Jardim Botânico de Brasília

ISSN 1983-6996
Versão impressa

ISSN 2359-165X
Versão *on line*

Heringeriana

11(1): 39-57. 2017

INTERAÇÕES ESPÉCIE-AMBIENTE NO COMPONENTE REGENERANTE DE DOIS FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL NO NORTE DE MINAS GERAIS, BRASIL

Anne Priscila Dias Gonzaga[1, 4], Evandro Luiz Mendonça Machado[1], Hisaias de Souza Almeida[2] & Yule Roberta Ferrreira Nunes[3]

RESUMO – Objetivou-se verificar a influência de fatores ambientais nas variações estruturais da regeneração de dois fragmentos de floresta estacional decidual em Montes Claros (MG). Foram alocadas 26 parcelas de 25 m^2, amostrando-se árvores regenerantes (DAS $\geq$ 1 cm e DAP < 5 cm) e variáveis ambientais (propriedades químicas, texturais e de umidade do solo, feições topográficas e rochosidade). Foi realizada uma classificação da ocorrência das espécies amostradas no estado. Os dados sugerem dessemelhança entre os fragmentos nos parâmetros estruturais e de diversidade florística. Os contrastes podem estar relacionados as diferenças na saturação de bases, argila, umidade e topografia (cota). Embora não se possa desconsiderar o tamanho dos fragmentos, podendo este fato dificultar a observação de padrões ecológicos existentes. Verificou-se que 26,1% das espécies são raras, indicando elevada riqueza ainda existente. Assim, sugere-se para os fragmentos estudados as variáveis mencionadas exerceram influência nos padrões florístico-estruturais e na distribuição das espécies nestes locais.

Palavras-chave: Conservação; Solo; Topografia.

ABSTRACT (Species-environment interactions in the regeneration of Dry Forest fragments in north of Minas Gerais, Brazil) - We aim was to verify the influence factors environmental on the structural regeneration changes of two dry forest fragments in Montes Claros (MG). 26 plots with 25 m^2 were examined, regenerating trees (DAS> 1 cm and DAP <5 cm) and environmental variables (soil properties and moisture, topographic and rochosity) were sampled. We performed a occurrence classification of species sampled in the state. The results suggest dissimilarity between the fragments in structure and biodiversity and these divergences could be related to differences in base saturation, clay, soil moisture and topography. Although it is not possible ignore the size of the fragments, and its effect on the observation of environmental standards. We verified that 26.1% of the species are rare, indicating high richness still existing. Thus, we can suggest that the factors environmental mentioned exerted influence on the floristic-structural patterns and species distribution in these areas.

Key words: Conservation; Soil; Topography.

[1] Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Campus JK. Rodovia MGT 367, Km 583, nº 5000, CEP 39100-000, Diamantina, MG.

[2] Universidade Federal de Itajubá, Campus Prof. José Rodrigues Seabra. Av. BPS, 1303, Bairro Pinheirinho, CEP 37500-903, Itajubá, MG.

[3] Universidade Estadual de Montes Claros, Campus Darcy Ribeiro. CEP 39401-089, Montes Claros, MG.

[4] Autor para correspondência: diaspri@gmail.com.

INTRODUÇÃO

As Florestas Estacionais Deciduais, também chamadas matas secas (Nascimento *et al.*, 2004) são vegetações caracterizadas por um estrato dominante predominantemente caducifólio, apresentando mais de 50% dos indivíduos desfolhados no período de déficit hídrico (Veloso *et al*., 1991). Quando comparada a outras formações florestais, esta vegetação possui baixa riqueza florística e elevada dominância ecológica, onde poucas espécies são consideradas indicadoras (Ratter *et al*., 1978) como *Myracrodruon urundeuva*, *Aspidosperma pyrifolium*, *Anadenanthera colubrina* (Santos *et al*., 2007). Outra peculiaridade é o substrato, visto que as matas secas ocorrem em solos mesotróficos relativamente férteis ou eutróficos (Fagundes *et al*., 2007), frequentemente associados aos afloramentos de rochas calcárias (Gonçalves *et al*., 2016).

Segundo Prado e Gibbs (1993), no Pleistoceno as Florestas Estacionais Deciduais conectaram a Caatinga nordestina ao Chaco paraguaio-argentino. No entanto, em função de flutuações do clima ao longo do Quaternário, esta floresta contínua teria sido fragmentada, resultando nas atuais manchas de vegetação pelo Brasil Central (Mato Grosso e Goiás), no norte de Minas Gerais e interior da Bahia (Rizzini, 1979; Ab'Saber, 2003). Por serem naturalmente fragmentadas e ocorrerem sobre solos férteis, esta formação está entre as florestas tropicais mais ameaçadas por diversas atividades antrópicas (Murphy & Lugo, 1986; Janzen, 1988). Nos últimos dois séculos, as matas secas foram reduzidas a fragmentos ainda menores, que estão submetidos a distúrbios como a retirada de madeira, a pecuária e ao fogo (Werneck *et al*., 2000; Santos *et al*., 2007) e mais recentemente pela exploração de calcário, sobretudo pelas fábricas de cimento (Silva & Scariot, 2004).

O conhecimento da flora, dos processos e fatores ambientais que determinam o funcionamento das florestas tropicais avançaram nas últimas décadas (p.ex. Saiter *et al*., 2015; Arruda & Eisenlohr, 2016; Banda *et al*. 2016; Bueno *et al*., 2016; Mews *et al*., 2016; Sarmento *et al*., 2016). Contudo, os ambientes tropicais secos carecem ainda de informações sobre os mecanismos que fatores condicionantes que regulam seu funcionamento (Gonçalves *et al*., 2016). Apenas 14% dos estudos sobre florestas tropicais foram realizados em ambientes secos, com marcada sazonalidade, sendo as informações científicas fragmentadas e limitadas a poucas áreas, localizadas principalmente no México e na Costa Rica (Sánchez-Azofeifa *et al*., 2005). Desta forma, o entendimento sobre os processos de sucessão é fundamental para o estabelecimento de práticas conservacionistas (Higuchi *et al*., 2006), principalmente neste tipo de formação vegetal. Neste sentido, o estrato regenerante, essencial para a manutenção da floresta, pode constituir importante fonte de informações sobre a diversidade e estrutura da vegetação (Felfili, 1997; Oliveira & Felfili, 2005).

Iniciativas de pesquisas envolvendo a regeneração natural em florestas com características semelhantes às decíduas, entre as quais marcada sazonalidade, caducifolia e localização sobre afloramentos rochosos, foram

realizados em outros países como o México, Bolívia, Porto Rico e Índia (Pérez-García & Meave, 2004; Vargas-Rodrigues *et al*., 2005; Mondal & Sukumar. 2015; Jaime *et al*., 2017; Verma *et al*., 2017; Werden *et al*., 2017), mas no Brasil ainda são insipientes. Limitam-se aos trabalhos realizados por Vieira & Scariot (2006a,b), Gonzaga *et al*. (2007), Vieira *et al*. (2007) Gonzaga *et al*. (2013) e Silva *et al*. (2014). Além disto, são escassos os estudos que contemplem a região norte do estado de Minas Gerais, área considerada prioritária para a conservação dos recursos naturais segundo a Fundação Biodiversitas (2005).

Assim, com o objetivo de contribuir para o avanço no conhecimento das matas secas da região, este trabalho se propôs a analisar o componente regenerante de dois fragmentos de Floresta Estacional Decidual em Montes Claros (MG), visando determinar os seguintes aspectos: (i) a composição florística e a estrutura da vegetação e (ii) os possíveis relacionamentos de variáveis ambientais (topográficas, edáficas e umidade dos solos) com a flora e a estrutura da vegetação.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado em dois fragmentos de Floresta Estacional Decidual localizados em Montes Claros, Minas Gerais. O clima regional é classificado, segundo Köppen, como Aw, apresentando verão chuvoso (de novembro a março) e inverno seco (de abril a outubro) (Mello *et al*., 2003; Mello *et al*., 2008), com precipitação e temperatura média anual de 1.045 mm/ano e 22,1º C, respectivamente (Hijmans *et al*., 2007). Os solos se encontram sobre afloramento de calcário e foram classificados, de acordo com EMBRAPA (1999), em Neossolos Litólicos Eutróficos e Latossolos Vermelho-amarelos Eutróficos, sendo os últimos localizados exclusivamente em duas parcelas do primeiro fragmento.

O primeiro fragmento (F1) (16º38’53”S e 44º53’30”W) apresenta área aproximada de 1,5 ha, com altitudes de 776 a 794 m. Possui relevo próximo do côncavo, sendo todo o entorno delimitado por pastagens. Proeminências rochosas são visíveis ao longo de todo o fragmento. Contudo, nas áreas das parcelas esta interferência não se apresentou de forma tão marcante. O segundo fragmento (F2) (16º38’52”S e 43º53’15”W), com cerca de 2 ha, localiza-se a 787 e 798 m de altitude. O relevo tende a ser menos acidentado, com os seus limites circundados por pastagens, exceto na porção norte onde se encontra um grande afloramento rochoso desprovido de vegetação arbórea. Neste remanescente a presença de afloramentos rochosos é bastante pronunciada, chegando, em algumas parcelas, a um recobrimento de mais de 90% da área.

Em ambos os fragmentos foram observados indícios evidentes de perturbações antrópicas, sendo estes visualmente mais intensos em F1. Contudo, não foi possível quantificar ou qualificar os distúrbios pela falta de informações a respeito do histórico de uso da área.

Amostragem

Para o levantamento tomou-se como base a amostragem do estrato arbóreo adulto realizado previamente onde foram alocadas, sistematicamente, 13 parcelas de 20 m × 20 m em cada fragmento, distando 20 m entre si. Assim sendo o componente regenerante foi amostrado em parcelas de 5 m × 5 m alocadas no canto superior direito das unidades amostrais dos adultos, perfazendo uma amostragem de 325 m^2 (total de 650 m^2). Nas 26 parcelas foram amostrados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com DAS (diâmetro à altura do solo) ≥ 1 cm e com DAP (diâmetro a altura do peito = 1,3 m do solo) < 5 cm. Os indivíduos foram marcados, identificados e medidos o DAS e a altura total, com paquímetro e metro graduado, respectivamente.

Os materiais botânicos coletados foram identificados em comparação com a coleção do Herbário Montes Claros (HMC), da Universidade Estadual de Montes Claros e com a ajuda de especialistas. As espécies foram organizadas em famílias seguindo o *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016) e classificadas segundo a sua ocorrência para o estado de Minas Gerais de acordo com Oliveira-Filho (2006), para o estado de Minas Gerais, sendo estas: abundante (A) com ocorrência > 60%; comum (C) > 40% a 60%; frequente (F) > 25% a 40%; ocasional (O) > 15% a 25%; rara (R) > 7,5% a 15%; muito rara (MR) > 2,5% a 7,5%; e raríssima (RR) < 2,5%.

Variáveis ambientais

Foi realizado levantamento topográfico com auxílio de um hipsômetro, para medir a inclinação do terreno (Espírito-Santo *et al*., 2002). Foram ainda extraídas duas variáveis a partir dos vértices das parcelas: (a) 'cota média', obtida a partir da média das quatro cotas dos vértices; e (b) 'desnível', obtido pela diferença entre as cotas máxima e mínima, sendo estas duas variáveis as utilizadas nas análises.

No centro de cada parcela foram coletadas amostras simples de 500 g de solo (0-20cm de profundidade), sendo estas enviadas ao Laboratório de Análise de Solos, do Departamento de Ciências do Solo, da Universidade Federal de Lavras (UFLA), para análises químicas e texturais, segundo o protocolo da EMBRAPA (1997). As 16 variáveis obtidas foram: pH; teores de P, K^+, Ca^{++}, Mg^{++}, Al^{+++} e H + Al; soma de bases (SB); capacidade de troca iônica (T), saturação por bases (V) e por alumínio (m) e proporções de matéria orgânica, areia, silte e argila.

A determinação do teor de umidade do solo foi realizada por meio do método gravimétrico, que é a diferença do peso úmido e seco das amostras, após secagem por 24 h em estufa regulada a uma temperatura de 100º C (Bernardo, 1980). Esta quantificação foi realizada na primeira quinzena de agosto do ano de 2005. Além disto, foi realizado o cálculo da cobertura rochosa, por meio da metodologia empregada por Braun-Blanquet (Kent & Coker, 1992). Esta metodologia consiste na análise visual da cobertura na parcela da variável de interesse, neste caso a rochosidade, sendo esta categorizada em classes de porcentagem de ocorrência, a saber: (1): 0 a 25%; (2): 25% a 50%; (3): 50% a 75% e (4): 75% a 100%.

Análise de dados

Para descrever a estrutura do componente regenerante foram calculados os parâmetros fitossociológicos tradicionais, sendo estes a densidade, frequência e dominância, em valores absolutos e relativos, assim como valor de importância das espécies (Mueller-Dombois & Ellemberg, 2002). A diversidade foi avaliada pelos índices de diversidade de Shannon (*H'*) e equabilidade de Pielou (*J'*).

Para averiguar possíveis diferenças entre os fragmentos foi aplicado o teste de comparação de médias (*t* de Student), utilizando cada parcela como unidade amostral (Zar, 1996). Este teste foi empregado para verificar diferenças fisionômicas (densidade e dominância absoluta) e de riqueza (número de espécies). No entanto, para detectar diferenças entre a diversidade (*H'*), foi realizado teste *t* de Hutcheson (Zar, 1996), para amostras independentes entre os índices calculados.

Para testar as correlações entre a distribuição das espécies e as variáveis ambientais foi realizada a análise de correspondência canônica (CCA) (ter Braak, 1995), por meio do programa PC-ORD for Windows (versão 4.14). A matriz de variáveis ambientais incluiu, inicialmente, as 16 variáveis de solo, duas variáveis topográficas (cota e desnível) e a cobertura rochosa. No total, portanto, foram analisadas 19 variáveis. Após análise preliminar, 15 destas foram eliminadas devido à alta redundância ou a correlações fracas.

Assim, a CCA final foi processada com as quatro variáveis mais representativas e fortemente correlacionadas com os eixos de ordenação: cota média, saturação por bases (V), teores de umidade do solo (U) e argila. O teste de permutação de Monte Carlo (ter Braak, 1995) foi aplicado para verificar a significância das correlações globais sumarizadas nos dois primeiros eixos de ordenação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando os dois fragmentos foram amostradas 65 espécies, que se distribuíram em 26 famílias (Tabela 1). Destas espécies, duas não foram identificadas. As famílias mais ricas no fragmento 1 (F1) foram Fabaceae (14 espécies), Rubiaceae (5) e Bignoniaceae (4); em F2 foram Fabaceae (11), Rubiaceae e Anacardiaceae (4 em cada). Foram registradas 53 espécies em F1 e 33 em F2, sendo 21 espécies comuns aos dois fragmentos. No total, foram amostrados 765 indivíduos, sendo 453 em F1 e 312 em F2. Já em relação ao estado de conservação, foram encontradas (Tabela 1) duas espécies amplamente distribuídas (A), 11 comuns (C), 16 frequentes (F), 13 ocasionais (O), sete raras (R), sendo estas: *Alseis floribunda, Aralia warmingiana, Aspidosperma pyrifolium, Diospyros inconstans, Triplaris gardneriana, Prockia crucis* e *Schinopsis brasiliensis;* seis muito raras (MR): *Albizia inundata, Bauhinia catingae, Bauhinia cheilantha, Machaerium leucopterum, Trichilia silvatica* e *Vasconcellea quercifolia,* e quatro raríssimas (RS): *Chloroleucon foliolosum, Luetzelburgia auriculata Piptadenia viridiflora* e *Tabebuia reticulata*.

As cinco espécies com maior VI em F1 foram: *Aspidosperma pyrifolium* (47,19%), *Bauhinia cheilantha* (33,71%), *Myrciaria tenella* (27,00%), *Myracrodruon urundeuva* (17,00%) e

Anadenathera colubrina (14,65%). Para F2 os maiores VI foram: *B. cheilantha* (62,28%), *A. colubrina* (40,65%), *Schinopsis brasiliensis* (33,04%), *M. tenella*. (30,34%) e *M. urundeuva* (17,04%) (Tabela 1).

A estrutura fisionômica diferiu entre os fragmentos, tanto em relação ao número de indivíduos (t = 2,520; p < 0,01), quanto para a área basal (t = 4,445; p < 0,001), apresentando valores significativamente maiores em F1 (453 indivíduos e 4602,63 cm^2, respectivamente) do que em F2 (312 indivíduos e 2153,71 cm^2, respectivamente). O mesmo padrão foi obtido para a densidade de espécies (t = 3,879; p < 0,001) e diversidade (t = 7,418; p < 0,001; H_1' = 3,100; H_2' = 2,429), ou seja, observou-se que os valores em F1 foram significativamente superiores a F2. A equabilidade de Pielou (J_1' = 0,781; J_2' = 0,695), também foi superior em F1. Os padrões de distribuição da estrutura fisionômica, diversidade e composição de espécies mostraram certa dominância de um pequeno grupo de espécies nos fragmentos, que ocorreu mais intensamente em F2.

A CCA apresentou autovalores baixos (< 0,3) nos dois primeiros eixos de ordenação, indicando a existência de gradientes curtos. Contudo, os testes de permutação de Monte Carlo mostraram que os autovalores dos gradientes sumarizados nestes dois eixos foram significativos (p < 0,002). A variância global dos dados explicada pela ordenação foi baixa (17,7%; eixo 1: 10,7%; e eixo 2: 7,0%), sugerindo que grande proporção desta permaneceu sem explicação. De fato, a CCA produziu valores considerados bastante altos para as correlações espécie-ambiente nos dois primeiros eixos (0,949 e 0,879 respectivamente eixo 1 e eixo 2). Os testes de Monte Carlo mostraram correlação significativa entre as abundâncias das espécies e as variáveis ambientais nos dois eixos (p = 0,002 em ambos os eixos), o que possibilitou a formação de dois grandes grupos de parcelas que se formaram a partir de diferenças das variáveis ambientais avaliadas.

Tabela 1. Espécies arbóreo-arbustivas registradas em dois fragmentos (F1 e F2) de Floresta Estacional Decidual em Montes Claros, MG: densidade (DR), frequência (FR) e dominância (DoR) em valores e relativos, valor de importância (VI); e *status* de conservação (SC), conforme Oliveira-Filho (2006), onde A = abundante; C = comum; F = frequente; O = ocasional; R = rara; MR = muito rara; RR = raríssima.

Família	**F1**				**F2**				
Espécie	**DR**	**DoR**	**FR**	**VI**	**DR**	**DoR**	**FR**	**VI**	**SC**
ANACARDIACEAE									
Astronium fraxinifolium Schott ex Spreng.					0,64	1,77	2,13	4,54	C
Lithrea molleoides (Vell.) Engl.					0,32	0,81	1,06	2,19	C
Myracrodruon urundeuva Allemão	5,52	5,89	5,59	17	5,13	4,82	7,45	17,4	F
Schinopsis brasiliensis Engl.	0,44	0,25	1,24	1,93	10,26	13,21	9,57	33,04	R

APOCYNACEAE									
Aspidosperma pyrifolium Mart.	10,6	29,14	7,45	47,2	3,85	4,01	4,26	12,11	R
ARALIACEAE									
Aralia warmingiana (Marchal) J.Wen	0,66	1,61	0,62	2,89					R
BIGNONIACEAE									
Handroanthus impetiginosus (Mart. ex DC.) Mattos	0,22	0,02	0,62	0,86	0,32	0,04	1,06	1,43	F
Tabebuia reticulata A.H.Gentry	0,22	0,2	0,62	1,04					RS
Tabebuia roseoalba (Ridl.) Sandwith	1,99	0,52	4,97	7,48					F
Handroanthus serratifolius (Vahl) S.O.Grose	0,44	0,36	0,62	1,42					C
Tabebuia sp.					0,32	0,97	1,06	2,36	*
CANNABACEAE									
Celtis iguanaea (Jacq.) Sarg.	0,88	0,77	1,86	3,51					C
CARICACEAE									
Vasconcellea quercifolia A.St.-Hil.					0,32	1,01	1,06	2,39	MR
CELASTRACEAE									
Maytenus aquifolia Mart.	0,22	0,03	0,62	0,87	0,64	0,62	2,13	3,39	O
Maytenus gonoclada Mart.	0,88	0,53	1,86	3,27	1,28	0,31	3,19	4,78	F
COMBRETACEAE									
Combretum leprosum Mart.	2,65	1,97	3,11	7,72					O
EBENACEAE									
Diospyros inconstans Jacq.	1,1	0,89	1,86	3,86					R
ERYTHROXYLACEAE									
Erythroxylum pelleterianum A.St.-Hil.	0,22	0,06	0,62	0,9					F
Erythroxylum deciduum A.St.-Hil.	0,22	0,02	0,62	0,87	4,49	4,89	5,32	14,7	F
FABACEAE									
Albizia inundata (Mart.) Barneby & J.W.Grimes	0,44	0,14	1,24	1,82					MR
Albizia niopoides (Spruce ex Benth.) Burkart	0,22	0,26	0,62	1,1					O
Albizia sp.					0,32	0,04	1,06	1,43	*
Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan	4,86	4,21	5,59	14,7	16,67	14,41	9,57	40,65	A
Andira cujabensis Benth.	0,22	0,3	0,62	1,14					O
Bauhinia catingae Harms	3,53	2,06	6,21	11,8	0,32	0,09	1,06	1,47	MR
Bauhinia cheilantha (Bong.) Steud.	18,76	9,36	5,59	33,7	28,21	23,44	10,64	62,28	MR
Chloroleucon foliolosum (Benth.) G.P.Lewis					0,32	0,16	1,06	1,54	RS
Copaifera langsdorffii Desf.	0,66	0,25	1,24	2,16					A

Lonchocarpus costatus Benth.	3,53	4,39	3,11	11					O
Luetzelburgia auriculata (Allemão) Ducke	1,55	0,44	1,24	3,23	0,32	0,44	1,06	1,82	RS
Machaerium leucopterum Vogel	0,44	0,46	1,24	2,15	1,6	4,34	4,26	10,2	MR
Machaerium nyctitans (Vell.) Benth.					0,32	0,23	1,06	1,61	C
Piptadenia viridiflora (Kunth) Benth.					0,96	0,85	2,13	3,94	RS
Platypodium elegans Vogel	0,22	0,02	0,62	0,87					C
Pterogyne nitens Tul.	0,66	0,19	1,24	2,09					O
Senegalia giganticarpa (G.P.Lewis) Seigler & Ebinger	1,32	1,85	1,24	4,41	5,45	4,1	7,45	16,99	C
Senna pendula (Willd.) H.S.Irwin & Barneby					0,32	0,31	1,06	1,69	O
Sweetia fruticosa Spreng.	2,65	1,6	3,11	7,36					F
MALVACEAE									
Guazuma ulmifolia Lam.	1,1	2,35	1,24	4,7					C
Sterculia striata A.St.-Hill. & Naudin	0,22	0,04	0,62	0,88					O
MELIACEAE									
Trichilia hirta L.	1,1	1,43	2,48	5,02	0,32	0,16	1,06	1,55	F
Trichilia pallida Sw.	0,22	0,02	0,62	0,87					C
Trichilia silvatica C.DC.	0,22	0,62	0,62	1,47					MR
MORACEAE									
Brosimum gaudichaudii Trécul	0,44	0,26	1,24	1,94					F
MYRTACEAE									
Blepharocalyx salicifolius (Kunth) O.Berg	0,44	0,36	1,24	2,04					F
Myrcia tomentosa (Aubl.) DC.	0,44	0,32	1,24	2					C
Myrciaria tenella (DC.) O.Berg	11,92	11,35	3,73	27	11,54	10,29	8,51	30,34	O
NYCTAGINACEAE									
Bougainvillea stipitata Griseb.	0,44	0,1	1,24	1,78					NE
OPILIACEAE									
Agonandra brasiliensis Miers ex Benth. & Hook.	0,44	0,27	0,62	1,34					O
POLYGONACEAE									
Triplaris gardneriana Weddell	0,66	1,58	1,24	3,48					R
RHAMNACEAE									
Rhamnidium elaeocarpum Reissek	1,77	1,94	2,48	6,19	0,32	0,86	1,06	2,24	F
RUBIACEAE									
Alseis floribunda Schott	1,32	3,44	1,86	6,63	0,96	0,27	2,13	3,36	R
Cordiera concolor (Cham.) Kuntze					0,32	0,24	1,06	1,63	F
Coutarea hexandra (Jacq.) K.Schum.	0,22	0,12	0,62	0,96					F

Guettarda viburnoides Cham. & Schltdl.	0,66	0,15	1,24	2,05	0,32	0,25	1,06	1,63	C
Randia armata (Sw.) DC.	5,96	2,44	4,35	12,8	0,64	0,25	1,06	1,96	NE
Tocoyena formosa (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	0,22	0,13	0,62	0,98					F
RUTACEAE									
Zanthoxylum riedelianum Engl.	0,22	0,19	0,62	1,03	0,64	0,88	2,13	3,65	F
SALICACEAE									
Casearia rupestris Eichler	3,53	2,92	4,35	10,8	1,6	3,04	1,06	5,71	O
Prockia crucis P.Browne ex L.					0,32	2,38	1,06	3,77	R
SAPINDACEAE									
Dilodendron bipinnatum Radlk.					0,64	0,5	1,06	2,21	O
STYRACACEAE									
Styrax camporum Pohl	0,22	0,08	0,62	0,92					F
THYMELAEACEAE									
Daphnopsis brasiliensis Mart. & Zucc.	1,77	0,79	0,62	3,18					O
INDETERMINADA									
sp. 1	0,44	1,25	0,62	2,31					*
sp. 2	0,66	0,08	0,62	1,36					*

O primeiro eixo de ordenação apresentou forte correlação com a cota média (> 0,61) e a umidade (> -0,55) e as demais variáveis apresentaram correlações inferiores a 0,45. Já o segundo eixo mostrou correlação com a umidade e a saturação por bases (0,50 e 0,68, respectivamente) (Figura 1A).

Notou-se a formação de dois grupos: no flanco esquerdo localizam-se as parcelas de F1 e no direito as de F2. Estes resultados evidenciam diferenças existentes entre os fragmentos, embora algumas parcelas sejam florística e estruturalmente semelhantes. Apesar da distinção, pode ser indicada a formação de quatro sub-grupos: (i) no canto inferior esquerdo encontram as parcelas P2, P4, P6, P8, P10 e P11, de F1, caracterizadas por solos úmidos, moderadamente ricos e de baixa altitude; (ii) no centro as parcelas P3 de F1 e P1, P3, P5, P9, P7 e P12 de F2, cujos solos possuem *status* nutricional médio, altas cotas topográficas e umidade baixa; (iii) na porção superior esquerda, com as parcelas P3, P9 e P13 do primeiro fragmento, onde são peculiares solos de baixo *status* nutricional e moderada umidade do solo; e (iv) no canto inferior direito, com as parcelas P1, P5 e P7, do F1, e P2, P4, P6, P8, P10, P11 e P13, do F2, apresentando umidade variando de moderada a baixa, localizados na porção mediana do terreno e com teores elevados de nutrientes e de argila.

A ordenação das espécies pela CCA (Figura 1B) mostrou que *Maytenus gonoclada*, *M. aquifolia* e *Myracrodruon urundeuva* não apresentaram correlação com as variáveis ambientais. Já as espécies que se correlacionaram

com solos úmidos, moderadamente ricos e de baixa altitude foram: *Sterculia striata*, *Handroanthus serratifolius*, *Andira cujabensis*, *Platypodium elegans*, *Celtis iguanaea* e *Blepharocalyx salicifolius,* que são plantas também encontradas Cerradão, bordas de Mata de Galeria. Algumas espécies foram inversamente correlacionadas aos solos com maior *status* nutricional e positivamente relacionadas aos solos de umidade moderada, como *Tocoyena formosa*, *Styrax camporum*, *Trichilia silvatica*, *T. pallida* e *Brosimum gaudichaudii* plantas também registradas Cerrado *sensu stricto* e Cerradão, além de *T. pallida* também ser citada em Matas de Galeria. Já as espécies *Senna pendula*, *Dasyphyllum brasiliense*, *Albizia* sp., *Tabebuia reticulata*, *Cordiera concolor* e *Lithraea molleoides* estão presentes em áreas de cota elevada e baixa umidade. Estas plantas já foram citadas em estudos de Matas de Galeria.

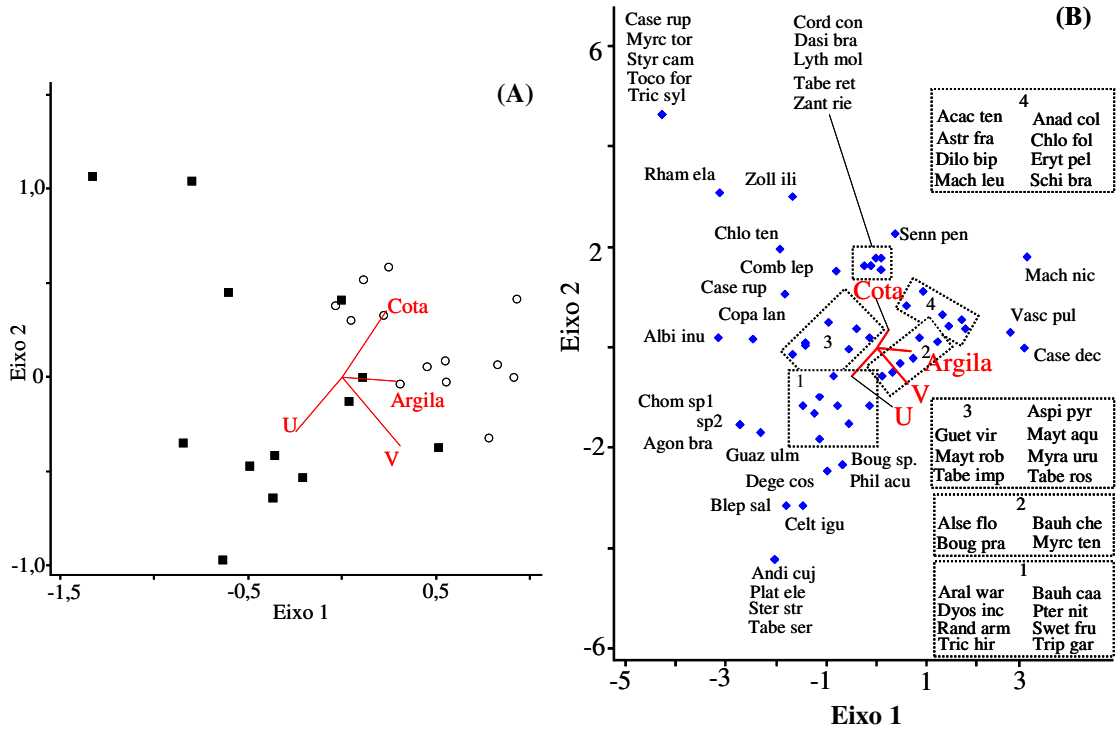


Figura 1. Diagramas de ordenação das parcelas (A) e espécies (B) nos dois primeiros eixos da CCA (Análise de Correspondência Canônica), baseada no número de indivíduos das 65 espécies amostradas em dois fragmentos (F1 ■ e F2 □) de Floresta Estacional Decidual em Montes Claros, MG.

Em solos cuja disponibilidade de água varia de moderada a baixa, com valores medianos de cota e *status* nutricional e teor de argila elevado, foram áreas preferenciais para a ocorrência de *Dilodendron bipinatum*, *Senegalia giganticarpa*, *Piptadenia viridiflora*, *M. tenella*, *B. cheilantha* e *A. colubrina*, que são espécies frequentemente amostradas em estudos realizados em Florestas Deciduais.

A heterogeneidade ambiental é um importante fator na manutenção da riqueza de espécies e essencial para a compreensão da estrutura de uma comunidade florestal (Oliveira-Filho *et al*., 2004). Esta heterogeneidade foi observada nas áreas estudadas pela formação de

micro-habitats que se organizaram em função do *status* nutricional e teores de umidade do solo. Embora não mensurados, não há como descartar a influência de outros fatores no padrão verificado, tais como condições lumínicas, as intensidades de distúrbios e processos ecológicos como herbivoria e competição (Meira-Neto *et al*., 2005).

Como indicativo de certa heterogeneidade ambiental, verificou-se que os fragmentos estudados, apesar de relativamente pequenos e antropizados, ainda abrigam elevada diversidade, possuindo desde espécies que apresentam ampla distribuição, como *A. colubrina*, *M. urundeuva*, *S. giganticarpa* e *C. langsdorffii* (Prado & Gibbs, 1993; Salis *et al*., 2004; Lima *et al*., 2010), como espécies restritas a Floresta Estacional Decidual e/ou a ambientes semelhantes, como é o caso de *S. brasiliensis*, *T. reticulata*, *C. leprosum*, *A inundata*, *B. catingae*, (Santos *et al*., 2007).

Salis *et al*. (2004), em trabalho realizado em floresta estacional decidual na região de Corumbá-MS, mencionaram algumas espécies como indicadoras de solos mesotróficos. Dentre as espécies citadas, apenas *M. urundeuva* e *A. colubrina* foram registradas neste trabalho. Contudo, dentre as espécies aqui amostradas, plantas como *Bauhinia catingae* e *B. cheilantha* foram consideradas com elevada ocorrência na Caatinga, já *M. tenella, T. pallida, Tabebuia reticulata*, *Cordiera concolor* e *Lithraea molleoides* seriam frequentemente observadas em ambientes mais úmidos (Oliveira-Filho, 2006). Deste modo, é possível indicar que variações no *status* nutricional e teores de umidade, podem ter favorecido o enriquecimento da flora dos remanescentes com elementos de outras fisionomias.

Em ambas as áreas foram amostradas espécies peculiares de outras fitofisionomias, como do Cerrado *sensu lato*, que trouxe contribuições de espécies como *Platypodium elegans*, *Myrcia tomentosa* e *Tocoyena formosa*, *Styrax camporum, Brosimum gaudichaudii* dentre outras (Mendonça *et al*., 2008, Ribeiro & Walter, 2008) e do domínio da Mata Atlântica *sensu lato* pela presença de *M. tenella, Maytenus aquifolia, Machaerium leucopterum*, dentre outras (Oliveira-Filho, 2006; Ribeiro & Lima, 2009). Assim sendo, a vegetação adjacente e o caráter transicional desta fitofisionomia deve ter exercido influência na composição florística dos fragmentos de florestas estacionais deciduais estudados e esta observação e já foi reportada por autores como Siqueira *et al*. (2009) e Gonzaga *et al*. (2013).

Além disso, nos remanescentes estudados, a proporção de espécies que, segundo os critérios utilizados por Oliveira-Filho (2006), foram consideradas como raras (raras, muito raras e raríssimas) foi elevada, totalizando 17 espécies (26,1%, ou um quarto das espécies amostradas). Estes dados reforçam a relevância de estudos em fragmentos de Florestas Estacionais Deciduais, já que mesmo em áreas diminutas podem ser encontradas espécies importantes do ponto de vista ecológico e fitogeográfico.

Os parâmetros florístico-estruturais analisados do componente regenerante indicaram que, apesar das semelhanças encontradas entre os fragmentos, houve variações entre as áreas estudadas e que estas foram influenciadas pelos

seguintes componentes espaciais: teor nutricional do solo e umidade. A umidade pode agir como fator que favorece o estabelecimento de espécies que necessitam de maiores teores de água para o seu desenvolvimento, aumentando desta forma, a diversidade local (Terborgh, 1992). Em Florestas Estacionais Deciduais pode-se presumir que a capacidade de armazenamento de água de cada habitat tem papel importante na distribuição das espécies, maior do que em florestas mais úmidas (Rizzini, 1979; Gonzaga *et al*,. 2017)

A disponibilidade de água nos solos é fortemente dependente das suas características físicas e do relevo, podendo variar em uma escala de poucos metros, com reflexos na distribuição das espécies vegetais (Terborgh, 1992). Desta forma, muitas vezes é difícil distinguir claramente os efeitos do regime de água no solo sobre a distribuição das plantas, devido à sua redundância com demais características do substrato. Vargas–Rodriguez *et al*. (2005) e Gonzaga *et al.* (2017) mencionam que mesmo pequenas variações de umidade do solo, provavelmente relacionadas a características no tamanho das partículas do solo (textura), podem ser fatores importantes para determinar a distribuição e variação florística em Florestas Estacionais Deciduais. Assim, acredita-se que a associação da fertilidade e umidade dos solos provavelmente devem ser os principais responsáveis pela maior variação, observada para o primeiro fragmento.

No entanto, outros fatores podem também interferir nas diferenças encontradas entre os fragmentos, dentre estes o histórico de uso das áreas. De fato, o histórico de perturbações pode ser determinante no desenvolvimento futuro da vegetação (Fagundes *et al*., 2007) e apesar desta interferência não ter sido bem definida foram observados nos fragmentos a ocorrência de cortes seletivos, assim como, pisoteio por equinos e bovinos no passado, podem propiciar danos aos processos de regeneração, atuando sobre o banco de sementes do solo e nas condições ambientais, desfavorecendo uma nova colonização das espécies pré-existentes (Felfili *et al*., 2008). Outro aspecto que merece destaque e que está diretamente relacionado ao histórico de uso das áreas foi o desmatamento ao qual estas foram submetidas e que resultou no tamanho reduzido que as mesmas atualmente apresentam. Vieira e Scariot (2008) relatam que distúrbios pronunciados, que levam especialmente a redução de tamanho, são frequentes neste tipo florestal. Assim sendo, tais eventos podem alterar os processos e padrões da vegetação, dificultando ainda mais o entendimento das respostas da comunidade regenerante assim como dos padrões de distribuição e diversidade de espécies da mata seca (Gusson, 2017).

A interferência rochosa, quer seja exercida pelas rochas afloradas, quer seja pela formação de "lajes" sobre as quais há uma camada de espessura variável de solo, pode ser considerada, no caso deste estudo, como um aspecto relevante na divergência entre os fragmentos, uma vez que é considerada como fator limitante à regeneração. Em ambientes com afloramentos rochosos, semelhante as amostradas neste estudo, processos como o estabelecimento de espécies arbóreo-arbustivas podem ser dificultados (Pérez-García & Meave, 2004; Fagundes *et al*., 2007) pois solos como maior concentração rochosa em geral são

mais rasos. De fato, Gonzaga *et al*. (2017) assumiram em seu trabalho que as áreas que apresentavam maior proporção rochosa apresentavam solos mais rasos, assim sendo, neste estudo, acredita-se que em tais condições uma menor porção de substrato edáfico estaria disponível para as plantas o que limitaria seu estabelecimento.

A CCA, assim como os demais parâmetros florístico-estruturais analisados, mostrou fortes divergências entre os fragmentos. O fato da fertilidade química dos solos ter crescido do topo para a base da encosta, o que também coincide com um aumento do conteúdo de água avaliado pelo método gravimétrico, torna difícil distinguir claramente os efeitos individuais de cada variável, devido à sua redundância e inter-relações. Contudo, fatores ambientais como disponibilidade de água no solo, fertilidade e relevo, têm sido amplamente documentados como reguladores da distribuição de espécies arbóreas tropicais em ambientes secos (Murphy & Lugo, 1986; Salis *et al*., 2004; Fagundes *et al*., 2007; Gonzaga *et al*., 2008; Lima *et al*., 2010; Gonzaga *et al.*, 2017). Desta forma a presença e distribuição destas florestas, assim como seus parâmetros estruturais, estariam mais relacionados à especialização das plantas aos recursos ambientais, como disponibilidade nutricional e hídrica (Vargas–Rodriguez *et al.* (2005; Gonzaga *et al*.. 2013; Menino et al., 2015; Gusson, 2017).

As variáveis selecionadas indicaram padrões bastante coesos e convergentes, uma vez que parcelas em cotas mais elevadas apresentaram valores inferiores de umidade e vice e versa. Já as parcelas que apresentaram maiores teores de argila, mesmo não ocorrendo nas porções mais baixas do terreno, apresentaram moderada umidade do solo, podendo estar associada aos microporos do solo (Gonzaga *et al.* 2017), já que em terrenos mais argilosos, devido aos menores espaços destinados a estes poros, a água é retida por mais tempo no solo, resultando em maior capacidade de absorção (Korman, 2008). Nestes locais também foi observado elevado nível nutricional. Assim, espécies que foram positivamente correlacionadas com estes ambientes sugerem uma maior exigência quanto à disponibilidade de nutrientes e quantidade hídrica média no solo.

Os fragmentos analisados sugerem a existência de relação entre a distribuição de espécies e as características do substrato, corroborando o trabalho de Gonzaga *et al*. (2017) que observaram essa mesma relação ao comparar quatro Florestas Estacionais Deciduais ao longo da bacia do Rio São Francisco. Apesar disso, também foi identificado razoável quantidade de variância não explicada (‘ruído’) pelas variáveis ambientais utilizadas e isto se deve, provavelmente, à estocasticidade dos fenômenos de estabelecimento e crescimento, assim como, aspectos que sejam inerentes ao tamanho dos fragmentos. Assim, não se pode descartar a possível existência de variáveis importantes, mas nem sempre facilmente perceptíveis ou mensuráreis, como condições de luz (atuais e pretéritas) e variáveis ligadas à dispersão das espécies.

Desta forma, baseado nos resultados encontrados pode-se inferir que, embora possuam

tamanho reduzido e que este possa ser um fator limitante ao conhecimento de determinados padrões e processos ecológicos dos fragmentos, estes sugerem a existência de padrões divergentes relacionados às características dos solos de cada um (nível nutricional e teores de umidade), muito embora as áreas estudadas apresentem, de maneira geral, algumas semelhanças florísticas e estruturais. Além disto, a predominância de afloramentos rochosos, também influenciaram de forma marcante as características apresentadas pela vegetação estudada. Desta forma, atuação conjunta destas variáveis ambientais, assim como o fato deste tipo florestal ocorrer em áreas ecotonais, contribuíram para a diversidade florística registrada que apresentou elementos em sua composição de floras adjacentes. O que ressalta a relevância destes ambientes diante da pressão antrópica que os mesmos estão submetidos, reforçando a necessidade de que estratégias de conservação sejam cada vez mais incentivadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SÁBER, A.N. 2003. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, São Paulo, 3ª ed. 153p.

ARRUDA, D.M.; EISENLOHR, P.V. 2016. Analyzing the edge effects in a Brazilian seasonally dry tropical forest. **Brazilian Journal of Biology**, 76: 169-175.

BANDA-R, K. *et al.* 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. **Science**, 353: 1383-1387.

BERNARDO, S. 1980. **Água no solo**. UFV, Viçosa. 2ª ed. 596 p.

BIODIVERSITAS. 2005. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte. 222p.

BUENO, M.L.; PENNINGTON, R.T.; DEXTER, K.G.; KAMINO, L.H.Y.; PONTARA, V.; NEVES, D. R.M.; RATTER, J.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2016. Effects of Quaternary Climatic Fluctuations on the Distribution of Neotropical Savanna Tree Species. **Ecography**, 39: 01–12.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. 1997. **Manual de métodos de análise de solo.** Rio de Janeiro, EMBRAPA, 212p.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. 1999. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Rio de Janeiro: EMBRAPA, 412p.

ESPÍRITO-SANTO, F.D.B.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MACHADO, E.L.M.; SOUZA, J.S.; FONTES, M.A.L.; MARQUES, J.J.G.S.M. 2002. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de Floresta Estacional Semidecídua Montana no campus da

Universidade Federal de Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, 16(3): 331-356.

FAGUNDES, L.M.; CARVALHO, D.A.; van den BERG, E.; MARQUES, J.J.G.M.S.; MACHADO, E.L.M. 2007. Florística e estrutura do estrato arbóreo de dois fragmentos de florestas decíduas às margens do rio Grande, em Alpinópolis e Passos, MG. **Acta Botanica Brasilica**, 21(1): 65-78.

FELFILI, J.M. 1997. Diameter and height distribution in galery forest tree community and its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Revista Brasileira de Botânica**, 20(2): 155-162.

FELFILI, J.M. 1997. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management**, 91: 235-245.

FELFILI, J.M.; SAMPAIO, J.C.; CORREIA, C.R.M.A. 2008. **Conservação da natureza e recuperação de áreas degradas na Bacia do São Francisco: treinamento e sensibilização**. Brasília: CRAD. 96p.

GONÇALVES, S.T.; SILVA, R.H.R.; SOUZA, S.R.; VELOSO, M.D.M.; NUNES, Y.R.F. 2016. A vegetação dos afloramentos calcários na Serra do Cipó. **Revista Espinhaço**, 5: 18-29.

GONZAGA, A.P D.; ALMEIDA, H.S.; NUNES, Y.R.F.; MACHADO, E.L.M.; D'ANGELO NETO, S. 2007. Regeneração natural da comunidade arbórea de dois fragmentos de Floresta Decidual (Mata seca Calcária) no município de Montes Claros, MG. **Revista Brasileira de Biociências**, 5: 531-533.

GONZAGA, A.P.D.; MACHADO, E.L.M.; FELFILI, J.M.; PINTO, J.R.R. 2017. Brazilian Decidual Tropical Forest enclaves: floristic, structural and environmental variations. **Brazilian Journal of Botany**, 26: 1-10.

GONZAGA, A.P.D.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MACHADO, E.L.M.; HARGREAVES, P.; MACHADO, J N. 2008. Diagnóstico florístico-estrutural do componente arbóreo da floresta da Serra de São José, em Tiradentes, MG. **Acta Botanica Brasilica,** 22(2): 505-520.

GONZAGA, A.P.D.; PINTO, J.R.R.; MACHADO, E.L.M.; FELFILI, J.M. 2013. Similaridade florística entre estratos da vegetação em quatro Florestas Estacionais Deciduais na bacia do Rio São Francisco. **Rodriguésia**, 64(1): 11-19.

GUSSON, A.E. 2017. **Diversidade, mudanças temporais e os efeitos de uma estação seca prolongada na regeneração em floresta estacional decidual.** Tese de doutorado, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlância. 113p.

HIGUCHI, P.; REIS, M.G.F.; REIS, G.G., PINHEIRO, A.L.; SILVA, C.T.; OLIVEIRA, C.H.R. 2006. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo

de oito anos em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, 30: 893-904.

HIJMANS, R.J.; CAMERON, S.E.C.; PARRA, J.L.; JONES, P.G.; JARVIS, A. 2004. **The WorldClim interpolated global terrestrial climate surfaces.** Version 1.3. Disponível em http://www.diva-gis.org/Data.htm.

JAIME, X.A.; BLOEM, S.J.V.; KOCH, F.H.; NELSON, S.A.C. 2017. Spread of common native and invasive grasses and ruderal trees following anthropogenic disturbances in a tropical dry forest. **Ecological Processes**, 6:38.

JANZEN, D.H. 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: Growth. Annales **Missouri Botany Gardens**, 75: 105-116.

KENT, M.; COKER, P. 1992. **Vegetation description and analysis: a practical approach**. London: Belhaven. 363p.

KORMAN, V. 2008. **Fatores abióticos definidores da distribuição dos diferentes tipos florestais (floresta paludícula, floresta estacional semidecidual ribeirinha e cerradão) nos municípios de Batatais e Restinga, SP**. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, São Paulo. 136p.

LIMA, M.S.; DAMASCENO-JÚNIOR, G.A.; TANAKA, M.O. 2010. Aspectos estruturais da comunidade arbórea em remanescentes de floresta estacional decidual, em Corumbá, MS, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, 33: 437-453.

MEIRA-NETO, J. A. A.; MARTINS, F. R.; SOUZA, A. L. 2005. Influência da cobertura e do solo na composição florística do sub-bosque em uma floresta estacional semidecídual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 19(3): 473-486.

MELLO, C.R.; SILVA, A M.; LIMA, J.M.; FERREIRA, D.F.; OLIVEIRA, M.S. 2003. Modelos matemáticos para predição da chuva de projeto para regiões do Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 7: 121-128.

MELLO, C.R.; VIOLA, M.R., MELLO, J.M.; SILVA, A M. 2008. Continuidade espacial de chuvas intensas no estado de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, 32: 532-539.

MENDONÇA, R.C.; FELFILI, J.M.; WALTER, B.M.T.; SILVA-JÚNIOR, M.C.; REZENDE, A.B.; FILGUERIAS, T.S.; NOGUEIRA, P.E.; FAGG, C.W. 2008. Flora Vascular do Bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. *In*: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Volume 2. Brasília: Embrapa Cerrados. 1-1279p.

MENINO, G.C.O.; SANTOS, R. M.; APGAUA, D.M.G.; PIRES, G.G.; PEREIRA, D.G.S.; FONTES, M. A. L.; Almeida, H. S. 2015.

Florística e estrutura de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas. **Cerne**, 21: 277-291.

MEWS, H.A.; PINTO, J.R.R.; EISENLOHR, P.V.; LENZA, E. 2016. No Evidence of Intrinsic Spatial Processes Driving Neotropical Savanna Vegetation on Different Substrates. **Biotropica**, 48: 433-442.

MONDAL N. & SUKUMAR R. 2015. Regeneration of juvenile woody plants after fire in a seasonally dry tropical forest of Southern India. **Biotropica**, 47:330-338.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. 2002. **Aims and methods of vegetation ecology.** Caldwell: The Blackburn Press. 2ª ed. 548p.

MURPHY, P.G.; LUGO, A.E. 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. **Annual Review of Ecology and Systematics,** 17: 67-88.

NASCIMENTO, A.R.T.; FELFILI, J.M.; MEIRELLES, E.M. 2004. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de Floresta Estacional Decidual de encosta, Monte Alegre, GO, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 18(3): 659-669.

OLIVEIRA, E.C.L.; FELFILI, J.M. 2005. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 19(4): 801-811.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2006. **Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais: Mapeamento e Inventário da Flora Nativa e dos Reflorestamentos de Minas**. Lavras: Editora UFLA. 423p.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; FONTES, M.A.L.; van den BERG, E.; CURI, N.; CARVALHO, W.A.C. 2004. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma Floresta Semidecídua Alto-Montana na Chapada das PERDIZES, Carrancas, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, 27: 291-309.

PÉREZ-GARCÍA, E.A.; MEAVE, J.A. 2004. Heterogeneity of xerophytic vegetation of limestone outcrops in a tropical deciduous forest region in southern México. **Plant Ecology**, 175: 147-163.

PRADO, D. E.; GIBBS, P. E. 1993. Patterns of species distributions in the dry seasonal Forest South America. **Annals Missouri Botany Garden**, 80: 902-927.

RATTER, J. A.; RICHARDS, P.W.; ARGENT, G.; GIFFORD, D.R. 1978. Observations on the forests of some mesotrophic soils in central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, 1: 47-58.

RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: Embrapa Cerrados. p.151-199.

RIBEIRO, R.D.; LIMA, H.C. 2009. Riqueza e distribuição geográfica de espécies arbóreas da

família Leguminosae e implicações para conservação no centro de diversidade vegetal de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, 60(1): 111-127.

RIZZINI, C.T. 1979. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos sociológicos e florísticos**. São Paulo: HUCITEC / EDUSP. 374p.

SAITER, F.Z.; EISENLOHR, P.V.; FRANCA, G.S.; THOMAS, W.W.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2015. Floristic units and their predictors unveiled in part of the Atlantic Forest hotspot: implications for conservation planning. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 87: 2031-2046.

SALIS, S.M.; SILVA, M.P.; MATTOS, P.P.; SILVA, J.S.V.; POTT, V.; POTT, A. 2004. Fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decidual em Corumbá, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica,** 27: 671-684.

SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G.A.; QUESADA, M.; RODRÍGUEZ, J.P.; NASSAR, J.M.; STONER, K.E.; CASTILLO, A.; GARVIN, T.; ZENT, E.L.; CALVO-ALVARADO, J.C.; KALACSKA, M.; FAJARDO, L.; GAMON, J.A.; CUEVAS-REYES, P. 2005. Research Priorities for Neotropical Dry Forests. **Biotropica**, 37: 477-485.

SANTOS, R.M.; VIEIRA, F.A.; FAGUNDES, M.; NUNES, Y.R.F.; GUSMÃO, E. 2007. Riqueza e similaridade florística de oito remanescentes florestais no norte de Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, 31: 135-144.

SARMENTO, C.D.; FRANCA, M.G.C.; EISENLOHR, P.V.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2016. Studies Related to Organic Carbon Stock in the Brazilian Cerrado: What have we Learned So Far? **Annual Research & Review in Biology**, 11: 1-11.

SILVA, L.A.; SCARIOT, A. 2004. Composição e estrutura da comunidade arbórea de uma Floresta Estacional Decidual sobre afloramento calcário no Brasil Central. **Revista Árvore** 28: 69-75.

SILVA, L.C.; CLEMENTE, L.H.; VIEIRA, M.C.; NASCIMENTO, A.R.T. 2014. Regeneração natural da comunidade arbórea em um remanescente de Floresta Estacional Decidual, Uberlândia – MG. **Biota**, 7: 4-22.

SIQUEIRA, A.S.; ARAUJO, G.M.; SCHIAVINI, I. 2009. Estrutura do componente arbóreo e características edáficas de dois fragmentos de floresta estacional decidual no vale do rio Araguari, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 23(1): 10-21.

TER BRAAK, C.J.F. 1995. Ordination. *In*: R.H.G. Jongman; C.J.F. ter Braak; O.F.R. van Tongeren (eds.). **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambrigde: Cambrigde University Press, p.91-173.

TERBORGH, J. 1992. **Diversity and the tropical rain forest.** New York: Scientific

American Library 242p.

THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Bot. J. Linn. Soc**., 181: 1-20.

VARGAS-RODRIGUES, Y. L.; VÁRQUEZ-GARCIA, J. A.; WILLIAMSON, B. 2005. Environmental correlates of tree and seedling-sampling distributions in a Mexican tropical dry Forest. **Plant Ecology**, 180: 117-134.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 123p.

VERMA, S.; SINGH, D.; MANI, S.; JAYAKUMAR, S. 2017. Effect of forest fire on tree diversity and regeneration potential in a tropical dry deciduous forest of Mudumalai Tiger Reserve, Western Ghats, India. **Ecol Process**, 6: 32.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. 2006a. Effects of logging, liana tangles and pasture on the seed fate of Dry Forest tree species. **Forest Ecology and Management**, 230: 197-205.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. 2006b. Principles of natural regeneration of Tropical Dry Forests for restoration. **Restoration Ecology**, 14: 11-20.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A.; HOLL, K.D. 2007. Effects of gap, cattle and selective logging on seedling survival and growth in dry forests of Central Brazil. **Biotropica**, 39: 269-274.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. 2008. Effects of logging, liana tangles and pasture on seed fate of dry forest tree species in Central Brazil. **Forest Ecology and Management**, 230: 197-205.

WERDEN, L.K.; ALVARADO, J.P.; ZARGES,S.; CALDERÓN, E.M.; SCHILLING, E.M.; GUTIÉRREZ, M. L.; POWERS, J. S. 2017. Using soil amendments and plant functional traits to select native tropical dry forest species for the restoration of degraded Vertisols. **Journal Applied Ecology**, 00:1–10.

WERNECK, M.S.; FRANCESCHINELLI, E.V.; TAMEIRÃO-NETO, E. 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, 23: 399-411.

ZAR, J. H. 1996. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice-Hall. 662p.