

## Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil

Mariana Resende Silva<sup>1</sup> e Glein Monteiro de Araújo<sup>2,3</sup>

Recebido em 13/08/2007. Aceito em 3/04/2008

**RESUMO** – (Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil). O objetivo do trabalho foi de verificar as mudanças ocorridas na comunidade arbórea em um intervalo de 14 anos. O estudo foi realizado em uma área de floresta semidecidual utilizando 50 parcelas de 10 m×10 m, onde foram amostradas todas as árvores com DAP ≥ 3,18 cm em 1990 e em 2004. No primeiro inventário encontrou-se 95 espécies, 818 indivíduos e área basal de 14,43 m<sup>2</sup>. No segundo levantamento amostrou-se 95 espécies, 866 indivíduos e área basal de 13,42 m<sup>2</sup>. No período de 14 anos, 10 espécies desapareceram e o mesmo número ingressou na comunidade. O índice de diversidade de Shannon, na primeira amostragem foi de 4,05 e na segunda 3,72. A taxa média anual de mortalidade foi de 4,1% e a de recrutamento 4,5%. A meia-vida, o tempo de duplicação, a estabilidade e a reposição, para o número de indivíduos foi 16,92, 15,04, 1,86 e 15,98 anos, respectivamente. O fragmento florestal manteve a riqueza de espécies, porém houve mudanças no índice de diversidade, número de indivíduos e área basal podendo possivelmente ser o resultado do processo de fragmentação e do isolamento dessa comunidade.

**Palavras-chave:** meia-vida, mortalidade, recrutamento, tempo de duplicação, vegetação florestal

**ABSTRACT** – (Tree community dynamics in a semideciduous forest, in Uberlândia, Minas Gerais State, Brazil). This study describes the dynamics of a tree community based on two successive surveys carried out with a 14 years interval in order to analyze changes in the community structure during the period. The study was done in a semideciduous forest area using 50 plots of 10 m×10 m, where all trees with DBH ≥ 3.18 cm were sampled. In 1990 there was registered a total of 95 species, 818 individuals and basal area of 14.43 m<sup>2</sup>, while in 2004, 95 species, 866 individuals and basal area of the 13.42 m<sup>2</sup>. The floristic composition changed but the number of species remained same. The Shannon's diversity index was 4.05 and the Pielou's evenness 0.62 in 1990 and 3.72 and 0.57 in 2004, respectively. The mean annual mortality rate was 4.1% and the mean annual recruitment rate 4.5%. The half-life, the time duplication, stability and turnover were 16.92, 15.04, 1.86 e 15.98 years, respectively. The changes which occurred in the forest community shows that this fragment, although maintaining general structure and species richness, is undergoings changes in diversity and equity which may be still the result of the fragmentation and isolation process.

**Key words:** forest vegetation, half-life, mortality, recruitment, time duplication

### Introdução

As florestas semidecíduais, na região do cerrado, foram intensamente devastadas devido à expansão das atividades agrícolas. Atualmente, estas fitofisionomias encontram-se restritas a fragmentos tendo em sua periferia, em geral, lavouras e pastagens (Nascimento *et al.* 1999).

Nas últimas décadas, houve considerável avanço nos estudos de comunidades florestais, fornecendo informações de suma importância para a realização de ações que visem o adequado manejo, tanto de áreas preservadas, quanto de áreas que sofreram algum tipo de perturbação (Rodrigues *et al.* 2003). Deste modo, trabalhos foram realizados em florestas semidecíduais, investigando a composição florística (Rodrigues *et al.*

2003), a estrutura fitossociológica (Araújo & Haridasan 1997) e a estrutura da floresta e as características edáficas (Haridasan & Araújo 2005). Esses estudos mostram as características estruturais de cada floresta em um dado momento, não abordando investigações em longo prazo sobre a dinâmica dessas fitocenoses. Os estudos de longo prazo verificam as mudanças que ocorrem continuamente na comunidade florestal, revelando aspectos importantes sobre o crescimento, o recrutamento e a mortalidade (Swaine *et al.* 1990; Felfili 1995).

Trabalhos sobre dinâmica de comunidades florestais foram realizados no Brasil por Werneck *et al.* (2000), em floresta decidual; Felfili (1995), em floresta de galeria; Lopes & Schiavini (2007) e em floresta atlântica (Rolim *et al.* 1999). Trabalhos em florestas semidecíduais foram desenvolvidos por Oliveira Filho *et al.* (1997), Chagas

<sup>1</sup> Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais

<sup>2</sup> Universidade Federal de Uberlândia, Instituto de Biologia, 38400-902 Uberlândia, MG, Brasil

<sup>3</sup> Autor para correspondência: glein@ufu.br

*et al.* (2001), Nascimento *et al.* (1999) e Paiva *et al.* (2007). Nestes estudos as elevadas taxas de mortalidade e recrutamento foram atribuídas aos processos de fragmentação e de perturbações sofridas no passado, justificando a importância de pesquisas de longo prazo para detectar as mudanças florísticas e estruturais nessas florestas.

Dessa maneira, a avaliação das mudanças temporais em florestas semidecíduais, ajuda a compreender melhor as alterações que ocorrem na comunidade ao longo do tempo e fornece informações sobre o comportamento das espécies, subsidiando ações de restauração e programas de conservação.

O presente estudo teve como objetivo determinar a dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, referente ao período de 1990 a 2004, analisando as mudanças temporais na composição florística, número de indivíduos, área basal, índice de diversidade, taxas de mortalidade e recrutamento, meia vida, tempo de duplicação, estabilidade e reposição.

## Material e métodos

O estudo foi realizado em um fragmento (30 ha) de floresta estacional semidecidual, situado na Fazenda Experimental do Glória (FEG) (18°56'57''S e 48°12'14''W), em Uberlândia, Minas Gerais. A floresta semidecidual está adjacente a uma floresta de galeria situada às margens do córrego do Glória. A floresta encontra-se cerca de 2 km da região urbana de Uberlândia e tem em sua periferia lavouras e pastagens.

O clima da região é do tipo Aw Megatérmico (Köppen 1948) com verão quente e úmido e inverno frio e seco. A temperatura máxima mensal varia de 27 a 30 °C e a mínima de 16 a 18 °C. A precipitação anual varia de 1.400 a 1.700 mm (Rosa *et al.* 1991). O solo é do tipo Latossolo Vermelho-Escuro originário de sedimentos areno-argilosos provenientes do retrabalhamento do Arenito Bauru. É um solo distrófico, com textura argilosa, tendo saturação de bases de  $29 \pm 11\%$  no horizonte A1 e  $7,4 \pm 3\%$  no A3 (Haridasan & Araújo 2005).

Coleta de dados – A primeira amostragem da vegetação arbórea da FEG foi realizada em julho de 1990. Nesse primeiro levantamento (T1) foram amostradas 50 parcelas de 10 m x 10 m, sorteadas em um hectare da floresta. As parcelas foram marcadas com estacas de madeira e delimitadas com fio de náilon resistente a decomposição. Todas as árvores com diâmetro a 1,3 m de altura (DAP) maior ou igual a 3,18 cm foram marcadas com plaquetas de alumínio numeradas e medidas quanto à altura e ao diâmetro do tronco. As espécies foram identificadas por especialistas ou por comparação com exsicatas existentes no herbário da

Universidade Federal de Uberlândia (HUFU). Os resultados desse primeiro inventário encontram-se em Araújo & Haridasan (1997).

O segundo levantamento (T2), foi efetuado em julho/2004, (intervalo de 14 anos) quando as parcelas foram reinstaladas. Os procedimentos adotados para a amostragem da vegetação foram os mesmos utilizados no T1. Os indivíduos vivos que não faziam parte do grupo de sobreviventes, ou seja, que não haviam sido registrados em 1990 e apresentaram  $DAP \geq 3,18$  cm, foram considerados como recrutados ou ingressantes (I) e tiveram suas medidas de diâmetro anotadas e receberam plaquetas de identificação. Novas plaquetas de alumínio foram fixadas em indivíduos amostrados no T1 quando as primeiras plaquetas foram englobadas pela casca da árvore ou expelidas. Os indivíduos registrados no T1 e não encontrados em T2 foram considerados mortos. A identificação das espécies foi feita no campo e/ou por comparações com exemplares, depositados no Herbário da Universidade Federal de Uberlândia (HUFU).

Com os dados das amostragens em T1 e T2 foram calculados os seguintes parâmetros: índices de diversidade de Shannon e equidade de Pielou (Magurran 1988), taxa anual de mortalidade (Me), ingresso (Ic), meia-vida  $[(T(1/2))]$ , tempo de duplicação (TD), reposição (R) e estabilidade (E).

As taxas médias de mortalidade foram calculadas utilizando-se o modelo esponencial:  $Me = - \{ \text{Ln} [(N1 - M) N^{-1}] \} \Delta t^{-1}$ , onde, Ln é logaritmo natural na base e, N1 é o número de indivíduos no primeiro levantamento, M é o número de indivíduos mortos e t é o intervalo de tempo em anos (14 anos) transcorrido entre os dois levantamentos (Swaine & Lieberman 1987; Sheil *et al.* 1995).

Para o cálculo do Ingresso (Ic) ou taxa de recrutamento, a equação utilizada foi:  $Ic = \{ (N2 \Delta t^{-1}) - \text{Ln} [1 - (I N2^{-1})] \} N2^{-1}$ , onde: N2 o número de indivíduos na segunda amostragem. O valor de I corresponde ao número de indivíduos ingressantes. Quando o cálculo utiliza valores em área basal, o I é substituído pelo valor da área basal ganha (ABg) (Sheil & May 1996).

A meia vida  $(T[1/2])$ , que corresponde ao tempo necessário para a comunidade reduzir seu tamanho à metade, mantida a atual taxa de mortalidade, foi obtida utilizando-se a fórmula:  $T(1/2) = \text{Ln}(0,5) Me^{-1}$  (Korning & Balslev 1994). O tempo de duplicação (TD) que é o tempo necessário para que a comunidade dobre seu tamanho, mantida a presente taxa de ingresso, foi calculado utilizando-se o seguinte modelo matemático:  $TD = \text{Ln}(2) \text{Ln}(1 + Ic)^{-1}$  (Korning & Balslev 1994).

Foram calculadas a estabilidade (E) e a reposição (R) em número de indivíduos e em área basal, utilizando as equações:  $E = |T(1/2) - T_2|$  e  $R = (T(1/2) + T_2) 2^{-1}$ , respectivamente (Korning & Balslev 1994). A área é mais

estável quando o valor obtido for mais próximo de zero; e quanto menor o valor de reposição mais dinâmica é a comunidade (Korning & Balslev 1994).

Confecção dos histogramas – Para se obter os intervalos de classes para a montagem dos histogramas de diâmetro utilizou-se a seguinte fórmula:  $A/K$ , onde A representa a amplitude dos valores de diâmetro e K indica uma constante definida pelo algoritmo de Sturges, que consiste em:  $1+3,3 \times \log_{10}n$ , onde, n é o número total de indivíduos amostrados (Bonini & Bonini 1972). O resultado dessa razão ( $A/K$ ) representa o valor do incremento utilizado para definir os intervalos de classes. Para todas as classes diamétricas foram calculados os valores absolutos e as taxas médias anuais de mortalidade e ingresso, área basal acrescentada e área basal perdida.

Análise estatística – Para comparar os índices de diversidade de Shannon entre T1 e T2 foi utilizado o teste “t” de Hutcheson. Para verificar se houve diferença significativa na frequência de indivíduos nas diferentes

classes de diâmetro entre T1 e T2, entre o T2 e o número de mortos e entre o T2 e o número de ingressantes, foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov (Siegel 1975).

## Resultados e discussão

Composição florística e índice de diversidade – O número total de espécies registradas nos dois levantamentos na floresta semidecidual da FEG foi 105, sendo obtidas em T1, 95 espécies, pertencentes a 45 famílias e 83 gêneros (Araújo & Haridasan 1997) e em T2, 95 espécies, distribuídas em 43 famílias e 81 gêneros. A composição florística da floresta semidecidual mudou em 14 anos. Dez das espécies encontradas em T1 não foram registradas em T2. Destas espécies, oito apresentaram um ou dois indivíduos. No segundo levantamento foram amostradas dez espécies novas, destas, nove recrutaram um indivíduo cada e uma dois indivíduos (Tab. 1).

Geralmente, a perda e ganho de espécies em dinâmica das florestas tropicais estão relacionadas com

Tabela 1. Estrutura e dinâmica da comunidade arbórea, expressa em número de indivíduos e área basal, na floresta semidecidual da Fazenda Experimental do Glória, Uberlândia, MG, Brasil, em ordem decrescente do número de indivíduos em N1. Números de indivíduos: N1 = inicial (1990); Nd = mortalidade; Nr = recrutamento e N2 = final (2004). Área basal: Ab1 = inicial (1990); Abm = mortos; Abi = ingressos; Abg = acrescentada; Ab2 = final (2004).

	Número de indivíduos				Área basal				
	N1	Nd	Nr	N2	Ab1	Abm	Abi	Abg	Ab2
<i>Casearia grandiflora</i> Camb.	40	29	34	45	0,224	0,162	0,070	0,107	0,169
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	38	29	64	73	0,074	0,060	0,121	0,139	0,152
<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	34	5	17	46	0,356	0,039	0,029	-0,028	0,29
<i>Cryptocaria aschersoniana</i> Mez	33	8	7	32	0,087	0,087	0,001	0,001	0,001
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	30	12	10	28	0,281	0,107	0,020	0,224	0,398
<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Miers) A.C. Smith	27	6	9	30	0,025	0,010	0,000	0,005	0,02
<i>Astronium nelson-rosae</i> D.A. Santin	26	6	5	25	0,205	0,017	0,008	0,135	0,323
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	26	3	5	28	0,469	0,097	0,036	0,274	0,646
<i>Ixora warmingii</i> Müll. Arg.	25	12	9	22	0,119	0,038	0,033	0,094	0,175
<i>Casearia grandiflora</i> Camb.	40	29	34	45	0,224	0,162	0,070	0,107	0,169
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vog.) Macbr.	21	11	3	13	0,464	0,206	0,005	0,032	0,290
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	21	10	2	13	0,011	0,007	0,002	0,004	0,008
<i>Machaerium villosum</i> Vog.	21	6	2	17	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	21	11	0	10	2,028	0,707	0,000	0,069	1,390
<i>Siphoneugenia densiflora</i> Berg	20	2	8	26	0,100	0,020	0,018	0,035	0,114
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	20	3	89	106	0,067	0,024	0,140	0,183	0,225
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	18	10	0	8	0,261	0,082	0,004	0,061	0,240
<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	18	5	33	46	0,047	0,005	0,060	0,150	0,191
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	18	8	0	10	0,451	0,175	0,000	-0,041	0,235
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) March.	17	5	12	24	0,342	0,072	0,030	0,140	0,410
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	16	12	3	7	0,090	0,065	0,005	-0,007	0,018
<i>Alibertia sessilis</i> (Vell.) K. Schum.	14	7	1	8	0,047	0,017	0,001	0,000	0,030
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	14	9	2	7	0,074	0,041	0,003	0,024	0,056
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook. F.	13	3	0	10	0,112	0,012	0,000	0,016	0,116
<i>Luehea paniculata</i> Mart.	13	6	0	7	0,114	0,058	0,000	0,020	0,076
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	13	6	2	9	0,234	0,073	0,007	0,063	0,224
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	12	11	0	1	0,142	0,103	0,000	-0,023	0,017
<i>Callisthene major</i> Mart.	11	6	2	7	0,230	0,046	0,011	0,102	0,286
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	10	5	2	7	0,028	0,012	0,02	0,022	0,038

continua

Tabela 1 (continuação)

	Número de indivíduos				Área basal				
	N1	Nd	Nr	N2	Ab1	Abm	Abi	Abg	Ab2
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	9	5	4	8	0,064	0,049	0,008	0,022	0,037
<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	9	3	0	6	0,391	0,008	0,000	0,079	0,463
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) O. Kuntze	8	1	7	14	0,678	0,002	0,013	0,444	1,119
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll. Arg.	8	5	2	5	0,037	0,037	0,005	0,005	0,005
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook. f.) Prance	8	0	1	9	0,060	0,000	0,001	0,032	0,093
<i>Cupania vernalis</i> Camb.	7	7	1	1	0,141	0,022	0,011	0,028	0,146
<i>Miconia sellowiana</i> Naud.	7	6	1	2	0,130	0,092	0,001	0,014	0,052
<i>Qualea jundiahy</i> Warm.	7	3	1	5	0,318	0,019	0,004	0,082	0,381
<i>Vitex polygama</i> Cham.	7	1	1	7	0,360	0,111	0,016	0,061	0,310
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	6	4	2	4	0,028	0,014	0,002	0,011	0,024
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schtdl.	6	5	5	6	0,011	0,009	0,007	0,007	0,009
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schtdl.	6	4	1	3	0,012	0,010	0,002	0,006	0,008
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	6	4	2	4	0,150	0,067	0,037	0,024	0,107
<i>Margaritaria nobilis</i> L. f.	6	4	0	2	0,088	0,036	0,000	0,004	0,056
<i>Miconia cecidophora</i> Naud.	6	1	0	5	0,019	0,002	0,000	0,020	0,036
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Backer	6	5	1	2	0,258	0,225	0,004	0,023	0,056
<i>Tapirira obtusa</i> ((Benth.) D.J. Mitch.	6	2	3	7	0,303	0,108	0,038	0,223	0,418
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	5	1	0	4	0,180	0,040	0,000	0,052	0,192
<i>Campomanesia velutina</i> Berg.	5	4	0	1	0,067	0,047	0,000	0,000	0,021
<i>Heisteria ovata</i> Benth.	5	1	5	9	0,038	0,012	0,015	0,051	0,077
<i>Simira viridiflora</i> Steyererm.	5	0	4	9	0,127	0,000	0,009	0,028	0,155
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	4	1	0	3	0,858	0,253	0,000	0,186	0,792
<i>Faramea cyanea</i> Müell. Arg.	4	1	0	3	0,042	0,001	0,000	0,011	0,053
<i>Machaerium nictitans</i> Benth.	4	4	0	0	0,033	0,017	0,000	-0,013	0,003
<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez	4	2	1	3	0,103	0,031	0,029	0,065	0,137
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	4	3	0	1	0,323	0,318	0,000	0,000	0,005
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	4	3	0	1	0,013	0,008	0,000	0,001	0,006
<i>Cassia ferruginea</i> Scharad. ex DC.	3	2	0	1	0,332	0,125	0,000	0,078	0,284
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Mag., Steyererm.	3	0	3	6	0,156	0,000	0,004	0,297	0,452
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	3	0	1	4	0,104	0,000	0,001	0,015	0,120
<i>Maclura tinctoria</i> D. Don. ex Steud.	3	2	0	1	0,819	0,162	0,095	0,120	0,777
<i>Myrciaria glanduliflora</i> (Kiaerst) Mattos & Legr.	3	1	4	6	0,004	0,003	0,004	0,005	0,007
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W. Burg.	3	0	2	5	0,012	0,000	0,003	0,001	0,013
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O. Grose	3	2	0	1	0,015	0,013	0,000	-0,001	0,001
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	3	3	0	0	0,067	0,067	0,000	0,000	0,000
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip	2	0	2	4	0,012	0,000	0,003	0,006	0,017
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	2	2	1	1	0,005	0,005	0,001	0,001	0,001
<i>Bauhinia unguolata</i> L.	2	1	0	1	0,007	0,002	0,000	0,003	0,008
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	2	1	2	3	0,006	0,001	0,006	0,004	0,008
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	2	0	0	2	0,008	0,000	0,000	-0,001	0,008
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	2	2	0	0	0,080	0,080	0,000	0,000	0,000
<i>Maytenus</i> sp.	2	2	0	0	0,021	0,007	0,000	-0,014	0,000
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	2	1	0	1	0,006	0,001	0,000	0,003	0,007
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	2	2	4	4	0,120	0,120	0,010	0,010	0,010
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	2	0	0	2	0,006	0,000	0,000	0,003	0,009
<i>Actinostemon conceptionis</i> Müll. Arg.	1	1	4	4	0,001	0,001	0,007	0,007	0,007
<i>Annona cacans</i> Warm.	1	1	3	3	0,001	0,001	0,012	0,012	0,012
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	1	1	0	0	0,002	0,002	0,000	0,000	0,000
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	1	1	0	0	0,003	0,003	0,000	0,000	0,000
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1	1	0	0	0,010	0,010	0,000	0,000	0,000
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	1	1	1	0,007	0,009	0,003	0,005	0,003
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	1	1	1	1	0,409	0,034	0,024	0,203	0,578
<i>Diospyros hispida</i> A. DC.	1	0	0	1	0,012	0,000	0,000	0,000	0,013
<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Schum.) A. Robyns	1	0	0	1	0,030	0,000	0,000	0,001	0,031
<i>Guarea guidonia</i> L. Sleumer	1	1	0	0	0,005	0,005	0,000	0,000	0,000
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	1	0	0	1	0,023	0,000	0,000	-0,002	0,021
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1	0	0	1	0,002	0,000	0,000	0,000	0,001
<i>Ormosia fastigiata</i> Tul.	1	0	0	1	0,002	0,000	0,000	0,001	0,002
<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	1	0	0	1	0,004	0,000	0,000	0,000	0,004

continua

Tabela 1 (continuação)

	Número de indivíduos				Área basal				
	N1	Nd	Nr	N2	Ab1	Abm	Abi	Abg	Ab2
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	1	0	1	2	0,009	0,000	0,001	0,007	0,016
<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	1	0	1	2	0,001	0,000	0,002	0,003	0,005
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	1	1	0	0	0,158	0,115	0,000	-0,043	0,000
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	1	0	1	2	0,001	0,000	0,005	0,005	0,006
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	1	0	0	1	0,002	0,000	0,000	0,004	0,006
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1	0	0	1	0,046	0,000	0,000	0,018	0,064
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	1	0	0	1	0,006	0,000	0,000	0,004	0,010
<i>Xylopia sericea</i> St.-Hil.	1	1	0	0	0,013	0,013	0,000	0,000	0,000
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	0	0	2	2	0,000	0,000	0,003	0,003	0,003
<i>Eugenia</i> sp.	0	0	1	1	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001
<i>Ficus</i> sp.	0	0	1	1	0,000	0,000	0,002	0,002	0,002
<i>Machaerium stipitatum</i> DC. Vog.	0	0	1	1	0,391	0,391	0,000	0,000	0,00
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	0	0	1	1	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001
<i>Myrcia</i> sp.	0	0	1	1	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001
<i>Ocotea lanceolata</i> Nees	0	0	1	1	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001
<i>Ocotea percoriacea</i> (Meisn.) Kosterm.	0	0	1	1	0,000	0,000	0,005	0,005	0,005
<i>Pavonia malacophylla</i> (Link & Otto) Garcke	0	0	1	1	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001
<i>Unonopsis lindmanii</i> R.E. Fries	0	0	1	1	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001

as menos abundantes na comunidade (Nascimento *et al.* 1999; Werneck *et al.* 2000), como ocorrido no presente estudo. As espécies que saíram e as ingressantes na amostragem tinham poucos indivíduos (um a dois), característica comum em 25 a 33% das espécies de florestas tropicais (Lang & Knight 1983; Swaine *et al.* 1987) e próximo ao valor encontrado em florestas semidecíduais, 33% por Araújo & Haridasan (1997), em Uberlândia e 40% por Paula *et al.* (2004), em Viçosa, ambos em Minas Gerais. As espécies com poucos indivíduos podem sofrer extinção local devido a flutuações ambientais e reaparecer em outros levantamentos por migração, recrutamento de indivíduos do banco de sementes, plântulas ou pelo crescimento de jovens que não atingiram o critério mínimo de inclusão (Swaine *et al.* 1987). O tamanho reduzido, o isolamento e a interferência antrópica na floresta podem determinar o desaparecimento de algumas espécies ou a redução de suas populações (Paiva *et al.* 2007), favorecendo o crescimento de outras espécies.

O índice de diversidade de Shannon em T1 (4,05) foi maior que em T2 (3,72) ( $t = 6,45$ ;  $gl = 1576,92$ ;  $p < 0,001$ ). O índice de equidade de Pielou foi de 0,62 em T1 e de 0,57 em T2. Esta diferença ocorreu porque *Siparuna guianensis* e *Trichilia pallida* apresentaram população numerosa em T2. Em outras formações florestais brasileiras as mudanças na riqueza e na densidade das espécies foram pequenas e não alteraram os índices de diversidade durante o período analisado (Appolinário *et al.* 2005; Paiva *et al.* 2007). Estudos em florestas tropicais indicam que em áreas não atingidas por distúrbios severos e livres de interferência antrópica

ocorrem poucas mudanças na diversidade, sugerindo uma aparente estabilidade (Swaine *et al.* 1987).

Número de indivíduos e área basal – O número de árvores amostradas no primeiro levantamento (T1) e no segundo (T2) foram de 818 e 866 indivíduos, respectivamente. Entre os dois censos, houve um ganho líquido de 48 indivíduos, resultado da morte de 357 e do recrutamento de 405. A área basal total da comunidade nos dois inventários foi 14,43 m<sup>2</sup> em T1 e 13,42 m<sup>2</sup>, em T2 (Tab. 2). As árvores mortas neste período representaram uma perda de 5,05 m<sup>2</sup>. O recrutamento e o crescimento dos sobreviventes contribuíram com 1,03 m<sup>2</sup> e 3,01 m<sup>2</sup>, respectivamente, para o aumento em área basal. Os fragmentos de florestas semidecíduais

Tabela 2. Dinâmica da comunidade arbórea com valores referentes ao número de indivíduos e área basal na floresta semidecidual da Fazenda Experimental do Glória, Uberlândia, MG, Brasil.

Características	Número de indivíduos	Área basal (m <sup>2</sup> )
Amostragem no T1	818	14,43
Amostragem no T2	866	13,42
Mortos	357	5,05
Recrutadas	405	1,03
Incremento em área basal	-	4,04
Taxa Anual de Mortalidade (%)	4,10	3,08
Taxa Anual de Ingresso (%)	4,50	2,56
Meia Vida (anos)	16,92	22,53
Tempo de Duplicação (anos)	15,04	27,44
Reposição (anos)	15,98	24,98
Estabilidade (anos)	1,86	4,91

tropicais, em geral encontram-se em desequilíbrio quanto às taxas de mortalidade e recrutamento, ganho e perda de biomassa (Appolinário *et al.* 2005; Oliveira Filho *et al.* 2007). No presente estudo o desequilíbrio no número de indivíduos entre T1 e T2 deve-se principalmente ao crescimento do número de indivíduos da população de *Trichilia pallida* e *Siparuna guianensis*, espécies tolerantes à sombra (Oliveira Filho *et al.* 1997; Appolinário *et al.* 2005) e que parecem ser boas competidoras nesse ambiente. Por outro lado, a morte de espécies de dossel como *Ocotea corymbosa* e *Terminalia glabrescens* contribuiu para a perda de biomassa da comunidade arbórea. A morte de indivíduos dessas espécies pode ter ocorrido devido a sua sensibilidade à presença de densa cobertura de cipós em suas copas e de cupinzeiros na base do tronco, observados no primeiro levantamento.

O maior número de indivíduos ocorreu na primeira classe de diâmetro nos dois levantamentos, sendo maior em T2 (Fig. 1A). Não houve diferença (KS para duas amostras,  $\chi^2 = 6,79$ ,  $gl = 2$ ,  $p > 0,05$ ) quanto ao número de indivíduos nas diversas classes de diâmetro entre o T1 e o T2, na comunidade arbórea da FEG. A morte de árvores, a quebra de galhos e, como consequência, a formação de clareiras abrem novos espaços para recrutas resultando em maior número de indivíduos com menor diâmetro. Tal fato proporciona distribuição de freqüências na forma exponencial, comum em florestas tropicais naturais onde as árvores com menor diâmetro geralmente possuem maior população (Hartshorn 1980; Swaine *et al.* 1987). A distribuição da área basal por classe de diâmetro, em geral foi maior no T1. Em T2 o alto valor de área basal para a classe de 59-66 cm foi devido ao crescimento de espécies sobreviventes de dossel (Fig. 1B).

**Mortalidade** – Dos 818 indivíduos amostrados em T1, 357 morreram até 2004, cerca de 51 árvores mortas  $ha^{-1} ano^{-1}$ , resultando em uma taxa média anual de mortalidade de 4,1% (Tab. 2). Essa taxa é considerada elevada quando comparada com grandes áreas preservadas de floresta tropical, com valores que variam de 1 a 2% ao ano (Lieberman & Lieberman 1987; Swaine *et al.* 1987). Em florestas brasileiras preservadas, foi determinado um percentual médio anual de 1,5%, em floresta semidecidual em Linhares (Rolim *et al.* 1999) e em floresta galeria em Brasília 3,5% (Felfili 1995). Em florestas semidecíduais alteradas, em Lavras e Piracicaba, foram determinadas taxas 2,6% e 4,5%, respectivamente (Oliveira Filho *et al.* 1997; Nascimento *et al.* 1999).

As altas taxas de mortalidade podem ser resultados de mudanças globais, principalmente o aumento de  $CO_2$  (Phillips 1996), alterações microclimáticas (Laurance *et al.* 1998) e resultado do efeito de fragmentação de habitats (Nascimento *et al.* 1999). No presente estudo,

os efeitos da fragmentação podem ter sido um dos fatores responsáveis pela elevada taxa de mortalidade, uma vez que a floresta semidecidual da FEG é isolada por lavouras e pastagem e próxima ao perímetro urbano de Uberlândia.

Ocorreu diferença significativa, quanto ao número de indivíduos mortos entre os diversos intervalos de classes de diâmetro (KS para uma amostra,  $D_{\max} = 0,553$ ,  $n = 357$ ,  $p < 0,01$ ). O maior número de indivíduos mortos foi registrado na classe de 3,0-10 cm (Fig. 1C). Segundo Felfili (1995), as maiores taxas de mortalidade ocorrem em indivíduos das menores classes diamétricas devido à baixa capacidade de competição em relação às árvores situadas no dossel. Entretanto, em florestas onde foram detectados distúrbios mais severos durante o monitoramento, nota-se maior taxa de mortalidade para árvores grandes (Rolim *et al.* 1999).

Na FEG as espécies que mais contribuíram para a mortalidade nas duas primeiras classes de diâmetro foram *Siparuna guianensis*, secundária inicial encontrada no sub-bosque, *Casearia grandiflora* e *C. sylvestris*, ambas pioneiras, sendo uma de dossel intermediário e a outra de sub-bosque, respectivamente. *Siparuna guianensis* e *C. grandiflora*, apesar de perderem 29 e 40 indivíduos, recrutaram 64 e 34, respectivamente, ao contrário, de *C. sylvestris* que apresentou 12 indivíduos mortos e apenas três ingressaram na população (Tab. 1). A alta mortalidade e o baixo recrutamento de *C. sylvestris* indicam baixa capacidade competitiva dos indivíduos jovens no local de estudo.

A área basal perdida foi maior na classe de 31-38 cm (Fig. 1D). Neste intervalo, as espécies que mais contribuíram para a perda em área basal foram *Machaerium nictitans* que perdeu todos os seus indivíduos no período de 14 anos e *Ocotea corymbosa* que teve sua área basal reduzida devido à mortalidade de 11 indivíduos (Tab. 1). Essas espécies dependem de muita luz (Oliveira Filho *et al.* 1997) e a cobertura de suas copas com cipós, como foi observado no T1, possivelmente contribuiu para a morte dos indivíduos.

**Recrutamento** – Dos 866 indivíduos amostrados em T2, 405 eram recrutas (Tab. 2), cerca de 58 árvores recrutadas  $ha^{-1} ano^{-1}$ , resultando em uma taxa média anual de recrutamento de 4,5%. Uma das maiores taxas de recrutamento registrada em floresta semidecidual alterada, foi de 4,04%, em um intervalo de 10 anos (Paiva *et al.* 2005). Por outro lado taxas de 1,8 a 2,99% foram encontradas em intervalos de 5 a 7 anos nesse mesmo tipo fisionômico de floresta (Oliveira Filho *et al.* 1997; Appolinário *et al.* 2005; Oliveira Filho *et al.* 2007).

Cinquenta e quatro espécies (56,3% do total de espécies) presentes em 1990 apresentaram recrutamento até 2004 (Tab. 1). As taxas anuais de recrutamento para as espécies variaram de 0 a 14,95%. Para 40 espécies

as taxas de recrutamento ocorreram entre 1-10% e apenas quatro espécies tiveram taxas maiores que 10%. As maiores taxas de recrutamento foram obtidas para *S. guianensis* (14,95%), *Trichilia pallida* (13,07%) e *Cardiopetalum calophyllum* (12,80%). A maior taxa média anual de recrutamento (4,5%) ocorreu principalmente devido ao ingresso de *T. pallida* (89 indivíduos) e *S. guianensis* (64), espécies comuns no sub-bosque de florestas semidecíduas e *Casearia grandiflora* (34), espécie de dossel intermediário.

Houve diferença quanto ao número de indivíduos recrutados entre os diversos intervalos de classe (KS para uma amostra,  $D_{\text{máx}} = 0,765$ ,  $n = 405$ ,  $p < 0,01$ ). O maior recrutamento ocorreu na classe de diâmetro de

3,0-10 cm (Fig. 1E), representando 98,54% do total de indivíduos ingressos e, conseqüentemente, a maior taxa de ingresso também ocorreu nesta classe (7,23% ano<sup>-1</sup>). Essas espécies com menor diâmetro ocupam o sub-bosque da floresta e parecem ser favorecidas por *Copaifera langsdorffii*, *Machaerim villosum*, *Cariniana estrellensis* e *Ocotea corymbosa* que ocupam o dossel superior da floresta (Araújo & Haridasan 1977).

A área basal acrescentada foi maior no intervalo 59-66 cm devido ao crescimento em diâmetro dos indivíduos sobreviventes (Fig. 1F). Neste intervalo, as espécies que mais contribuíram para o acréscimo em área basal foram *Cassia ferruginea*, *Ocotea corymbosa*, *Cariniana estrellensis* e *Qualea jundiahy*, enquanto a

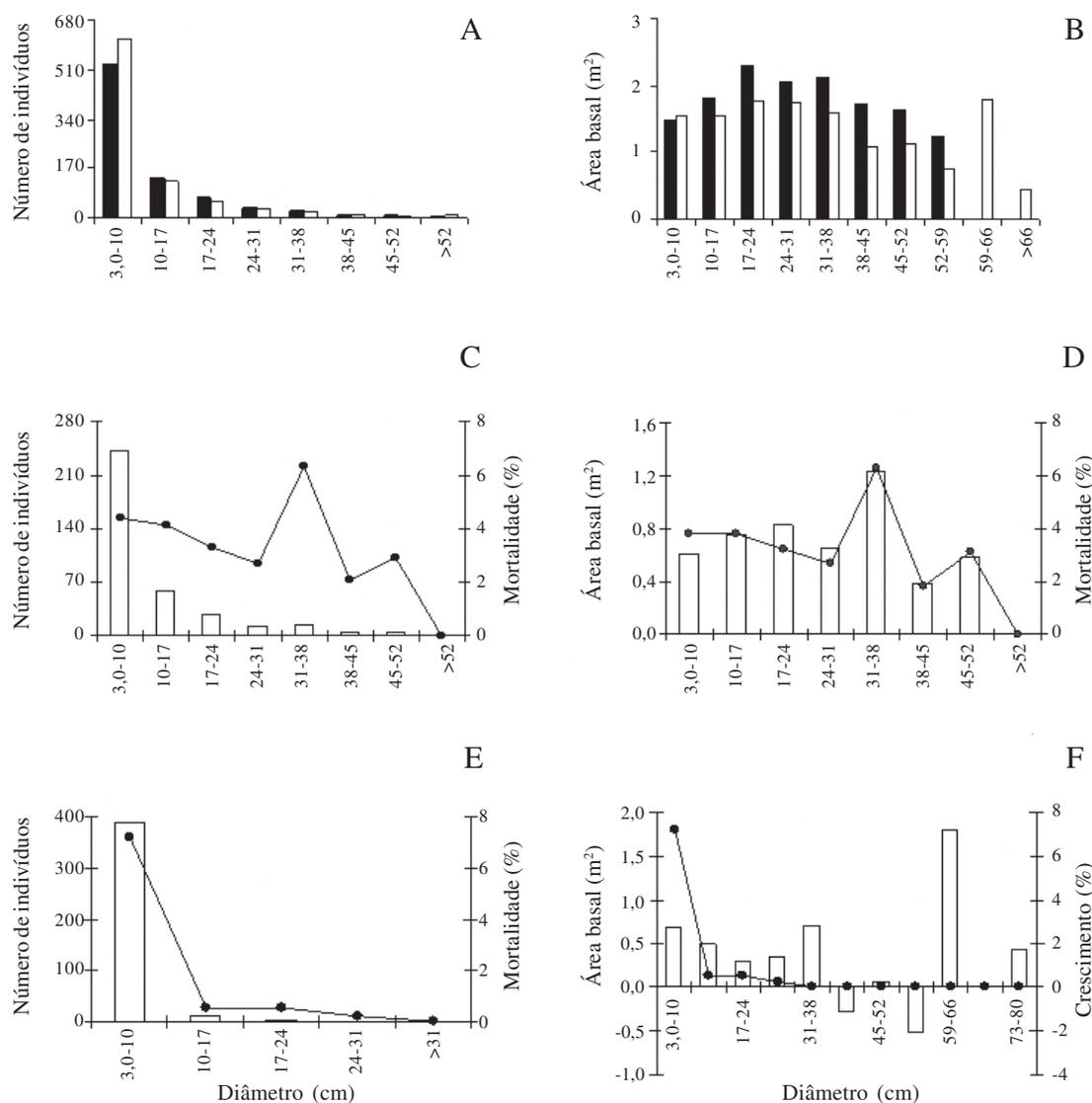


Figura 1. Mudanças na composição florística e na estrutura da comunidade de espécies arbóreas em diferentes classes de diâmetro, na floresta semidecidual da Fazenda Experimental do Glória, Uberlândia, MG, Brasil. A. Distribuição dos indivíduos (■ = T1 (1990); □ = T2 (2004)). B. Área basal (■ = T1 (1989); □ = T2 (2000)). C. Mortalidade de indivíduos (□ = indivíduos mortos; -●- = porcentagem de mortalidade). D. Perda de área basal (□ = área basal perdida; -●- = porcentagem de mortalidade). E. Número de indivíduos recrutados (□ = número de ingressos; -●- = taxa anual de ingresso). F. Acréscimo em área basal (□ = crescimento; -●- = porcentagem de crescimento).

maior taxa de ingresso ocorreu na classe de 3,0-10 cm.

Meia vida, tempo de duplicação, estabilidade e reposição – O valor de meia vida (16,9 anos), quanto ao número de indivíduos (Tab. 2), encontrado na floresta da FEG foi inferior aos registrados, no mesmo tipo fisionômico de vegetação, por Oliveira Filho *et al.* (1997), Guilherme *et al.* (2004) e Paiva *et al.* (2007). Por outro lado, o tempo de duplicação registrado aqui (15,04 anos, Tab. 2) situou-se entre os valores (12,3 a 23,6 anos) encontrados pelos mesmos autores. O menor valor de meia vida indicaria que o fragmento florestal da FEG é mais dinâmico, pelo menos no período de estudo, que as outras florestas semidecíduais estudadas. Quando uma floresta apresenta taxas de mortalidade, de recrutamento, meia-vida e tempo de duplicação equilibradas, como no presente estudo, encontra-se em estado silvigenético de equilíbrio (Korning & Balslev 1994).

A comunidade da floresta da FEG é mais estável em relação ao número de indivíduos (1,06 anos) do que em relação à área basal (4,91 anos, Tab. 2). Para reposição é mais dinâmica, em relação ao número de indivíduos (15,98) do que em relação à área basal (24,98). Com relação a outros fragmentos de florestas semidecíduais, possui estabilidade e dinamismo semelhante àquela estudada por Paiva *et al.* 2007 e maior do que as amostradas por Oliveira Filho *et al.* (1997) e Guilherme *et al.* (2004).

## Agradecimentos

A Adenilza Borges, pela ajuda na amostragem da vegetação em 2004; a Adriana Arantes, pela identificação de espécies da família Myrtaceae.

## Referências bibliográficas

Appolinário, V.; Oliveira Filho, A.T. & Guilherme, F.A.G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica** 28: 347-360.

Araújo, G.M. & Haridasan, M. 1997. Estrutura fitossociológica de duas matas mesófilas semidecíduas, em Uberlândia, Triângulo Mineiro. **Naturalia** 22: 115-129.

Bonini, E.E. & Bonini, S.E. 1972. **Estatística teórica e exercícios**. São Paulo, Editora Loyola.

Chagas, R.K.; Oliveira Filho, A.T.; van den Berg, E. & Scolforo, J.R.S. 2001. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore** 25: 39-57.

Felfili, M.J. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery Forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology** 11: 67-83.

Guilherme, F.A.G.; Oliveira Filho, A.T.; Appolinário, V. & Bearzoti, E. 2004. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology** 174: 19-36.

Haridasan, M. & Araújo, G.M. 2005. Perfil nutricional de espécies lenhosas de duas florestas semidecíduas em Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica** 28: 295-303.

Hartshorn, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. **Biotropica** 12: 23-30.

Köppen, W. 1948. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. Mexico, Fondo de Cultura Económica.

Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science** 4: 77-86.

Lang, G.E. & Knight, D.H. 1983. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. **Ecology** 64: 1075-1080.

Laurance, W.F.; Ferreira, J.M.; Rankin-de-Merona, J.M. & Laurance, S.G. 1998. Rain Forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology** 19: 2032-2040.

Lieberman, D. & Lieberman, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology** 3: 347-358.

Lopes, S.F. & Schiavini, I. 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** 21: 249-261.

Magurran, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurements**. New Jersey, Princeton University.

Nascimento, H.E.M.; Dias, A.S.; Tabanez, A.A.J. & Viana, V.M. 1999. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia** 59: 329-342.

Oliveira Filho, A.T.; Mello, J.M. & Scolforo, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology** 131: 45-66.

Oliveira Filho, A.T.; Carvalho, W.A.C.; Machado, E.L.M.; Higuchi, P.; Castro, G.C.; Silva, A.C.; Santos, R.M.; Borges, L.F.R.; Corrêa, B.S. & Alves, J.M. 2007. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica** 30: 149-161.

Paiva, L.V.; Araújo, G.M. & Pedroni, F. 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the "Estação Ecológica do Panga", municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 30: 365-373.

Paula, A.; Silva, A.F.; Marco Júnior, P.; Santos, F.A.M. & Souza, A.L. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** 18: 407-423.

Phillips, O.L. 1996. Long-term environmental changes in tropical forests: increasing tree turnover. **Environmental Conservation** 23: 235-248.

Rodrigues, L.A.; Carvalho, D.A.; Oliveira Filho, A.T.; Botrel, R.T. & Silva, E.A. 2003. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminárias, MG. **Acta Botanica Brasílica** 17: 71-87.

Rolim, S.G.; Couto, H.T.Z. & Jesus, R.M. 1999. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis** 55: 49-69.

Rosa, R.; Lima, S.C. & Assunção, W.L. 1991. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia. **Sociedade & Natureza** 3: 91-108.

Sheil, D.; Burslem, D.F.R.P. & Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology** 83: 331-333.

Sheil, M.D. & May, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology** 84: 91-100.

Siegel, S. 1975. **Estatística não paramétrica: para as ciências do comportamento**. São Paulo, McGraw-Hill do Brasil Ltda.

Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Hall, J.B. 1990. Structure and dynamics a tropical dry forest in Ghana. **Vegetation** 88: 31-51.

Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology** 3: 359-366.

Werneck, M.S.; Franceschinelli, E.V. & Tameirão Neto, E. 2000. Mudanças florísticas 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.