M., PENNINGS, S. C. & RICHARDS, C. L. 2003. Phenotypic plasticity and interactions among plants. *Ecology* 84:1115–1128.
- CASTRO, A. A. J. F. 1994. Comparação florístico-geográfica (Brasil) e fitossociológica (Piauí-São Paulo) de amostras de Cerrado. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- CASTRO, A. A. J. F., MARTINS, F. R., TAMASHIRO, J. Y. & SHEPHERD, G. J. 1999. How rich is the flora of brazilian cerrados? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 86: 192-224 V 86(1):192-224.
- CIANCIARUSO, M. V., SILVA, I. A. & BATALHA, M. A. 2009. Diversidade filogenética funcional: novas abordagens para Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3).
- CIANCIARUSO, M. V., BATALHA, M. A., GASTON, K. J. & PETCHEY, O. L. 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, 90(1): 81–89.
- CIANCIARUSO, M. V., SILVA, I. A., BATALHA, M. A., GASTON, K. J. & PETCHEY, O. L. 2012. The influence of fire on phylogenetic and functional structure of woody savannas: Moving from species to individuals. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, Jena 14.
- CIANCIARUSO, M. V., SILVA, I. A., MANICA, L. T. & SOUZA, J. P. 2013. Leaf habit does not predict leaf functional traits in cerrado Woody species. *Basic and Applied Ecology*, Jena 14: 404-412.
- COTTAM, G. & CURTIS, J.T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37:451-460.
- COUTINHO, L.M. 1976. Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do cerrado. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- COUTINHO, L.M. O conceito de Cerrado. 1978. *Revista Brasileira de Botânica*. 1 :17-23

- DURIGAN, G., RATTER, J. A. BRIDGEWATER, S., SIQUEIRA, M.F. & FRANCO, G. A. D. C. 2003. Padroes fitogeográficos do cerrado paulista sob uma perspectiva regional. *Hoehnea* 30 (1): 39-51.
- GAMFELDT, L. & B. KALLSTROM. 2007. Increasing intraspecific diversity increases predictability in population survival in the face of perturbations. *Oikos* 116:700–705
- GASTON, K. J. 2003. The structure and dynamics of geographic ranges. Oxford University Press, Oxford, UK.
- HOLDAWAY, R. J. & SPARROW, A. D. 2006. Assembly rules operating along a primary riverbank grassland successional sequence. *Journal of Ecology* 94: 1092-1102.
- KÖPPEN, W. 1948. *Climatologia*. Fondo de Cultura Económica, México.
- KRAFT, N.J.B., VALENCIA, R. & ACKERLY, D.D. 2008. Functional traits and niche-based tree community assembly in an amazonian forest. *Science* 322: 580–582.
- KRONKA, F. J. N., MATSUKUMA, M. A., PAVÃO, M., GUILLAUMON, J. R., GIANOTTI, E., YWAME, M. S. S., LIMA, L. M. P. R. & HAACK, P. G. 1998. Situação das áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo. *In* IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. *Aciesp. Águas de Lindóia, SP* 2: 227-232.
- MADRITCH, M. D., & M. D. HUNTER. 2003. Intraspecific litter diversity and nitrogen deposition affect nutrient dynamics and soil respiration. *Oecologia* 136:124–128.
- MASON, N. W. H., MOUILLOT, D., LEE, W. G. & J. B. WILSON. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity *Oikos* 111:112–118.
- MASON, N. W. H., BELLO, F., MOUILLOT, D., PAVOINE, S. & STÉPHANE, D. 2013. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science* 24 :794–806.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- MCGILL, B.J., ENQUIST, B.J., WEIHER, E. & WESTOBY, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21:178-185.
- MONTEIRO, C. A. 1973. *A Dinâmica Climática e as Chuvas no Estado de São Paulo*. São Paulo, USP/IG.
- MOUCHET, M., VILLÉGER, S., MASON, N. W. H. & MOUILLOT, D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology, London* 24: 867-876.

- NORBERG, J., SWANEY, D. P., DUSHOFF, J., LIN, CASAGRANDE, J. R. & LEVIN, S. A. 2001. Phenotypic diversity and ecosystem functioning in changing environments: a theoretical framework. *Proceedings of the National Academy of Science (USA)* 98:11376–11381.
- LOIOLA, P. P., CIANCIARUSO, M. V., SILVA, I. A. & BATALHA, M. A. 2010. Functional diversity of herbaceous species under different fire frequencies in Brazilian savannas. *Flora*. doi:10.1016/j.flora.2010.04.006.
- PACHEPSKY, E., BOWN, J. L., EBERST, A., BAUSENWEIN, U., MILLARD, P., SQUIRE, G. R., SQUIRE, G. & CRAWFORD, J. W.. 2007. Consequences of intraspecific variation for the structure and function of ecological communities. Part 2: Linking diversity and function. *Ecological Modelling* 207:277–285.
- PELTZER, D.A., WARDLE, D.A., ALLISON, V.J., BAISDEN, W.T., BARDGETT, R.D., CHADWICK, O.A., CONDRON, L.M., PARFITT, R.L., PORDER, S., RICHARDSON, S.J., TURNER, B.L., VITOUSEK, P.M., WALKER, J. & WALKER, L.R. 2010. Understanding ecosystem retrogression. *Ecological Monographs* 80: 509–529.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N., DÍAZ, S., GARNIER, E., LAVOREL, S., POORTER, H., JAUREGUIBERRY, P., BRET-HARTE, M. S., CORNWELL, CRAINE, W. K., J. M., GURVICH, D. E., URCELAY, C., VENEKLAAS, E. J., REICH, P. B., POORTER, L., WRIGHT, I. J., RAY, P., ENRICO, L., PAUSAS, J. G., DE VOS, A. C., BUCHMANN, N., FUNES, G., QUÉTIER, F., HODGSON, J. G., THOMPSON, K., MORGAN, H.D., TERSTEEGE, H., VANDERHEIJDEN, M.G.A., SACK, L., BLONDER, B., POSCHLOD, P., VAIERETTI, M. V., CONTI, G., STAVER, A. C., AQUINO, S. & CORNELISSEN, J. H. C. 2013. *Australian Journal of Botany* 61:167–234.
- PETCHEY, O. L., & K. J. GASTON. 2002. Functional diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecology Letters* 5:402–411.
- PETCHEY, O. L., & K. J. GASTON. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741–758.
- PETCHEY, O. L., & K. J. GASTON. 2007. Dendrograms and measuring functional diversity. *Oikos* 116:1422–1426.
- PODANI, J., & D. SCHMERA. 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos* 115:179–185.

- PONÇANO, W.L., CARNEIRO, C.D.R., BRITICHI, C.A., ALMEIDA, F.F.M. & PRANDINI, F.L. 1981. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. v.1. Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo.
- PRADO, H. 1997. Os solos do Estado de São Paulo: mapas pedológicos. Editora Hélio do Prado, Piracicaba.
- RATTER, J. A., BRIDGEWATER, S., ATINKSON, L. & RIBEIRO, J. F. 1996. Analyses of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation II: comparison of the wood vegetation of 98 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 53: 153-180.
- RATTER, J. A., BRIDGEWATER, S., RIBEIRO, J. F., DIAS, T. A. B. & SILVA, M. R. 2000 a. Distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia Cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma Cerrado. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 5: 5-43.
- RATTER, J. A., RIBEIRO, J. F. & BRIDGEWATER, S. 2000 b. Woody flora distribution of the Cerrado bioma: Fitogeography conservation prioritys. *In*: CAVALCANTI, T. B., WALTER, B. M. T., (eds). *Tópicos atuais em botânica. Embrapa recursos genético e biotecnologia – Sociedade Botanica do Brasil. Brazilian*. Pp 340-342.
- RATTER, J. A., BRIDGEWATER, S. & RIBEIRO, J. F. 2002. Espécies lenhosas da fitofisionomia Cerrado sentido amplo em 170 localidades do bioma Cerrado. *Boletim do Herbario Ezechias Paulo Heringer* 5: 5-43.
- REUSCH, T. B. H., A. EHLERS, A. HAMMERLI & B. WORM. 2005. Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proceedings of the National Academy of Science (USA)* 102:2826–2831
- RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. *In* Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina. p.151-212.
- RICHARDS, C. L., O. BOSSDORF, N. Z. MUTH, J. GUREVITCH & M. PIGLIUCCI. 2006. Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions. *Ecology Letters* 9: 981–993.
- SCHLICHTING, C. D. 1986. The evolution of phenotypic plasticity in plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 667–693.
- SEXTON, J. P., MCKAY, J. K. & SALA, A. 2001. Plasticity and the genetic diversity may allow saltcedar to invade cold climates in North America. *Ecological Applications* 12:1652–1660.

- SILVA, I. A. & BATALHA, M. A. 2011. Plant functional types in Brazilian savannas: The niche partitioning between herbaceous and woody species. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* doi:10.1016/j.ppees.2011.05.006.
- SPICER, J. I. & GASTON, K. J. 1999. *Physiological diversity and its ecological implications.* Blackwell Science, Oxford.
- SULTAN, S. E. 2004. Promising directions in plant phenotypic plasticity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6:227–233.
- VIOLLE, C., NAVAS, M-L., VILE, D., KAZAKOU, E., FORTUNEL, C., HUMMEL, I. & GARNIER, E. 2007. Let the concept of trait be functional. *Oikos* 116: 882-892.
- WEBB, C.O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *The American Naturalist*, Chicago 156(2):145-155.
- WELLS, C. L., & PIGLIUCCI, M. 2000. Adaptive phenotypic plasticity: the case of heterophylly in aquatic plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3: 1–18.
- WESTOBY, M., FALSTER, D.S., MOLES, A.T., VESK, P.A. & WRIGHT, I.J. 2002. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33:125–159.
- WRIGHT, I.J., REICH, P.B., WESTOBY, M., ACKERLY, D.D., BARUCH, Z. & BONGERS, F. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428: 821–827.
- ZILLI, G., MARIMON, B. S., CARVALHO, M. A. C., SOBRAL, F. L., MARIMON-JUNIOR & B. H. 2014. Avaliação temporal das características funcionais de espécies arbóreas em fitofisionomias da transição Cerrado-Amazônia, Mato Grosso, Brasil. *Biotemas* 27 (4): 51-61.

**Dinâmica de Comunidades Lenhosas dos Cerrados de Itirapina-SP Sob Diferentes Históricos
de Proteção**

ALINE LUISA MANSUR¹

ANDRÉ MOURO D'ANGIOLI^{1,2}

DIEGO SOTTO PODADERA¹

MARIANNE AZEVEDO SILVA¹

NATASHI A. LIMA PILON¹

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, C.P 6109, Campinas, SP 13083-862, Brasil. ²andremourodangioli@gmail.com

RESUMO

Extensas áreas savânicas estão sofrendo adensamento e mudando sua estrutura e função rumo a fisionomias florestais. O presente estudo avaliou a dinâmica de diferentes fitofisionomias do Cerrado em um período de 10 anos, em áreas sob diferentes históricos de proteção, a fim de elucidar se a dinâmica dessas áreas está tendendo para uma sucessão florestal. O estudo foi desenvolvido no município de Itirapina, SP, onde foram selecionados quatro fragmentos. Dois destes fragmentos são protegidos pelo Instituto Florestal de São Paulo, e os outros dois são áreas de reserva legal sujeitas a perturbações diversas. Nossos resultados não indicaram tendências de adensamento para nenhuma das áreas estudadas. As quatro áreas mostraram-se estáveis durante o período estudado, mantendo constantes sua área basal total, densidade de indivíduos e similaridade florística entre os anos. Devido aos diferentes históricos de proteção os fatores que permitem que essas áreas se mantenham estáveis são, provavelmente, as perturbações recorrentes nas áreas não protegidas e fatores edafoclimáticos atuantes em todas as áreas.

Palavras chave: floresta, perturbação, savana, sucessão.

Introdução

Atualmente, em diversas regiões do mundo, extensas áreas savânicas vêm sendo reduzidas devido à expansão de espécies florestais em seus domínios (Jackson *et al.* 2002, Durigan & Ratter 2006, Silva *et al.* 2013), causando grandes alterações estruturais e funcionais. Nesse contexto, está inserido o Cerrado, representante brasileiro do bioma savana, caracterizado por grande biodiversidade e altos níveis de endemismo (Klink & Machado 2005). No entanto, encontra-se em estado crítico de degradação (Klink & Machado 2005).

Segundo teorias recentes, extensas áreas mundialmente ocupadas por vegetações savânicas ocorrem em regiões edafoclimáticas que permitiriam o desenvolvimento de maior fitomassa (Hirota *et al.* 2011). Nessas regiões, muitas vezes, a paisagem apresenta-se como um rico mosaico de fisionomias, onde ocorrem savanas, campos e florestas. Tais mosaicos, em grande parte, podem ser explicados pela ocorrência de distúrbios naturais ou mesmo de origem antrópica que atuaram fortemente na manutenção das fisionomias mais abertas (Coutinho 1978, Bond *et al.* 2004). Distúrbios como o fogo e o pastoreio representam importantes moduladores da estrutura e diversidade da vegetação savânica (Lehmann *et al.* 2014) e, uma vez suprimidos, podem alterar a trajetória dessas comunidades rumo a sucessão florestal (Pinheiro & Durigan 2009).

Estudos indicam que áreas savânicas protegidas das fontes naturais de perturbação, como o fogo, apresentam considerável incremento em biomassa e densidade, bem como mudanças na composição de espécies, tornando-se progressivamente mais similares às fisionomias florestais (Moreira 2000, Pinheiro & Durigan 2009, Mews *et al.* 2011, Almeida *et al.* 2014). Mesmo em solos com baixo teor de nutrientes, algumas espécies florestais podem se estabelecer e iniciar a sucessão (Bond 2010). O desenvolvimento dessas espécies altera as características locais do microclima tornando o habitat adequado para a ocupação de outras espécies florestais, evidenciando, portanto, um inerente processo de facilitação (Silva *et al.* 2008).

Iniciativas governamentais para a proteção e conservação da biodiversidade tem tido como importante meta a prevenção de incêndios em ecossistemas naturais, seja de origem antrópica ou

espontânea, inclusive em áreas de Cerrado. As fisionomias savânicas brasileiras são características por seus altos níveis de umidade, se comparada com outras savanas do mundo, sendo que grande parte do seu domínio apresenta clima propício para o desenvolvimento de florestas (Bond *et al.* 2004, Hirota *et al.* 2011). Portanto, seria possível que tais áreas protegidas estejam caminhando para uma sucessão florestal. Por outro lado, há regiões ecológicas ocupadas por vegetações abertas nas quais, mesmo com a supressão total dos distúrbios, a sucessão não culminará em fisionomias florestais, por restrições edáficas ou climáticas (Coutinho 1978). Existem poucos estudos que acompanharam a dinâmica da vegetação em longo prazo para determinar se essas áreas protegidas, principalmente em unidades de conservação, estão perdendo suas características savânicas devido a um adensamento progressivo.

Dessa maneira, o presente estudo avaliou a dinâmica de áreas de diferentes fitofisionomias do Cerrado em um período de 10 anos, na Estação Ecológica e Estação Experimental de Itirapina, sob diferentes históricos de proteção. Objetivamos determinar se tais áreas estão caminhando rumo a uma sucessão florestal, como esperado por uma ampla literatura.

Material e Métodos

Áreas de Estudo

Nosso estudo foi conduzido em quatro fragmentos de cerrado localizados no município de Itirapina (22°13' S; 47°51' W), estado de São Paulo: Graúna, Estrela (22°12' S; 47°48' W), Braga (22°11' S; 47°51' W) e Valério (22°13' S; 47°51' W), sendo as duas primeiras áreas de reserva legal em propriedades particulares e as duas últimas áreas protegidas e administradas pelo Instituto Florestal do Estado de São Paulo. O clima na região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, isto é, clima macrotérmico com inverno seco e verão úmido. Entre os anos 1982 e 2003 a precipitação média anual foi de 1.459 mm, concentrada no período de outubro a maio, a temperatura média foi de 21,9°C e o déficit hídrico, de 3 mm anuais (Silva *et al.* 2006). O solo de

todos os fragmentos é classificado como Neossolo Quartzarênico (Silva *et al.* 2006). Os fragmentos apresentam fitofisionomias distintas e históricos de perturbação também distintos. A vegetação do Graúna e do Estrela é classificada como cerrado *sensu stricto* e apresentam histórico de ocorrência de fogo e presença de gado recorrentes. Já as áreas do Braga, classificada como campo sujo, e a do Valério, classificada como cerrado denso, são áreas protegidas contra a ação do fogo desde o estabelecimento da Estação Ecológica e Estação Experimental de Itirapina (Silva *et al.* 2006).

Amostragem

Para as análises utilizamos um banco de dados com informações coletadas entre os anos de 2006 a 2015. Esses dados foram obtidos utilizando o método de amostragem de ponto quadrante (Moro & Martins 2011), com dez linhas paralelas espaçadas a 10 m, cada uma com dez unidades amostrais espaçadas a também 10 m, totalizando 100 pontos amostrais por fragmento por ano. O critério de inclusão para a amostragem foi árvores e arbustos lenhosos com perímetro igual ou superior a 10 cm. Para cada indivíduo mediu-se o perímetro do caule à altura do solo (PAS) e altura total. Os indivíduos encontram-se identificados a nível de espécie nesse banco de dados.

Cálculo dos parâmetros fitossociológicos

Para avaliar a dinâmica dos fragmentos foram analisadas área basal total da comunidade (AB_t , $m^2 ha^{-1}$), densidade absoluta total da comunidade (DA_t , indivíduo ha^{-1}), distribuição da área basal dos indivíduos da comunidade (AB_i , cm^2) e similaridade de espécies ao longo do tempo (entre anos) e ao longo do espaço (entre transectos) para cada fragmento. Os valores de AB_t , DA_t e de AB_i foram calculados de acordo com o método de pontos quadrante descrito por Moro & Martins (2011). Comparamos as alterações na identidade de espécies ocupantes de cada fragmento ao longo do tempo e do espaço utilizando o coeficiente de Bray-Curtis (Jost *et al.* 2011). Calculamos a abundância relativa de espécies (AR_e) por fragmento utilizando a fórmula:

$$ARe = NeNt^{-1},$$

onde Ne representa o número de indivíduos da espécie *e* em uma área e Nt representa o número total de indivíduos coletados (Moro & Martins 2011).

Análises estatísticas

A fim de avaliar as alterações dos parâmetros analisados ao longo dos anos nos fragmentos, foi avaliado o coeficiente de correlação por meio do método de Spearman *r* (Legendre & Legendre 2011). Foram utilizados os anos dos quais se tem registros como variável preditora, e a ABt, DAt e o índice de Bray-Curtis como variáveis resposta. Foram avaliados os coeficientes de correlação para cada parâmetro e para cada fragmento, sendo consideradas interações significativas aquelas cujos valores de *p* fossem menores que 0,05. Avaliamos as distribuições de ABi de cada fragmento criando gráficos box-plot e avaliando as diferenças visualmente (Zar 1999).

Resultados

No fragmento Braga as três espécies com maior abundância relativa (ARE) ao longo do tempo foram *Aspidosperma tomentosum* (12%), *Byrsonima coccolobifolia* (9%) e *Attalea geraensis* (9%) e a ABt média de 3,51 m² ha⁻¹ e DAt média dos indivíduos ao longo dos anos de 1109 indivíduos m⁻². No fragmento Estrela, os três maiores valores de ARE referem-se as espécies *Striphnodendron adstringens* (12%), *Erithroxylum suberosum* (11%) e *Aegiphila verticillata* (7%) e a ABt média ao longo dos anos de 10,83 m² ha⁻¹ e DAt dos indivíduos ao longo dos anos de 2829 indivíduos m⁻². Para o fragmento Graúna, *Erithroxylum suberosum* (12%), *Byrsonima coccolobifolia* (5%) e *Pouteria torta* (5%) são as espécies com maiores valores de ARE, sendo a ABt média ao longo dos anos 11,39 m² ha⁻¹ e a DAt dos indivíduos ao longo dos anos de 1532 indivíduos m⁻². Para o fragmento Valério, *Xylopia aromatica* (20%), *Myrcia lingua* (9%) e *Attalea*

geraensis (9%) possuem os maiores valores de Are e a ABt média ao longo dos anos foi de 28,72 m² ha⁻¹ e DAt dos indivíduos ao longo dos anos de 3299 indivíduos m⁻².

De acordo com as análises de correlação de Spearman, nenhum dos fragmentos estudados possuem tendências de alteração ao passar dos anos (para todas as análises $p > 0,05$) em relação à ABt (Figs. 1-4a), DAt (Figs. 1-4b), ABi (Figs. 1-4c) e similaridade (Figs. 1-4d). Para todos os fragmentos, a similaridade da composição de espécies manteve-se constante ao longo do tempo. Da mesma forma, a heterogeneidade da composição das espécies ao longo do espaço não foi alterada com o passar do tempo (Figs. 1-4d). No entanto, a amplitude de variação dos resultados ao longo do período estudado foi maior nas áreas protegidas (Tabela 1).

DISCUSSÃO

Não encontramos tendências significativas de ocorrência de sucessão nos fragmentos estudados. Independentemente de estarem ou não protegidas, essas comunidades encontram-se estrutural e floristicamente estáveis dentro do período amostrado. Embora não tenhamos utilizado testes estatísticos, nossos resultados também apontam que, mesmo as comunidades estando estáveis, a amplitude de variação dos descritores fitossociológicos ao longo dos anos (área basal total e densidade absoluta; Tabela 1) é diferente entre fragmentos protegidos e não protegidos, sendo menor nesses últimos. Portanto, a dinâmica das comunidades lenhosas de áreas protegidas e não protegidas é diferentes. Sendo assim, essa dinâmica diferencial deve ser investigada a fim de se conhecer o seu significado ecológico e sua importância para a conservação de fragmentos de cerrado.

Outros estudos com a mesma abordagem obtiveram resultados semelhantes aos deste estudo. Libano & Felfili (2006), ao estudarem a dinâmica de uma comunidade de cerrado *sensu stricto* localizada no Distrito Federal também observaram poucas alterações quanto à composição florística ao longo de 18 anos. Resultados parecidos também foram encontrados por Aquino e colaboradores (2007), ao estudarem dois fragmentos de Cerrado no sudeste do estado do Maranhão. Além da

composição de espécies, os autores também observaram a manutenção da densidade de plantas lenhosas arbóreas.

Dois dos quatro fragmentos estudados, Estrela e Graúna, classificados como *sensu stricto*, não estão sob proteção do Instituto Florestal do Estado de São Paulo, sujeitos a diferentes fontes de perturbação (por exemplo, fogo e pastejo), as quais podem contribuir para a estabilidade florística e estrutural dessas comunidades (e.g. Libano & Felfili 2006). Felfili e colaboradores (2000) ao estudarem, por nove anos, a dinâmica de um fragmento de cerrado *sensu stricto* com ocorrências de fogo no Distrito Federal encontraram área basal e densidade aproximadamente constantes ao longo do tempo, o que também foi observado em nosso estudo. A supressão do fogo, por outro lado, pode levar ao aumento dessas variáveis e a diminuição de similaridade florística ao longo do tempo em fragmentos de cerrado *sensu stricto* protegidos (Roitman *et al.* 2008). Assim, o fogo pode atuar como um fator estruturador de comunidades de cerrados savânicos (Durigan & Ratter 2006, Hoffmann *et al.* 2012). Dessa forma, a estabilidade de densidade, área basal total e a área basal individual do Estrela e Graúna ao longo dos anos, mesmo com histórico de fogo, podem indicar uma configuração resiliente com relação ao fogo no período estudado. Este indício é corroborado também pela manutenção da constituição florística ao longo dos anos, uma vez que apenas espécies resistentes ao fogo conseguiriam se manter nessas áreas, explicando os valores de similaridade encontrados.

A falta de tendência evidenciada na área mais campestre protegida contra o fogo, o fragmento Braga, contraria as modelagens atuais e, portanto, as expectativas que consideram as áreas savânicas de cerrado no Estado de São Paulo como estritamente dependentes do fogo (Bond *et al.* 2004, Hirota *et al.* 2011, Lehmann *et al.* 2011, Lehmann *et al.* 2014). Esses estudos indicam que as características edafoclimáticas presentes nesta região seriam apropriadas para o desenvolvimento de fitofisionomias mais florestais que campestres. Portanto, as fisionomias campestres se manteriam estáveis apenas frente a regimes de fogo, que permitiram a manutenção de sua estrutura. No entanto, o fragmento Braga, durante o período amostrado, apresenta-se estável em composição de

espécies e estrutura da comunidade vegetal lenhosa, mesmo com a ausência de incêndios. Cabe ressaltar que as restrições impostas pelas características edáficas do local também são uma explicação plausível para os resultados obtidos para o fragmento Braga. Dessa forma, a comunidade teria atingido um equilíbrio estrutural com valores de densidade e altura máximas para as condições de alta acidez, baixa fertilidade e pequena capacidade de retenção de água e nutrientes característicos dos solos desse sítio (ver SILVA *et al.* 2006). A ausência de tendência sucessional no Valério poderia ser devido às essas mesmas restrições.

Apesar de estudos recentes indicarem a importância da influência do fogo como determinante para existência de ecossistemas savânicos (Bond *et al.* 2004, Hirota *et al.* 2011, Lehmann *et al.* 2011, Lehmann *et al.* 2014), não há consenso sobre a importância relativa deste fator, bem como a influência de outros fatores como a herbivoria e as características edáficas (Hoffmann *et al.* 2012, Silva *et al.* 2013). Embora seja possível encontrar exemplos da expansão de fisionomias florestais sobre savanas (Pinheiro & Durigan 2009, Silva *et al.* 2008), é importante reconhecer que múltiplos fatores interagem para determinar essa dinâmica, e que a transição entre fisionomias savânicas protegidas do fogo para fisionomias florestais é questionável (ver Silva *et al.* 2010).

Ademais, sendo o estrato herbáceo uma das principais características que separam as fisionomias savânicas do Cerrado das fisionomias florestais (Coutinho 1978, Lehmann *et al.* 2011), é importante a realização de novos estudos que incluam a comunidade herbácea. Dessa maneira, seria possível atestar se os resultados obtidos em nosso estudo para a comunidade lenhosa se repetiriam para a comunidade vegetal como um todo.

Referências bibliográficas

- ALMEIDA, R.F., FAGG, C.W., OLIVEIRA, M.C., MUNHOZ, C.B.R., LIMA, A.S. & OLIVEIRA, L.S.B. 2014. Mudanças florísticas e estruturais no cerrado *sensu stricto* ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. *Rodriguésia* 65: 001-019.
- AQUINO, F.G., WALTER, B.M.T. & RIBEIRO, J.F. 2007. Woody community dynamics in two fragments of “cerrado” *stricto sensu* over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 113-121.
- BOND, W.J. 2010. Do nutrient-poor soils inhibit development of forests? A nutrient stock analysis. *Plant and soil* 334:47-60.
- BOND, W.J., WOODWARD, F.I. & MIDGLEY, G.F. 2004. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165: 525-538.
- COUTINHO, L. M. 1978. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 1: 17-24.
- DURIGAN, G. & RATTER, J. A. 2006. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western Sao Paulo State, Brazil, 1962–2000. *Edinburgh Journal of Botany* 63: 119-130.
- FELFILI, J.M., REZENDE, V., SILVA JÚNIOR, M.C. & SILVA, M.A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine year period. *Journal of Tropical Ecology* 16: 579-590.
- HIROTA, M., HOLMGREN, M., VAN NES, E.H. & SCHEFFER, M. 2011. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science*. 334: 232-235.
- HOFFMANN, W.A., GEIGER, E.L., GOTSCH, S.G., ROSSATTO, D.R., SILVA, L.C.R., LAU, O.L., HARIDASAN, M. & FRANCO, A.C. 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology letters* 15: 759–68.
- JACKSON, R.B., BANNER, J.L., JOBBÁGY, E.G., POCKMAM, W.P. & WALL, D.H. 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature* 418: 623-626.

- JOST, L., CHAO, A. & CHAZDON, R.L. 2011. Compositional similarity and β (beta) diversity. *In* Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment (A.E. Magurran & B.J. McGill, eds.). Oxford University Press, New York, p.74-77.
- KLINK, C & MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19: 707–713.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. Multidimensional semiquantitative data. *In* Numerical ecology (P. Legendre & L. Legendre, eds.). Elsevier Science B.V., Amsterdam, p.195-198.
- LEHMANN, C.E.R, ARCHIBALD, S.A., HOFFMANN, W.A. & BOND, W.J.L 2011. Deciphering the distribution of the savanna biome. *New Phytologist* 191: 197–209.
- LEHMANN, C.R., ANDERSON, T.M, SANKARAN, M., HIGGINS, S.I., ARCHIBALD, S., HOFFMANN, W.A., HANAN, N.P., WILLIAMS, R.J., FEN SHAM, R.J., FELFILI, J., HUTLEY, L.P., RATNAM, J., JOSE, J.S., MONTES, R., FRANKLIN, D., RUSSELL-SMITH, J., RYAN, C.M., DURIGAN, G., HIERNAUX, P., HAIDAR, R., BOWMAN, D.J.S. & BOND, W.J. 2014. Savanna Vegetation-Fire-Climate Relationships Differ Among Continents. *Science* 343: 548-552.
- LIBANO, A.M. & FELFILI, J.M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). *Acta botanica brasílica* 20: 927-936.
- MEWS, H.A., MARIMON, B.S., MARACAHIPES, L., FRAN CZAK, D.D. & MARIMON-JUNIOR, B.H. 2011. Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica* 11: 73-82.
- Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography* 27: 1021-1029.
- MORO, M.F. & MARTINS, F.R. 2011. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. *In* Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos (J.M. Felfili, P.V. Eisenlohr, M.F. Melo, L.A. Andrade, J.M. Neto, eds.). Editora UFV, Viçosa, p. 174-211.

- PINHEIRO, E. S. & DURIGAN, G. 2009. Dinâmica espaço temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 32: 441-454.
- PINHEIRO, E. S. & DURIGAN, G. 2012. Diferenças Florísticas E Estruturais Entre Fitofisionomias Do Cerrado Em Assis, SP, Brasil. *Revista Árvore* 36: 181-193.
- ROITMAN, I., FELFILI, J.M. & REZENDE, A.V. 2008. Tree dynamics of a fire-protected *cerrado sensu stricto* surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecology* 197: 255-267.
- SILVA, C.E.F., REIS, C.M., ZANCHETTA, D., da SILVA, D.A., de LUCA, E.F., FERNANDES, F.S., LUTGENS, H.D., TANNUS, J.L.S., PINHEIRO, L.S., MARTINS, M.R.C. & SAWAYA, R. 2006. Plano de manejo integrado Estações Ecológica e Experimental de Itirapina/SP.
- SILVA, L.C. R., STERNBERG, L.S.L., HARIDASAN, M., HOFFMANN, W.A., MIRALLES-WILHELM, F., FRANCO, A.C. 2008. Expansion of gallery forests into central Brazilian savannas. *Global Change Biology* 14: 2108–2118.
- SILVA, L.C.R., HARIDASAN, M., STERNBERG, L.S. L., FRANCO, A.C., HOFFMANN, W.A. 2010. Not all forests are expanding over central Brazilian savannas. *Plant and Soil* 333: 431–442.
- SILVA, L.C.R., HOFFMANN, W.A., ROSSATTO, D.R., HARIDASAN, M., FRANCO, A.C., HORWATH, W.R. 2013. Can savannas become forests? A coupled analysis of nutrient stocks and fire thresholds in central Brazil. *Plant and soil* 373: 829-842.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th ed., Prentice Hall, Upper Saddle River.

Figuras

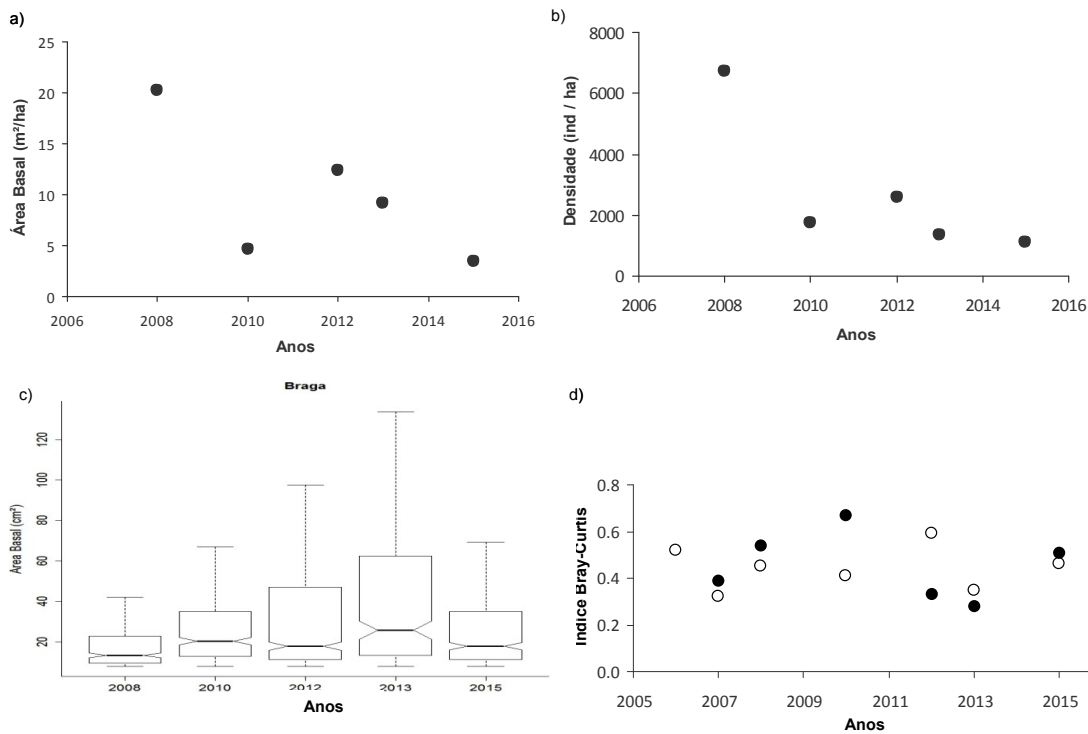


Figura 1. Descritores fitossociológicos da fitofisionomia de cerrado campo sujo, do fragmento protegido Braga. a) Valores de ABt ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$; eixo y) da comunidade nos diferentes anos (eixo x). Coeficiente de correlação de Spearman $\rho = -0,7$; $p = 0,23$. b) Valores de DAt (indivíduos ha^{-1}) da comunidade nos diferentes anos (eixo x). Coeficiente de correlação de Spearman ($\rho = -0,9$; $p = 0,08$). c) Distribuição dos valores de Área Basal dos indivíduos da comunidade ao longo dos anos. A linha central na caixa representa a mediana e o acinturamento das caixas representa o intervalo de confiança. Os limites das caixas representam o primeiro e terceiro quartis e as linhas representam os valores mínimo e máximo. Pontos discrepantes (*outliers*) foram retirados. d) Índice de Bray-Curtis. Os pontos preenchidos (●) representam a comparação de similaridade das espécies entre os anos e os pontos não preenchidos (○) representam a comparação de similaridade da composição de espécies entre transectos dos fragmentos de um mesmo ano. Coeficiente de correlação de Spearman para os dados de similaridade entre os anos ($\rho = 0,6$; $p = 0,08$).

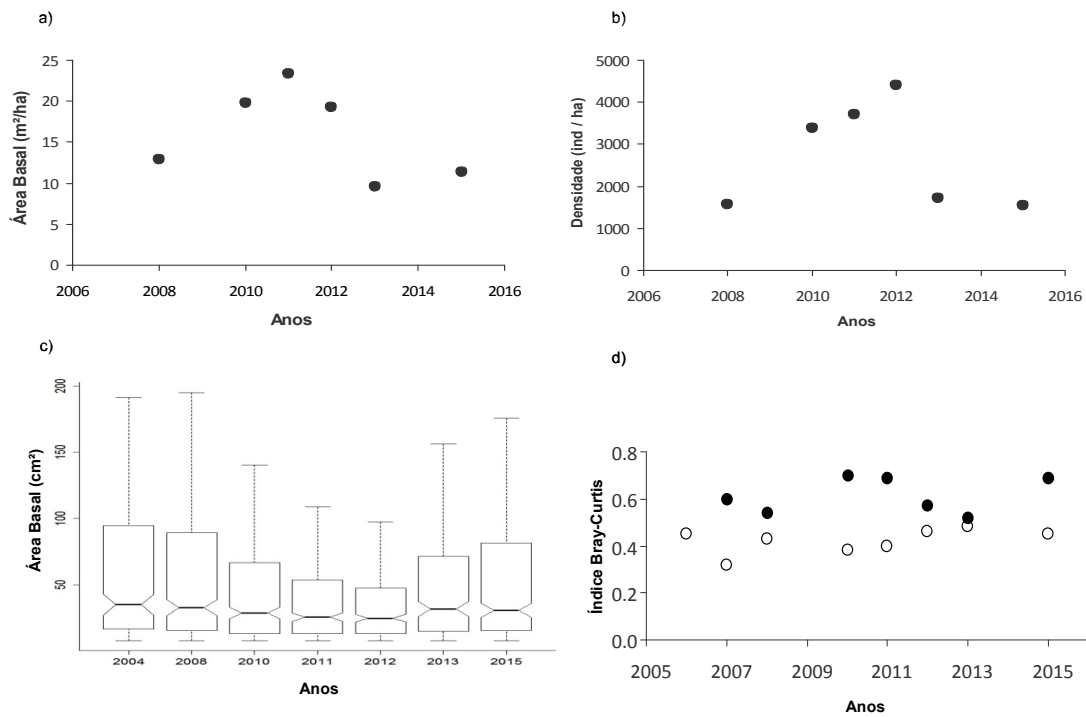


Figura 2. Descritores fitossociológicos da fitofisionomia de cerrado *sensu stricto*, do fragmento não protegido Estrela. a) Valores de ABt ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$; eixo y) da comunidade nos diferentes anos (eixo x). Coeficiente de correlação de Spearman ($\rho = 0,3$; $p = 0,68$). b) Valores de DAt (indivíduos ha^{-1}) da comunidade nos diferentes anos (eixo x). Coeficiente de correlação de Spearman ($\rho = 0,8$; $p = 0,13$). c) Distribuição dos valores de Área Basal dos indivíduos da comunidade ao longo dos anos. A linha central na caixa representa a mediana e o acinturamento das caixas representa o intervalo de confiança. Os limites das caixas representam o primeiro e terceiro quartis e as linhas representam os valores mínimo e máximo. Pontos discrepantes (*outliers*) foram retirados. d) Índice de Bray-Curtis. Os pontos preenchidos (●) representam a comparação de similaridade das espécies entre os anos e os pontos não preenchidos (○) representam a comparação de similaridade da composição de espécies entre transectos dos fragmentos de um mesmo ano. Coeficiente de correlação de Spearman para os dados de similaridade entre os anos ($\rho = 0,3$; $p = 0,68$).

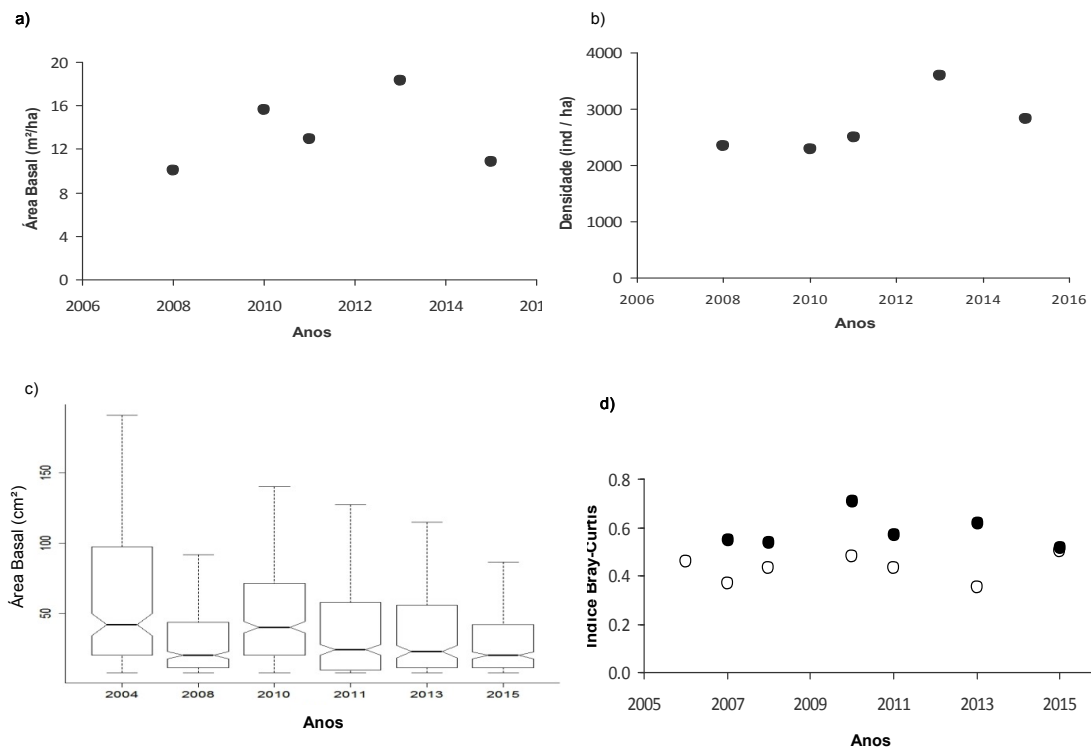


Figura 3. Descritores fitossociológicos da fitofisionomia de cerrado *sensu stricto* do fragmento não protegido Graúna. a) Valores de ABt ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$; eixo y) da comunidade nos diferentes anos (eixo x). Coeficiente de correlação de Spearman ($\rho = -0,54$; $p = 0,29$). b) Valores de DAt (indivíduos ha^{-1}) da comunidade nos diferentes anos (eixo x). Coeficiente de correlação de Spearman ($\rho = -0,2$; $p = 0,71$). c) Distribuição dos valores de Área Basal dos indivíduos da comunidade ao longo dos anos. A linha central na caixa representa a mediana e o acinturamento das caixas representa o intervalo de confiança. Os limites das caixas representam o primeiro e terceiro quartis e as linhas representam os valores mínimo e máximo. Pontos discrepantes (*outliers*) foram retirados. d) Índice de Bray-Curtis. Os pontos preenchidos (●) representam a comparação de similaridade das espécies entre os anos e os pontos não preenchidos (○) representam a comparação de similaridade da composição de espécies entre transectos dos fragmentos de um mesmo ano. Coeficiente de correlação de Spearman para os dados de similaridade entre os anos ($\rho = 0,11$; $p = 0,82$).

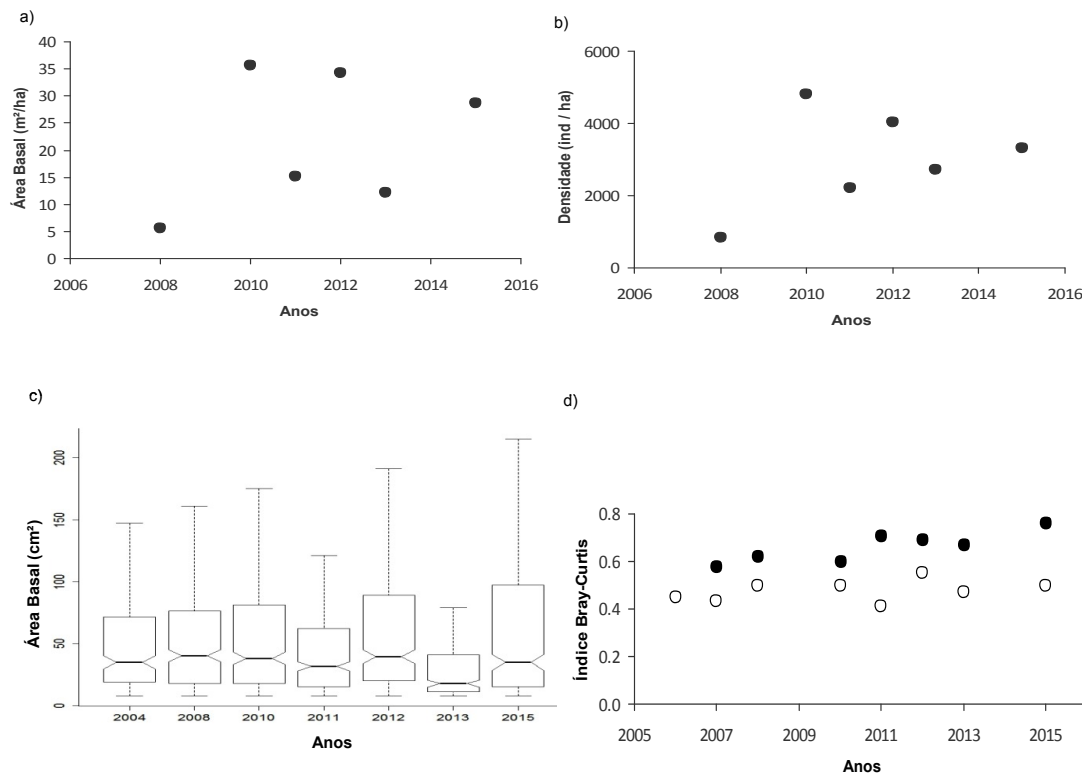


Figura 4. Descritores fitossociológicos da fitofisionomia de cerrado denso do fragmento protegido Valério. a) Valores de ABt ($m^2 ha^{-1}$; eixo y) da comunidade nos diferentes anos (eixo x). Coeficiente de correlação de Spearman ($\rho= 0,14$; $p = 0,8$). b) Valores de DAt (indivíduos ha^{-1}) da comunidade nos diferentes anos (eixo x). Coeficiente de correlação de Spearman ($\rho= 0,25$; $p = 0,65$). c) Distribuição dos valores de Área Basal dos indivíduos da comunidade ao longo dos anos. A linha central na caixa representa a mediana e o acinturamento das caixas representa o intervalo de confiança. Os limites das caixas representam o primeiro e terceiro quartis e as linhas representam os valores mínimo e máximo. Pontos discrepantes (*outliers*) foram retirados. d) Índice de Bray-Curtis. Os pontos preenchidos (●) representam a comparação de similaridade das espécies entre os anos e os pontos não preenchidos (○) representam a comparação de similaridade da composição de espécies entre transectos dos fragmentos de um mesmo ano. Coeficiente de correlação de Spearman para os dados de similaridade entre os anos ($\rho= 0,34$; $p = 0,49$).

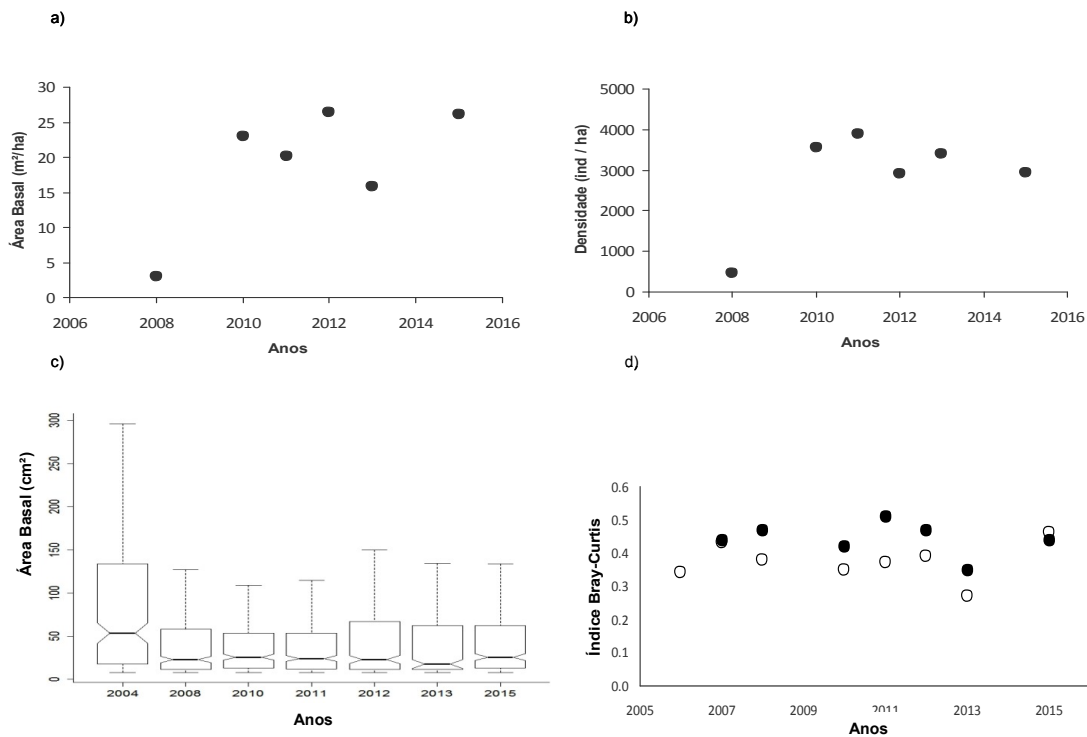


Figura 5. Descritores fitossociológicos da fitofisionomia de cerradão, do fragmento protegido Vermelhão. a) Valores de ABt ($m^2 ha^{-1}$; eixo y) da comunidade nos diferentes anos (eixo x). Coeficiente de correlação de Spearman ($\rho= 0,48$; $p = 0,35$). b) Valores de DAt (indivíduos ha^{-1}) da comunidade nos diferentes anos (eixo x). Coeficiente de correlação de Spearman ($\rho= 0,08$; $p = 0,91$). c) Distribuição dos valores de Área Basal dos indivíduos da comunidade ao longo dos anos. A linha central na caixa representa a mediana e o acinturamento das caixas representa o intervalo de confiança. Os limites das caixas representam o primeiro e terceiro quartis e as linhas representam os valores mínimo e máximo. Pontos discrepantes (*outliers*) foram retirados. d) Índice de Bray-Curtis. Os pontos preenchidos (●) representam a comparação de similaridade das espécies entre os anos e os pontos não preenchidos (○) representam a comparação de similaridade da composição de espécies entre transectos dos fragmentos de um mesmo ano. Coeficiente de correlação de Spearman para os dados de similaridade entre os anos ($\rho= -0,71$; $p = 0,13$).

Tabela 1. Valores de mediana e amplitude dos descritores fitossociológicos para cada área ao longo do intervalo estudado (2008-2015).

Descritores		Áreas			
		Estrela ¹	Grauna ¹	Braga ²	Valério ²
Área Basal	mediana	13	16	9	22
	amplitude	8	14	17	30
Densidade	mediana	2491	2540	1758	3009
	amplitude	1318	2867	5636	3947
Similaridade	mediana	0.56	0.60	0.45	0.67
	amplitude	0.19	0.18	0.39	0.18

¹ Áreas não protegidas; ² áreas protegidas

Variáveis Atuantes na Dinâmica de sete Populações em um Fragmento de Cerrado Denso em Itirapina-SP

AMANDA TEIXEIRA MESQUITA¹

ANDRÉ MOURO D'ANGIOLI²

DIEGO SOTTO PODADERA¹

FERNANDA DE FÁTIMA SANTOS SOARES²

NATASHI A. LIMA PILON^{1,3}

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, C.P 6109, Campinas, SP 13083-862, Brasil.

²Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, C.P 6109, Campinas, SP 13083-862, Brasil.

³natashipilon@gmail.com

Resumo

As flutuações populacionais são decorrentes de diversos fatores, sejam eles endógenos ou exógenos. Tais fatores podem atuar na dinâmica das populações e alterar a taxa de crescimento *per capita*, gerando possíveis tendências de redução ou aumento populacional ao longo tempo. O objetivo do presente estudo foi determinar quais variáveis ambientais e parâmetros da comunidade modelariam as oscilações populacionais de sete espécies características do cerrado denso ao longo de 20 anos. Modelamos a taxa *per capita* de crescimento das populações em função das variáveis: precipitação, temperatura, sazonalidade e déficit hídrico, parâmetros da comunidade (fatores exógenos) e a densidade das populações (fator endógeno). As populações responderam de diferentes maneiras e a diferentes variáveis ao longo do tempo estudado. Das sete espécies, apenas *Vochysia tucanorum* e *Xylopia aromatica* não apresentaram relação com nenhuma das variáveis estudadas. As variáveis pluviométricas foram um fator de explicação para quase todos os modelos. Apenas *Anadenanthera falcata* apresentou uma dinâmica regulada em parte pelo fator endógeno testado. A densidade de indivíduos das espécies *Miconia albicans*, *Anadenanthera falcata*, *Vochysia tucanorum* e *Bauhinia rufa* apresentou tendência a redução. Além disso, todas as espécies apresentaram redução na classe de indivíduos mais jovens (> 5 cm), exceto a população de *D. miscolobium*. Portanto, encontramos que fatores endógenos e exógenos à população influenciam em sua dinâmica. É importante ressaltar que esses fatores não agem isoladamente, mas interagem entre si, sendo que essas interações resultam na complexidade das trajetórias das populações que observamos.

Palavras-chave: fatores endógenos, fatores exógenos, oscilações populacionais

Introdução

A dinâmica de uma população consiste em mudanças no seu tamanho através do tempo (Ives 2009). Ainda segundo esse autor, essas mudanças podem ser atribuídas a processos endógenos, exógenos, estocásticos e a interações entre os anteriores. A variação populacional endógena é governada por fatores dependentes da densidade que envolve interações entre indivíduos (Ives 2009). A variação populacional exógena é governada por fatores externos ao sistema (população) que não são influenciados por flutuações dentro do sistema (Ives 2009). Estudos têm demonstrado a importância da atuação dos fatores ambientais no estabelecimento e desenvolvimento das espécies (Rees 2001). As interações entre plantas desempenham um papel de suma importância na estruturação das comunidades, uma vez que podem influenciar nos filtros/processos que determinarão qual será a comunidade existente em determinado sítio (Lortie *et al.* 2004). As espécies podem atuar como competidoras e impedir que espécies se estabeleçam, como também podem facilitar seu processo de estabelecimento (Lortie *et al.* 2004). Estocasticidade é a variabilidade aleatória ocasionada por eventos imprevisíveis (Ives 2009). Portanto, o entendimento da variabilidade das flutuações populacionais requer um entendimento das interações entre a taxa de crescimento populacional *per capita* dependente da densidade, fatores exógenos e a estocasticidade.

Estudos conduzidos em fisionomias florestais têm mostrado que os parâmetros observados, como as taxas de mortalidade e de recrutamento, apresentam variações espaciais (Lieberman & Lieberman 1987) e temporais (Manokoran & Kochummen, 1987) em longo prazo. Porém, as causas dessas variações são ainda desconhecidas, não estando claro o quanto é de origem determinística ou estocástica (Rezende 2002), o que reforça a necessidade de melhor conhecer as relações entre as taxas de dinâmica de populações arbóreas e variáveis ambientais locais.

A existência de predições de mudanças climáticas globais, dentre elas mudanças nas médias de temperatura e regime de chuvas, as quais podem levar a profundas alterações na dinâmica de populações vegetais (IPCC 2013), são alarmantes e tem direcionado estudos na tentativa de prever seus impactos. Portanto, estudos com análises temporais atestando flutuações populacionais atreladas a flutuações nas condições ambientais são de extrema necessidade. Tais estudos são importantes para o desenvolvimento de planos de manejo, visando a conservação de espécies que possam ser afetadas por determinadas oscilações ambientais extremas (IPCC 2013).

Determinar as variáveis de maior influência na oscilação das populações vegetais pode permitir predições quanto a futuras alterações na composição das comunidades, decorrentes de mudanças climáticas ou mesmo de mudanças nos parâmetros da comunidade (e.g. área basal ou densidade de indivíduos) (ver Allen *et al.* 2010). Dessa maneira, o objetivo do presente estudo foi determinar quais variáveis ambientais e parâmetros da comunidade modelam as oscilações populacionais de sete espécies características do cerrado denso ao longo de 20 anos de observações.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido em um fragmento de cerrado denso (Valério) na Estação Experimental de Itirapina, SP, (22°13' S; 47°51' W). O clima da região é classificado como Cwa segundo Köppen, caracterizado por chuvas concentradas nos meses de verão e menores precipitações nos meses de inverno (Alvares *et al.* 2014). A precipitação média anual da região é de 1.459 mm e a temperatura média é de 21,9°C. O solo do fragmento é classificado como Neossolo Quartzarênico (Silva *et al.* 2006).

Coleta e análise dos dados

Selecionamos sete populações de espécies lenhosas em fisionomia de cerrado denso, sendo elas: *Anadenanthera falcata* (Benth.) Speg., *Bauhinia rufa* (Bong.) Steud., *Dalbergia miscolobium* Benth., *Miconia albicans* (Sw.) Triana, *Roupala montana* Aubl., *Vochysia tucanorum* Mart. e *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. Utilizamos um banco de dados de 1995 a 2015 em que foram registrados parâmetros da comunidade, bem como parâmetros das populações estudadas.

Os parâmetros mensurados para a comunidade foram altura (m), área basal (m² ha⁻¹) e densidade dos indivíduos lenhosos (ind. ha⁻¹), tendo como critério de inclusão o diâmetro a altura do solo (DAS) maior ou igual a 3,18 cm. Já para populações, foram amostrados todos os indivíduos.

Os dados de precipitação e temperatura para os anos de 1994 a 2013 foram obtidos no Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas – CIIAGRO, Instituto Agrônomo de Campinas, estação meteorológica de São Carlos. Para o ano de 2014, os dados foram obtidos no Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura – Cepagri, também utilizando a estação meteorológica de São Carlos.

Selecionamos as seguintes variáveis endógenas e exógenas para explicar os prováveis padrões populacionais:

Variáveis endógenas

- i) Densidade de indivíduos de cada população com altura inferior a 50 cm- a fim de avaliar os efeitos positivos ou negativos dependentes da densidade.

Variáveis exógenas

- i) Precipitação média anual (PA) – média da precipitação dos meses de cada ano estudado.

ii) Índice de sazonalidade de Walsh & Lawler (1981) (IS)– dimensiona o quanto a estação chuvosa é agregada dentro de um ano.

O IS é calculado, através da seguinte fórmula:

$$IS = (1/R_i) \times \sum_{n=1}^{n=12} |x_{in} - (R_i/12)|$$

Onde, IS é o índice de sazonalidade do ano i , R_i é o total de chuva no ano i , e X_{in} é a precipitação do mês n para o ano i . Valores de IS maiores que 0,6 significam anos com marcada sazonalidade, e valores inferiores representam anos sem marcada sazonalidade.

iii) Meses com precipitação superior a 100 mm ($P > 100$ mm) – Somamos a precipitação mensal e registramos os meses em que a precipitação foi superior a 100 mm. Essa variável permite uma visão de como os meses mais chuvosos foram distribuídos ao longo do ano.

iv) Dias consecutivos com precipitação inferior a 10 mm (DS) – Contagem de dias consecutivos ao longo do ano em que a precipitação foi inferior a 10 mm. Essa variável permite inferir sobre a severidade da estação seca.

v) Quantidade de precipitação em milímetros durante a estação seca (PS mm) – Somatório do quanto choveu de abril a setembro. Permite avaliar os anos em que o período seco foi excepcionalmente úmido.

vi) Temperaturas média ($T_{média}$), máxima ($T_{máx}$) e mínima ($T_{mín}$) – Essas variáveis revelam anos com temperaturas excepcionalmente altas, ou mesmo anos que ocorreram prováveis eventos de geada.

vii) Déficit hídrico (Thorntwaite & Mather 1995) – reflete o número de meses no ano em que a disponibilidade de água no solo é extremamente baixa.

viii) Densidade da comunidade (indivíduos ha⁻¹) e Área basal da comunidade (m² ha⁻¹) - para verificar se há influência positiva ou negativa da comunidade sobre as populações.

Modelamos a taxa de crescimento *per capita* (r) das sete populações ao longo dos 20 anos de estudo (Ives 2009), utilizando a seguinte fórmula:

$$r = \ln(n_{t+1}/n_t)$$

Onde, r é a taxa de crescimento per capita, e n_{t+1} é o número de indivíduos no tempo $t+1$ e n_t é o número de indivíduos no tempo t .

Selecionamos apenas os indivíduos com altura igual ou inferior a 50 cm, por ser a classe que mais responde as alterações ambientais (ver Matos et al. 1999). As relações entre as variáveis teóricas, apresentadas na introdução, com as variáveis operacionais, aqui testadas, são representadas na Figura 1.

As regressões múltiplas foram realizadas com uso do *software R* (*R Development Core Team* 2013), utilizando o pacote *car* (Fox & Weisberg 2011), tendo como variáveis predictoras os fatores endógenos e exógenos, apresentados acima, e a taxa de crescimento *per capita* como variável resposta. Analisamos a correlação entre as variáveis predictoras por meio da função *scatterplot.matrix* do pacote *car*. Utilizamos o critério de AIC para selecionar o modelo que mais explicava a variação para cada população ao longo do tempo, através da seleção *backward*. Uma vez selecionado o modelo mais explicativo, investigamos a porcentagem de explicação de cada variável, pela análise de partição hierárquica, utilizando o pacote *hier.part* (Walsh & Nally 2013). A função para o cálculo do Índice de Walsh, também foi calculada com uso do *software R*, e está disponível no Anexo 1.

Resultados

As populações de cada espécie responderam de diferentes maneiras e a diferentes variáveis ao longo do tempo estudado. As variáveis densidade da comunidade, temperatura média e precipitação anual foram retiradas da análise devido à correlação com as variáveis área basal da comunidade, temperatura máxima e precipitação superior a 10mm, respectivamente. Das sete espécies, apenas *V. tucanorum* e *X. aromatica* não apresentaram relação com nenhuma das variáveis estudadas ($R^2 = 0.19$, $F = 1.30$, $p = 0.30$; $R^2 = 0.27$, $F = 3.22$, $p = 0.06$). Para as demais espécies, todas apresentaram modelos significativos. O modelo mais explicativo foi para a espécie *A. falcata* com R^2 de 0,72 (Tabela 1). Esta espécie apresentou relação positiva com o déficit hídrico, precipitação total na estação seca, área basal na comunidade e relação negativa com a densidade da própria população (Tabela 2). A análise de partição hierárquica atribuiu maior poder explicativo a variável área basal da comunidade, aproximadamente 80% (Figura 2).

A espécie *B. rufa* apresentou relações significativas positivas com o déficit hídrico e meses com precipitação superior a 100 mm (Tabela 2). Para essa espécie, a variável mais explicativa foi o déficit hídrico para a variação da população ao longo do tempo (aproximadamente 50% do modelo) (Figura 2). *D. miscolobium* foi positivamente associada ao IS, sendo o poder explicativo dessa variável para o modelo, superior a 100%, ou seja, o melhor modelo segundo o critério de AIC foi aquele que apresentou essa única variável. A flutuação da taxa de crescimento *per capita* para *R. montana* foi negativamente relacionado com o déficit hídrico e positivamente com média das temperaturas máximas (Tabela 2), sendo que essas duas variáveis juntas, têm poder explicativo de aproximadamente 90% do modelo (Figura 2). A taxa de crescimento *per capita* para a população de *M. albicans* apresentou uma relação

negativa com o IS, sendo essa a variável mais explicativa (aproximadamente 50%) de acordo com a análise de partição hierárquica (Tabela 2).

A densidade de indivíduos das espécies *M. albicans*, *A. falcata*, *V. tucanorum* e *B. rufa* apresentou tendência de redução no período de estudo ($p = 0,0020$ e $R^2 = 0,4819$, $p = 0,0013$ e $R^2 = 0,5086$, $p = 0,0004$ e $R^2 = 0,5712$, $p = 2,782e-08$ e $R^2 = 0,4819$, respectivamente), enquanto as taxas de crescimento *per capita* não apresentaram tendência (p -valor = 0,6688, p -valor = 0,2890, p -valor = 0,7889, p -valor = 0,8912, respectivamente). A densidade de indivíduos (p -valor = 0,0561, p -valor = 0,5369, p -valor = 0,1194) e a taxa de crescimento *per capita* (p -valor = 0,3224, p -valor = 0,8578, p -valor = 0,6894) das outras populações estudadas (*R. montana*, *D. miscolobium* e *X. aromatica*, respectivamente) não apresentaram tendência de redução ou acréscimo, conforme apresentado na Figura 3.

Todas as populações apresentaram redução no número de indivíduos com DAS menor que 5 cm (Figuras 3 e 4) ao longo do tempo, exceto a população de *D. miscolobium*, que apresentou padrão de flutuação (Figuras 3 e 4c), e a população de *R. montana*, que não apresentou redução (Figuras 3 e 4e). Por outro lado, os indivíduos das demais classes de diâmetro das populações não apresentaram tendência de redução, exceto para *M. albicans* e *V. tucanorum* (Figuras 3, 4d e f). Para as demais espécies, o número de indivíduos das classes maiores não apresenta uma redução evidente.

Discussão

Nossos resultados sugerem que efeitos endógenos e exógenos podem influenciar na dinâmica populacional das espécies. A dinâmica populacional pode variar em função da própria densidade, do clima ou ainda em decorrência de interações bióticas dentro da comunidade onde está inserida. Contudo, a importância relativa de cada um desses fatores varia para cada espécie. Além disso, deve ser considerado que esses fatores

podem tanto influir diretamente sobre a dinâmica das populações como também interagir entre si, tornando dessa forma, o estudo da dinâmica de populações ainda mais complexo.

A temperatura foi positivamente relacionada com as flutuações na taxa de crescimento *per capita* da população de *R. montana*. Esse fator é de grande influência tanto na porcentagem de germinação quanto no vigor das plântulas (Bewley & Black 1994). Algumas espécies do cerrado apresentam sementes com dormência, sendo a oscilação na temperatura um importante fator para quebra dessa dormência (Loth *et al.* 2005).

A alta sazonalidade climática que a vegetação do Cerrado é submetida configura-se como importante fator que governa muitos parâmetros da comunidade (e.g. fenologia, recrutamento de novos indivíduos, disponibilidade de polinizadores) (Jolly *et al.* 2005, Silva *et al.* 2011). Comita & Engelbrecht (2009) postularam que a variação espacial na sazonalidade, particularmente em anos mais secos, direciona a dinâmica de sementes que, por sua vez, molda a distribuição de espécies. Mudanças no padrão de chuvas, causadas por mudanças climáticas globais e regionais, resultam em mudanças na dinâmica, composição e diversidade de florestas tropicais sazonais. Adicionalmente, o efeito de longos períodos sem chuva se torna mais pronunciado em locais nos quais o solo não consegue manter a umidade por muito tempo (ver Comita & Engelbrecht 2009), como o neossolo quartzarênico do fragmento onde foi conduzido esse estudo. Portanto, é de se esperar que esta variável climática afete a dinâmica de populações. As populações de *D. miscolobium* e *M. albicans* responderam negativamente a sazonalidade climática. Quanto maior a sazonalidade, mais concentrados serão os períodos chuvosos, portanto, os indivíduos dessas populações estariam submetidos a extensos períodos sem precipitação abundante, fato que poderia explicar essa relação

negativa. A mesma explicação podemos atribuir a população de *R. montana*, que se relacionou negativamente com o déficit hídrico. No entanto, não podemos concluir diretamente sobre os possíveis efeitos fisiológicos que cada variável pode ocasionar nos indivíduos de cada população, uma vez que neste estudo analisamos apenas a relação das diversas variáveis com as oscilações populacionais.

Para *A. falcata*, encontramos influência negativa da densidade da população dos indivíduos ingressantes sobre sua taxa de crescimento *per capita* (Tabela 2), indicativo de uma dinâmica de população dependente da densidade (Ives 2009). Essa interação negativa pode ser decorrente de competição intraespecífica (auto desbaste; Welden *et al.* 1990, Briones *et al.* 1996 *apud* Toft & Fraizer 2003), que se intensifica quando a população se adensa, acarretando na redução de *r*. Esse processo de auto desbaste é decorrente da alta densidade de plântulas, que competem pelos mesmos recursos, sobrevivendo apenas os indivíduos superiores competitivamente (Welden *et al.* 1990, Briones *et al.* 1996 *apud* Toft & Fraizer 2003). Por outro lado, com a diminuição da densidade da população (Figura 3), é reduzido os efeitos negativos da competição intraespecífica, uma vez que há menos indivíduos competindo pelos mesmos recursos, acarretando no aumento de *r*. Esse tipo de dinâmica de população acarreta em flutuações no número de indivíduos com o passar do tempo, e essas flutuações são moduladas pela disponibilidade de recursos e pelas condições. Em outras palavras, mudanças nas condições às quais uma população está sujeita ou na disponibilidade de recursos, impactam a taxa de crescimento da população (Dybzinski & Tilman 2009). Porém, a dinâmica de flutuações dependente da densidade é mantida, sendo essa a variável que melhor explica as variações encontradas para a população de *A. falcata*.

Nossos resultados indicam que as populações de todas as espécies, exceto *D. miscolobium*, possuem uma concentração do número de indivíduos das populações nas

menores classes de DAS (Figura 4). Essa concentração é mais intensa nos primeiros anos de amostragem, formando uma estrutura em ‘J’ invertido (Hough, 1936), característica de dinâmicas populacionais dependentes da densidade. Este padrão pode ser resultante do processo de auto desbaste, que acarreta em alta mortalidade nas classes menores das populações (Matos *et al.* 1999). Esta estrutura encontrada reforça os resultados anteriores que indicam a importância da densidade na regulação da dinâmica das populações. Essa distribuição também indica uma população auto regenerativa, com a formação de um numeroso banco de regenerantes, do qual uma pequena parcela irá se estabelecer e se tornar adulto (Matos *et al.* 1999, Cardoso *et al.* 2002). Com o passar dos anos, há redução no número de indivíduos das classes menores e a manutenção do número de indivíduos das classes maiores das populações de todas as espécies, exceto de *D. miscolbium* e *R. montana*. Essa redução no banco de regenerantes é indicada pela perda da estrutura original em ‘J’ invertido, sugerindo uma desestruturação das populações (Aquino *et al.* 2007). Dessa forma, há redução do potencial de regeneração das populações, em decorrência do aumento da mortalidade dos indivíduos das classes menores ou da redução na reprodução, produção de sementes e germinação das populações. Porém, não é possível definir qual dessas duas possibilidades é responsável pelo padrão encontrado, devido ao método de amostragem utilizado. Por outro lado, o número de indivíduos das classes maiores não apresenta uma redução evidente, sugerindo que os processos que afetam negativamente as classes de menor DAS não influenciam os indivíduos das classes de maior DAS das mesmas populações.

A população de *A. falcata* foi positivamente relacionada à área basal da comunidade. Isso pode ser explicado pelo fato de que a presença de outras espécies pode criar condições que são cruciais para a ocorrência e abundância das mesmas (Callaway, 2009). Assim, a relação entre plantas de uma comunidade pode facilitar a

absorção de água, contribuir com o desenvolvimento do solo, diminuir os danos causados por vento, melhorar a oxigenação do solo além de fornecer proteção contra distúrbios (Callaway, 2009). Conservacionistas assumem um elevado grau de interdependência em comunidades quando há discussões sobre a preservação de diversidade biológica e de sistemas. Portanto, a facilitação tem efeito no nicho realizado (nicho realizado pode ser aumentado por outras espécies), relações entre atributos diversidade-comunidade (complementaridade através da redução da competição), na evolução e a natureza das comunidades (Callaway, 2009).

Tendo em vista a influência das variáveis climáticas, tais como a disponibilidade hídrica (IS, DS, PS mm e déficit hídrico) e a temperatura ($T_{\text{máx}}$), na dinâmica das populações e as previsões que indicam um aumento da temperatura global e uma intensificação da sazonalidade (ver IPCC 2013), é de se esperar que a dinâmica destas populações seja cada vez mais alterada. Essas mudanças podem acarretar na completa reestruturação das comunidades em que essas populações estão inseridas, incluindo a potencial extinção de espécies (Tylianakis *et al.* 2010).

Portanto, encontramos que fatores endógenos (dependência da densidade) e exógenos (clima) à população influenciam em sua dinâmica. É importante ressaltar que estes fatores não agem isoladamente, mas interagem entre si, sendo que estas interações resultam na complexidade das trajetórias das populações que observamos. Além disso, parte da variabilidade das dinâmicas é explicada por eventos estocásticos, ou seja, variações imprevisíveis causadas por processos aleatórios (Ives 2009, Hastings 2009). As interações entre os fatores determinísticos (endógenos e exógenos) e fatores estocásticos explicam as dinâmicas populacionais complexas, remetendo à ideia de ‘noisy clockwork’ (livre tradução: precisão ruidosa; Bjornstad & Grenfell 2001 *apud* Hastings 2009). Desta forma, parte da precisão em meio à estocasticidade que rege a

dinâmica das populações das espécies estudadas é decorrente dos fatores endógenos e exógenos avaliados pelo estudo.

Referências bibliográficas

ALLEN, C.D., MACALADY, A.K., CHENCHOUNI, H., BACHELET, D., MCDOWELL, N., VENNETIER, M., KITZBERGER, T., RIGLING, A., BRESHEARS, D.D., HOGG, E.H., GONZALEZ, P., FENSHAM, R., ZHANGM, Z., CASTRO, J., DEMIDOVA, N., LIM, J.H., ALLARD, G., RUNNING, S.H., SEMERCI, A. & COBB, N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660–684.

ALVARES, C.C., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.S., GOLÇALONÇALVES, J.L.M. & GERD SPAROVEK, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711–728.

AQUINO, F.G., WALTER, B.M.T. & RIBEIRO, J.F. 2007. Woody community dynamics in two fragments of “cerrado” stricto sensu over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. *Revista brasileira de botânica* 30: 113-121.

BEWLEY, J.D., BLACK, M. 1994. *Seeds: physiology of development and germination*. New York: Plenum Press.

BJORNSTAD, O.N., & GRENFELL, B.T. 2001. Noisy clockwork: Time series analysis of population fluctuations in animals. *Science*, 293, p.638-643. *Apud* HASTINGS, A. 2009. Biological chaos and complex dynamics. *In* *The Princeton Guide to Ecology* (S.A. Levin, ed.). Princeton University Press, New Jersey, p.172-176.

- BRIONES, O., MONTANA, C. & EZCURRA, E. 1996. Competition between three Chihuahuan desert species: evidence from plant size–distance relations and root distribution. *Journal of Vegetation Science* 7: 453–460. *Apud* TOFT C.A. & FRAIZER T. 2003. Spatial dispersion and density dependence in a perennial desert shrub (*Chrysothamnus nauseosus*: Asteraceae). *Ecological Monographs* 4: 605-624.
- CALLAWAY, R.M. 2009. Facilitation and the organization of plant communities . In: *The Princeton guide to Ecology* (LEVIN, A.S., eds.) Princeton University Press. Princeton, New Jersey, p.282-288.
- CARDOSO, G.L., ARAÚJO, G.M. & da SILVA, S.A. 2002. Estrutura e dinâmica de uma população de *Mauritia flexuosa* L. (Arecaceae) em vereda na estação ecológica do Panga, Uberlândia, MG. *B. Herb. Ezechias Paulo Heringer* 9: 34-38.
- COMITA, L.S. & ENGELBRECHT, M.J.B. 2009. Seasonal and spatial variation in water availability drive habitat associations in a tropical Forest. *Ecology* 90: 2755–2765.
- DYBZINSKI, R. & TILMAN, D. 2009. Competition and coexistence in plant communities. *In* *The Princeton Guide to Ecology* (S.A. Levin, ed.). Princeton University Press, New Jersey, p.186-195.
- FOX, J. & WEISBERG, S. 2011. *An {R} Companion to Applied Regression*, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>
- HASTINGS A. 2009. Biological chaos and complex dynamics. *The Princeton Guide to Ecology* (S.A. Levin, ed.). Princeton University Press, New Jersey, p.172-176.

- HOUGH, A.F. 1936. A climax forest community on east Tionesta Creek in northwestern Pennsylvania. *Ecology* 1: 928.
- IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change]. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, 1535 pp.
- IVES, A.R. 2009. Density dependence and single-species population dynamics. *In* *The Princeton Guide to Ecology* (S.A. Levin, ed.). Princeton University Press, New Jersey, p.166-171.
- JOLLY, W.M., RAMAKRISHNA, N.I & RUNNING, S.W. 2005. A generalized, bioclimatic index to predict foliar phenology in response to climate. *Global Change Biology* 11: 619–632.
- LIEBERMAN, D. & LIEBERMAN, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology* 3: 347-358.
- LORTIE, C. BROOKER, R.W., CHOLER, P., KIKVIDZE, Z., MICHALET, R., PUGNAIRE, F.I. & CALLAWAY, R.M. 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos* 107: 433–438.
- LOTH, P. E., de BOER, W. F., HEITKONIG, I. M. A. & PRINS, H. H. T. 2005. Germination strategy of the East African savanna tree *Acacia tortilis*. *Journal of Tropical Ecology* 21: 509-517.
- MANOKARAN, N. & KOCHUMMEN, K. M. 1987. Recruitment, growth and mortality of the species in lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 3: 315-330.

- MATOS, D.M.S, FRECKLETON, R.P. & WATKINSON A.R. 1999. The role of density dependence in the population dynamics of a tropical palm. *Ecology* 80: 2635–2650.
- R CORE TEAM. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>. (Acesso em: 28/01/2015)
- REES, M., CONDIT, R. CRAWLEY, M.; PACALA, S. & TILMAN, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science*, 293: 650-655.
- REZENDE, A. V. 2002. Diversidade, estrutura, dinâmica, prognose do crescimento de um cerrado sensu stricto submetido a diferentes distúrbios por desmatamento. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- SILVA, C.E.F., REIS, C.M., ZANCHETTA, D., da SILVA, D.A., de LUCA, E.F., FERNANDES, F.S., LUTGENS, H.D., TANNUS, J.L.S., PINHEIRO, L.S., MARTINS, M.R.C. & SAWAYA, R. 2006. Plano de manejo integrado Estações Ecológica e Experimental de Itirapina/SP.
- SILVA, I.A., SILVA, D.M., CARVALHO, G.H. & BATALHA, M.A. 2011. Reproductive phenology of Brazilian savannas and riparian forests: environmental and phylogenetic issues. *Annals of Forest Science* 1:1-9. submetido a diferentes distúrbios por desmatamento. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- THORNTWAITE, C. W. & MATHER, J. R. 1955. The water balance. *Publications in climatology*. New Jersey: Drexel Institute of Technology, 104, p. 1955.
- TYLIANAKIS, J.M., LALIBERTÉ, E., NIELSEN, A. & BASCOMPTE, J. 2010. Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation* 143: 2270–2279.

- WALSH & NALLY. 2013. Hierarchical Partitioning. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- WALSH, R.P.D. & LAWLER, D.M. 1981. Rainfall seasonality: description, spatial patterns and change through time. *Weather* 36: 201-208.
- WELDEN, C. W., SLAUSON, W. L. & WARD, R. T. 1990. Spatial pattern and interference in piñon–juniper woodlands of northwest Colorado. *Great Basin Naturalist* 50:313–320. *Apud* TOFT C.A. & FRAIZER T. 2003. Spatial dispersion and density dependence in a perennial desert shrub (*Chrysothamnusnauseosus*: Asteraceae). *Ecological Monographs* 73: 605-624.

Tabela 1: Resultados da análise de regressão múltipla para a taxa de crescimento *per capita* das populações. (Valores de p comparados com alfa estabelecido em 5%).

Espécies	R ²	F	P
<i>Anadenanthera falcata</i>	0.72	7.30	<0.01
<i>Bauhinia rufa</i>	0.66	4.12	0.01
<i>Dalbergia miscolobium</i>	0.20	4.44	0.04
<i>Miconia albicans</i>	0.49	3.56	0.03
<i>Roupala montana</i>	0.44	3.72	0.03
<i>Vochysia tucanorum</i>	0.19	1.30	0.30
<i>Xylopia aromatica</i>	0.27	3.22	0.06

Tabela 2: Resultados da análise de regressão múltipla para variáveis preditoras que apresentaram correlação significativa com a taxa de crescimento *per capita* das populações. (Valores de p comparados com alfa estabelecido em 5%).

Variáveis	<i>A. falcata</i>	<i>B. rufa</i>	<i>D. miscolobium</i>	<i>M. albicans</i>	<i>R. montana</i>
Área basal da comunidade	(+) <0.01	-	-	-	-
Deficit hídrico	(+) <0.01	(+) <0.01	-	-	(-) 0.01
Densidade da população	(-) <0.01	-	-	-	-
Meses com precipitação >100 mm	(+) 0.02	(+) 0.04	-	-	-
Precipitação seca (mm)	(+) 0.03	-	-	-	-
Sic	-	-	(-) 0.01	(-) 0.01	-
Temperatura máxima	-	-	-	-	(+) 0.01

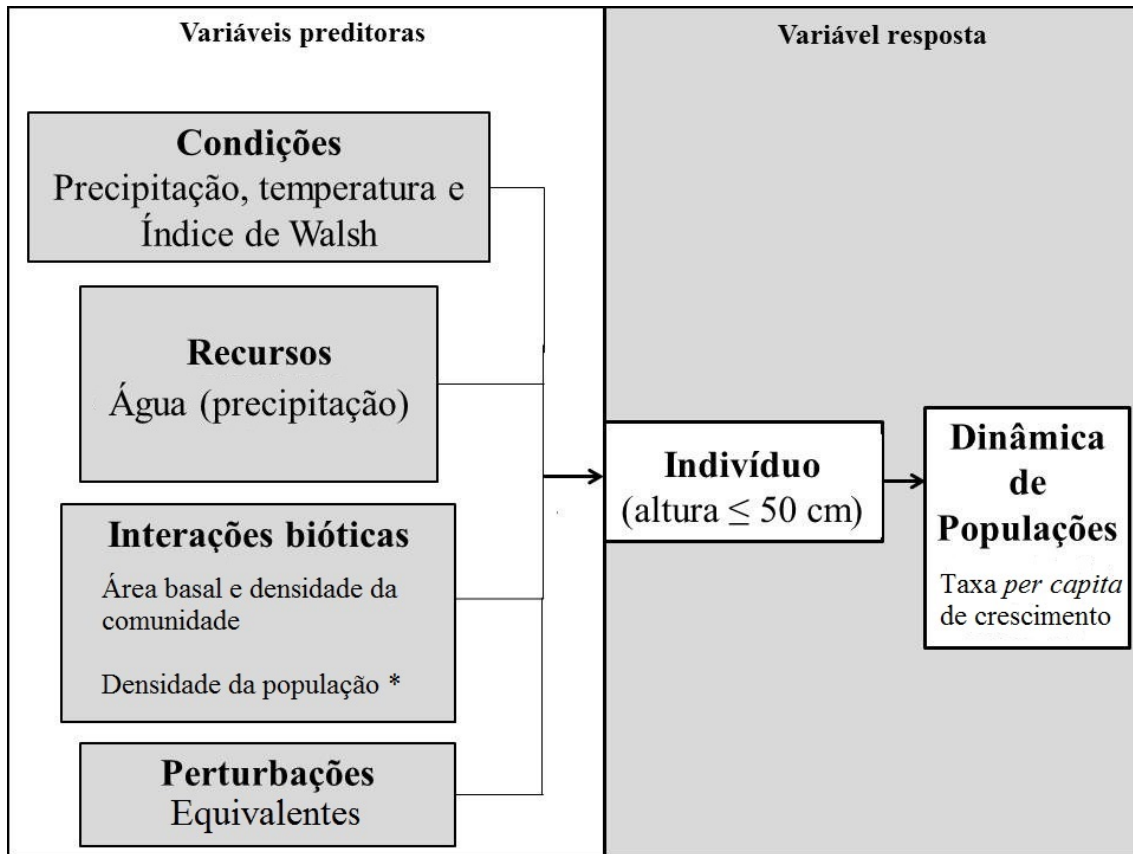


Figura 1. Relação entre as variáveis teóricas e operacionais endógenas (*) e exógenas.

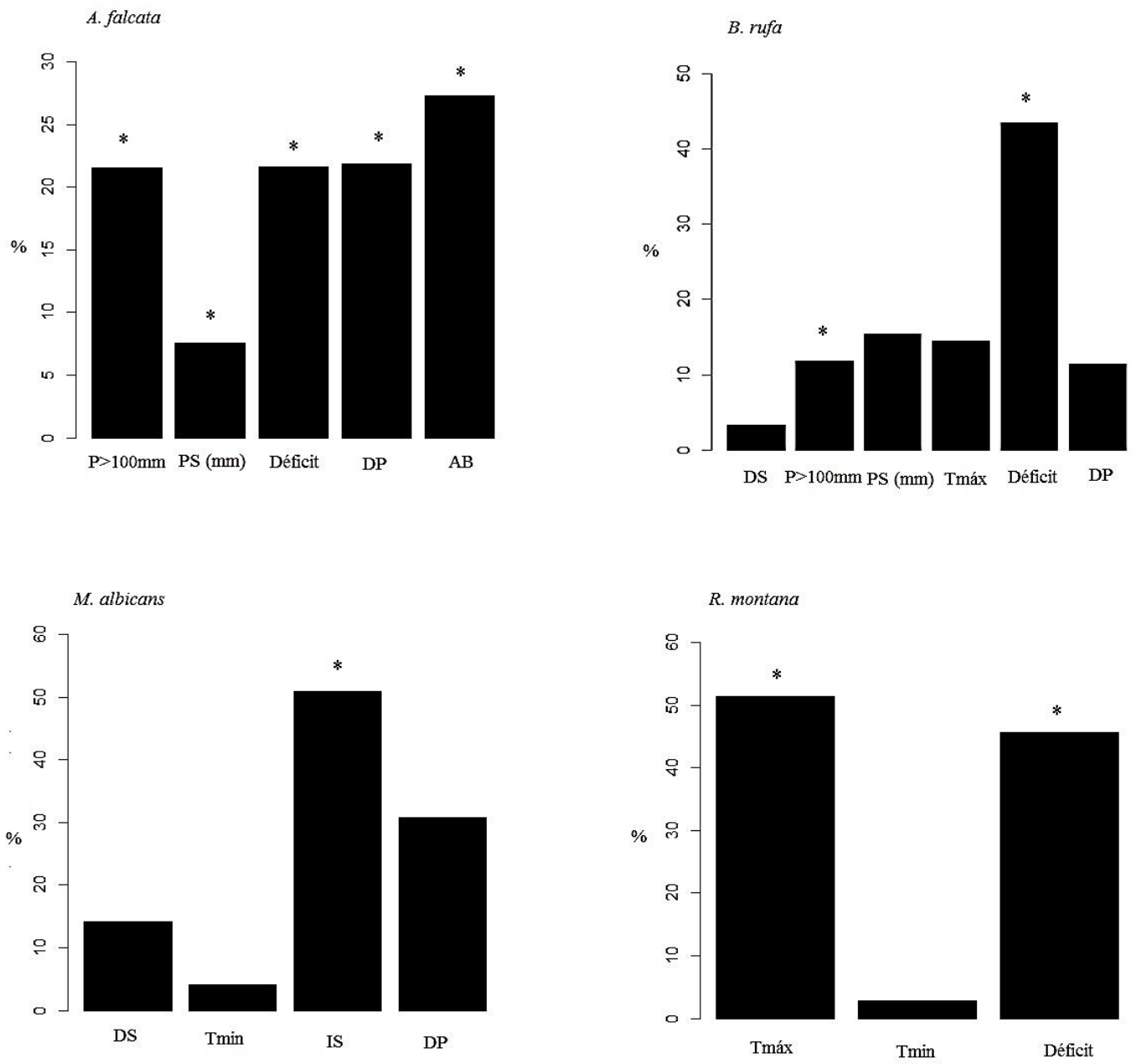


Figura 2. Porcentagem de explicação de cada variável preditora, para os modelos significativos gerados na análise de regressão múltipla e selecionados de acordo com o critério de AIC (* indica $p \leq 0.05$).

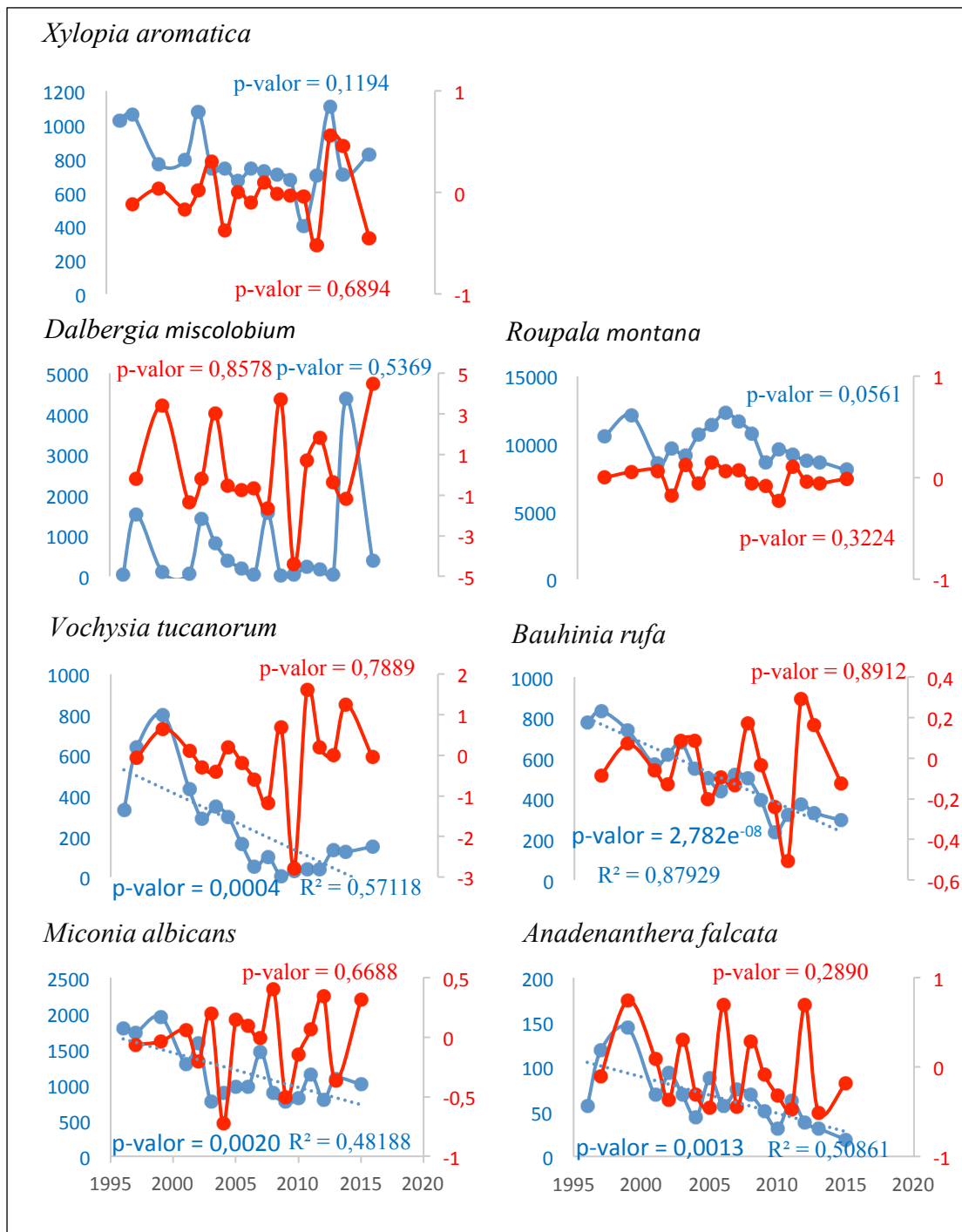
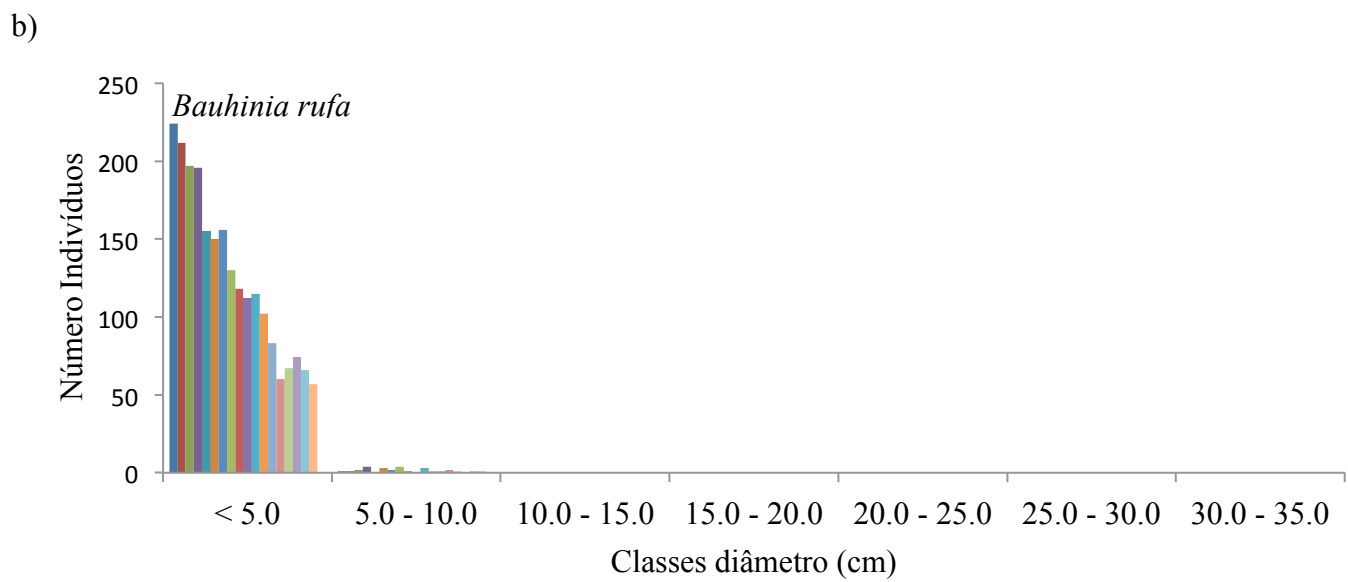
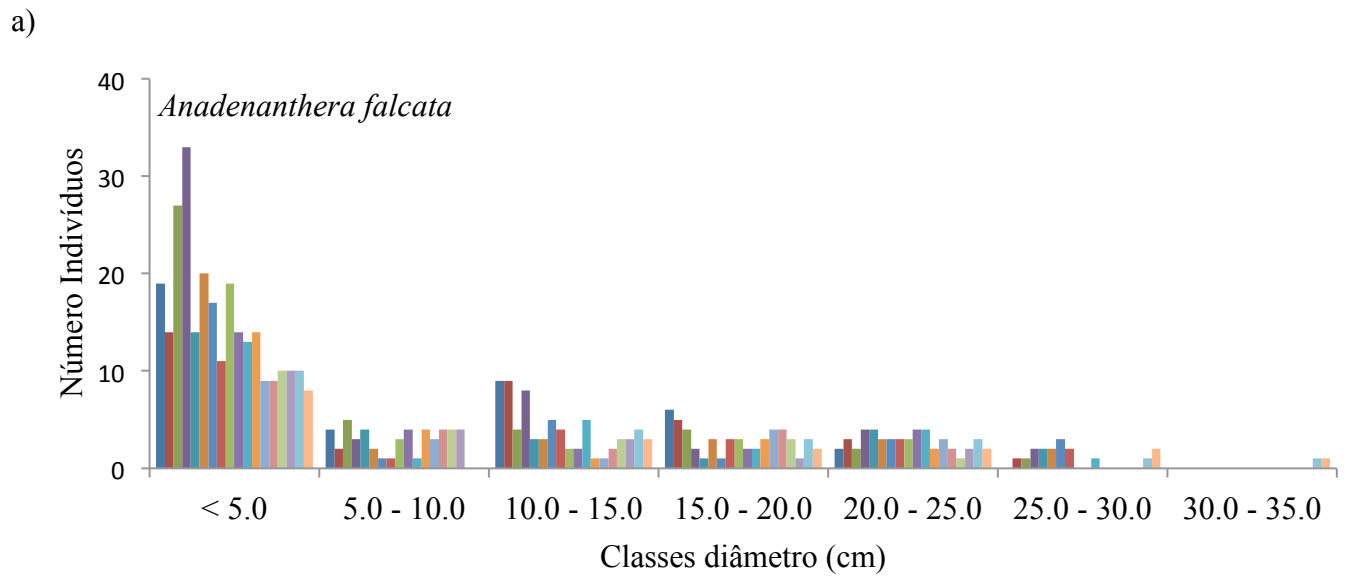
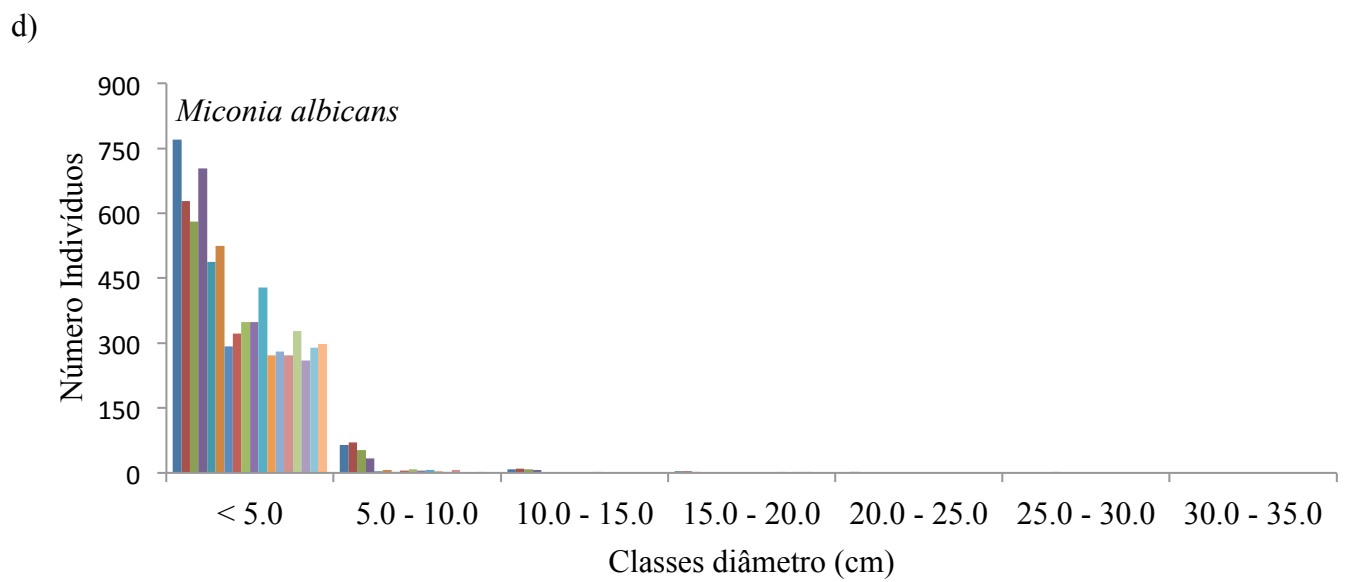
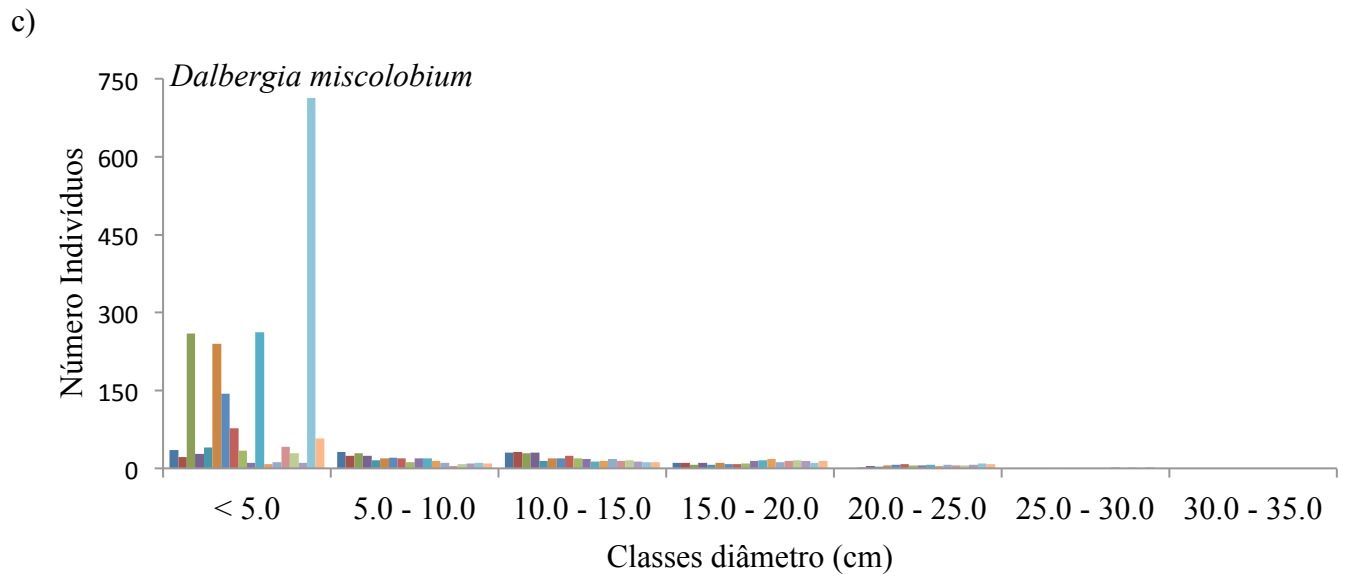
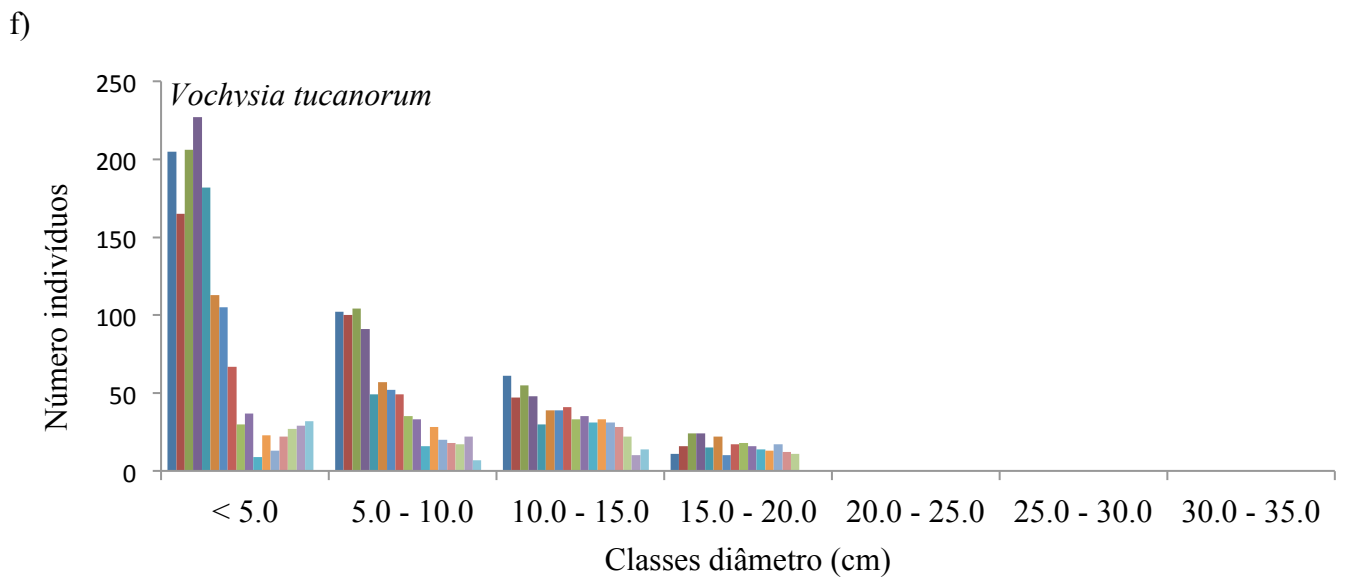
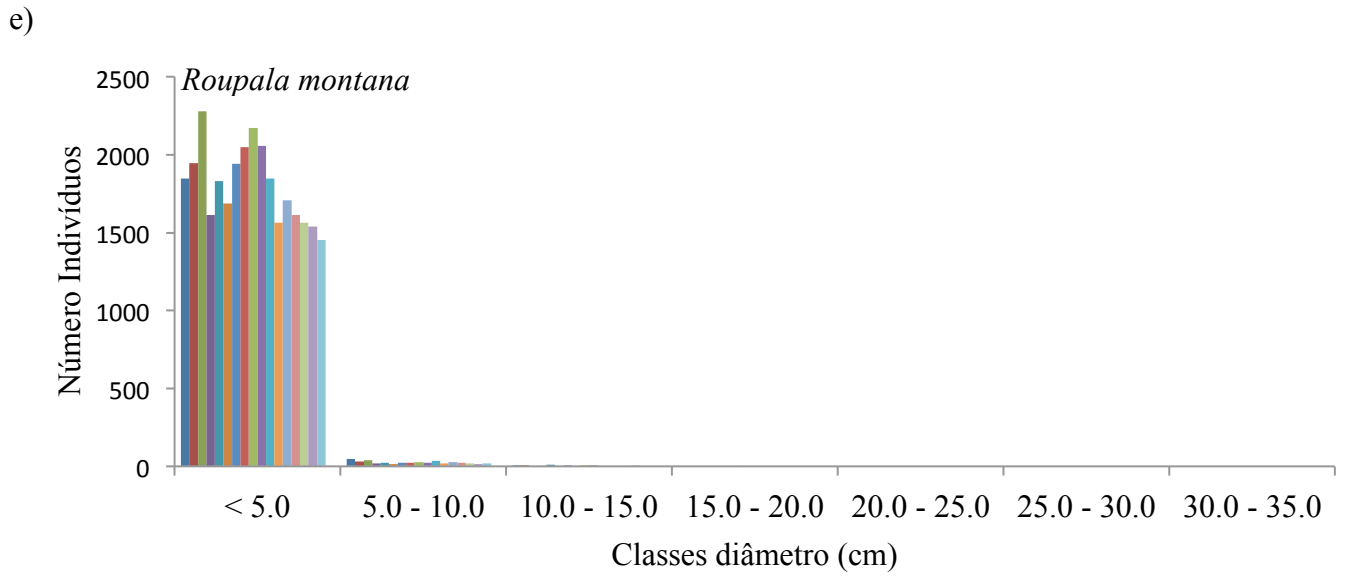


Figura 3. Densidade de indivíduos (ind ha⁻¹, linha azul) e taxa de crescimento per capita (r, linha vermelha) das populações estudadas ao longo do período estudado (1996-2015).







g)

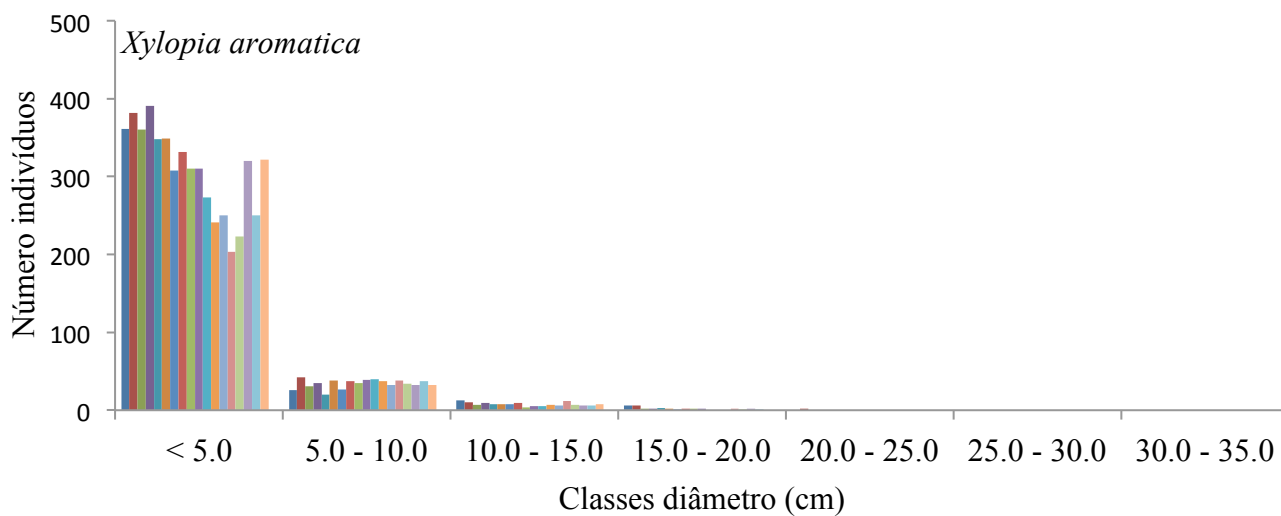


Figura 4: Distribuição de frequências de indivíduos em sete classes de diâmetro na altura do solo (DAS), para as populações das sete espécies estudadas. Eixo X: classes DAS (cm). Eixo Y: número de indivíduos. As diferentes barras representam o número de indivíduos em cada classe para cada ano.

Anexo 1: Script

```
dados_clima<- read.table(file.choose(),header=TRUE) ##Leitura dos dados, com chuva mensal para cada ano, e atribuição a um objeto
```

```
#####  
###CALCULO ÍNDICE DE SAZONALIDADE DE WALSH & LAWLER###  
#####
```

```
#Primeiro é necessário somar todos os valores de chuvas mensais para cada ano
```

```
ri94<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==1994,]$chuva) #Somamos as chuvas mensais para 1994
```

```
ri95<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==1995,]$chuva)
```

```
ri96<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==1996,]$chuva)
```

```
ri97<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==1997,]$chuva)
```

```
ri98<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==1998,]$chuva)
```

```
ri99<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==1999,]$chuva)
```

```
ri00<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2000,]$chuva)
```

```
ri01<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2001,]$chuva)
```

```
ri02<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2002,]$chuva)
```

```
ri03<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2003,]$chuva)
```

```
ri04<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2004,]$chuva)
```

```
ri05<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2005,]$chuva)
```

```
ri06<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2006,]$chuva)
```

```
ri07<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2007,]$chuva)
```

```
ri08<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2008,]$chuva)
```

```
ri09<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2009,]$chuva)
```

```
ri10<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2010,]$chuva)
```

```
ri11<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2011,]$chuva)
```

```
ri12<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2012,]$chuva)
```

```
ri13<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2013,]$chuva)
```

```
ri14<-sum(dados_clima[dados_clima$ano==2014,]$chuva)
```

```
ri.tab<-
```

```
c(ri94,ri95,ri96,ri97,ri98,ri99,ri00,ri01,ri02,ri03,ri04,ri05,ri06,ri07,ri08,ri09,ri10,ri11,ri12,ri13,ri14) #Agrupamos os valores de cada ano em um único objeto
```

```
#Com os valores de chuva total para cada ano (Ri), podemos calcular o argumento 1/Ri, necessário para o cálculo do Índice
```

```
#Para isso, devemos fazer uma função
```

```
inverso_ritab<- rep(NA, times=21) #Primeiro criamos um novo objeto (inverso_ritab) que irá armazenar os valores calculados por nossa função
```

```
for(i in 1:21) #Fazemos agora nossa função, que irá substituir o denominador pelos valores de cada anos
```

```
{  
  inverso_ritab[i]<-1/ri.tab[i]
```

```
}
```

#Precisamos agora calcular, para cada ano, o segundo argumento do Índice. Para isto subtrairemos a razão entre o total de chuva de cada ano sobre 12 da quantidade de chuva de cada mês para cada ano.

```
razao94 <- rep (NA,times=12)      #Criamos um objeto para armazenar os valores para 1994
```

```
for(i in 1:12)
```

```
{
```

```
razao94[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==1994,]$chuva[i]))-(ri94/12))
```

```
#Selecionaremos a chuva de cada mês de 1994 e subtrairemos deste valor a razão ri94/12. Como devemos usar o valor absoluto (módulo) utilizamos a função 'abs'
```

```
}
```

```
razao94
```

```
soma94<-sum(razao94)             #Devemos agora somar todos os valores obtidos em
```

```
razao94
```

```
razao95 <- rep (NA,times=12)
```

```
for(i in 1:12)
```

```
{
```

```
razao95[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==1995,]$chuva[i]))-(ri95/12))
```

```
}
```

```
razao95
```

```
soma95<-sum(razao95)
```

```
razao96 <- rep (NA,times=12)
```

```
for(i in 1:12)
```

```
{
```

```
razao96[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==1996,]$chuva[i]))-(ri96/12))
```

```
}
```

```
razao96
```

```
soma96<-sum(razao96)
```

```
razao97 <- rep (NA,times=12)
```

```
for(i in 1:12)
```

```
{
```

```
razao97[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==1997,]$chuva[i]))-(ri97/12))
```

```
}
```

```
razao97
```

```
soma97<-sum(razao97)
```

```
razao98 <- rep (NA,times=12)
```

```
for(i in 1:12)
```

```
{
```

```
razao98[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==1998,]$chuva[i]))-(ri98/12))
```

```
}  
razao98  
soma98<-sum(razao98)
```

```
razao99 <- rep (NA,times=12)  
for(i in 1:12)  
{  
  razao99[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==1999,]$chuva[i]))-(ri99/12))  
}  
razao99  
soma99<-sum(razao99)
```

```
razao00 <- rep (NA,times=12)  
for(i in 1:12)  
{  
  razao00[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2000,]$chuva[i]))-(ri00/12))  
}  
razao00  
soma00<-sum(razao00)
```

```
razao01 <- rep (NA,times=12)  
for(i in 1:12)  
{  
  razao01[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2001,]$chuva[i]))-(ri01/12))  
}  
razao01  
soma01<-sum(razao01)
```

```
razao02 <- rep (NA,times=12)  
for(i in 1:12)  
{  
  razao02[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2002,]$chuva[i]))-(ri02/12))  
}  
razao02  
soma02<-sum(razao02)
```

```
razao03 <- rep (NA,times=12)  
for(i in 1:12)  
{  
  razao03[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2003,]$chuva[i]))-(ri03/12))  
}  
razao03  
soma03<-sum(razao03)
```



```

razao04 <- rep (NA,times=12)
for(i in 1:12)
{
  razao04[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2004,]$chuva[i]))-(ri04/12))
}
razao04
soma04<-sum(razao04)

```

```

razao05 <- rep (NA,times=12)
for(i in 1:12)
{
  razao05[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2005,]$chuva[i]))-(ri05/12))
}
razao05
soma05<-sum(razao05)

```

```

razao06 <- rep (NA,times=12)
for(i in 1:12)
{
  razao06[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2006,]$chuva[i]))-(ri06/12))
}
razao06
soma06<-sum(razao06)

```

```

razao07 <- rep (NA,times=12)
for(i in 1:12)
{
  razao07[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2007,]$chuva[i]))-(ri07/12))
}
razao07
soma07<-sum(razao07)

```

```

razao08 <- rep (NA,times=12)
for(i in 1:12)
{
  razao08[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2008,]$chuva[i]))-(ri08/12))
}
razao08
soma08<-sum(razao08)

```

```

razao09 <- rep (NA,times=12)
for(i in 1:12)
{
  razao09[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2009,]$chuva[i]))-(ri09/12))
}

```

```
razao09
soma09<-sum(razao09)
```

```
razao10 <- rep (NA,times=12)
for(i in 1:12)
{
  razao10[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2010,]$chuva[i]))-(ri10/12))
}
razao10
soma10<-sum(razao10)
```

```
razao11 <- rep (NA,times=12)
for(i in 1:12)
{
  razao11[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2011,]$chuva[i]))-(ri11/12))
}
razao11
soma11<-sum(razao11)
```

```
razao12 <- rep (NA,times=12)
for(i in 1:12)
{
  razao12[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2012,]$chuva[i]))-(ri12/12))
}
razao12
soma12<-sum(razao12)
```

```
razao13 <- rep (NA,times=12)
for(i in 1:12)
{
  razao13[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2013,]$chuva[i]))-(ri13/12))
}
razao13
soma13<-sum(razao13)
```

```
razao14 <- rep (NA,times=12)
for(i in 1:12)
{
  razao14[i]<-abs((((dados_clima[dados_clima$ano==2014,]$chuva[i]))-(ri14/12))
}
razao14
soma14<-sum(razao14)
```

```

soma.tab<-
c(soma94,soma95,soma96,soma97,soma98,soma99,soma00,soma01,soma02,soma03,so
ma04,soma05,soma06,soma07,soma08,soma09,soma10,soma11,soma12,soma13,soma1
4) #Agrupamos todos os valores dos somatórios em um objeto

#Calculados os dois argumentos, podemos agora calcular o Índice de Sazonalidade (SI)
si <- rep(NA, times=21) #Criamos um objeto para armazenar os valores de SI que
serão calculados
for(i in 1:21)
{
  si[i] <- inverso_ritab[i]*soma.tab[i] #a multiplicação do inverso_ritab pela soma.tab
nos dará os valores do índice para cada ano
}
head(si) #Observamos nossos dados
class(si) #verificamos sua classe

si.c<- as.numeric (si) #caso não seja numérico, transformamos eles em numéricos

#####
###FIM###
#####

```

**Estrutura de Associações Planta-Planta em uma Comunidade Arbórea de Cerrado
Dense em Itirapina-SP**

ALINE LUISA MANSUR¹

IZADORA VIDIGAL²

MARIANNE AZEVEDO SILVA^{1,4}

THAÍSSA BROGLIATO JUNQUEIRA ENGEL³

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, C.P 6109, Campinas, SP 13083-862, Brasil.

²Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, C.P 6109, Campinas, SP 13083-862, Brasil.

³Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, C.P 6109, Campinas, SP 13083-862, Brasil.

⁴azevedosilva.m@gmail.com

Resumo

Conhecer os fatores que determinam a associação de espécies em uma comunidade é essencial para a compreensão de sua estrutura e dinâmica. Em plantas, o balanço entre processos de competição e facilitação é reconhecido como importante estruturador das comunidades vegetais. Entretanto, há comunidades onde filtros ambientais podem ser mais relevantes em sua estruturação do que mecanismos de interação entre espécies. Uma vez que as espécies vegetais do cerrado denso estão sujeitas a filtros como estresse hídrico sazonal, fogo recorrente e solos oligotróficos, nosso objetivo foi investigar a associação entre espécies arbóreas de um fragmento de cerrado denso e evidenciar quais processos estariam atuando para gerar os padrões observados. Usamos redes ecológicas para representar as associações entre espécies arbóreas. Não encontramos estrutura nas redes de associação, as quais também não diferiram do modelo nulo. Nossos resultados sugerem que, na comunidade de cerrado estudada, competição e facilitação não são os principais processos atuantes para a coocorrência de espécies. Uma vez que os filtros ambientais podem levar a atração fenotípica, no cerrado, todas as espécies arbóreas teriam igual capacidade de se estabelecer na comunidade. Assim, espécies seriam funcionalmente equivalentes e suas ocorrências dependeriam de suas abundâncias e da capacidade de chegada dos propágulos a diferentes áreas. Estudos que avaliem a interação entre o estrato arbóreo e herbáceo são necessários para melhor compreensão da dinâmica da comunidade vegetal dos cerrados.

Palavras-chave: árvores, atração fenotípica, modelo neutro, redes bipartidas.

Introdução

Há muito tempo a problemática sobre os papéis das interações intra e interespecíficas em comunidades vegetais tem encorajado estudos que visem entender a composição e a dinâmica dessas comunidades (Tansley 1917, Clements *et al.* 1929, Went 1942). Nesse sentido, as modificações nas dinâmicas da comunidade, bem como os processos de coevolução, têm sido atribuídas às interações especializadas, ao passo que interações generalistas contribuiriam menos para esses processos (Vásquez & Aizen 2004). No entanto, em comunidades naturais, esse padrão fica menos evidente, uma vez que a fração de espécies especialistas que interagem com outras, também especialistas, é bem menor que as interações generalistas (Vásquez & Aizen 2004).

De forma análoga, a problemática sobre os processos que determinam os padrões de associações entre as espécies nas comunidades vegetais também tem sido foco de investigações (Lewinsohn & Prado 2006). Entre plantas, as interações variam ao longo do tempo e espaço, influenciadas principalmente pela prevalência e intensidade de processos de competição e facilitação interespecífica (Bertness & Callaway 1994, Brooker & Callaghan 1998, Bruno *et al.* 2003). O balanço final dessas interações positivas e negativas pode definir a estrutura e composição de uma comunidade (Hacker & Gaines 1997, Michalet *et al.* 2006). No entanto, o que determina tal prevalência e intensidade ainda é pouco entendido, embora existam várias hipóteses. Uma delas é baseada em gradientes de estresse e suas variáveis abióticas que atuam sobre as comunidades vegetais (Bertness & Callaway 1994, Brooker & Callaghan 1998). Essa hipótese prediz que em situações de ambientes hostis, o desempenho de interações positivas aumenta em relação ao impacto deletério das interações negativas. Isso porque os efeitos favoráveis da modificação ambiental pelos indivíduos das proximidades (como a minimização dos efeitos extremos das condições

abióticas e proteção contra a herbivoria) se sobressairiam aos efeitos negativos advindos, por exemplo, da falta de recursos (Bertness & Callaway 1994, Brooker & Callaghan 1998). Contudo, nem sempre as interações competitivas ou facilitativas serão cruciais na montagem das comunidades, podendo sua dinâmica ser devida a processos estocásticos de extinção, imigração e especiação (Hubbel 2001).

Ao considerar a relação entre as espécies, como mencionado acima, faz-se cada vez mais necessário estudos dessa temática, visto que, atualmente o mundo vem experimentando mudanças ambientais e extinções de espécies, devido, principalmente, à ação antrópica (Lawton & May 1996). Enquanto teias de alimentação são as mais comumente descritas em redes ecológicas, outros tipos de interação, incluindo variações tróficas e não tróficas, como polinização, dispersão de sementes, interferência por competição, provisionamento de habitat ou abrigo, e facilitação ou inibição do recrutamento de espécies, estão ganhando atenção e vêm sendo estudadas cada vez com mais frequência (e.g., Menge 1995, Dicks *et al.* 2002, Bascompte *et al.* 2003, Jordano *et al.* 2003). Nesse contexto, redes ecológicas têm sido amplamente utilizadas para a compreensão, principalmente, de interações interespecíficas, pois permitem inferir processos ecológicos geradores de padrões observados (Lewinsohn & Prado 2006). Uma vez que descrições matemáticas são possíveis, as análises de redes permitem o entendimento da ligação funcional entre as espécies e ecossistemas, auxiliando, portanto, a definição e quantificação de como subsistemas estão conectados uns aos outros (ver Jordano *et al.* 2003).

Em função da incompleta compreensão das relações que permeiam e estruturam sua formação, o Cerrado constitui-se em um domínio particularmente complexo e controverso (Coutinho 1978, Coutinho 2006, Batalha 2011). Nesse domínio, os filtros ambientais parecem ser mais importantes na assembleia das

comunidades do que eventos de exclusão ou inclusão por competição ou facilitação, respectivamente (Webb 2000, Enquist *et al.* 2002), reunindo espécies por atração fenotípica. Uma vez que características funcionais refletem as estratégias de sobrevivência das plantas, os filtros ambientais impostos pelo ambiente hostil das formações savânicas seleciona espécies com estratégias similares (e.g. Silva & Batalha 2009). Se todas as espécies têm condições de sobreviver nesse ambiente, sua ocorrência e coocorrência refletiriam, então, o simples acaso, determinado pela capacidade dos propágulos chegarem em diferentes áreas (Hubbell 2001). Nesse contexto, nosso objetivo foi investigar a associação entre espécies arbóreas de um fragmento de cerrado denso e evidenciar quais processos (competição, facilitação, filtros ambientais ou o acaso) estariam atuando para gerar os padrões observados.

Material e Métodos

Área de Estudo

Realizamos o estudo em uma área de cerrado denso localizado no Município de Itirapina, SP. Esse fragmento, denominado Valério, está sob proteção do Instituto Florestal desde 1957. A região encontra-se inserida na unidade denominada “Província de Cuestas Basálticas”, no Planalto de São Carlos (Ponçano *et al.* 1981). O solo predominante na área é classificado como neossolo quartzarênico, bastante permeável e de baixo potencial nutricional (Silva *et al.* 2006). O clima, segundo a classificação de Köpen, é do tipo Cwa, macrotérmico, com verão chuvoso e inverno seco (Silva *et al.* 2006).

Amostragem

Utilizamos dois métodos de levantamento fitossociológico, parcelas e pontos quadrante (ver Moro & Martins 2011), em áreas diferentes do fragmento Valério. A utilização de duas técnicas distintas permite verificar se o método de levantamento de espécies influencia na estruturação das redes de associação obtidas. A amostragem de duas áreas do mesmo fragmento permite verificar se a estrutura de redes de associação altera-se com a heterogeneidade espacial de espécies intrínseca às fisionomias de cerrado (Bridgewater *et al.* 2004).

Amostramos apenas indivíduos arbóreos com perímetro a altura do solo (PAS) \geq 10 cm. Pelo método de parcelas, coletamos em 64 parcelas de 25 m², totalizando 1600m² de área amostrada. Pelo método de pontos quadrante, amostramos em 100 pontos, distantes 10 metros entre si, um indivíduo por quadrante. Retiramos da amostragem espécies que ocorreram em apenas uma parcela ou ponto, pois não seria possível afirmar que sua ocorrência restrita seria devido à associações negativas com outras espécies ou meramente porque foram amostradas uma única vez. A identificação das espécies foi realizada por profissionais do Departamento de Biologia Vegetal do Instituto de Biologia da Unicamp e estão listadas no Anexo I e II.

Construção das redes

Para representar as associações entre espécies arbóreas e elucidar os processos que levam aos seus padrões de associação na comunidade de cerrado denso sob estudo, construímos redes de associações. Embora redes ecológicas tenham sido amplamente utilizadas em estudos de interações interespecíficas (Lewinsohn & Prado 2006), acreditamos que elas podem vir a ser uma boa ferramenta para elucidar os processos que levam a padrões de associações entre espécies de um mesmo nível trófico, que neste estudo são as plantas lenhosas.

Para a construção das redes, montamos matrizes quantitativas com as linhas e colunas correspondendo às espécies de plantas, seguindo a mesma ordenação. Na matriz com os dados observados, cada célula foi preenchida com o número de coocorrências entre as espécies da linha e da coluna correspondentes. Na amostragem pelo método de parcelas, o número de coocorrências correspondia ao número de parcelas em que duas espécies coocorriam. Para o método de pontos quadrantes, a coocorrência era quantificada em número de pontos amostrados em que duas espécies coocorriam. As matrizes geradas eram simétricas e, por terem os dados duplicados (eram iguais acima e abaixo da diagonal), a diagonal das matrizes, correspondente a coocorrência da espécie com ela mesma, foi multiplicada por dois, ficando também duplicada, assim como o restante dos dados.

Usamos um modelo nulo para simular as associações entre espécies de plantas. Para isso, repetimos as matrizes seguindo os modelos das matrizes observadas, mas com cada célula preenchida com a multiplicação das probabilidades de ocorrência das espécies das respectivas colunas e linhas. Esse valor foi multiplicado pelo número total de parcelas ou pontos (dependendo do método de amostragem), resultando em um valor de parcelas ou pontos esperados se a associação das espécies fosse devido ao acaso, ou seja, apenas definido pelas probabilidades de coocorrência. Novamente, as diagonais foram multiplicadas por dois. Essa matriz pode ser considerada um modelo nulo, uma vez que considera que as espécies coocorrem aleatoriamente, independentemente das suas diferenças ecológicas. A matriz, portanto, remete ao modelo neutro de Hubbel (2001), no qual todas as espécies são iguais ecologicamente.

As matrizes observada e esperada ao acaso (modelo nulo) foram analisadas através da correlação de Spearman (Legendre & Legendre 1998). As redes foram construídas graficamente a partir das matrizes de dados observados através da função

plotweb implementada no pacote *bipartite* (Dormann *et al.* 2008) no programa R (R Core Team 2014).

Análises estatísticas das redes

As análises estatísticas foram realizadas através da função *networklevel* implementada no pacote *bipartite* (Dormann *et al.* 2008) no programa R (R Core Team 2013). Oito métricas de redes foram avaliadas (ver Dormann *et al.* 2009): (1) conectância, avalia combinações de espécies e é frequentemente usada em análises de coocorrência; (2) ligações por espécies, número médio de ligações que as espécies estabelecem na rede; (3) aninhamento, medida do desvio do arranjo sistemático das espécies pela restrição de nicho (no caso deste estudo, restrição de associações). Ela é dada em temperatura, na qual 0°C define o aninhamento máximo e 100°C, o aninhamento mínimo; (4) sobreposição de nicho, informa sobre a similaridade média no padrão de interação entre espécies do mesmo nível trófico, sendo que valores próximos de zero indicam uso não comum de nichos e valores próximos de um indicam perfeita sobreposição de nichos. Neste estudo, como não estamos analisando interações, devemos entender os nichos como associações comuns que espécies diferentes estabelecem. Assim, os altos valores indicariam a existência de muitas associações em comum entre diferentes espécies; (5) número de compartimentos, avalia a existência de subconjuntos em uma rede que não estão conectados a outros subconjuntos; (6) equabilidade de interações, informa sobre como as ligações totais se distribuem entre as espécies e é calculada com base no índice de Shannon, sendo que quanto mais próximo de um, maior é a equabilidade; (7) H_2 , também baseada no índice de Shannon, é uma medida de especialização relacionada ao número de ligações realizadas em comparação com o número de ligações esperadas ao acaso; (8) *C-score*, informa sobre o número médio normalizado de combinações entre todos os indivíduos do mesmo nível. Assim,

valores próximos de um indicam que há evidência de desagregação, por exemplo, por competição, enquanto valores mais próximos de zero indicam ausência de forças de repulsão entre as espécies.

Resultados

No método de parcelas amostramos 32 espécies (Anexo 1). As cinco espécies presentes em um maior número de parcelas estudadas foram *Roupala montana*, *Ocotea pulchella*, *Myrcia lingua*, *Amaioua guianensis* e *Xylopia aromatica* com ocorrência em 81, 63, 57, 55 e 49 parcelas, respectivamente. Essas espécies também apresentaram o maior número de coocorrências com outras espécies, ou seja, apresentaram um grande número de ligações na rede (Figura 1). Por outro lado, as espécies *Eriotheca gracilipes*, *Eugenia florida*, *Ficus guaranitica*, *Myrsine guianensis* e *Syagrus petraea*, com exceção dessa última com quatro ocorrências, apresentaram-se, cada uma, em apenas duas parcelas amostradas. Essas espécies menos frequentes também estabeleceram poucas associações com outras espécies lenhosas, ou seja, poucas ligações com outras espécies na rede (Figura 1).

Amostramos 30 espécies no método de pontos quadrantes, entretanto, as espécies que estiveram presentes em mais pontos e que também coocorreram mais vezes com outras espécies (Figura 2) foram *Xylopia aromatica*, *Myrcia lingua*, *Miconia rubiginosa*, *Pouteria torta* e *Miconia albicans*, com 54, 45, 34, 19 e 17 ocorrências, respectivamente. As espécies *Byrsonima coccolobifolia*, *Guapira noxia*, *Myrsine umbellata*, *Stryphnodendron obovatum*, *Syagrus petraea* e *Tocoyena formosa*, por sua vez, apresentam, cada uma, apenas dois pontos de ocorrência, sendo também as que menos coocorreram com outras espécies (Figura 2).

Independente do método de amostragem, não encontramos estrutura nas redes de associação, ou seja, tanto pelo método de parcelas quanto pelo método de pontos quadrantes as redes não diferiram do modelo nulo (correlações de Spearman com $\rho=0,82$ e $p<2,2e^{-16}$, $\rho=0,65$ e $p<2,2e^{-16}$, respectivamente).

As métricas calculadas para cada uma das duas redes, oriundas de métodos de amostragem distintos, embora difiram numericamente, apresentam os mesmos significados para a estrutura da comunidade estudada (Tabela 1). Encontramos, para o método de parcelas e para o método de pontos quadrantes, redes com conectâncias de 0,57 e 0,34, respectivamente. Isso significa que nessas redes estão presentes 57% a 34% das ligações possíveis. Encontramos também que, em média, no método de parcelas as espécies lenhosas apresentam coocorrência com 9,17 outras espécies. Esse valor foi menor para o método de pontos quadrantes (5,08), o que é esperado, uma vez que menos indivíduos são amostrados por ponto de coleta nesse último método. O aninhamento foi alto para ambas as redes. Portanto, nossos resultados apontam para redes aninhadas, mas dado que a estruturação das redes foi encontrada como sendo aleatória, esses aninhamentos devem ser atribuídos às probabilidades e não pela especialização de associação com outras espécies. Isso é, espécies mais abundantes tem maiores chances de coocorrerem com outras espécies, enquanto espécies menos abundantes tem essas chances reduzidas. Logo espécies mais abundantes fazem mais ligações na rede e espécies menos abundantes, menos ligações, levando às conformações das redes observadas (Figuras 1 e 2). A sobreposição de nicho também foi alta para as duas redes, indicando a existência de muitas associações comuns entre diferentes espécies. Quanto ao número de compartimentos, esse foi um para as duas redes, indicando que as redes não são compartimentalizadas, ou seja, há um grande conjunto onde as espécies interagem sem a formação de subgrupos distintos. Essa

métrica é corroborada pelos altos valores de equabilidade de interação e baixos valores de especialização (H_2') das duas redes. Assim, as redes encontradas em nosso estudo não apontam associações específicas entre espécies de plantas lenhosas do cerrado. Por fim, nossos resultados apresentam redes com baixos valores do *C-score*, indicando que, provavelmente na comunidade de cerrado denso estudada, a competição não está estruturando as associações entre plantas lenhosas.

Discussão

Não encontramos estruturação nas redes de associação geradas a partir de dados oriundos tanto do método de parcelas quanto do método de pontos quadrantes, reforçando que as associações entre as plantas arbóreas do cerrado realmente estão estruturadas segundo a conformação das redes encontradas e que isso não se trata de um artefato de técnica. Portanto, na comunidade de cerrado denso estudada, as coocorrências de plantas lenhosas são ao acaso, ou ainda, a associação de espécies é dada pelas probabilidades de coocorrência oriundas da abundância de cada uma. Nossos resultados corroboram com aqueles obtidos por Silva & Batalha (2009) para o cerrado de Itirapina, cuja coocorrência de espécies arbóreas foi atribuída ao acaso e não à competição ou composição filogenética da comunidade. Silva e colaboradores (2010), no entanto, encontraram resultados diferentes ao estudarem comunidades de plantas herbáceas e arbustivas dos cerrados do Parque Nacional das Emas. Embora tenham encontrado associações aleatórias entre algumas espécies, os autores também evidenciaram a influência de competição e facilitação na coocorrência de espécies herbáceas e arbustivas.

Segundo Perry e colaboradores (2009), se o acaso prevê a associação de espécies em uma comunidade, então interações ecológicas não devem influenciar em sua estruturação. Logo, filtros ambientais devem ser mais importantes na estruturação dessas comunidades do que mecanismos de facilitação ou competição (Silva & Batalha 2009). Isso foi evidenciado por nossos resultados referentes às análises das redes geradas. O baixo valor do *C-Score* indica a ausência de desagregação nas associações por nós estudadas, ou seja, não há forças repulsivas entre as espécies lenhosas. Assim, a competição, que é um dos principais processos ecológicos que levam a baixa coocorrência de espécies (Webb *et al.* 2002), não estaria ocorrendo ou seria pouco proeminente na comunidade por nós estudada. Por outro lado, também não encontramos evidência de facilitação entre as espécies, isso porque as redes apresentaram baixos índices de especialização. Isso é, não encontramos associações específicas recorrentes entre espécies, as quais poderiam representar processos de facilitação, uma vez que uma dada espécie poderia melhorar as condições ambientais propiciando a colonização por outras espécies (Callaway 1997, Bruno *et al.* 2003).

Quando filtros ambientais são determinantes em uma comunidade, as espécies que coocorrem devem ter habilidade de tolerar esse filtro, logo tais espécies serão fenotipicamente similares (Pausa & Verdú 2014). Nas fitofisionomias de cerrado *stricto sensu*, como o cerrado denso, há filtros ambientais como estresse hídrico sazonal (Ratter *et al.* 1997), fogo recorrente (Staver *et al.* 2011) e solos oligotróficos (Lopes & Cox 1977). Segundo Silva & Batalha (2009) esses filtros podem ser os responsáveis, por exemplo, pela convergência funcional de características foliares, as quais estariam relacionadas ao uso eficiente dos nutrientes dos solos oligotróficos pelas plantas do cerrado. Raízes profundas também seriam características convergentes nessas plantas, as quais permitem acessar o lençol freático em períodos de seca (Naves-Barbiero *et al.*

2000). Assim, as espécies teriam capacidades semelhantes de exploração dos recursos ambientais, podendo ocorrer aleatoriamente no espaço, sem a necessidade de associações específicas com outras espécies. Além disso, as espécies que coocorrem e que compartilham características funcionais semelhantes no cerrado, não possuem origem filogenética comum (Silva & Batalha 2009), reforçando a importância dos filtros ambientais como os principais responsáveis pela associação aleatória entre árvores dessas comunidades.

Segundo Hubbell (2005), as espécies são selecionadas para possuir características adaptativas, as quais as permitem crescer e sobreviver sob condições ambientais comuns, independentemente de quantas outras espécies também o estão fazendo. Assim, os tipos funcionais do cerrado seriam consequência de processos adaptativos em resposta à disponibilidade sazonal de água, ao fogo recorrente, solos distróficos e pressão de herbivoria (Silva & Batalha 2011). Esses processos adaptativos levariam, então, à convergência funcional das espécies, independente da história filogenética de cada uma (Chazdon *et al.* 2003). A convergência funcional é um dos mecanismos evolutivos que explicam a hipótese dos filtros ambientais (Weiher & Keddy 1995, 1999), a qual prevê que espécies com exigências semelhantes de nicho ocupam também habitats semelhantes. Nesse contexto e segundo a teoria clássica de nichos (Gause 1934), as espécies com convergência funcional tenderiam a se excluir competitivamente. No entanto, não foi isso que observamos neste estudo. No cerrado há uma alta redundância funcional entre as espécies arbóreas, as quais continuam coexistindo (Silva & Batalha 2008). Em comunidades com este cenário, Hubbell (2001) atribui a coexistência das espécies a dois fatores, limitação de dispersão e recrutamento, a qual deve ser suficientemente forte para prevenir exclusão competitiva entre espécies

cujas características exibem adaptações iguais ou semelhantes para o mesmo ambiente em que se encontram.

Nossos resultados sugerem que na comunidade de cerrado denso estudada os processos de competição e facilitação, provavelmente, não estão atuando como fatores determinantes da estruturação da coocorrência das espécies arbóreas. Assim, se todas as espécies estudadas possuem as mesmas chances de sobrevivência e mortalidade, a montagem da comunidade arbórea do cerrado denso será majoritariamente determinada pela capacidade de chegada de propágulos a diferentes áreas (Hubbell 2001), conforme esperado. Considerando a importância do estrato herbáceo no cerrado (Castro *et al.* 1999), e que a principal característica utilizada para classificar suas fisionomias utiliza a distribuição e proporção de espécies arbóreas/herbáceas da vegetação (Coutinho 1978), estudos futuros que visem compreender as interações entre esses componentes são cruciais para elucidar a estrutura e dinâmica dos cerrados brasileiros.

Referências Bibliográficas

- BASCOMPTE, J., JORDANO, P., MELIAN, C.J. & OLESEN, J.M. 2003. The Nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of National Academy of Science* 100: 9383–9387.
- BATALHA, M.A. 2011. O cerrado não é um bioma. *Biota Neotropica* 11: 1-4.
- BERTNESS, M.D. & CALLAWAY, R.M. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9:191–193.

- BRIDGEWATER S., RATTER, J.A. & RIBEIRO, F.R. 2004. Biogeographic patterns, β -diversity and dominance in the cerrado biome of Brazilian. *Biodiversity and Conservation* 13: 2295–2318.
- BROOKER, R.W. & CALLAGHAN, T.V. 1998. The balance between positive and negative plant interactions and its relationship to environmental gradients: a model. *Oikos* 81:196–207.
- BRUNO, J.F., STACHOWICZ, J.J. & BERTNESS, M.D. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 119–125.
- CALLAWAY, R.M. 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic continuum concept. *Oecologia* 112: 143-149.
- CASTRO, A.A.J.F., MARTINS, F.R., TAMASHIRO, J.Y. & SHEPHERD, G.J. 1999. How rich is the flora of the Brazilian cerrados? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 86: 192-224.
- CHAZDON, R.L., CAREAGA, S., WEBB, C. & VARGAS, O. 2003. Community and phylogenetic structure of reproductive traits of woody species in wet tropical forests. *Ecological Monographs* 73: 331–348.
- CLEMENTS, F.E., WEAVER, J.E. & HANSON, H.C. 1929. *Plant competition*. Carnegie Institute of Washington, Washington DC.
- COUTINHO, L.M. 1978. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 1: 17-24.
- COUTINHO, L.M. 2006. O conceito de bioma. *Acta Botanica Brasilica* 20: 1-11.
- DICKS, L.V., CORBET, S.A. & PYWELL, R.F. 2002. Compartmentalization in plant-insect flower visitor webs. *Journal of Animal Ecology* 71: 32–43.

- DORMANN, C.F., GRUBER, B. & FRÜND, J. 2008. Introducing the bipartite package: analyzing ecological networks. *R News* 8:8-11.
- DORMANN, C.F., FRÜND, J., BLÜTHGEN, N. & GRUBER, B. 2009. Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal* 2: 7-24.
- ENQUIST, B.J, HASKELL, J.P. & TIFFNEY, B.H. 2002. General patterns of taxonomic structure and biomass division within extend and fossil wood plant communities. *Nature* 419: 610-613.
- GAUSE, I. 1934. *The struggle for existence*. Williams &Wilkins, Baltimore, MD.
- HACKER, S.D. & GAINES, S.D. 1997. Some implications of direct positive interactions for community species diversity. *Ecology* 78:1990–2003.
- HUBBELL, S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University, New Jersey.
- HUBBELL, S.P. 2005. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology* 19: 166-172.
- JORDANO, P., BASCOMPTE, J. & OLESEN, J.M. 2003. Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. *Ecology Letters* 6: 69–81.
- LAWTON, J.H. & MAY, R.M. 1996. *Extinction rates*. Oxford University Press.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. Multidimensional semiquantitative data. In *Numerical ecology* (P. Legendre & L. Legendre, eds.). Elsevier Science B.V., Amsterdam, p.195-198.

- LEWINSOHN, T.M. & PRADO, P.I. 2006. Structure in plant-animal interaction assemblages. *Oikos* 113: 174-184.
- LOPES, A.S. & COX, F.R. 1977. Cerrado vegetation in Brazil: an edaphic gradient. *Journal of Agronomy* 69: 828-831.
- MENGE, B. A. 1995. Indirect effects in marine rocky intertidal interaction webs — patterns and importance. *Ecological Monographs* 65:21–74.
- MICHALET, R. *et al.* 2006. Do biotic interactions shape both sides of the humped-back model of species richness in plant communities? *Ecology Letters* 9:767–773.
- MORO, M.F. & MARTINS, F.R. 2011. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In *Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos* (J.M. Felfili, P.V. Eisenlohr, M.F. Melo, L.A. Andrade, J.M. Neto, eds.). Editora UFV, Viçosa, p. 174-211.
- NAVES-BARBIERO, C.C., FRANCO, A.C., BUCCI, S.J. & GOLDSTEIN, G. 2000. Fluxo de seiva e condutância estomática de duas espécies lenhosas sempre-verdes no campo sujo e cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal* 12: 119-134.
- PAUSAS, J.G. & VERDÚ, M. 2014. The jungle of methods for evaluating phenotypic and phylogenetic structure of communities. *BioScience* 60: 614-625.
- PERRY, G.L.W, ENRIGHT, M.J., MILLER, B.P. & LAMONT, B.B. 2009. Nearest-neighbour interactions in species-rich shrublands: the roles of abundance, spatial patterns and resources. *Oikos* 118: 161-174.

- PONÇANO, W.L., CARNEIRO, C.D.R., BRITICHI, C.A., ALMEIDA, F.F.M. & PRANDINI, F.L. 1981. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. v.1. Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo.
- R CORE TEAM. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>. (Acesso em: 28/01/2015)
- RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F. & BRIDGEWATER, S. 1997. The brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80: 223-230.
- SILVA, I.A. & BATALHA, M.A. 2008. Species convergence into life-forms in a hyperseasonal cerrado in central Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68: 329-339
- SILVA, I.A. & BATALHA, M.A. 2009. Co-occurrence of tree species at fine spatial scale in a woodland cerrado, southeastern Brazil. *Plant Ecology* 200: 277-286.
- SILVA, I.A. & BATALHA, M.A. 2011. Plant functional types in brazilian savannas: the niche partitioning between herbaceous and wood species. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 13: 201-206.
- SILVA, I.A., CARVALHO, G.H., LOIOLA, P.P., CIANCIARUSO, M.V. & BATALHA, M.A. 2010. Herbaceous and shrubby species co-occurrences in brazilian savannas: the roles of fire and chance. *Community Ecology* 11: 97-104.
- SILVA, C.E.F., REIS, C.M., ZANCHETTA, D., da SILVA, D.A., de LUCA, E.F., FERNANDES, F.S., LUTGENS, H.D., TANNUS, J.L.S., PINHEIRO, L.S., MARTINS, M.R.C. & SAWAYA, R. 2006. Plano de manejo integrado Estações Ecológica e Experimental de Itirapina/SP.

- STAVER, A.C., ARCHIBALD, S. & LEVIN, S.A. 2011. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* 334: 230–232.
- TANSLEY, A.G. 1917. On competition between *Gallium saxatile* L. & *Gallium sylvestre* Poll. on different types of soil. *Journal of Ecology* 67: 1047–1064.
- VÁZQUEZ, D.P. & AIZEN, A.M. 2004. Asymmetric specialization: a pervasive feature of plant–pollinator interactions. *Ecology* 85: 1251–1257.
- WEBB, C.O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rainforest trees. *The American Naturalist* 156: 145-155.
- WEBB, C.O., ACKERLY, D.D., MCPEEK, M.A. & DONOGHUE, M.J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 475-505.
- WEIHER, E. & KEDDY, P. 1995. The assembly of experimental wetland plant communities. *Oikos* 73: 323–335.
- WEIHER, E. & KEDDY, P. 1999. *Ecological assembly rules: perspectives, advances, and retreats*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- WENT, F.W. 1942. The dependence of certain annual plants on shrubs in southern California deserts. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 69: 100 –114.

Tabela 1. Métricas das redes obtidas pelo método de parcelas e pontos quadrantes.

Métrica	Parcelas	Pontos quadrante
Conectância	0,57	0,34
Ligações por espécie	9,17	5,08
Aninhamento (°C)	13,09	23,05
Sobreposição de nicho	0,77	0,53
Nº de compartimentos	1	1
Equabilidade de interações	0,83	0,76
H ₂ '	0,02	0,09
<i>C-score</i>	0,14	0,22

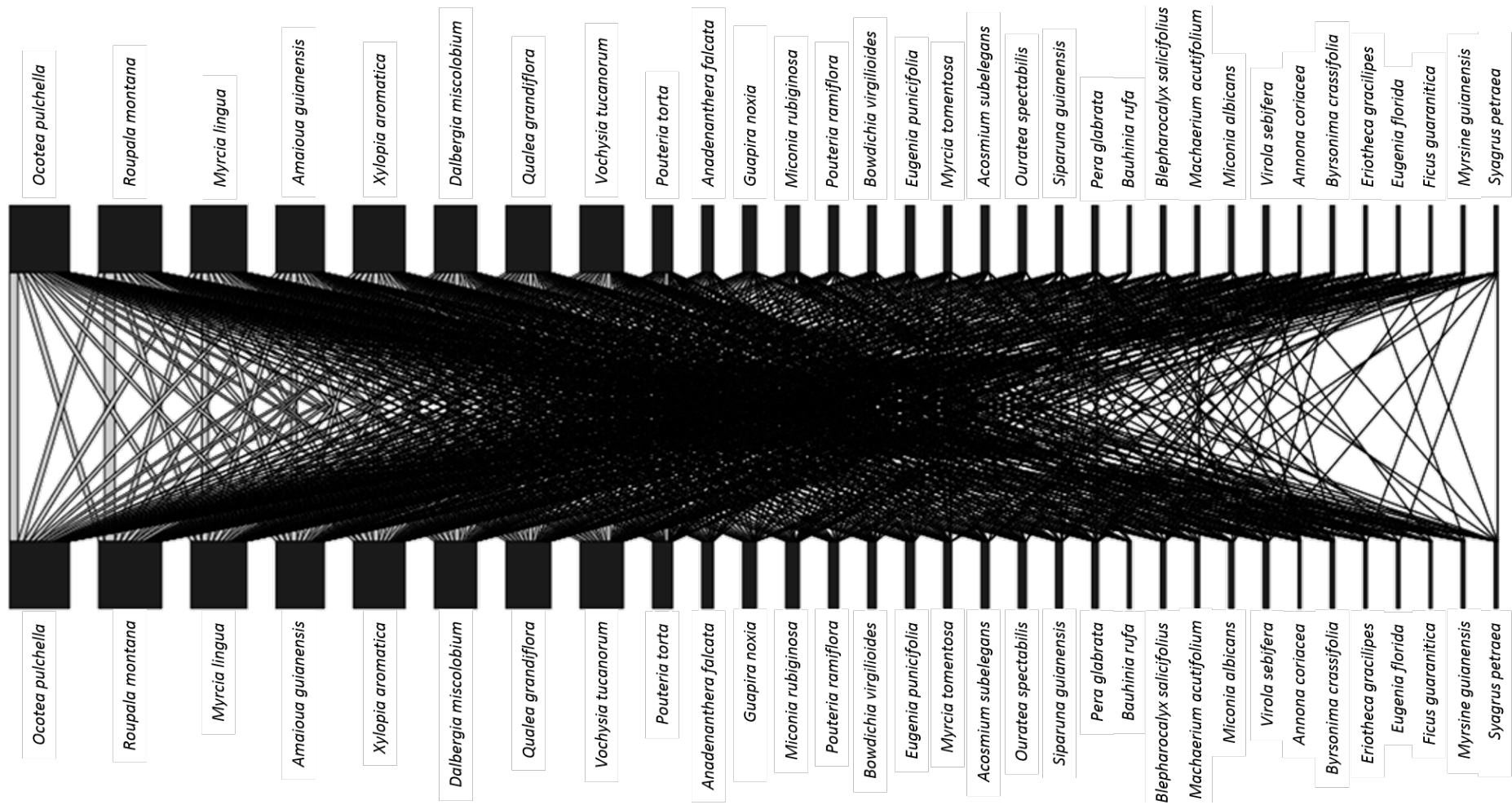


Figura 1. Representação da rede de associações entre espécies de plantas lenhosas do fragmento de cerrado denso estudado, seguindo o método de

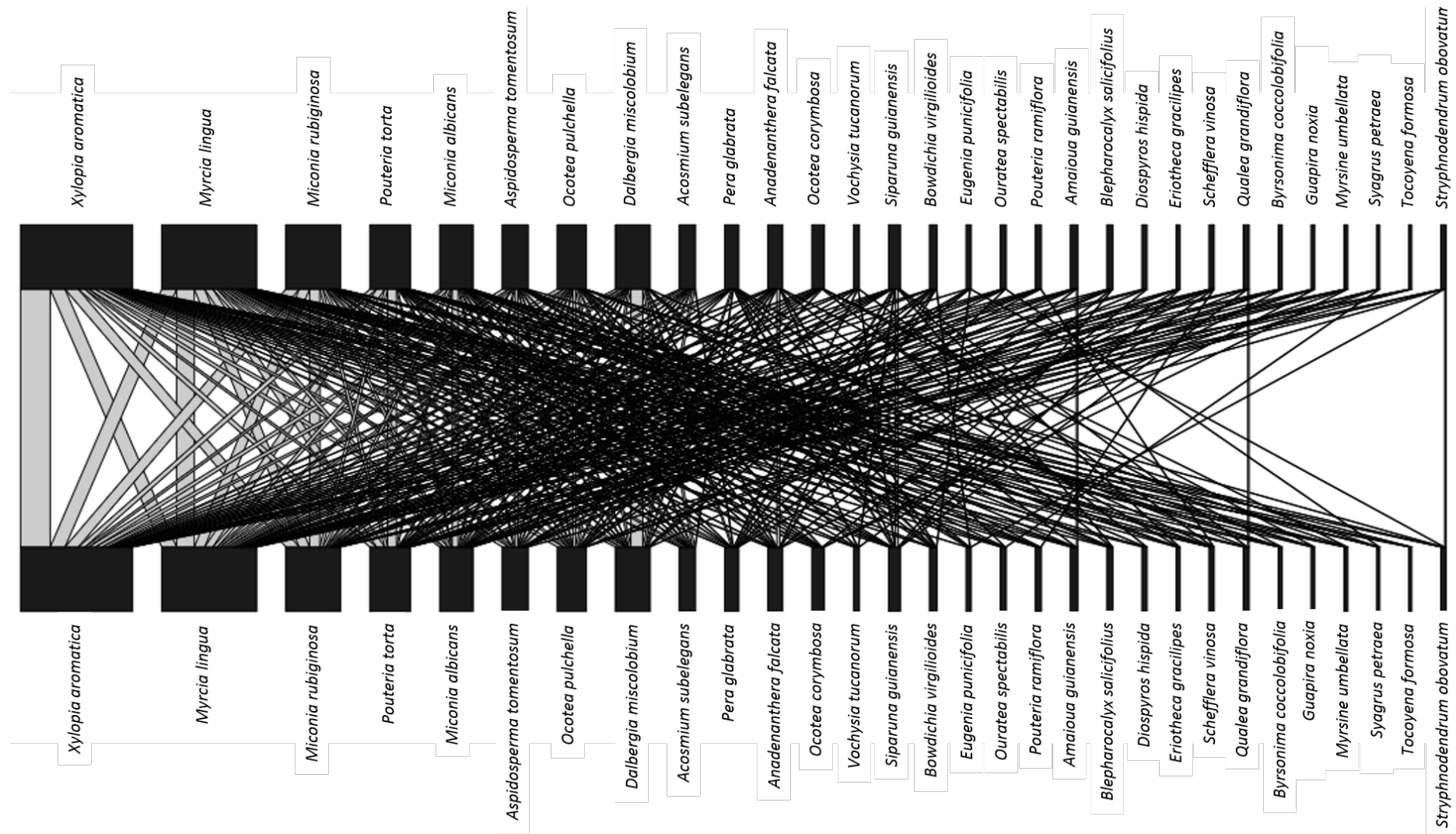


Figura 2. Representação da rede de associações entre espécies de plantas lenhosas do fragmento de cerrado denso estudado, seguindo o método de amostragem por ponto quadrante. Espécies de plantas lenhosas são representadas por retângulos e as associações entre elas estão representadas por

linhas. Linhas de diferentes espessuras indicam diferentes quantidades de co-ocorrências, tal que linhas mais grossas representam maior número de co-ocorrências entre as espécies.

Anexo I – Lista de parcelas e espécies de plantas lenhosas coletadas no fragmento de cerrado denso Valério pelo método de parcelas.

Parcela	Espécie	Parcela	Espécie	Parcela	Espécie
X1Y1	<i>Ocotea pulchella</i>	X1Y3	<i>Ocotea pulchella</i>	X1Y6	<i>Amaioua guianensis</i>
X1Y1	<i>Ocotea pulchella</i>	X1Y3	<i>Vochysia tucanorum</i>	X1Y6	<i>Amaioua guianensis</i>
X1Y1	<i>Qualea grandiflora</i>	X1Y3	<i>Vochysia tucanorum</i>	X1Y6	<i>Vochysia tucanorum</i>
X1Y1	<i>Pouteria ramiflora</i>	X1Y3	<i>Qualea grandiflora</i>	X1Y6	<i>Amaioua guianensis</i>
X1Y1	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X1Y4	<i>Roupala montana</i>	X1Y6	<i>Miconia rubiginosa</i>
X1Y1	<i>Qualea grandiflora</i>	X1Y4	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X1Y6	<i>Amaioua guianensis</i>
X1Y1	<i>Qualea grandiflora</i>	X1Y4	<i>Amaioua guianensis</i>	X1Y7	<i>Roupala montana</i>
X1Y1	<i>Qualea grandiflora</i>	X1Y5	<i>Ocotea pulchella</i>	X1Y7	<i>Qualea grandiflora</i>
X1Y1	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X1Y5	<i>Amaioua guianensis</i>	X1Y7	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X1Y2	<i>Roupala montana</i>	X1Y5	<i>Ocotea pulchella</i>	X1Y7	<i>Xylopia aromatica</i>
X1Y2	<i>Myrcia tomentosa</i>	X1Y5	<i>Roupala montana</i>	X1Y7	<i>Amaioua guianensis</i>
X1Y2	<i>Roupala montana</i>	X1Y5	<i>Roupala montana</i>	X1Y7	<i>Amaioua guianensis</i>
X1Y2	<i>Roupala montana</i>	X1Y5	<i>Roupala montana</i>	X1Y7	<i>Ocotea pulchella</i>
X1Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X1Y5	<i>Myrcia lingua</i>	X1Y7	<i>Anadenanthera falcata</i>
X1Y2	<i>Myrcia tomentosa</i>	X1Y5	<i>Amaioua guianensis</i>	X1Y8	<i>Siparuna guianensis</i>
X1Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X1Y5	<i>Vochysia tucanorum</i>	X1Y8	<i>Siparuna guianensis</i>
X1Y2	<i>Myrcia tomentosa</i>	X1Y5	<i>Xylopia aromatica</i>	X1Y8	<i>Myrcia lingua</i>
X1Y2	<i>Vochysia tucanorum</i>	X1Y5	<i>Amaioua guianensis</i>	X1Y8	<i>Ocotea pulchella</i>
X1Y2	<i>Vochysia tucanorum</i>	X1Y5	<i>Amaioua guianensis</i>	X1Y8	<i>Myrcia lingua</i>
X1Y2	<i>Amaioua guianensis</i>	X1Y5	<i>Qualea grandiflora</i>	X1Y8	<i>Ocotea pulchella</i>
X1Y3	<i>Roupala montana</i>	X1Y5	<i>Qualea grandiflora</i>	X1Y8	<i>Bowdichia virgilioides</i>
X1Y3	<i>Virola sebifera</i>	X1Y5	<i>Qualea grandiflora</i>	X2Y1	<i>Roupala montana</i>
X1Y3	<i>Roupala montana</i>	X1Y5	<i>Amaioua guianensis</i>	X2Y1	<i>Roupala montana</i>
X1Y3	<i>Roupala montana</i>	X1Y6	<i>Roupala montana</i>	X2Y1	<i>Roupala montana</i>
X1Y3	<i>Syagrus petraea</i>	X1Y6	<i>Ocotea pulchella</i>	X2Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>
X2Y1	<i>Qualea grandiflora</i>	X2Y4	<i>Roupala montana</i>	X2Y8	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X2Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>	X2Y4	<i>Roupala montana</i>	X2Y8	<i>Ocotea pulchella</i>
X2Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>	X2Y4	<i>Ocotea pulchella</i>	X3Y1	<i>Myrcia tomentosa</i>

X2Y2	<i>Roupala montana</i>	X2Y4	<i>Xylopia aromatica</i>	X3Y1	<i>Pouteria torta</i>
X2Y2	<i>Myrcia tomentosa</i>	X2Y4	<i>Qualea grandiflora</i>	X3Y1	<i>Ocotea pulchella</i>
X2Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X2Y4	<i>Qualea grandiflora</i>	X3Y1	<i>Pouteria torta</i>
X2Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X2Y4	<i>Qualea grandiflora</i>	X3Y1	<i>Guapira noxia</i>
X2Y2	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X2Y5	<i>Roupala montana</i>	X3Y1	<i>Qualea grandiflora</i>
X2Y2	<i>Xylopia aromatica</i>	X2Y5	<i>Qualea grandiflora</i>	X3Y1	<i>Myrcia tomentosa</i>
X2Y2	<i>Guapira noxia</i>	X2Y5	<i>Pouteria ramiflora</i>	X3Y2	<i>Miconia albicans</i>
X2Y2	<i>Byrsonima crassifolia</i>	X2Y5	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X3Y2	<i>Pouteria torta</i>
X2Y2	<i>Qualea grandiflora</i>	X2Y5	<i>Ocotea pulchella</i>	X3Y2	<i>Ocotea pulchella</i>
X2Y2	<i>Miconia rubiginosa</i>	X2Y5	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X3Y2	<i>Roupala montana</i>
X2Y2	<i>Vochysia tucanorum</i>	X2Y5	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X3Y2	<i>Vochysia tucanorum</i>
X2Y3	<i>Roupala montana</i>	X2Y6	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X3Y2	<i>Myrcia lingua</i>
X2Y3	<i>Xylopia aromatica</i>	X2Y6	<i>Miconia rubiginosa</i>	X3Y2	<i>Vochysia tucanorum</i>
X2Y3	<i>Roupala montana</i>	X2Y6	<i>Amaioua guianensis</i>	X3Y2	<i>Amaioua guianensis</i>
X2Y3	<i>Ocotea pulchella</i>	X2Y6	<i>Anadenanthera falcata</i>	X3Y2	<i>Qualea grandiflora</i>
X2Y3	<i>Roupala montana</i>	X2Y7	<i>Myrcia lingua</i>	X3Y3	<i>Roupala montana</i>
X2Y3	<i>Vochysia tucanorum</i>	X2Y7	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X3Y3	<i>Myrcia tomentosa</i>
X2Y3	<i>Ocotea pulchella</i>	X2Y7	<i>Anadenanthera falcata</i>	X3Y4	<i>Roupala montana</i>
X2Y3	<i>Roupala montana</i>	X2Y7	<i>Ocotea pulchella</i>	X3Y4	<i>Roupala montana</i>
X2Y3	<i>Ouratea spectabilis</i>	X2Y8	<i>Qualea grandiflora</i>	X3Y4	<i>Roupala montana</i>
X2Y3	<i>Ocotea pulchella</i>	X2Y8	<i>Qualea grandiflora</i>	X3Y4	<i>Amaioua guianensis</i>
X2Y3	<i>Roupala montana</i>	X2Y8	<i>Anadenanthera falcata</i>	X3Y4	<i>Myrcia lingua</i>
X2Y3	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	X2Y8	<i>Qualea grandiflora</i>	X3Y4	<i>Roupala montana</i>
X2Y4	<i>Myrcia lingua</i>	X2Y8	<i>Amaioua guianensis</i>	X3Y4	<i>Roupala montana</i>
X2Y4	<i>Bauhinia rufa</i>	X2Y8	<i>Anadenanthera falcata</i>	X3Y4	<i>Roupala montana</i>
X3Y4	<i>Pouteria torta</i>	X3Y8	<i>Xylopia aromatica</i>	X4Y2	<i>Qualea grandiflora</i>
X3Y4	<i>Pouteria torta</i>	X3Y8	<i>Ocotea pulchella</i>	X4Y3	<i>Amaioua guianensis</i>
X3Y4	<i>Machaerium acutifolium</i>	X3Y8	<i>Amaioua guianensis</i>	X4Y3	<i>Myrcia lingua</i>
X3Y4	<i>Pouteria torta</i>	X3Y8	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X4Y3	<i>Roupala montana</i>
X3Y4	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X3Y8	<i>Amaioua guianensis</i>	X4Y3	<i>Roupala montana</i>
X3Y4	<i>Pouteria torta</i>	X3Y8	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X4Y3	<i>Roupala montana</i>

X3Y4	<i>Pouteria torta</i>	X4Y1	<i>Myrsine guianensis</i>	X4Y3	<i>Acosmium subelegans</i>
X3Y5	<i>Roupala montana</i>	X4Y1	<i>Ocotea pulchella</i>	X4Y3	<i>Pouteria ramiflora</i>
X3Y5	<i>Amaioua guianensis</i>	X4Y1	<i>Ocotea pulchella</i>	X4Y3	<i>Guapira noxia</i>
X3Y5	<i>Roupala montana</i>	X4Y1	<i>Amaioua guianensis</i>	X4Y3	<i>Ocotea pulchella</i>
X3Y5	<i>Roupala montana</i>	X4Y1	<i>Myrcia lingua</i>	X4Y3	<i>Qualea grandiflora</i>
X3Y5	<i>Myrcia lingua</i>	X4Y1	<i>Roupala montana</i>	X4Y3	<i>Ocotea pulchella</i>
X3Y5	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X4Y1	<i>Xylopiia aromatica</i>	X4Y3	<i>Vochysia tucanorum</i>
X3Y6	<i>Pouteria ramiflora</i>	X4Y1	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X4Y4	<i>Bauhinia rufa</i>
X3Y6	<i>Pouteria ramiflora</i>	X4Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>	X4Y4	<i>Eugenia puniceifolia</i>
X3Y6	<i>Myrcia lingua</i>	X4Y1	<i>Qualea grandiflora</i>	X4Y4	<i>Pouteria ramiflora</i>
X3Y6	<i>Pouteria ramiflora</i>	X4Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>	X4Y4	<i>Roupala montana</i>
X3Y6	<i>Pouteria ramiflora</i>	X4Y2	<i>Myrcia lingua</i>	X4Y4	<i>Xylopiia aromatica</i>
X3Y6	<i>Qualea grandiflora</i>	X4Y2	<i>Amaioua guianensis</i>	X4Y4	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X3Y6	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X4Y2	<i>Roupala montana</i>	X4Y4	<i>Qualea grandiflora</i>
X3Y6	<i>Guapira noxia</i>	X4Y2	<i>Amaioua guianensis</i>	X4Y4	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X3Y6	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X4Y2	<i>Bowdichia virgilioides</i>	X4Y4	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X3Y7	<i>Myrcia lingua</i>	X4Y2	<i>Xylopiia aromatica</i>	X4Y5	<i>Roupala montana</i>
X3Y7	<i>Xylopiia aromatica</i>	X4Y2	<i>Qualea grandiflora</i>	X4Y5	<i>Eugenia puniceifolia</i>
X3Y7	<i>Ficus guaranitica</i>	X4Y2	<i>Qualea grandiflora</i>	X4Y5	<i>Roupala montana</i>
X3Y7	<i>Vochysia tucanorum</i>	X4Y2	<i>Guapira noxia</i>	X4Y5	<i>Roupala montana</i>
X3Y7	<i>Qualea grandiflora</i>	X4Y2	<i>Xylopiia aromatica</i>	X4Y5	<i>Roupala montana</i>
X3Y7	<i>Myrcia tomentosa</i>	X4Y2	<i>Qualea grandiflora</i>	X4Y5	<i>Amaioua guianensis</i>
X4Y5	<i>Myrcia tomentosa</i>	X5Y1	<i>Eugenia florida</i>	X5Y3	<i>Roupala montana</i>
X4Y5	<i>Amaioua guianensis</i>	X5Y1	<i>Guapira noxia</i>	X5Y3	<i>Ocotea pulchella</i>
X4Y5	<i>Qualea grandiflora</i>	X5Y1	<i>Syagrus petraea</i>	X5Y3	<i>Xylopiia aromatica</i>
X4Y5	<i>Anadenanthera falcata</i>	X5Y1	<i>Syagrus petraea</i>	X5Y3	<i>Xylopiia aromatica</i>
X4Y5	<i>Ocotea pulchella</i>	X5Y1	<i>Syagrus petraea</i>	X5Y3	<i>Xylopiia aromatica</i>
X4Y6	<i>Myrcia lingua</i>	X5Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>	X5Y3	<i>Ouratea spectabilis</i>
X4Y6	<i>Pouteria torta</i>	X5Y1	<i>Amaioua guianensis</i>	X5Y3	<i>Qualea grandiflora</i>
X4Y6	<i>Amaioua guianensis</i>	X5Y1	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X5Y3	<i>Qualea grandiflora</i>
X4Y6	<i>Amaioua guianensis</i>	X5Y1	<i>Qualea grandiflora</i>	X5Y3	<i>Bowdichia virgilioides</i>

X4Y6	<i>Myrcia lingua</i>	X5Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>	X5Y4	<i>Ocotea pulchella</i>
X4Y6	<i>Xylopiia aromatica</i>	X5Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X5Y4	<i>Ocotea pulchella</i>
X4Y6	<i>Roupala montana</i>	X5Y2	<i>Roupala montana</i>	X5Y4	<i>Pouteria torta</i>
X4Y6	<i>Roupala montana</i>	X5Y2	<i>Roupala montana</i>	X5Y4	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X4Y7	<i>Myrcia lingua</i>	X5Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X5Y4	<i>Amaioua guianensis</i>
X4Y7	<i>Amaioua guianensis</i>	X5Y2	<i>Pouteria torta</i>	X5Y4	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X4Y7	<i>Amaioua guianensis</i>	X5Y2	<i>Xylopiia aromatica</i>	X5Y4	<i>Vochysia tucanorum</i>
X4Y7	<i>Amaioua guianensis</i>	X5Y2	<i>Myrcia lingua</i>	X5Y4	<i>Anadenanthera falcata</i>
X4Y7	<i>Amaioua guianensis</i>	X5Y2	<i>Virola sebifera</i>	X5Y5	<i>Myrcia lingua</i>
X4Y7	<i>Amaioua guianensis</i>	X5Y2	<i>Roupala montana</i>	X5Y5	<i>Amaioua guianensis</i>
X4Y7	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X5Y2	<i>Acosmium subelegans</i>	X5Y5	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X4Y7	<i>Anadenanthera falcata</i>	X5Y2	<i>Vochysia tucanorum</i>	X5Y5	<i>Amaioua guianensis</i>
X4Y8	<i>Roupala montana</i>	X5Y2	<i>Qualea grandiflora</i>	X5Y6	<i>Eugenia puniceifolia</i>
X4Y8	<i>Xylopiia aromatica</i>	X5Y2	<i>Qualea grandiflora</i>	X5Y6	<i>Roupala montana</i>
X4Y8	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X5Y2	<i>Pouteria torta</i>	X5Y6	<i>Amaioua guianensis</i>
X4Y8	<i>Amaioua guianensis</i>	X5Y2	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X5Y6	<i>Ocotea pulchella</i>
X5Y1	<i>Roupala montana</i>	X5Y2	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X5Y7	<i>Xylopiia aromatica</i>
X5Y1	<i>Pera glabrata</i>	X5Y2	<i>Miconia rubiginosa</i>	X5Y7	<i>Xylopiia aromatica</i>
X5Y1	<i>Roupala montana</i>	X5Y3	<i>Amaioua guianensis</i>	X5Y7	<i>Amaioua guianensis</i>
X5Y7	<i>Xylopiia aromatica</i>	X6Y2	<i>Myrcia lingua</i>	X6Y7	<i>Pouteria torta</i>
X5Y7	<i>Bowdichia virgilioides</i>	X6Y2	<i>Pouteria torta</i>	X6Y7	<i>Myrcia lingua</i>
X5Y7	<i>Amaioua guianensis</i>	X6Y2	<i>Acosmium subelegans</i>	X6Y7	<i>Pouteria torta</i>
X5Y8	<i>Xylopiia aromatica</i>	X6Y2	<i>Pouteria torta</i>	X6Y7	<i>Pouteria torta</i>
X5Y8	<i>Roupala montana</i>	X6Y2	<i>Guapira noxia</i>	X6Y7	<i>Pera glabrata</i>
X5Y8	<i>Xylopiia aromatica</i>	X6Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X6Y7	<i>Pera glabrata</i>
X5Y8	<i>Myrcia lingua</i>	X6Y2	<i>Qualea grandiflora</i>	X6Y8	<i>Ocotea pulchella</i>
X5Y8	<i>Guapira noxia</i>	X6Y2	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X6Y8	<i>Myrcia lingua</i>
X5Y8	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X6Y2	<i>Vochysia tucanorum</i>	X6Y8	<i>Xylopiia aromatica</i>
X5Y8	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X6Y3	<i>Roupala montana</i>	X6Y8	<i>Pouteria torta</i>
X5Y8	<i>Amaioua guianensis</i>	X6Y3	<i>Myrcia lingua</i>	X6Y8	<i>Pouteria torta</i>
X5Y8	<i>Anadenanthera falcata</i>	X6Y3	<i>Acosmium subelegans</i>	X6Y8	<i>Myrcia lingua</i>

X6Y1	<i>Ficus guaranitica</i>	X6Y4	<i>Ocotea pulchella</i>	X6Y8	<i>Pouteria torta</i>
X6Y1	<i>Ocotea pulchella</i>	X6Y4	<i>Xylopia aromatica</i>	X6Y8	<i>Eugenia puniceifolia</i>
X6Y1	<i>Miconia albicans</i>	X6Y4	<i>Myrcia lingua</i>	X6Y8	<i>Pouteria torta</i>
X6Y1	<i>Ocotea pulchella</i>	X6Y5	<i>Myrcia lingua</i>	X6Y8	<i>Xylopia aromatica</i>
X6Y1	<i>Roupala montana</i>	X6Y5	<i>Amaioua guianensis</i>	X6Y8	<i>Pouteria torta</i>
X6Y1	<i>Roupala montana</i>	X6Y5	<i>Amaioua guianensis</i>	X6Y8	<i>Miconia rubiginosa</i>
X6Y1	<i>Ocotea pulchella</i>	X6Y5	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X6Y8	<i>Pouteria torta</i>
X6Y1	<i>Xylopia aromatica</i>	X6Y5	<i>Ocotea pulchella</i>	X6Y8	<i>Ouratea spectabilis</i>
X6Y1	<i>Roupala montana</i>	X6Y5	<i>Qualea grandiflora</i>	X6Y8	<i>Qualea grandiflora</i>
X6Y1	<i>Myrcia lingua</i>	X6Y6	<i>Ocotea pulchella</i>	X6Y8	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X6Y1	<i>Xylopia aromatica</i>	X6Y6	<i>Acosmium subelegans</i>	X6Y8	<i>Bowdichia virgilioides</i>
X6Y1	<i>Qualea grandiflora</i>	X6Y6	<i>Annona coriacea</i>	X6Y8	<i>Anadenanthera falcata</i>
X6Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>	X6Y6	<i>Myrcia lingua</i>	X7Y1	<i>Ocotea pulchella</i>
X6Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X6Y6	<i>Pera glabrata</i>	X7Y1	<i>Eugenia puniceifolia</i>
X6Y2	<i>Xylopia aromatica</i>	X6Y7	<i>Xylopia aromatica</i>	X7Y1	<i>Myrcia lingua</i>
X6Y2	<i>Amaioua guianensis</i>	X6Y7	<i>Xylopia aromatica</i>	X7Y1	<i>Roupala montana</i>
X7Y1	<i>Ocotea pulchella</i>	X7Y3	<i>Myrcia lingua</i>	X7Y6	<i>Myrcia lingua</i>
X7Y1	<i>Xylopia aromatica</i>	X7Y3	<i>Myrcia lingua</i>	X7Y6	<i>Roupala montana</i>
X7Y1	<i>Roupala montana</i>	X7Y3	<i>Xylopia aromatica</i>	X7Y6	<i>Vochysia tucanorum</i>
X7Y1	<i>Ouratea spectabilis</i>	X7Y3	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X7Y6	<i>Ocotea pulchella</i>
X7Y1	<i>Dalbergia miscolobium</i>	X7Y4	<i>Amaioua guianensis</i>	X7Y6	<i>Ocotea pulchella</i>
X7Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>	X7Y4	<i>Amaioua guianensis</i>	X7Y6	<i>Eugenia florida</i>
X7Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X7Y4	<i>Machaerium acutifolium</i>	X7Y6	<i>Myrcia lingua</i>
X7Y2	<i>Myrcia lingua</i>	X7Y4	<i>Myrcia lingua</i>	X7Y6	<i>Xylopia aromatica</i>
X7Y2	<i>Roupala montana</i>	X7Y4	<i>Myrcia lingua</i>	X7Y6	<i>Myrcia lingua</i>
X7Y2	<i>Roupala montana</i>	X7Y4	<i>Machaerium acutifolium</i>	X7Y6	<i>Xylopia aromatica</i>
X7Y2	<i>Xylopia aromatica</i>	X7Y4	<i>Bowdichia virgilioides</i>	X7Y6	<i>Myrcia lingua</i>
X7Y2	<i>Myrcia lingua</i>	X7Y4	<i>Ouratea spectabilis</i>	X7Y6	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X7Y2	<i>Pouteria torta</i>	X7Y4	<i>Vochysia tucanorum</i>	X7Y7	<i>Ocotea pulchella</i>
X7Y2	<i>Pouteria torta</i>	X7Y4	<i>Bowdichia virgilioides</i>	X7Y7	<i>Xylopia aromatica</i>
X7Y2	<i>Pouteria torta</i>	X7Y4	<i>Roupala montana</i>	X7Y7	<i>Guapira noxia</i>

X7Y2	<i>Pouteria torta</i>	X7Y5	<i>Roupala montana</i>	X7Y7	<i>Amaioua guianensis</i>
X7Y2	<i>Machaerium acutifolium</i>	X7Y5	<i>Byrsonima crassifolia</i>	X7Y8	<i>Myrcia lingua</i>
X7Y2	<i>Pouteria torta</i>	X7Y5	<i>Myrcia lingua</i>	X7Y8	<i>Pouteria torta</i>
X7Y2	<i>Pouteria torta</i>	X7Y5	<i>Myrcia lingua</i>	X7Y8	<i>Ocotea pulchella</i>
X7Y2	<i>Vochysia tucanorum</i>	X7Y5	<i>Siparuna guianensis</i>	X7Y8	<i>Amaioua guianensis</i>
X7Y2	<i>Pouteria torta</i>	X7Y5	<i>Amaioua guianensis</i>	X7Y8	<i>Myrcia lingua</i>
X7Y2	<i>Pouteria torta</i>	X7Y5	<i>Xylopiya aromatica</i>	X7Y8	<i>Xylopiya aromatica</i>
X7Y3	<i>Roupala montana</i>	X7Y5	<i>Pera glabrata</i>	X7Y8	<i>Myrcia lingua</i>
X7Y3	<i>Roupala montana</i>	X7Y5	<i>Myrcia lingua</i>	X7Y8	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X7Y3	<i>Roupala montana</i>	X7Y5	<i>Miconia rubiginosa</i>	X7Y8	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X7Y3	<i>Roupala montana</i>	X7Y5	<i>Qualea grandiflora</i>	X7Y8	<i>Vochysia tucanorum</i>
X7Y3	<i>Myrcia lingua</i>	X7Y5	<i>Qualea grandiflora</i>	X8Y1	<i>Xylopiya aromatica</i>
X7Y3	<i>Ocotea pulchella</i>	X7Y5	<i>Virola sebifera</i>	X8Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>
X8Y1	<i>Roupala montana</i>	X8Y3	<i>Eriotheca gracilipes</i>	X8Y6	<i>Myrcia lingua</i>
X8Y1	<i>Pouteria ramiflora</i>	X8Y3	<i>Myrcia lingua</i>	X8Y6	<i>Ocotea pulchella</i>
X8Y1	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	X8Y3	<i>Ocotea pulchella</i>	X8Y6	<i>Myrcia lingua</i>
X8Y1	<i>Roupala montana</i>	X8Y3	<i>Myrcia lingua</i>	X8Y6	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X8Y1	<i>Myrsine guianensis</i>	X8Y4	<i>Miconia albicans</i>	X8Y7	<i>Amaioua guianensis</i>
X8Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>	X8Y4	<i>Roupala montana</i>	X8Y7	<i>Ocotea pulchella</i>
X8Y1	<i>Eriotheca gracilipes</i>	X8Y4	<i>Roupala montana</i>	X8Y7	<i>Ocotea pulchella</i>
X8Y1	<i>Amaioua guianensis</i>	X8Y4	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	X8Y7	<i>Myrcia lingua</i>
X8Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>	X8Y4	<i>Xylopiya aromatica</i>	X8Y7	<i>Ocotea pulchella</i>
X8Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>	X8Y4	<i>Annona coriacea</i>	X8Y7	<i>Myrcia lingua</i>
X8Y1	<i>Roupala montana</i>	X8Y4	<i>Myrcia lingua</i>	X8Y7	<i>Xylopiya aromatica</i>
X8Y1	<i>Ocotea pulchella</i>	X8Y4	<i>Miconia rubiginosa</i>	X8Y7	<i>Miconia rubiginosa</i>
X8Y1	<i>Vochysia tucanorum</i>	X8Y4	<i>Xylopiya aromatica</i>	X8Y7	<i>Ocotea pulchella</i>
X8Y2	<i>Roupala montana</i>	X8Y4	<i>Xylopiya aromatica</i>	X8Y8	<i>Eugenia puniceifolia</i>
X8Y2	<i>Roupala montana</i>	X8Y4	<i>Vochysia tucanorum</i>	X8Y8	<i>Bauhinia rufa</i>
X8Y2	<i>Myrcia lingua</i>	X8Y4	<i>Qualea grandiflora</i>	X8Y8	<i>Xylopiya aromatica</i>
X8Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X8Y5	<i>Roupala montana</i>	X8Y8	<i>Pouteria ramiflora</i>
X8Y2	<i>Myrcia lingua</i>	X8Y5	<i>Siparuna guianensis</i>	X8Y8	<i>Myrcia lingua</i>

X8Y2	<i>Vochysia tucanorum</i>	X8Y5	<i>Roupala montana</i>	X8Y8	<i>Xylopia aromatica</i>
X8Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X8Y5	<i>Xylopia aromatica</i>	X8Y8	<i>Xylopia aromatica</i>
X8Y2	<i>Vochysia tucanorum</i>	X8Y5	<i>Xylopia aromatica</i>	X8Y8	<i>Pouteria ramiflora</i>
X8Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X8Y5	<i>Siparuna guianensis</i>	X8Y8	<i>Xylopia aromatica</i>
X8Y2	<i>Vochysia tucanorum</i>	X8Y5	<i>Vochysia tucanorum</i>	X8Y8	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X8Y2	<i>Ocotea pulchella</i>	X8Y5	<i>Vochysia tucanorum</i>	X8Y8	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X8Y3	<i>Roupala montana</i>	X8Y6	<i>Ocotea pulchella</i>	X8Y8	<i>Pouteria ramiflora</i>
X8Y3	<i>Siparuna guianensis</i>	X8Y6	<i>Siparuna guianensis</i>	X8Y8	<i>Dalbergia miscolobium</i>
X8Y3	<i>Amaioua guianensis</i>	X8Y6	<i>Amaioua guianensis</i>		
X8Y3	<i>Vochysia tucanorum</i>	X8Y6	<i>Myrcia lingua</i>		

Anexo II – Lista de pontos e espécies de plantas lenhosas coletados no fragmento de cerrado denso Valério pelo método de pontos quadrante.

Ponto	Espécie	Ponto	Espécie	Ponto	Espécie
1	<i>Siparuna guianensis</i>	7	<i>Qualea grandiflora</i>	14	<i>Miconia rubiginosa</i>
1	<i>Siparuna guianensis</i>	7	<i>Siparuna guianensis</i>	14	<i>Myrsine umbellata</i>
1	<i>Xylopia aromatica</i>	8	<i>Eriotheca gracilipes</i>	14	<i>Xylopia aromatica</i>
1	<i>Xylopia aromatica</i>	8	<i>Pera glabrata</i>	14	<i>Xylopia aromatica</i>
2	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	8	<i>Pouteria torta</i>	15	<i>Miconia albicans</i>
2	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	8	<i>Siparuna guianensis</i>	15	<i>Miconia albicans</i>
2	<i>Miconia rubiginosa</i>	9	<i>Byrsonima sp</i>	15	<i>Miconia albicans</i>
2	<i>Xylopia aromatica</i>	9	<i>Eriotheca gracilipes</i>	15	<i>Miconia rubiginosa</i>
3	<i>Pera glabrata</i>	9	<i>Myrcia lingua</i>	16	<i>Miconia rubiginosa</i>
3	<i>Siparuna guianensis</i>	9	<i>Myrcia lingua</i>	16	<i>Ocotea corymbosa</i>
3	<i>Siparuna guianensis</i>	10	<i>Vochysia tucanorum</i>	16	<i>Pouteria torta</i>
3	<i>Vochysia tucanorum</i>	10	<i>Xylopia aromatica</i>	16	<i>Xylopia aromatica</i>
4	<i>Anadenanthera falcata</i>	10	<i>Xylopia aromatica</i>	17	<i>Annona coriacea</i>
4	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	10	<i>Xylopia aromatica</i>	17	<i>Annona coriacea</i>
4	<i>Miconia albicans</i>	11	<i>Eugenia puniceifolia</i>	17	<i>Miconia rubiginosa</i>
4	<i>Siparuna guianensis</i>	11	<i>Miconia rubiginosa</i>	17	<i>Vochysia tucanorum</i>
5	<i>Anadenanthera falcata</i>	11	<i>Miconia rubiginosa</i>	18	<i>Guapira noxia</i>
5	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	11	<i>Qualea multiflora</i>	18	<i>Miconia albicans</i>
5	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	12	<i>Anadenanthera falcata</i>	18	<i>Myrcia lingua</i>
5	<i>Bowdichia virgilioides</i>	12	<i>Miconia rubiginosa</i>	18	<i>Ocotea corymbosa</i>
6	<i>Anadenanthera falcata</i>	12	<i>Myrcia lingua</i>	19	<i>Miconia rubiginosa</i>
6	<i>Anadenanthera falcata</i>	12	<i>Styrax ferrugineus</i>	19	<i>Miconia rubiginosa</i>
6	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	13	<i>Miconia albicans</i>	19	<i>Myrcia lingua</i>
6	<i>Bauhinia rufa</i>	13	<i>Myrcia lingua</i>	19	<i>Pera glabrata</i>
7	<i>Myrcia lingua</i>	13	<i>Pouteria torta</i>	20	<i>Xylopia aromatica</i>
7	<i>Myrcia lingua</i>	13	<i>Xylopia aromatica</i>	20	<i>Xylopia aromatica</i>
20	<i>Xylopia aromatica</i>	28	<i>Pouteria torta</i>	35	<i>Miconia rubiginosa</i>
20	<i>Xylopia aromatica</i>	28	<i>Pouteria torta</i>	35	<i>Xylopia aromatica</i>
21	<i>Miconia rubiginosa</i>	28	<i>Pouteria torta</i>	36	<i>Aspidosperma tomentosum</i>
21	<i>Miconia rubiginosa</i>	28	<i>Xylopia aromatica</i>	36	<i>Aspidosperma tomentosum</i>
21	<i>Myrcia lingua</i>	29	<i>Ocotea pulchella</i>	36	<i>Miconia albicans</i>

21	<i>Pouteria ramiflora</i>	29	<i>Pouteria torta</i>	36	<i>Xylopiya aromatica</i>
22	<i>Myrcia lingua</i>	29	<i>Pouteria torta</i>	37	<i>Aspidosperma tomentosum</i>
22	<i>Pouteria torta</i>	29	<i>Syagrus petraea</i>	37	<i>Byrsonima crassifolia</i>
22	<i>Pouteria torta</i>	30	<i>Myrcia lingua</i>	37	<i>Pouteria ramiflora</i>
22	<i>Xylopiya aromatica</i>	30	<i>Myrcia lingua</i>	37	<i>Xylopiya aromatica</i>
23	<i>Bowdichia virgilioides</i>	30	<i>Pouteria torta</i>	38	<i>Miconia rubiginosa</i>
23	<i>Dalbergia miscolobium</i>	30	<i>Pouteria torta</i>	38	<i>Myrcia lingua</i>
23	<i>Myrcia lingua</i>	31	<i>Acosmium subelegans</i>	38	<i>Xylopiya aromatica</i>
23	<i>Pera glabrata</i>	31	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	38	<i>Xylopiya aromatica</i>
24	<i>Myrcia lingua</i>	31	<i>Dalbergia miscolobium</i>	39	<i>Myrcia lingua</i>
24	<i>Ouratea spectabilis</i>	31	<i>Dalbergia miscolobium</i>	39	<i>Pouteria torta</i>
24	<i>Pera glabrata</i>	32	<i>Anadenanthera falcata</i>	39	<i>Xylopiya aromatica</i>
24	<i>Xylopiya aromatica</i>	32	<i>Anadenanthera falcata</i>	39	<i>Xylopiya aromatica</i>
25	<i>Miconia rubiginosa</i>	32	<i>Pouteria torta</i>	40	<i>Amaioua guianensis</i>
25	<i>Ouratea spectabilis</i>	32	<i>Pouteria torta</i>	40	<i>Amaioua guianensis</i>
25	<i>Psidium guineense</i>	32	<i>Miconia rubiginosa</i>	40	<i>Miconia albicans</i>
25	<i>Syagrus petraea</i>	33	<i>Miconia rubiginosa</i>	40	<i>Pera glabrata</i>
26	<i>Myrcia lingua</i>	33	<i>Xylopiya aromatica</i>	41	<i>Miconia rubiginosa</i>
26	<i>Ocotea pulchella</i>	33	<i>Xylopiya aromatica</i>	41	<i>Myrcia lingua</i>
26	<i>Qualea grandiflora</i>	34	<i>Acosmium subelegans</i>	41	<i>Ocotea pulchella</i>
26	<i>Qualea grandiflora</i>	34	<i>Pouteria torta</i>	41	<i>Vochysia tucanorum</i>
27	<i>Bowdichia virgilioides</i>	34	<i>Xylopiya aromatica</i>	42	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>
27	<i>Dalbergia miscolobium</i>	34	<i>Xylopiya aromatica</i>	42	<i>Machaerium acutifolium</i>
27	<i>Eugenia punicifolia</i>	35	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	42	<i>Miconia rubiginosa</i>
27	<i>Xylopiya aromatica</i>	35	<i>Miconia rubiginosa</i>	42	<i>Xylopiya aromatica</i>
43	<i>Acosmium subelegans</i>	50	<i>Pouteria torta</i>	58	<i>Anadenanthera falcata</i>
43	<i>Miconia rubiginosa</i>	50	<i>Tocoyena formosa</i>	58	<i>Myrcia lingua</i>
43	<i>Myrcia lingua</i>	51	<i>Dalbergia miscolobium</i>	58	<i>Pouteria torta</i>
43	<i>Xylopiya aromatica</i>	51	<i>Dalbergia miscolobium</i>	58	<i>Xylopiya aromatica</i>
44	<i>Acosmium subelegans</i>	51	<i>Myrcia lingua</i>	59	<i>Myrcia lingua</i>
44	<i>Miconia albicans</i>	51	<i>Pera glabrata</i>	59	<i>Pouteria torta</i>
44	<i>Miconia albicans</i>	52	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	59	<i>Schefflera vinosa</i>
44	<i>Myrcia lingua</i>	52	<i>Xylopiya aromatica</i>	59	<i>Vochysia tucanorum</i>
45	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	52	<i>Xylopiya aromatica</i>	60	<i>Pouteria ramiflora</i>

45	<i>Miconia albicans</i>	52	<i>Xylopiya aromatica</i>	60	<i>Schefflera vinosa</i>
45	<i>Miconia albicans</i>	53	<i>Dalbergia miscolobium</i>	60	<i>Xylopiya aromatica</i>
45	<i>Miconia rubiginosa</i>	53	<i>Miconia rubiginosa</i>	60	<i>Xylopiya aromatica</i>
46	<i>Miconia rubiginosa</i>	53	<i>Myrcia lingua</i>	61	<i>Campomanesia adamantium</i>
46	<i>Myrcia lingua</i>	53	<i>Xylopiya aromatica</i>	61	<i>Eugenia puniceifolia</i>
46	<i>Xylopiya aromatica</i>	54	<i>Miconia rubiginosa</i>	61	<i>Ocotea pulchella</i>
46	<i>Xylopiya aromatica</i>	54	<i>Myrcia lingua</i>	61	<i>Xylopiya aromatica</i>
47	<i>Acosmium subelegans</i>	54	<i>Myrcia lingua</i>	62	<i>Miconia rubiginosa</i>
47	<i>Ocotea pulchella</i>	54	<i>Xylopiya aromatica</i>	62	<i>Myrcia lingua</i>
47	<i>Ocotea pulchella</i>	55	<i>Guapira noxia</i>	62	<i>Myrcia lingua</i>
47	<i>Xylopiya aromatica</i>	55	<i>Myrcia lingua</i>	62	<i>Myrcia lingua</i>
48	<i>Acosmium subelegans</i>	55	<i>Myrcia lingua</i>	63	<i>Aspidosperma tomentosum</i>
48	<i>Miconia albicans</i>	55	<i>Pouteria torta</i>	63	<i>Miconia rubiginosa</i>
48	<i>Myrsine ferruginea</i>	56	<i>Anadenanthera falcata</i>	63	<i>Myrcia lingua</i>
48	<i>Ocotea pulchella</i>	56	<i>Byrsonima coccolobifolia</i>	63	<i>Stryphnodendron obovatum</i>
49	<i>Miconia rubiginosa</i>	56	<i>Xylopiya aromatica</i>	64	<i>Miconia albicans</i>
49	<i>Myrcia lingua</i>	56	<i>Xylopiya aromatica</i>	64	<i>Miconia rubiginosa</i>
49	<i>Ouratea spectabilis</i>	57	<i>Bowdichia virgilioides</i>	64	<i>Ocotea pulchella</i>
49	<i>Xylopiya aromatica</i>	57	<i>Ocotea pulchella</i>	64	<i>Xylopiya aromatica</i>
50	<i>Myrcia lingua</i>	57	<i>Xylopiya aromatica</i>	65	<i>Aspidosperma tomentosum</i>
50	<i>Myrcia lingua</i>	57	<i>Xylopiya aromatica</i>	65	<i>Attalea geraensis</i>
65	<i>Myrcia lingua</i>	73	<i>Myrcia lingua</i>	80	<i>Myrcia lingua</i>
65	<i>Myrcia lingua</i>	73	<i>Myrcia lingua</i>	80	<i>Myrcia lingua</i>
66	<i>Miconia albicans</i>	73	<i>Ocotea corymbosa</i>	81	<i>Dalbergia miscolobium</i>
66	<i>Miconia rubiginosa</i>	73	<i>Xylopiya aromatica</i>	81	<i>Myrcia lingua</i>
66	<i>Myrcia tomentosa</i>	74	<i>Myrcia lingua</i>	81	<i>Pouteria torta</i>
66	<i>Ouratea spectabilis</i>	74	<i>Qualea grandiflora</i>	81	<i>Xylopiya aromatica</i>
67	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	74	<i>Xylopiya aromatica</i>	82	<i>Acosmium subelegans</i>
67	<i>Diospyros hispida</i>	74	<i>Xylopiya aromatica</i>	82	<i>Dalbergia miscolobium</i>
67	<i>Xylopiya aromatica</i>	75	<i>Miconia rubiginosa</i>	82	<i>Miconia rubiginosa</i>
67	<i>Xylopiya aromatica</i>	75	<i>Miconia rubiginosa</i>	82	<i>Psidium rufuns</i>
68	<i>Myrcia lingua</i>	75	<i>Pouteria torta</i>	83	<i>Acosmium subelegans</i>
68	<i>Ocotea corymbosa</i>	75	<i>Stryphnodendron adstringens</i>	83	<i>Dalbergia miscolobium</i>
68	<i>Ocotea pulchella</i>	76	<i>Amaioua guianensis</i>	83	<i>Myrcia lingua</i>

68	<i>Ocotea pulchella</i>	76	<i>Xylopia aromatica</i>	83	<i>Não identificada</i>
69	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	76	<i>Xylopia aromatica</i>	84	<i>Miconia rubiginosa</i>
69	<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	76	<i>Xylopia aromatica</i>	84	<i>Miconia rubiginosa</i>
69	<i>Ocotea pulchella</i>	77	<i>Dalbergia miscolobium</i>	84	<i>Xylopia aromatica</i>
69	<i>Xylopia aromatica</i>	77	<i>Miconia albicans</i>	84	<i>Xylopia aromatica</i>
70	<i>Eriotheca gracilipes</i>	77	<i>Ocotea pulchella</i>	85	<i>Acosmium subelegans</i>
70	<i>Miconia albicans</i>	77	<i>Xylopia aromatica</i>	85	<i>Aspidosperma tomentosum</i>
70	<i>Miconia albicans</i>	78	<i>Myrcia lingua</i>	85	<i>Myrcia lingua</i>
70	<i>Strychnus pseudoquina</i>	78	<i>Myrcia lingua</i>	85	<i>Xylopia aromatica</i>
71	<i>Dalbergia miscolobium</i>	78	<i>Ocotea pulchella</i>	86	<i>Myrcia lingua</i>
71	<i>Ocotea pulchella</i>	78	<i>Xylopia aromatica</i>	86	<i>Myrcia lingua</i>
71	<i>Não identificada</i>	79	<i>Anadenanthera falcata</i>	86	<i>Tocoyena formosa</i>
71	<i>Xylopia aromatica</i>	79	<i>Dalbergia miscolobium</i>	86	<i>Xylopia aromatica</i>
72	<i>Dalbergia miscolobium</i>	79	<i>Ocotea pulchella</i>	87	<i>Miconia rubiginosa</i>
72	<i>Dalbergia miscolobium</i>	79	<i>Xylopia aromatica</i>	87	<i>Miconia rubiginosa</i>
72	<i>Xylopia aromatica</i>	80	<i>Amaioua guianensis</i>	87	<i>Xylopia aromatica</i>
72	<i>Xylopia aromatica</i>	80	<i>Miconia albicans</i>	87	<i>Xylopia aromatica</i>
88	<i>Connarus suberosus</i>	95	<i>Virola sebifera</i>		
88	<i>Miconia albicans</i>	95	<i>Xylopia aromatica</i>		
88	<i>Myrcia lingua</i>	96	<i>Aspidosperma tomentosum</i>		
88	<i>Xylopia aromatica</i>	96	<i>Diospyros hispida</i>		
89	<i>Dalbergia miscolobium</i>	96	<i>Myrcia lingua</i>		
89	<i>Dalbergia miscolobium</i>	96	<i>Xylopia aromatica</i>		
89	<i>Miconia albicans</i>	97	<i>Miconia rubiginosa</i>		
89	<i>Schefflera vinosa</i>	97	<i>Ocotea corymbosa</i>		
90	<i>Não identificada</i>	97	<i>Pouteria torta</i>		
90	<i>Xylopia aromatica</i>	97	<i>Xylopia aromatica</i>		
90	<i>Xylopia aromatica</i>	98	<i>Acosmium subelegans</i>		
90	<i>Xylopia aromatica</i>	98	<i>Miconia rubiginosa</i>		
91	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	98	<i>Myrcia lingua</i>		
91	<i>Eugenia puniceifolia</i>	98	<i>Pera glabrata</i>		
91	<i>Stryphnodendron obovatum</i>	99	<i>Miconia rubiginosa</i>		
91	<i>Stryphnodendron obovatum</i>	99	<i>Não identificada</i>		
92	<i>Myrcia lingua</i>	99	<i>Não identificada</i>		

92	<i>Pouteria ramiflora</i>	99	<i>Xylopia aromatica</i>
92	<i>Pouteria torta</i>	100	<i>Amaioua guianensis</i>
92	<i>Pouteria torta</i>	100	<i>Miconia rubiginosa</i>
93	<i>Byrsonima coccolobifolia</i>	100	<i>Myrcia lingua</i>
93	<i>Miconia albicans</i>	100	<i>Xylopia aromatica</i>
93	<i>Myrcia lingua</i>		
93	<i>Pouteria torta</i>		
94	<i>Myrcia lingua</i>		
94	<i>Myrsine umbellata</i>		
94	<i>Ocotea corymbosa</i>		
94	<i>Ocotea pulchella</i>		
95	<i>Diospyros hispida</i>		
95	<i>Ocotea corymbosa</i>		
