

Fitossociologia em fragmentos de Floresta Estacional Decidual em Unaí, MG

Alessandro Dias Pio¹ Conrado Martignoni Spínola² Lilian Cristina da Silva Santos³ João Paulo Costa⁴
Gabriel Venâncio Pereira Mariano³ Vanuza Pereira Garcia da Silva³ Wagner Santiago do Vale^{3*}

¹Instituto Federal Goiano, Rodovia Geraldo Silva Nascimento Km 2,5, Rod. Gustavo Capanema, 75790-000, Urutaí, GO, Brasil

²Universidade de São Paulo, Av. Pádua Dias, 11 - Agronomia, 13418-900, Piracicaba, SP, Brasil

³Universidade Estadual de Goiás, Vila Dona Nilza - Setor Universitário, 75780-000, Ipameri, GO, Brasil

⁴Universidade Federal de Uberlândia, Av. João Naves de Ávila, 2121 - Santa Mônica, 38408-100, Uberlândia, MG, Brasil

Original Article

*Corresponding author:
vsvale@hotmail.com

Palavras-chave:

Estrutura florística

Matas Secas

Similaridade

Keywords:

Floristic structure

Dry Forests

Similarity

Received in

2019/04/22

Accepted on

2020/04/04

Published in

2020/06/30



DOI:

<https://doi.org/10.34062/afs.v7i2.8248>



RESUMO: Florestas estacionais decíduas estão entre as florestas menos inventariadas e mais degradadas do Brasil Central. O objetivo deste trabalho foi analisar a estrutura de fragmentos de Floresta Estacionais Decíduas, em Minas Gerais, e comparar a similaridade florístico-estrutural com outras florestas decíduas do Brasil Central. Foi realizado um levantamento das comunidades arbóreas de fragmentos de Floresta Decidual em Unaí-MG através de amostragem de 36 parcelas de 500 m². As parcelas possuem diferentes fitofisionomias em suas margens e algumas foram alocadas em áreas com utilização humana. Todos indivíduos com circunferência do tronco a 1,30 m de altura do solo \geq a 15 cm foram amostrados. Foram calculados os parâmetros fitossociológicos de densidade, frequência, dominância e valor de importância das espécies além da riqueza estimada e diversidade. Foram gerados gráficos dacurva do coletor e da distribuição das classes diamétricas e dendrogramas baseados na similaridade entre as parcelas. Das 116 espécies catalogadas, *Myracrodruon urundeuva*, *Anadenanthera peregrina*, *Ficus* sp. e *Senegalia polyphylla* apresentaram os maiores valores de importância (VI). O índice de diversidade Shannon-Weaver foi de 3,53, com 1095,55 ind./ha e 24,88m²/ha de área basal. Os resultados apontam uma elevada heterogeneidade florístico-estrutural, devido a proximidade com outras fitofisionomias e a pressão antrópica. A riqueza estimada foi de 152 espécies, demonstrando que, apesar das perturbações antrópicas na área, são verificadas diversas espécies de cerrado e floresta estacional decidual nos fragmentos amostrados.

Fitossociology in fragments of Seasonal Dry Forest in Unaí, MG

ABSTRACT: Seasonal deciduous forests had few inventory studies and are one of the the most degraded forests in Central Brazil. The objective of this work was to analyze the structure of deciduous forest fragments in Minas Gerais, and to compare the floristic-structural similarity with other deciduous forests of central Brazil. A survey of the tree communities of deciduous forest fragments in Unaí-MG was carried out by sampling of 36 plots of 500 m². The plots have different phytophysionomies in their margins and some were allocated in areas with human use. All individuals with trunk circumference at 1.30 m above ground height \geq 15 cm were sampled and later converted to diameter. Phytosociological parameters of species density, frequency, dominance and importance value were calculated, as well as estimated richness and diversity. Graphs of the collector curve and the distribution of the diametric classes and dendrograms were generated based on the similarity between the plots. Of the 116 cataloged species, *Myracrodruon urundeuva*, *Anadenanthera peregrina*, *Ficus* sp. and *Senegalia polyphylla* presented the highest values of importance (VI). The Shannon-Weaver diversity index was 3.53, with 1095.55 ind./ha and 24.88m² / ha of basal area. The results indicate a high floristic-structural heterogeneity, due to the proximity to other phytophysionomies and the anthropic pressure. The estimated richness was 152 species, demonstrating that, despite the anthropogenic disturbances in the area, there are several species of cerrado and deciduous forest in the sampled fragments.

Introdução

O Cerrado ocupa aproximadamente 57% do território do Estado de Minas Gerais (Mendonça et al., 2008) e possui uma flora vascular superior a 12.000 espécies. Fatores como a elevada riqueza de espécies, grau de endemismo, somado ao avanço na devastação, levaram o Cerrado a ser considerado como um dos 35 hotspots mundiais para a conservação da biodiversidade (Sloan et al., 2014). O complexo vegetacional do Cerrado apresenta fisionomias florestais, savânicas e campestres (Ribeiro & Walter, 2008), sendo que as florestas representam áreas com predominância de espécies arbóreas, onde há formação de dossel e baixa densidade herbáceo-arbustiva distinguindo-as das formações savânicas e campestres (Ribeiro & Walter, 2008).

A riqueza e a biomassa das comunidades arbóreas do Cerrado estão relacionadas a três principais fatores: gradiente de fertilidade do solo (Miranda; Absy; Rebêlo, 2003), o nível de alumínio no substrato (Carvalho & Martins, 2009) e disponibilidade de água no solo (Assis et al, 2011). Devido a estes fatores, pode-se considerar a existência de dois grupos de formações florestais do Cerrado: as formações associadas aos cursos de água, geralmente em solos mais úmidos (justafluviiais), e as que não possuem associação com cursos de água (interfluviiais), em solos mais ricos (Kozera et al, 2009).

Dentre as florestas de interflúvio, há as florestas estacionais semidecíduais (FES) e decíduais (FED), cuja principal diferença fisionômica está na deciduidade durante a estação seca (IBGE, 2012). Nas florestas semidecíduas a porcentagem das árvores caducifólias no conjunto florestal fica entre 20% e 50%, enquanto as florestas decíduas apresentam 50% dos indivíduos despidos de folhagem no período seco (IBGE, 2012). As florestas decíduais apresentam distribuição associada a regiões onde ocorrem secas sazonais, solos rochosos com elevados níveis de fertilidade e relevo inclinado (Scariot & Sevilha, 2005; Oliveira-Filho & Ratter, 2002) o que facilita o escoamento superficial e dificulta a infiltração de água no solo Truffer et al (2003).

Apesar do tradicional uso da deciduidade para se distinguir FES de FED, existem também diferenças florísticas e estruturais marcantes entre estas florestas. As FES possuem maior riqueza de espécies (geralmente acima de 80 espécies por hectare – Prado-Junior et al., 2014) enquanto nas FED há predominância, e marcante ocorrência, de um grupo menor de espécies, e também menores valores de área basal, sobretudo devido a sua ocorrência em solos mais declivosos e rochosos

(Vale et al., 2013) logo com menor tolerância ao encharcamento do solo (Vale et al., 2015). É esperado que estudos em ambientes relativamente preservados de ação antrópica como FED, comprovem tais parâmetros. No entanto pressões antrópicas sobre estas florestas têm trazido consequências negativas, levando ao atual quadro de degradação, consideradas entre as formações florestais mais ameaçadas do planeta (Miles et al., 2006, Banda-R et al., 2016).

Formações de Floresta Estacional Decidual em diferentes estágios de sucessão se destacam na paisagem do município de Unaí - Minas Gerais, e estudos sobre a sua estrutura vegetal pode subsidiar medidas voltadas para conservação em áreas de interesse ecológico. O presente trabalho teve como objetivo realizar uma análise da estrutura de fragmentos de Floresta Estacionais Decidual localizados próximo ao Rio Preto, no município de Unaí - Minas Gerais, e comparar a similaridade florístico-estrutural com outras florestas decíduais do Brasil Central.

Material e Métodos

Área de Estudo - A área de estudo está situada na mesorregião Noroeste de Minas -MG, na bacia hidrográfica do Rio Preto, em Áreas de Preservação Permanente (APP) do rio de mesmo nome (ponto central localizado a 16°11' S e 47°06'N) – (Figura 1). Está situada em um trecho de 20 km ao longo das margens do Rio Preto, composta por fragmentos de matas ciliares de FED de diferentes tamanhos, totalizando 180 hectares. Fragmentos maiores e algumas faixas de fragmentos menores localizados próximo às margens do rio. Pelo fato do rio estar encaixado no relevo, parte desses fragmentos estão sob solo rochoso e com vegetação caducifólia na estação seca. Nas áreas sem formação florestal há uma matriz dominada por pastagens, formações nativas campestres e cerrados que fazem contato com as FEDs estudadas. Em alguns trechos foram verificados presença de gado, corte seletivo de madeira e ocorrência de incêndios.

De acordo com a classificação climática Koppen, o clima da região é do tipo AW, tropical úmido (megatérmico de savanas), com inverno seco e verão chuvoso (Kottek et al., 2006). A temperatura média anual é de 22°C, a precipitação nos meses mais secos do ano (de abril a setembro) é de 152mm e nos meses mais chuvosos (outubro a março) é de 1.270mm (Alvares et al., 2013). O relevo da região é constituído de formas movimentadas e dissecadas, com a predominância de solos derivados de material originado de cascalhos (cambissolos).

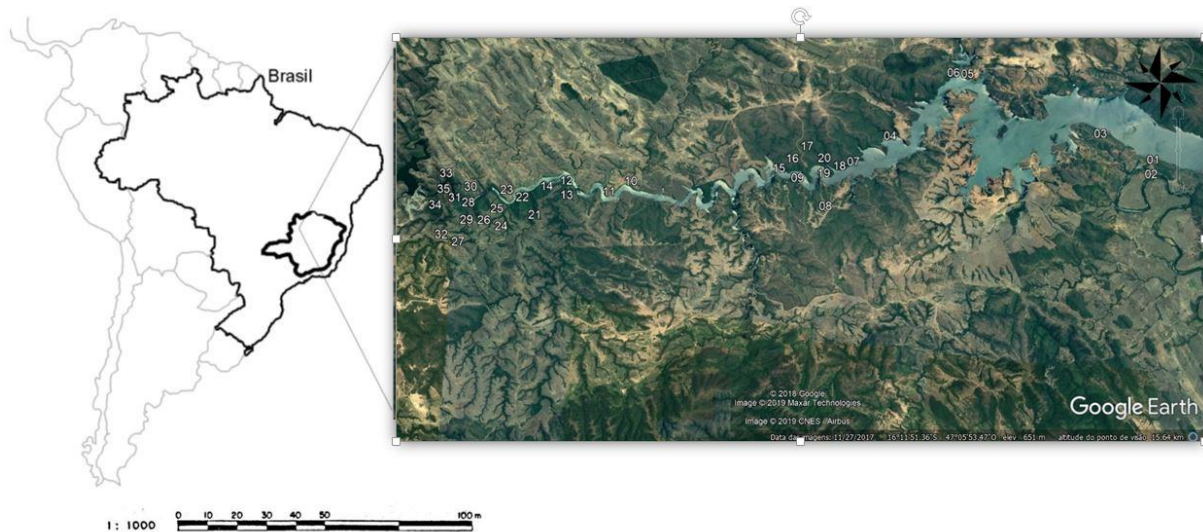


Figura 1. Parcelas amostradas em fragmentos de floresta estacional decidual na cidade de Unaí, MG.

Levantamento de dados – A coleta de dados foi realizada no ano de 2012, por meio de amostragens em 36 parcelas de 500m² (10m x 50m) dispostos nos fragmentos maiores, totalizando 1,8 hectares de levantamento em Florestas Estacionais Deciduais. Os indivíduos arbóreos foram mensurados a 1,30 m de altura do solo obtendo os parâmetros de circunferência a altura do peito (C30) e altura total estimada, utilizando o podão de coleta que possui repartições a cada 3m (HT). O limite de inclusão para C30 foi de ≥ 15 cm e posteriormente foi realizada a conversão para diâmetro de forma que o limite de inclusão para DAP foi de $\geq 4,77$ cm, o que permitiu calcular os valores de densidade, frequência, dominância, valores de importância (VI), índices de diversidade e similaridades qualitativas e quantitativas. Foram consideradas classes diamétricas em intervalos de 5 cm de diâmetro a partir do critério amostral, a fim de se verificar o padrão de distribuição diamétrica dos indivíduos na comunidade. As espécies identificadas foram classificadas quanto à origem em nativa (N), naturalizada (Nt), cultivada (C). Para cada espécie foi aferido o diâmetro médio, dividindo-se o diâmetro das árvores da espécie pelo número de indivíduos da mesma.

Para os dados florísticos categóricos (presença e ausência) e quantitativos (número de indivíduos por espécie), foram realizadas análises de similaridade entre as parcelas. Utilizou-se o coeficiente de similaridade de Jaccard para os dados categóricos (Brower & Zar, 1984) e, para a comparação quantitativa, o índice de Morisita-Horn (Horn, 1966). Os resultados destes dois índices variam de 0 a 1, sendo que uma similaridade $> 0,5$ é considerada alta, e quanto mais próximo de 1, maior a similaridade (Horn, 1966).

Baseado nos valores de similaridade de Jaccard e Morisita-Horn, foram formados dois

dendrogramas, um para cada similaridade, utilizando a média de grupo (UPGMA) como técnica de agrupamento. Após realizados os agrupamentos, eliminamos as parcelas consideradas antropizadas (parcelas antropizadas – PA) por apresentar alta variabilidade e realizamos uma análise de correspondência destendenciada apenas com as espécies com número de indivíduos maior ou igual a 10 nas parcelas restantes, para reduzir o efeito das espécies mais raras e focar no aspecto estrutural da floresta. O intuito desta análise foi verificar, por meio de ordenação, quais parcelas possuem maior similaridade entre si, auxiliando na compreensão das parcelas.

Ainda, foi realizada uma análise de similaridade da floresta decídua estudada em comparação com outras três florestas decíduas de Minas Gerais com semelhante esforço amostral (Kilca et al., 2009, Siqueira et al., 2009, Vale et al., 2013), através do coeficiente de Jaccard (para dados de presença/ausência) e Morisita-Horn (para número de indivíduos por espécie). As análises de correspondência destendenciada e similaridades foram realizadas no software Past 3.0 (Hammer et al., 2001). Para estimar a riqueza da comunidade arbórea foi calculado o estimador de riqueza Jackknife de segunda ordem por meio do programa Estimates version 7.5 (Cowell, 2005). Para avaliar a suficiência amostral o mesmo estimador de riqueza foi utilizado (Jackknife de segunda ordem) para a construção da curva do coletor (Krebs, 2000).

Resultados e Discussão

Fitossociologia

Dos 116 morfotipos catalogados, 11 foram identificados no nível taxonômico de gênero e 105 no nível taxonômico de espécie. *Myracrodruon urundeuva*, *Anadenanthera peregrina*, *Ficus* sp, *Senegalia polyphylla*, *Curatella americana* e

Guazuma ulmifolia tiveram os maiores VI (Tabela 1).

Tabela 1: Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas em fragmentos de Floresta Estacional Decidual no município de Unai - MG, organizados em ordem decrescente de Valor de Importância, com o código (Cd) da DCA e classificadas quanto à origem em nativa (N), naturalizada (Nt), cultivada (C) e aferidas o número de indivíduos (N^oI), a área basal (AB – m²), o diâmetro médio (DM), a densidade relativa (DeR), a frequência relativa (FrR), a dominância (DoR) e o valor de importância em porcentagem (VI).

Cd	Nome Científico	O	N ^o I	AB (m ²)	DM (cm)	DeR (%)	FrR (%)	DoR (%)	VI (%)
1	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	N	587	4,63	10,02	29,77	5,19	18,65	17,87
2	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	N	46	2,47	26,15	2,33	3,27	9,93	5,18
3	<i>Ficus</i> sp.	N	39	1,50	22,13	1,98	0,58	6,04	2,86
3	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton	N	55	0,61	11,88	2,79	3,08	2,45	2,77
4	<i>Curatella americana</i> L.	N	63	0,72	12,06	3,19	1,92	2,9	2,67
5	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	N	55	0,73	11,64	3,19	2,89	2,99	2,98
6	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	N	53	0,34	9,04	2,69	3,27	1,37	2,44
7	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	N	21	1,03	24,99	1,06	1,54	4,16	2,25
8	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	N	36	0,49	13,16	1,83	2,88	1,99	2,23
9	<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	N	37	0,30	10,16	1,88	3,46	1,22	2,19
	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	N	9	1,30	42,89	0,46	0,58	5,24	2,09
10	<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	N	43	0,46	11,67	2,18	2,12	1,88	2,06
11	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	N	51	0,47	10,83	2,59	1,54	1,89	2,00
12	<i>Psidium guajava</i> L.	Nt	49	0,24	7,90	2,48	2,12	0,99	1,86
13	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	N	43	0,54	12,64	2,18	0,96	2,2	1,78
14	<i>Terminalia argentea</i> Mart.	N	30	0,41	13,19	1,52	2,12	1,68	1,77
28	<i>Callisthene major</i> Mart.	N	28	0,42	13,82	1,42	1,92	1,69	1,68
34	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	N	22	0,35	14,23	1,12	1,92	1,42	1,49
15	<i>Casearia rupestris</i> Eichler	N	33	0,19	8,56	1,67	1,92	0,79	1,46
16	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	N	15	0,67	23,85	0,76	0,77	2,73	1,42
17	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	N	14	0,45	20,23	0,71	1,54	1,84	1,36
18	<i>Triplaris americana</i> L.	N	26	0,19	9,65	1,32	1,73	0,77	1,27
19	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	N	24	0,18	9,77	1,22	1,73	0,74	1,23
-	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	N	21	0,26	12,56	1,06	1,35	1,07	1,16
20	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	N	32	0,19	8,69	1,62	0,96	0,8	1,13
21	<i>Machaerium</i> sp.	N	23	0,26	12,00	1,17	1,15	1,06	1,13
22	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	N	33	0,22	9,21	1,67	0,77	0,89	1,11
-	<i>Eugenia florida</i> DC.	N	8	0,63	31,67	0,41	0,38	2,54	1,11
23	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	N	15	0,23	13,97	0,76	1,54	0,96	1,08

24	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	N	19	0,11	8,59	0,96	1,54	0,47	0,99
35	<i>Bauhinia</i> sp.	N	14	0,08	8,53	0,71	1,54	0,34	0,86
25	<i>Salacia elliptica</i> (Mart.)G. Don	N	17	0,12	9,48	0,86	1,15	0,5	0,84
26	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	N	14	0,11	10,00	0,71	1,35	0,44	0,83
27	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	N	11	0,15	13,18	0,56	1,15	0,61	0,77
-	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	N	8	0,13	14,38	0,41	1,15	0,54	0,70
-	<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	N	8	0,17	16,45	0,41	0,96	0,69	0,69
-	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	N	4	0,24	27,64	0,2	0,77	1,00	0,66
28	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	N	10	0,12	12,36	0,51	0,96	0,50	0,66
29	<i>Ferdinandusa elliptica</i> (Pohl) Pohl	N	20	0,07	6,68	1,01	0,58	0,30	0,63
-	<i>Croton urucurana</i> Baill.	N	10	0,09	10,70	0,51	0,96	0,38	0,62
-	<i>Licania</i> sp.	N	11	0,06	8,33	0,56	0,96	0,25	0,59
30	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	N	14	0,07	7,98	0,71	0,77	0,28	0,59
31	<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltldl.	N	10	0,10	11,28	0,51	0,77	0,42	0,57
-	<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	N	8	0,08	11,28	0,41	0,96	0,33	0,57
32	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	N	14	0,05	6,74	0,71	0,77	0,21	0,56
33	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	N	10	0,05	7,98	0,51	0,96	0,20	0,56
-	<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	N	9	0,15	14,57	0,46	0,58	0,62	0,55
36	<i>Myrcia</i> sp.	N	21	0,04	4,92	1,06	0,38	0,20	0,55
-	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	N	7	0,07	11,28	0,35	0,96	0,28	0,53
-	<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	N	10	0,06	8,74	0,51	0,77	0,24	0,51
-	<i>Ocotea</i> sp.	N	6	0,11	15,28	0,30	0,77	0,44	0,51
-	<i>Trichilia</i> sp.	N	9	0,07	9,95	0,46	0,77	0,31	0,51
-	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	N	11	0,04	6,80	0,56	0,77	0,17	0,50
-	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	N	8	0,03	6,91	0,41	0,96	0,14	0,50
-	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltldl.	N	9	0,06	9,21	0,46	0,77	0,25	0,49
-	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	N	5	0,10	15,96	0,25	0,77	0,42	0,48
-	<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	N	8	0,04	7,98	0,41	0,77	0,18	0,45
-	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	N	6	0,04	9,21	0,3	0,77	0,2	0,42
-	<i>Byrsonima</i> sp.	N	6	0,08	13,03	0,3	0,58	0,32	0,40
-	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	N	5	0,07	13,35	0,25	0,58	0,30	0,38
-	<i>Mangifera indica</i> L.	C	5	0,03	8,74	0,25	0,77	0,13	0,38
-	<i>Myrcia</i> sp.2	N	4	0,18	23,94	0,20	0,19	0,76	0,38

-	<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart.) A.Robyns	N	4	0,03	9,77	0,20	0,77	0,14	0,37
-	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	N	7	0,09	12,79	0,35	0,38	0,37	0,37
-	<i>Bocageopsis</i> sp.		4	0,01	5,64	0,20	0,77	0,06	0,35
-	<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	N	4	0,01	5,64	0,20	0,77	0,08	0,35
-	<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	N	4	0,01	5,64	0,20	0,77	0,05	0,34
-	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	N	5	0,04	10,09	0,25	0,58	0,17	0,33
-	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	N	5	0,08	14,27	0,25	0,38	0,33	0,32
-	<i>Inga marginata</i> Willd.	N	5	0,03	8,74	0,25	0,58	0,14	0,32
-	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St. Hil.) Ravenna	N	2	0,11	26,46	0,10	0,38	0,44	0,31
-	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	N	5	0,01	5,05	0,25	0,58	0,07	0,3
-	<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart. & Zucc.	N	4	0,02	7,98	0,20	0,58	0,10	0,29
-	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	N	3	0,01	6,51	0,15	0,58	0,04	0,26
-	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	N	2	0,05	17,84	0,10	0,38	0,24	0,24
-	<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	N	3	0,04	13,03	0,15	0,38	0,15	0,23
-	<i>Piper</i> sp.	N	4	0,01	5,64	0,20	0,38	0,06	0,22
-	<i>Genipa americana</i> L.	N	3	0,01	6,51	0,15	0,38	0,07	0,20
-	<i>Symplocos</i> sp.	N	3	0,06	15,96	0,15	0,19	0,25	0,20
-	<i>Inga vera</i> (DC.) T.D.Penn.	N	2	0,02	11,28	0,10	0,38	0,09	0,19
-	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	N	2	0,02	11,28	0,10	0,38	0,09	0,19
-	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	N	2	0,02	11,28	0,10	0,38	0,08	0,19
-	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	N	2	0,02	11,28	0,10	0,38	0,08	0,19
-	<i>Tabebuia</i> sp.	N	2	0,06	19,54	0,10	0,19	0,28	0,19
-	<i>Qualea parviflora</i> Mart.	N	2	0,01	7,98	0,10	0,38	0,05	0,18
-	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	N	2	0,01	7,98	0,10	0,38	0,02	0,17
-	<i>Solanum</i> sp.	N	5	0,01	5,05	0,25	0,19	0,05	0,17
-	<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	N	4	0,01	5,64	0,20	0,19	0,07	0,15
-	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	N	4	0,01	5,64	0,20	0,19	0,07	0,15
-	<i>Swartzia langsdorffii</i> Raddi	N	1	0,04	22,57	0,05	0,19	0,18	0,14
-	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	N	2	0,02	11,28	0,10	0,19	0,11	0,13
-	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	N	3	0,01	6,51	0,15	0,19	0,04	0,13
-	<i>Myrcia</i> sp.3	N	1	0,03	19,54	0,05	0,19	0,14	0,13
-	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	N	2	0,01	7,98	0,10	0,19	0,04	0,11
-	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,08	0,11

-	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,07	0,11
-	<i>Citrus</i> sp.	Nt	2	0,01	7,98	0,10	0,19	0,03	0,11
-	<i>Sterculia striata</i> A.St.	N	2	0,01	7,98	0,10	0,19	0,02	0,11
-	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	N	2	0,01	7,98	0,10	0,19	0,03	0,11
-	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	N	2	0,01	7,98	0,10	0,19	0,03	0,11
-	<i>Callisthene fasciculata</i> Mart.	N	2	0,01	7,98	0,10	0,19	0,02	0,10
-	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,05	0,10
-	<i>Machaerium opacum</i> Vogel	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,06	0,10
-	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,06	0,10
-	<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,04	0,10
-	<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,05	0,10
-	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,03	0,09
-	<i>Erythroxylum</i> sp.	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,01	0,09
-	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,04	0,09
-	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,02	0,09
-	<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,04	0,09
-	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,01	0,08
-	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,01	0,08
-	<i>Magonia pubescens</i> A.St.	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,01	0,08
-	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,01	0,08
-	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	N	1	0,01	11,28	0,05	0,19	0,01	0,08
Total			1972	24,8 8	-	100	100	100	100

A densidade total da área amostrada foi de 1.095,55 ind./ha e a área basal de 24,88m²/ha. A espécie *M. urundeuva* apresentou o maior número de indivíduos (587), por esse motivo também resultou a maior densidade relativa (29,77%) e VI (17,87%). A sua dominância também apresentou o maior valor (DoR=18,65), seguida de *A. peregrina* com (DoR=9,93). Valores altos de dominância e VI podem ser reflexo de alta densidade e da ocorrência de indivíduos de grande porte. No caso de *M. urundeuva*, a alta densidade era esperada por ser uma das espécies mais comuns em florestas decíduais do Brasil Central em solos com reduzida umidade na estação seca (Lopes et al., 2015).

A soma das cinco espécies com maior VI do presente estudo representa 31,25% da floresta analisada. Dentre estas espécies, *Myracrodruon*

urundeuva, *Anadenanthera peregrina* e *Senegalia polyphylla*, são consideradas comuns em florestas decíduais neotropicais (Linares-Palomino et al., 2011), por possuírem características próprias para sobreviver em ambientes sazonalmente secos, como a perda de folhas na estação seca para evitar desidratação e a densidade de madeira elevada, geralmente superior a outras fitofisionomias (Oliveira et al 2012). Por exemplo, a densidade da madeira de *M. urundeuva* é considerada alta e de *A. peregrina* ultrapassa e *S. polyphylla* consideradas moderadamente altas. Densidades de madeira elevadas auxiliam a planta a evitar embolia e cavitação nos tecidos xilemáticos (Choat et al., 2015) e também infere em maior suporte mecânico para suporte do peso da árvore e aumenta a resistência mecânica à forças intrínseca como ventos

e demais conseqüências de áreas neotropicais (ter Steege; Hammon, 2001).

Diversidade

O índice de diversidade Shannon-Weaver foi de 3,53 nats/ind., um resultado alto quando comparado com outras florestas estacionais decíduais (Corsini et al., 2014), que geralmente não superam 3,00 (Vale et al., 2015). As parcelas analisadas apresentaram uma distância que variou de 100 m até 13 km. Além disso, algumas parcelas localizavam em zonas de transição de floresta estacional decidual com outras fitofisionomias, sobretudo cerrados, floresta ciliar e florestas estacionais semidecíduais. Estes dois fatores, distância entre as parcelas e zonas de transição, provavelmente contribuíram para a elevada riqueza e diversidade da área amostrada. Dessa forma foi verificada a ocorrência de diversas espécies abundantes e frequentes em formações nos cerrados brasileiros como *Curatella americana*, *Qualea*

grandiflora e *Terminalia argentea* (Ratter et al., 2003), e espécies comuns em florestas atlânticas semidecíduais como *Cecropia pachystachya*, *Protium heptaphyllum*, *Eugenia florida* e *Copaifera langsdorffii* (Lopes et al., 2012).

Os resultados do Índice de Similaridade de Jaccard (Figura 2) demonstraram baixa similaridade entre as unidades amostrais (inferior a 50%, com exceção de duas parcelas), provavelmente devido a transição florística das parcelas amostradas com outras fitofisionomias e ao distanciamento entre as parcelas. Parcelas distantes entre si, tendem a ser mais distintas floristicamente em relação à parcelas próximas (Yang et al., 2015) e diversas parcelas se situavam a mais de 10 km de distância, favorecendo a ocorrência de espécies diferentes. Provavelmente, fatores topográficos e edafoclimáticos (Silva, 2011) favoreceram a ocorrência de diferentes espécies ao longo dos fragmentos.

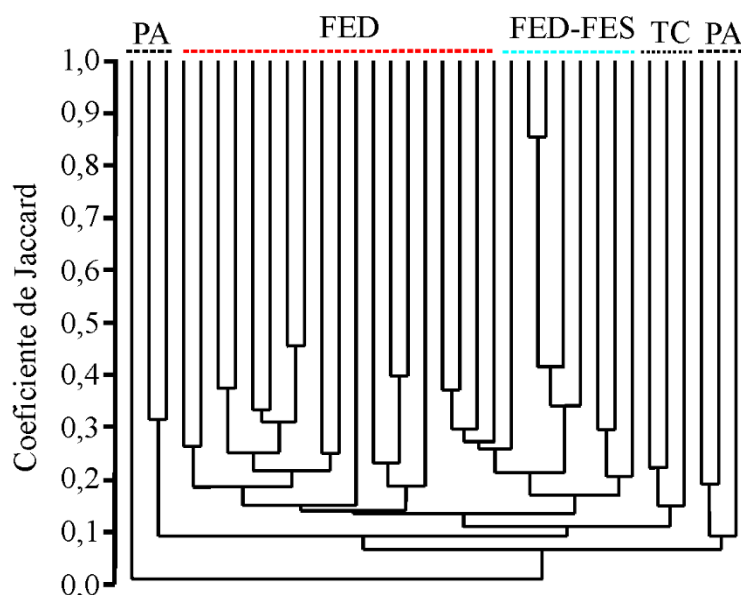


Figura 2. Dendrograma de similaridade baseado no coeficiente de similaridade de Jaccard para 36 parcelas localizadas em floresta estacional decidual em Unaí, MG. FED = Floresta Estacional Decidual, FED-FES = Transição Floresta Decidual-Semidecidual, TC = Transição com cerrado, PA = parcelas antropizadas.

A matriz de cerrado permite o estabelecimento de espécies mais típicas de ambientes savânicos nestas formações, não sendo incomum a amostragem de espécies permitiu a ocorrência de *Curatella americana* e *Qualea grandiflora*, que figuram entre as mais comuns em cerrados *stricto sensu* (Ratter et al., 2003). As parcelas com maior número de espécies típicas de cerrado *stricto sensu* foram denominadas “transição-cerrado” (TC). Apesar de diversas parcelas terem influências de espécies de cerrado, apenas em três a

similaridade foi suficiente para a formação de um grupo nos dois dendrogramas (para presença e ausência e abundância cada espécie, Figura 2 e 3). A análise de componentes destendenciada (DCA - Figura 4) apresentou dois eixos significativos com autovalores de 0,55 e 0,37 e dentre as espécies mais comuns da transição-cerrado estão *Machaerium* sp., *Qualea grandiflora* e *Ferdinandusa elliptica*, todas comuns em cerrados *stricto sensu* (Figura 4).

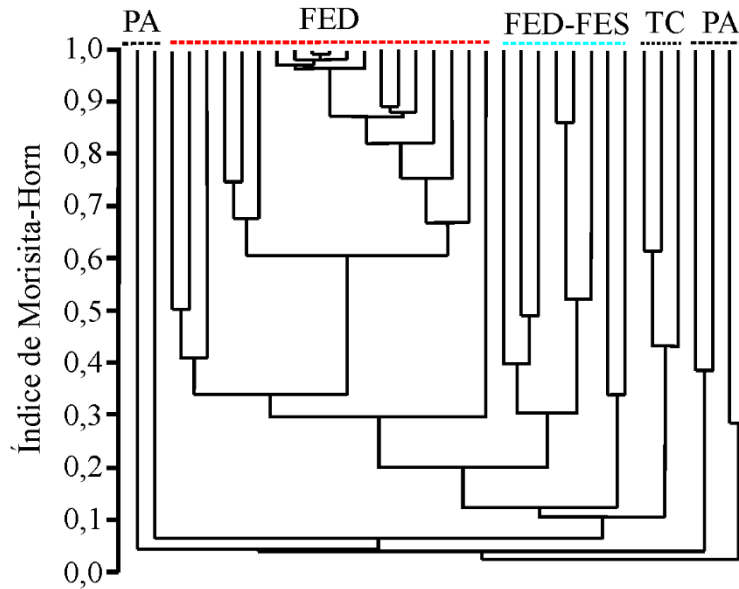


Figura 3. Dendrograma de similaridade baseado no índice de similaridade de Morisita-Horn para 36 parcelas localizadas em floresta estacional decidual em Unaí, MG.

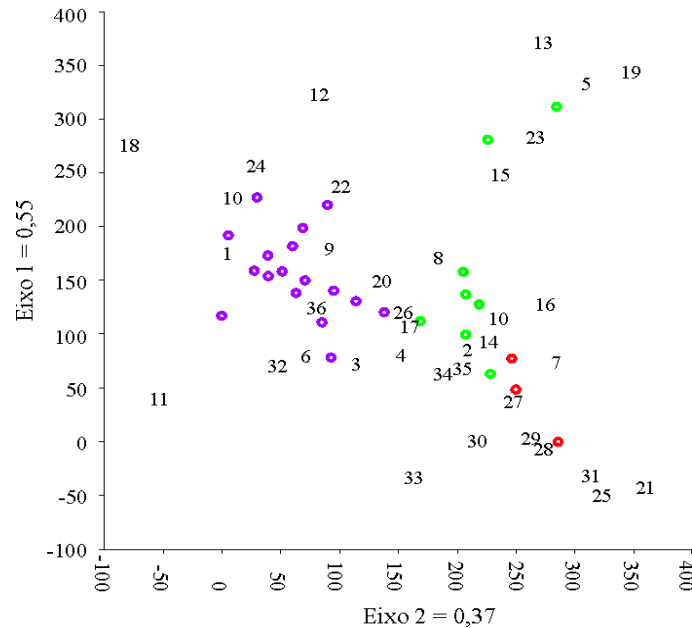


Figura 4. Análise de correspondência destendenciada para parcelas plotadas em fragmentos de floresta estacional decidual na cidade de Unaí, MG. Roxo = Floresta Estacional Decidual, Verde = Transição Floresta Decidual-Semidecidual, Vermelho = Transição com cerrado. Números correspondem às espécies utilizadas.

Outro fator que provavelmente favoreceu a alta dissimilaridade, foram alguns impactos causados nas parcelas próximas a borda. Foram encontradas, ao longo das amostragens, espécies com indicativo de queima recente, forrageio de bovinos dentro de alguns fragmentos e desbaste seletivo de algumas espécies para fins comerciais. Nessas parcelas, foram observadas as mais baixas similaridade florísticas. A ocorrência de espécies não nativas (*Psidium guajava* L., *Mangifera indica* L., *Citrus* sp.) em algumas parcelas com forte antropização, demonstra a ocupação de alguns dos

fragmentos e provável desbaste no passado, tornando-os distintos floristicamente. Seis parcelas cuja ocorrência de alguma dessas espécies e/ou pressão pelo fogo e desbaste seletivo, não formaram grupos com as demais parcelas (tais parcelas foram denominadas parcelas antropizadas (PA) e não formaram um grupo bem definido nos dendrogramas).

Os resultados do dendrograma de similaridade realizado com o índice de Morisita-Horn (Figura 3) demonstraram alta semelhança em um conjunto formado por quinze parcelas, que

denotam o trecho amostral mais preservado e/ou com menor interferência de outras fitofisionomias (Grupo FED “core”). Estas parcelas foram marcadas pela alta densidade das espécies *Myracrodruon urundeuva* e *Astronium fraxinifolium*, espécies típicas de FED (Linares-Palomino et al., 2011). A análise de componentes destendenciada (DCA - Figura 4) demonstrou outras importantes espécies em FED que contribuíram para a formação deste grupo, como *Celtis iguanae*, *Maclura tinctoria* e *Senegalia polyphylla*, todas consideradas comuns em florestas decíduas (Linares-Palomino et al., 2011). Um segundo grupo (intitulado aqui de Grupo FED-FES) foi formado por seis parcelas que apresentaram maior heterogeneidade ambiental e maior densidade das espécies *Anadenanthera peregrina*, *Aspidosperma subincanum*, *Callisthene major*, *Cariniana estrellensis*, *Casearia rupestris* *Luehea grandiflora*, todas espécies comuns de Florestas Estacionais Semidecíduais (Lopes et al 2012; Oliveira-Filho e Fontes 2000). As demais parcelas foram bem distintas entre si, por vezes com dominância de espécies mais comuns de cerrado como *Curatella americana* e *Machaerium acutifolium* e em outras parcelas, com predomínio de outras espécies como *Psidium guajava*., *Guazuma ulmifolia*, *Ficus* sp., *Cecropia pachystachia* e *Protium heptaphyllum* e com menor ocorrência de *M. urundeuva*.

Foi notável a heterogeneidade dos ambientes ao longo dos fragmentos florestais. As espécies verificadas eram espécies de locais secos e zonas ecotonais adjacentes, sobretudo FES, cerrados e florestas ciliares. Haviam também regiões mais conservadas e áreas onde a vegetação estava mais impactada antropicamente. Mesmo assim, as transições fitofisionômicas contribuíram para a formação de um continuum florestal com alto valor de riqueza e diversidade, com demarcada predominância de espécies típicas de ambientes secos. Entretanto, a presença de espécies exóticas também influenciou no valor da diversidade da área. A quantidade de espécies exóticas, principalmente de *P. guajava*, sugere o uso antrópico do local para plantio de espécies frutíferas. Neste caso, é importante que sejam tomadas medidas de controle da propagação das espécies exóticas, para evitar que essas espécies afetem processos ecológicos, como ciclagem de nutrientes, cadeias tróficas, sucessão ecológica e densidade das espécies nativas (Guidini et al, 2014) nos fragmentos de FED. As classes de diâmetro apresentaram um aspecto de J reverso (Figura 5), o que demonstra que a maioria dos indivíduos apresenta os menores diâmetros da comunidade (comum a florestas nativas), indicando um elevado recrutamento de indivíduos jovens.

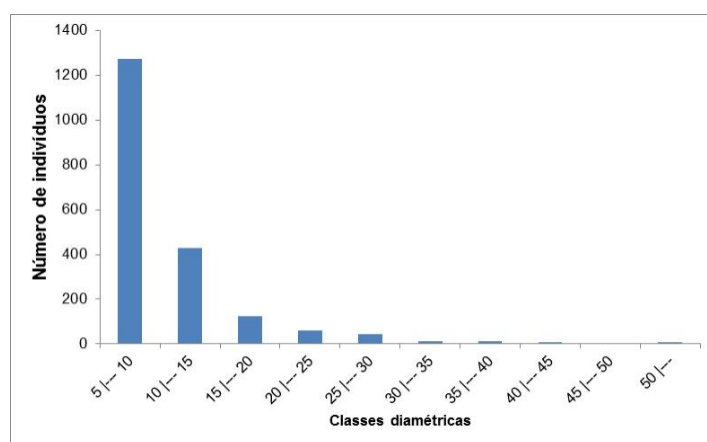


Figura 5. Classes diamétricas das árvores em fragmentos de floresta estacional decidual em Unaí, MG.

Segundo Lehn et al. (2008) áreas de encosta apresentam podem limitar o estabelecimento de indivíduos de maior diâmetro devido á declividade do terreno e um solo litólico de pouca profundidade. Ambos favorecem o estabelecimento de indivíduos de menor porte e com maior densidade. Assim o conjunto de espécies que se beneficia dessas condições provavelmente se estabelece em número grande de indivíduos e com menor área basal. Dentre as 20 espécies com maior VI, apenas *Anadenanthera peregrina*, *Ficus* sp., *Copaifera langsdorffii*, *Aspidosperma cylindrocarpon*, e *Cariniana estrellensis* apresentaram diâmetro médio superior à

15 cm (superiores à segunda classe diamétrica), reforçando a predominância de indivíduos de pequeno porte. É provável que, apesar dos impactos recentes, a maioria das espécies tem boa capacidade de resiliência e as populações possuem problemas para sua manutenção nas áreas (Sahu et al., 2012).

A área estudada apresentou baixa similaridade florística em comparação com as outras FES analisadas (Coeficiente de Jaccard menores do que 0,2 – Tabela 2). Para o índice de Morisita-Horn, todas as áreas apresentaram similaridade superiores aos encontrados com os dados de presença/ausência demonstrando que, estruturalmente, os fragmentos

de Florestas Estacionais Deciduais avaliados neste estudo são semelhantes. Este fenômeno ocorre porque estas florestas são, geralmente, dominadas por um conjunto de espécies decíduas e especialistas de ambientes secos, como *Myracrodruon urundeuva*, *Guazuma ulmifolia*, *Senegalia pollyphyla* e *Astronium fraxinifolium* (Linares-Palomino et al., 2011). Mesmo com diferenças

florísticas, em que se observam na área espécies tanto de cerrados como de florestas estacionais semidecíduais, a estrutura florística dos fragmentos florestais analisados é semelhante, fato comum em ambientes de FEDs, que podem apresentar diferentes comunidades vegetacionais (Scariot; Sevilha, 2005).

Tabela 2. Áreas utilizadas para comparação com a florestas decidual estudada com valores estruturais e florísticos de cada área e os valores das similaridades. Riq = riqueza, Ni = número de indivíduos amostrados, AB = área basal, J = índice de Jaccard, MH = índice de Morisita-Horn.

	Citação	Área Amostral	Riq	Ni	AB
Área de Estudo		1,8	152	1972	24,9
Decídua 1	Vale et al., 2013	1.2	45	1124	16.8
Decídua 2	Siqueira et al., 2009	1.2	64	2035	16.6
Decídua 3	Kilca et al., 2009	1.2	57	1626	18.3

Riqueza

A riqueza estimada foi de 152 espécies (Figura 6) e apresentou baixa tendência a estabilização. A heterogeneidade da área e a distância entre as parcelas, além da utilização de uma

amostragem casual simples proporcionou um grande número de espécies amostradas e, por conseguinte, estimadas.

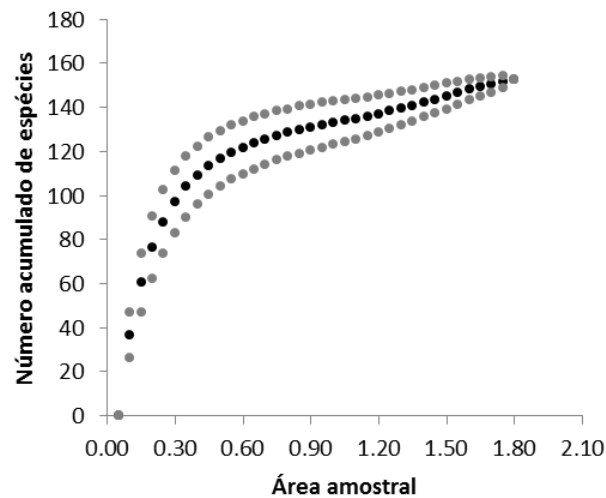


Figura 6. Curva do coletor baseado em rarefação do estimador de riqueza Jackkife de segunda ordem para fragmentos de floresta estacional decidual em Unai, MG.

Apesar das Florestas Estacionais Deciduais serem consideradas como florestas de baixa riqueza florística (não ultrapassando 80 espécies por hectare – Vale et al., 2013; Felfili et al., 2007), suas formações florestais são consideradas singulares, apresentando flora e fitofisionomia própria (Kamino et al, 2008). Na paisagem, essas formações podem não estar sozinhas e possuírem, em suas proximidades, cerrados, florestas ciliares, como ocorreu na área estudada. É importante ressaltar, portanto, a preservação das florestas tropicais decíduas, utilizando principalmente de estratégias

efetivas e técnicas de conservação e manejo (Gonçalves, 2015). A realização de trabalhos nesses ambientes também auxilia, ampliando os conhecimentos desse ecossistema e definindo áreas prioritárias para a criação de unidades de conservação.

Conclusões

Foi observada elevada heterogeneidade vegetal nos fragmentos amostrados, principalmente devido a presença de espécies comuns a fitofisionomias de cerrado e FES, e

também devido à antropização presente em alguns fragmentos. Quando comparada com outros estudos, a área estudada apresentou baixa similaridade florística. Entretanto, para o índice de Morisita-Horn, observou-se que os fragmentos florestais estudados foram mais semelhantes devido às espécies mais abundantes serem comuns nestas formações.

Referências

- Alvares, CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves, JLM, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 2013; 22 (6): 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Assis ACC, Coelho RM, Pinheiro ES, Durigan G. (2011) Water availability determines physiognomic gradient in an area of low-fertility soils under Cerrado vegetation. *Plant Ecology*, 212(7):1135-1147. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9893-8>
- Banda-R K, Delgado-Salinas A, Dexter, KG. (2016) Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*; 353(6306):1383-1387. <https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>
- Brower JE, Zar JH. *Field & laboratory methods for general ecology*. 2nd Edition Iowa: Wm. C. Brown Publishers; 1984.
- Carvalho DA, Martins, FM. (2009) Shrub and tree species composition in the cerrados of southwest Minas Gerais. *Cerne*, 15(2): 142-154.
- Choat B, Ball MC, Luly JG, Holtum JAM. (2015) Hydraulic architecture of deciduous and evergreen dry rainforest tree species from north-eastern Australia. *Trees-Structure Functional*, 19:305-11. <https://doi.org/10.1007/s00468-004-0392-1>
- Consultoria e Desenvolvimento de Sistemas Ltda – CIENTEC.(1997) Mata Nativa 4: *sistema para análise fitossociológica e elaboração de inventários e planos de manejo de florestas nativas* [software]. Viçosa.
- Corsini CR. (2014) Diversidade e similaridade de fragmentos florestais nativos situados na região nordeste de Minas Gerais. *Cerne*; 20 (1): 1-10. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-77602014000100001>
- Colwell, R. K. (2005) EstimateS: *Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Versão 7.5.
- Colwell, R. K.; Coddington, J. A. (1994) Estimating the extent of terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*; (345): 101-118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- Felfili JM, Nascimento ART, Fagg CW Meirelles EM. (2007) Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 30(4):611-621. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000400007>
- Ferreira Júnior EV, Soares TS, Costa MFF, Silva VSM. (2008) Composição, diversidade e similaridade florística de uma floresta tropical semidecídua submontana em Marcelândia - MT. *Acta Amazonica*, 38, (4): 673-680, 2008. <http://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400010>.
- Gonçalves, TS. (2015) A floresta estacional decidual no Basil: distribuição geográfica e influência dos aspectos pedogeomorfológicos na vegetação. *Revista de Monografias Ambientais*, 14(1): 144-153. <https://doi.org/10.5902/2236130815213>.
- Guidini AL, Silva AC, Higuchi P, Rosa AD, Spiazzi FR, Negrini M, Ferreira TS, Salami B, Marcon AK, Buzzi Junio, F. (2014) Invasão por espécies exóticas em remanescentes florestais no Planalto Sul Catarinense. *Revista Árvore*, 38(3): 469-478. <http://doi.org/10.1590/S0100-67622014000300009>.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp, 2001.
- Horn H. (1966) Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. *The American Naturalist*. 100(914): 419-424. <https://doi.org/10.1086/282436>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE; 1992. (Série Manuais Técnicos em Geociências n 1).
- Kamino LHY, Oliveira-Filho at, Stehmann JR. (2008) Relações florísticas entre as fitofisionomias florestais da Cadeia do Espinhaço, Brasil. *Revista Megadiversidade*, 4(1-2): 39-49.
- Krebs, C. J. (2000) *Ecological Methodology*. New York: Wesley Longman.
- Kilca RV, Schiavini I, Araújo GM, Felfili JM. (2009) Edaphic and structural differences between two seasonal forests in the Cerrado biome.

- Neotropical Biology and Conservation*, 4(3): 150-163. <https://doi.org/10.4013/nbc.2009.43.05>
- Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F. (2006) World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol Z*, 15: 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>.
- Kozera, C; Kuniyoshi, YS; Galvão, F; Curcio, GR. (2009) Composição florística de uma formação pioneira com influência fluvial em Balsa Nova, PR, Brasil. *Floresta*, 39(2): 309-322. <https://doi.org/10.5380/rf.v39i2.14558>.
- Lehn CR, Alves FM, Damasceno-Junior, GA. (2008) Florística e fitossociologia de uma área de cerrado sensu stricto na região da borda oeste do Pantanal, Corumbá, MS, Brasil. *Pesquisas Botânica*, 59:129-142.
- Linares-Palomino R, Oliveira-Filho AT, Pennington RT. (2011) Neotropical seasonally dry forests: diversity, endemism, and biogeography of woody plants. In: Dirzo R, Young H.S, Mooney HA, Ceballos G, editors. *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation*. Washington: Island Press, p. 3-21.
- Lopes SF, Schiavini I, Oliveira, Ap, Vale, VS. (2012) An Ecological Comparison of Floristic Composition in Seasonal Semideciduous Forest in Southeast Brazil: Implications for Conservation. *Int J For Research*, 1-14. <http://dx.doi.org/10.1155/2012/537269>
- Lopes SF, Vale VS., Prado Júnior JA.,Schiavini I. (2015) Impacts of artificial reservoirs on floristic diversity and plant functional traits in dry forests after 15 years. *Braz. J. Biol.*, 75(3) 548-557. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.16013>
- Mendonça RC, Felfili J M, Walter BMT, Silva Júnior MC, Rezende AV, Filgueiras, TS, Nogueira PE. Flora Vascular do Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP, editores. (2008) *Cerrado: Ecologia e Flora. Planaltina*: EMBRAPA-CPAC, p. 289-556.
- Miles L, Newton CA, Defries RT, Ravilious C, May I, Blynt S, Kapos V. et al. (2006) A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3): 491-505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Miranda, IS, Absy, ML, Rebêlo, GH. (2003) Community structure of woody plants of Roraima savannahs, Brazil. *Plant Ecology*, 164(1): 109-123. <https://doi.org/10.1023/A:1021298328048>
- Oliveira AT, Fontes MAL. (2000) Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, 32: 793-810. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x>
- Oliveira-Filho AT, Ratter JA. (2002) A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany*, Edinburgh, 52(1): 141-194. <https://doi.org/10.1017/s0960428600000949>
- Oliveira GMV, Mello JM, Trugilho PF, Scolforo JR, Altoé TF, Silva Neto AJ, Oliveira AD. (2012) Efeito do ambiente sobre a densidade da madeira em diferentes fitofisionomias do estado de Minas Gerais. *Cerne* 18(2): 345-352.
- Pereira BAS, Venturoli F, Carvalho FA. (2011) Florestas Estacionais no Cerrado: uma visão geral. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 41(3)446-455. <http://doi.org/10.5216/pat.v41i3.12666>.
- Prado DE, Gibbs, PE. (1993) Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, Saint Louis; 80(4): 902-927. <https://doi.org/10.2307/2399937>
- Ratter JA, Bridgewater S, Ribeiro JF. (2003) Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: Comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany*; 60(1): 57-109. <https://doi.org/10.1017/S0960428603000064>
- Ribeiro JF, Walter BMT. (2008) As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano MS, Almeida SP. *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília; Embrapa: p. 153-212.
- Sahu SC, Dhal NK, Mohanty RC. 2012. Tree species diversity, distribution and population structure in a tropical dry deciduous forest of Malyagiri hill ranges, Eastern Ghats, India. *Trop Ecol* 53: 163-168.
- Scariot A, Sevilha AC. (2000) Diversidade, estrutura e manejo de florestas decíduas e as estratégias de conservação. In: Cavalcanti TB. et al, organizadores. *Tópicos atuais em Botânica*. Brasília, DF: Sociedade Botânica do Brasil/Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia. p. 183-188.
- Scariot, A, Sevilha AC. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduas no Cerrado. In: *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. editores. (2005): Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p.121-139.
- Silva, MLA. (2011) Dinâmica de Expansão e Retração de Cerrados e Caatingas no período Quaternário: uma Análise Segundo a Perspectiva da

Teoria dos Redutos Refúgios e Florestais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 4(1): 57-73.

Siqueira AS, Araújo GM, 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 Brasílica*; 23(1), 10-21. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062009000100003>

Sloan S, Jenkins CN, Joppa LN, Gaveau DLA, Laurance, W.F. (2014) Remaining natural vegetation in the global biodiversity hotspots. *Biological Conservation*; 177: 12-24. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.027>

ter Steege H, Hammond DS. (2001). Character convergence, diversity, and disturbance in tropical rain forest in Guyana. *Ecology*, 82: 3197-3212.

Truffer B, Bratrich C, Markard J, Peter A, Wuest A, Wehrli B. (2003) Green Hydropower: The contribution of aquatic science research to the promotion of sustainable electricity. *Aquatic Sciences* 65: 99-110.

Vale VS, Schiavini I, Araújo GM, Gusson AE, Lopes SF, Oliveira AP, Prado-Júnior JA, Arantes CS, Dias-Neto OC. (2013) Fast changes in seasonal forest communities due to soil moisture increase after damming. *International Journal Tropical Biology*; 61(4): 1901-1917. <https://doi.org/10.15517/rbt.v61i4.12862>

Vale VS, Oliveira AP, Prado Júnior, JA, Raymundo D. (2017) Damming water influences the structure, composition and functions of adjacent savannahs. *Madera Bosques* 23(1):63-77. DOI: 10.21829/myb.2017.2311527

Vale VS, Schiavini I, Prado-Júnior JA, Oliveira AP, Gusson AE. (2015) Rapid changes in tree composition and biodiversity: consequences of dams on dry seasonal forests. *Revista Chilena de Historia Natural*; 88(13): 1-11. <http://dx.doi.org/10.1186/S40693-015-0043-5>

Yang J, Frank ALS, Pyšek P, Yan P, Nowak D, McBride J. (2015) The compositional similarity of urban forests among the world's cities is scale dependent. *Global Ecology and Biogeography*, 24: 1413-1423. <https://doi.org/10.1111/geb.12376>.