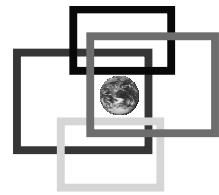




UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais
Instituto de Biologia



**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UMA FLORESTA
SEMIDECIDUAL EM UBERLÂNDIA, MINAS GERAIS**

Mariana Resende Silva

2006

Mariana Resende Silva

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UMA FLORESTA
SEMIDECIDUAL EM UBERLÂNDIA, MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais”

APROVADA em ____ de fevereiro de 2006

Prof. Dra. Jeanine Maria Felfili - UnB

Prof. Dr. Ivan Schiavini - UFU

Prof. Dr. Glein Monteiro Araújo
UFU (Orientador)

UBERLÂNDIA
Fevereiro - 2006

FICHA CATALOGRÁFICA

Elaborada pelo Sistema de Bibliotecas da UFU / Setor de
Catalogação e Classificação

S586d Silva, Mariana Resende, 1980-
Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta
semidecidual em
Uberlândia, Minas Gerais / Mariana Resende Silva. - 2006.
46 f. : il.
Orientador: Glein Araújo Monteiro.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Uberlândia, Progra-
ma de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos
Naturais.
Inclui bibliografia.
1. Comunidades vegetais - Teses. 2. Dinâmica de
vegetação -Teses. I. Monteiro, Glein Araújo. II. Universidade
Federal de Uberlândia. Progra-ma de Pós-Graduação em
Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. III. Título.

CDU: 581.52

Mariana Resende Silva

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UMA FLORESTA
SEMIDECIDUAL EM UBERLÂNDIA, MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Orientador

Prof. Dr. Glein Araújo Monteiro

UBERLÂNDIA
Fevereiro- 2006

Dedico este trabalho aos meus amados pais,
Altino e Conceição, minha irmã, Daniela e meu
noivo, Rodrigo, os meus maiores incentivadores.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus que iluminou os meus caminhos e conduziu meus passos durante todas as tarefas realizadas no mestrado.

Aos meus pais, Altino e Conceição, minha avó, Geni, minha irmã Daniela, pelo amor, carinho, pelo apoio emocional e financeiro e incentivo ao longo da minha vida acadêmica.

Ao meu noivo, Rodrigo, pelo amor, dedicação e pela companhia em todos os momentos bons e difíceis, enfrentados nos últimos anos.

Ao meu cunhado, Rafael e ao meu sobrinho, Paulo, e por toda felicidade que eles proporcionaram à minha família.

Ao meu orientador, Dr. Glein Monteiro Araújo, por todos os ensinamentos, paciência, tempo disponibilizado, desde as viagens ao campo a redação do manuscrito e por todos os cuidados dispensados durante a coleta de dados para que eu realizasse um estudo criterioso e consequentemente aprimorasse meus conhecimentos em ecologia. Muito obrigada!

Ao Dr. Ivan Schiavini e a Dra. Jeanine Maria Felfili, por participarem da banca de defesa de minha dissertação e pelas sugestões e críticas.

A Dra. Ana Angélica Almeida Barbosa, por participar como suplente da banca de dissertação, podendo contribuir mais uma vez para o meu crescimento intelectual.

A Dra. Adriana Arantes, pela identificação de plantas da família Myrtaceae.

À amiga, Adenilza Borges, pela companhia indispensável no campo e na faculdade, pela “paciência”, atenção e a grande amizade construída durante estes dois anos. Adenilza saiba que você foi fundamental nesta caminhada e espero que seu futuro seja tão brilhante quanto você merece. Muito obrigada minha querida amiga!

Ao Venaldo (marido de Adenilza), por privar-se de seu único dia de descanso para ajudar-me no campo.

A amiga, Francielle Paulina, pela valiosa companhia, carinho, auxílios, abrigo e por nossa grande amizade, cada dia mais forte construída desde o início da graduação.

A todos os companheiros do mestrado e doutorado pela amizade, em especial, Helise, Diana, Clesnan, Érika, Jonas, Sinara, Geraldo, Jaqueline, Alexandre, Ricardo, Cláudia Inês, Ariane, Jonas, Sinara e Ana Paula.

Aos amigos, Cláudio Muniz e João Paulo, pela ajuda nas análises estatísticas e por me atenderem tão prontamente, obrigada.

A Francine e Sérgio pelas cópias dos artigos científicos.

A Luciana Paiva por sanar as minhas dúvidas em relação aos cálculos no excel.

Ao Dr. Paulo Eugênio pela leitura do abstract e por toda ajuda e atenção disponibilizada ao longo do mestrado.

A secretaria da Pós-Graduação, Maria Angélica, pela gentileza, disposição, competência e agilidade em solucionar as mais diversas situações de forma hábil.

Aos professores, técnicos e funcionários da Universidade Federal de Uberlândia e em especial ao Instituto de Biologia por toda assistência fornecida durante o mestrado.

E a todos que ajudaram na realização deste trabalho e contribuíram para a minha formação acadêmica.

Muito obrigada!

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	xi
ABSTRACT.....	xii
1. INTRODUÇÃO	01
2. MATERIAL E MÉTODOS	04
2.1. Área de estudo.....	04
2.2. Coleta de dados	06
2.3. Análise dos dados	07
2.3.1. Dinâmica da comunidade arbórea	07
2.3.2. Confecção dos histogramas	08
2.3.3. Análise estatística.....	09
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	10
3.1. Composição florística e índice de diversidade.....	10
3.2. Número de indivíduos e área basal.....	23
3.3. Mortalidade.....	26
3.4. Recrutamento.....	30
3.5. Meia vida e tempo de duplicação	33
3.6. Estabilidade e reposição	34
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	35
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	36

LISTA DE FIGURAS

	Página
FIGURA 01 - Mapa da Fazenda Experimental do Glória com a localização da área de estudo na floresta estacional semidecidual estudada	05
FIGURA 02 - Distribuição dos indivíduos por classe de diâmetro referente aos dois levantamentos realizados em 1990 e 2004, na floresta semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG	25
FIGURA 03 - Distribuição da área basal por classe de diâmetro referente aos dois levantamentos realizados em 1990 e 2004, na floresta semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG	26
FIGURA 04 - Mortalidade por classe de diâmetro expressa em número de indivíduos mortos e a taxa anual de mortalidade, referente ao período de 1990 a 2004, na floresta semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG.	29
FIGURA 05 - Mortalidade por classe de diâmetro expressa em área basal perdida e taxa anual de mortalidade, referente ao período de 1990 a 2004, na floresta semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG.	30
FIGURA 06 - Ingresso por classe de diâmetro expresso em número de indivíduos recrutados e taxa anual de crescimento, referente ao período de 1990 a 2004, na floresta semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG.	32
FIGURA 07 - Acréscimo em área basal por classe de diâmetro expresso em área basal e taxa anual de ingresso, referente ao período de 1990 a 2004, na floresta semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG.	33

LISTA DE TABELAS

	Página
TABELA 1 - Dinâmica das espécies arbóreas, expressa em número de indivíduos, referente aos dois levantamentos realizados em 1990 e 2004, na Floresta Estacional Semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG.	13
TABELA 2 - Dinâmica das espécies arbóreas, expressa em área basal, referente aos dois levantamentos realizados em 1990 e 2004, na Floresta Estacional Semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG.	18
TABELA 3 - Dinâmica comunidade arbórea com valores referentes a número de indivíduos e área basal no período de 1990 - 2004, na Floresta Estacional Semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG.	24

RESUMO

Silva, Mariana Resende. 2006. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, Minas Gerais. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia-MG. 46p.

A dinâmica de uma comunidade arbórea foi descrita baseando-se em duas amostragens sucessivas num intervalo de 14 anos, com o objetivo de analisar as mudanças ocorridas na comunidade neste período. 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 CAP \geq 10 cm em 1990 e novamente em 2004. Em 1990 registrou-se um total de 95 espécies e 818 indivíduos, enquanto que em 2004, 95 espécies e 866 indivíduos. A área basal do primeiro inventário foi 14,43 m² e no segundo foi 13,42 m². A composição florística mudou, mas o número de espécies permaneceu igual. As espécies que desapareceram foram *Aspidosperma parviflorum*, *Byrsonima laxiflora*, *Casearia decandra*, *Guarea guidonea*, *Machaerium nictitans*, *Maprounea guianensis*, *Maytenus* sp., *Qualea dichotoma*, *Xylopia sericea* e *Zanthoxylum rhoifolium* e as que ingressaram foram *Casearia gossypiosperma*, *Eugenia* sp., *Ficus* sp., *Machaerium stipitatum*, *Myrcia rostrata*, *Myrcia* sp., *Ocotea lanceolata*, *Ocotea percociacea*, *Pavonia malacophylla* e *Unonopsis lindmanii*. O índice de diversidade de Shannon foi de 4,05 nats.indivíduo⁻¹ e a equabilidade de Pielou 0,62 em 1990 e 3,72 nats.indivíduo⁻¹ e 0,57, em 2004. A taxa média anual de mortalidade foi de 4,1% e a de recrutamento 4,5%. As espécies que mais contribuíram para as taxas de mortalidade foram *Casearia grandiflora* e *Siparuna guianensis* e para o recrutamento *Siparuna guianensis* e *Trichilia pallida*. A mortalidade e o recrutamento foram maiores na primeira classe de diâmetro. A meia-vida, o tempo de duplicação, a estabilidade e a reposição, para o número de indivíduos foi 16,92, 15,04, 1,88 e 15,98 anos, respectivamente. Mudanças ocorridas na comunidade florestal entre os levantamentos indicam que este fragmento possivelmente ainda se encontra em estágio de adaptação às interferências sofridas com a fragmentação e o isolamento em relação a outras florestas semideciduais.

Palavras-chaves: diversidade, floresta semidecidual, mortalidade e recrutamento.

ABSTRACT

Silva, Mariana Resende. 2006. Tree community dynamics in a semideciduous forest, in Uberlândia, Minas Gerais. MSc.thesis. UFU. Uberlândia, MG. 46p.

This study describes a tree community dynamics based in two successive surveys taken with a 14 years interval with the objective of analyzing changes that occurred in the community in the period. The study was carried out in a semideciduous forest area by using 50 plots of 10 m x 10 m, where all trees with GBH \geq 10 cm were sampled in 1990 and again in 2004. In 1990 there was registered a total of 95 species and 818 individuals, while in 2004, we registered 95 species and 866 individuals. The basal area of the first inventory was 14.43 m² and in the second was 13.42 m². The floristic composition changed but the number of species remained the same. The species that disappeared were *Aspidosperma parviflorum*, *Byrsonima laxiflora*, *Casearia decandra*, *Guarea guidonea*, *Machaerium nictitans*, *Maprounea guianensis*, *Maytenus* sp., *Qualea dichotoma*, *Xylopia sericea* and *Zanthoxylum rhoifolium* and new entries were *Casearia gossypiosperma*, *Eugenia* sp., *Ficus* sp., *Machaerium stipitatum*, *Myrcia rostrata*, *Myrcia* sp., *Ocotea lanceolata*, *Ocotea percociacea*, *Pavonia malacophylla*, and *Unonopsis lindmanii*. The Shannon's diversity index was 4.05 nats.individual⁻¹ and the Pielou's evenness 0.62 in 1990 and 3.72 nats.individual⁻¹ and 0.57 in 2004. The mean annual mortality rate was 4.1% and the mean annual recruitment rate 4.5%. The species that contributed most for the mortality rate were *Casearia grandiflora* and *Siparuna guianensis* while for the recruitment were *Siparuna guianensis* and *Trichilia pallida*. Mortality and recruitment were higher in the first diameter class. For number of individuals the half life was 16.92 years, the time of duplication was 15.04 years, stability was 1.06 years and turnover was 15.98 years. Changes observed in the forest community between surveys indicates that this fragment is possibility still a adapting to the interference suffered with the fragmentation and isolation in relation to others semideciduous forest areas.

Key words: diversity, semideciduous forest, mortality and recruitment

1. Introdução

As florestas estacionais semideciduais ocorrem, em geral, nas encostas de interflúvios (Ribeiro & Walter 1998) e apresentam deciduidade de 20% a 50% no período mais seco do ano (Veloso *et al.* 1991). Essas florestas são encontradas nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Goiás, Mato Grosso do Sul, Bahia e Espírito Santo (Durigan *et al.* 2000), formando transições graduais com florestas de galerias e/ou ciliares.

As florestas semideciduais foram intensamente devastadas devido às constantes ações antrópicas, relacionadas com a expansão da agropecuária, uma vez que ocupavam regiões com relevo e solo favorável à agricultura (Araújo & Haridasan 1997). Atualmente, em Minas Gerais e São Paulo (Nascimento *et al.* 1999; Durigan *et al.* 2000), estas fitofisionomias encontram-se restritas a fragmentos isolados, tendo em sua periferia lavouras e pastagens (Araújo & Haridasan 1997; Durigan *et al.* 2000).

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 semideciduais, investigando vários aspectos, tais como: composição florística (Salis *et al.* 1995; Stranghetti & Ranga 1998; Lopes *et al.* 2002; Meira-Neto & Martins 2002; Santos & Kinoshita 2003; Yamamoto *et al.* 2005), estrutura fitossociológica (Araújo & Haridasan 1997; Araújo *et al.* 1997; Ivanauskas *et al.* 1999; Durigan *et al.* 2000), estrutura da floresta e as características edáficas (Oliveira-Filho *et al.* 2001; Botrel *et al.* 2002). Esses estudos mostraram a florística e a estrutura de cada floresta em um dado momento, não abordando investigações em longo prazo sobre a dinâmica dessas fitocenoses (Mello *et al.* 1996; Koyama & Takada

1998). 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 que ocorrem nessas florestas (Lieberman *et al.* 1985a; Swaine *et al.* 1987; Felfili 1995).

Nesse sentido, trabalhos sobre dinâmica de comunidades florestais foram realizados, na Ásia (Manokaran & Kochummen 1987; Burslem *et al.* 2000), América do Norte (Harcombe 2002), América do Sul (Uhl *et al.* 1988; Korning & Balslev 1994a; 1994b). Vários estudos foram realizados na América Central: como os de Crow (1980), em Porto Rico; Hartshorn (1980), Lieberman *et al.* (1985b) e Lieberman & Lieberman (1987), na Costa Rica; Lang & Knight (1983), Hubbell & Foster (1986) e Condit *et al.* (1995; 2004), no Panamá. Estes estudos indicam que as mudanças e flutuações na estrutura da floresta madura seguem um padrão em toda a área tropical. Há uma constância dos parâmetros estruturais da floresta, como densidade, área basal e número de espécies, flutuando em torno de um valor médio ao longo do tempo. Essa constância é mantida através de um balanço adequado entre mortalidade e recrutamento de árvores (Lieberman & Lieberman 1987; Swaine *et al.* 1987). E estes dois parâmetros, mortalidade e recrutamento, podem ser modificados por distúrbios mais intensos, como seca e furacões, podendo retornar ao valor médio, em seguida (Crow 1980; Manokaran & Kochummen 1987; Condit *et al.* 1992; 2004).

As pesquisas sobre dinâmica de comunidades no Brasil foram feitas em várias formações vegetais: Werneck *et al.* (2000), em floresta decídua, no Triângulo Mineiro, Minas Gerais; Felfili (1994; 1995; 1997b), em floresta de galeria, no Distrito Federal; Appolinário *et al.* (2005), em floresta ciliar, em Minas Gerais; Rolim *et al.* (1999), em floresta Atlântica, no Espírito Santo; Bertani *et al.* (2001), floresta ribeirinha em São Paulo; Pedroni (2001), em floresta Atlântica, São Paulo; Lopes (2004) e Muniz 2004, em mata de galeria, em Minas Gerais, dentre outros. Os estudos realizados em áreas florestais brasileiras têm apresentado

taxas de mortalidade entre 1 a 5% (Felfili 1995; Oliveira *et al.* 1997; Nascimento *et al.* 1999; Rolim *et al.* 1999, Pedroni 2001; Lopes 2004; Appolinário *et al.* 2005). Em alguns trabalhos a taxa mortalidade foi superior à taxa recrutamento (Appolinário *et al.* 2005) ou similar (Rolim *et al.* 1999).

Estudos de dinâmica de comunidades arbóreas em florestas estacionais semideciduais foram realizados por Oliveira-Filho *et al.* (1997), Chagas *et al.* (2001) em Lavras, Minas Gerais e Nascimento *et al.* (1999), em Piracicaba, São Paulo. Nestes estudos as elevadas taxas de mortalidade e recrutamento foram atribuídas aos processos de fragmentação e de perturbações sofridas no passado, corroborando a importância de pesquisas de longo prazo para detectar as mudanças florísticas e estruturais nessas florestas.

Dessa maneira, torna-se necessário avaliar as mudanças temporais em florestas estacionais, visando compreender melhor as alterações que ocorrem em suas populações e comunidades ao longo do tempo. O conhecimento sobre essas mudanças é fundamental para o desenvolvimento de ações executáveis para áreas a serem recuperadas, na medida em que fornece informações sobre espécies que poderiam ser utilizadas na restauração e na escolha de áreas para futuras unidades de conservação (Felfili & Silva Júnior 1993).

O presente estudo teve como objetivo determinar a dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Uberlândia, Triângulo Mineiro, 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.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de floresta Estacional Semidecidual Sub-Montana, segundo a classificação de Veloso *et al.* (1991), com cerca de 30 ha, situada na Fazenda Experimental do Glória (FEG), nas coordenadas 18°56'57"S e 48°12'14"W (Figura 1). A fazenda pertence à Universidade Federal de Uberlândia (UFU), possui 658 ha e destina-se a atividades agropastoris (Araújo & Haridasan 1997). A floresta semidecidual está adjacente a uma floresta de galeria situada às margens do córrego do Glória. Na periferia da floresta encontram-se lavouras, pastagens e, a cerca de dois quilômetros de distância, um bairro da cidade de Uberlândia.

O clima da região é do tipo Aw Megatérmico, segundo a classificação de Köppen (1948), com verão quente e úmido e inverno frio e seco. A temperatura máxima mensal varia de 27°C a 30°C e a mínima mensal cerca 18°C. A precipitação pluviométrica anual varia de 1400 mm a 1700 mm (Rosa *et al.* 1991).

O solo sob a floresta estudada é um Latossolo Vermelho-Escuro originário de sedimentos arenoso-argiloso provenientes do retrabalhamento do Arenito Bauru (Embrapa 1982). 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).

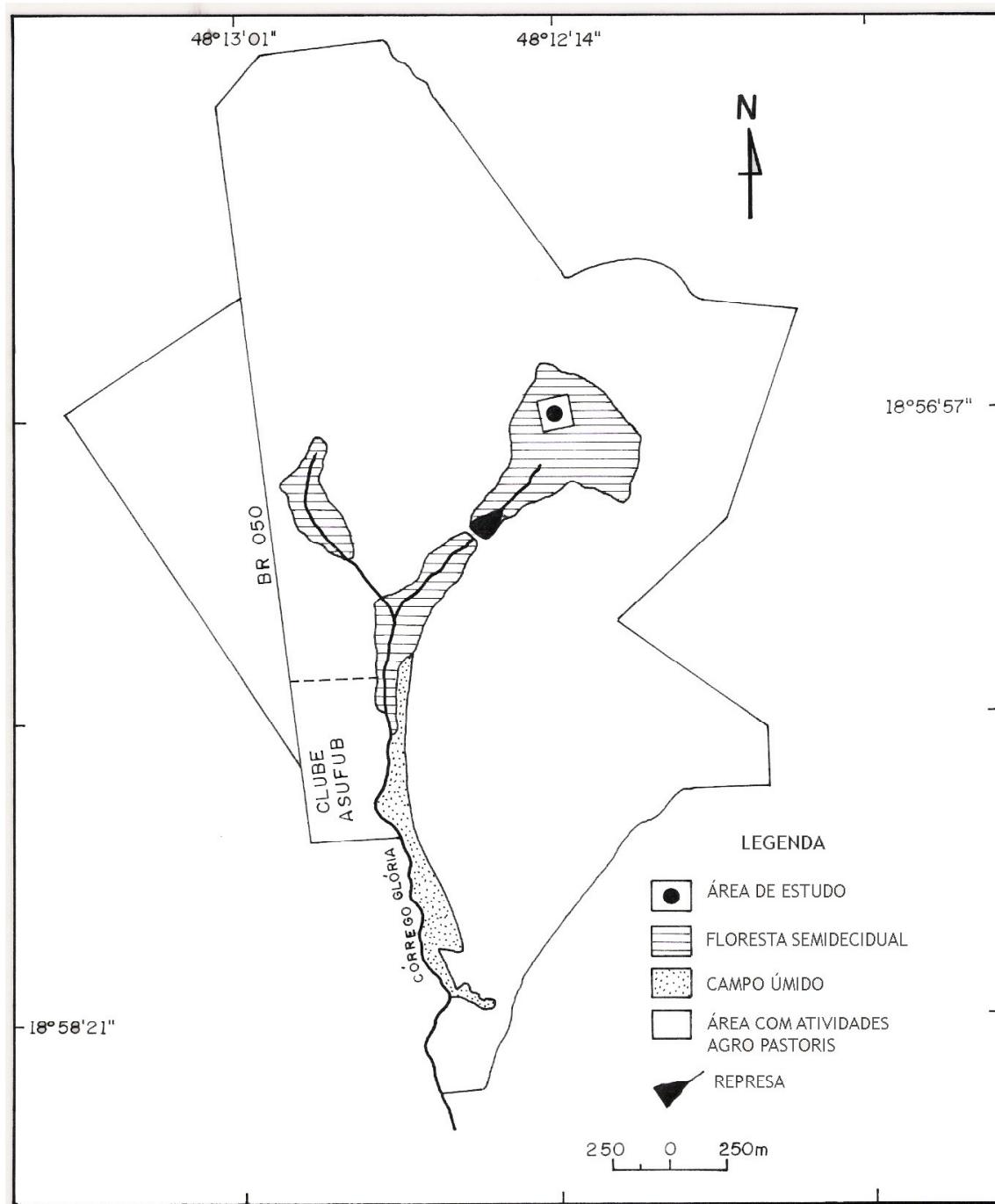


Figura 1: Mapa da Fazenda Experimental do Glória com a localização da floresta estacional semidecidual onde foi realizado o estudo. Adaptado de Araújo (1992).

2.2. Coleta de dados

A primeira amostragem da vegetação arbórea da FEG foi realizada em julho de 1990 (Araújo 1992). Nesse primeiro levantamento (T1) foram amostradas 50 parcelas de 10 m x 10 m, sorteadas em um hectare da floresta. Todas as árvores com circunferência a altura do peito (CAP) (1,30 m do solo) maior ou igual a 10 cm (aproximadamente 3,2 cm de diâmetro) foram rigorosamente medidas, marcadas com plaquetas de alumínio numeradas e identificadas. As parcelas foram marcadas com estacas de madeira e delimitadas com fio de náilon resistente a decomposição. Os resultados desse primeiro inventário encontram-se em Araújo (1992) e Araújo & Haridasan (1997).

O segundo levantamento (T2), foi efetuado em julho de 2004, (intervalo de 14 anos) quando as parcelas foram reinstaladas, utilizando-se estacas de ferro. Os procedimentos adotados para a amostragem da vegetação foram os mesmos utilizados no tempo 1. Os indivíduos vivos que não faziam parte do grupo de sobreviventes, ou seja, que não haviam sido registrados em 1990 e apresentaram CAP \geq 10 cm, foram considerados como recrutas ou ingressantes (I) e tiveram suas medidas de circunferência anotadas e receberam plaquetas de identificação. Plaquetas de alumínio também foram fixadas em indivíduos amostrados no T1, algumas foram englobadas pela casca da árvore e/ou expelidas. Os indivíduos não encontrados após uma busca minuciosa foram considerados como mortos.

A identificação das espécies foi feita no campo e/ou por comparações com exemplares identificados, depositados no Herbário da Universidade Federal de Uberlândia (HUFU). O sistema de classificação adotado foi o de Cronquist (1988).

Algumas espécies que foram identificadas até gênero em (T1) foram identificadas ao nível de espécie em (T2), como no caso de *Pouteria* sp. para *Pouteria torta*, *Pera* sp. para *Pera glabrata*, *Miconia* sp. para *Miconia cecidophora*, *Bauhinia* sp. para *Bauhinia ungulata*,

Machaerium sp. para *Machaerium villosum*, *Ocotea* sp. para *Ocotea corymbosa*, *Inga* sp. 1 e *Inga* sp. 2 para *Inga sessilis* (Araújo & Haridasan 1997). Outras espécies tiveram sua identificação corrigida, como *Dalbergia frutescens* identificada como *Apuleia leiocarpa* e *Myrcia* sp. identificada como *Myrciaria glanduliflora*.

2.3. Análise dos dados

2.3.1. Dinâmica da comunidade arbórea

Para obter a área basal (AB) e o diâmetro a altura do peito (DAP) das árvores amostradas utilizou-se as seguintes fórmulas: $AB = CAP^2/(4\pi)$, $DAP = 2\sqrt{\sum AB/\pi}$, onde CAP = circunferência a altura do peito e $\pi = 3,1416$.

Com os dados obtidos em T1 e T2 das amostragens efetuadas em espécies arbóreas da FEG calculou-se os seguintes parâmetros de dinâmica da comunidade florestal: taxa anual de mortalidade (Me), meia-vida ($T_{1/2}$), ingresso (Ic), tempo de duplicação (T_2), reposição (R) e estabilidade (E).

As taxas médias de mortalidade foram calculadas utilizando-se o modelo algébrico: $Me = -\{Ln[(N1-M)/N1]\}/t$, 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: $Ic = \{(N2/t)Ln.[1-(I/N2)]\}/N2$, 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: $(T_{1/2}) = \ln(0,5)/Me$ (Korning & Balslev 1994a). O tempo de duplicação 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: $T_2 = \ln(2)/\ln(1+Ic)$ (Korning & Balslev 1994a).

Foram calculadas a estabilidade (E) e a reposição (R) em número de indivíduos e em área basal, utilizando-se as equações: $E = |T_{1/2} - T_2|$ e $R = (T_{1/2} + T_2)/2$, respectivamente, segundo Korning & Balslev (1994a). A estabilidade indica se a área é estável, sendo mais estável aquela que apresentar o valor da estabilidade mais próximo de zero. Quanto menor o valor de reposição, mais dinâmica é a comunidade (Korning & Balslev 1994a).

Para estimar a diversidade da comunidade nos dois levantamentos foi utilizado o Índice de diversidade de Shannon-Weaver (H'), obtido por meio da equação: $H = \sum p_i \cdot \ln p_i$, onde $p_i = n_i/N$, onde: N é o número total de indivíduos de todas as espécies, n_i é o número de indivíduos amostrados por espécies e \ln é o logaritmo neperiano (Zar 1999).

A Eqüitabilidade de Pielou (J) foi calculada utilizando-se a fórmula: $J = H'_{\text{observado}} / H'_{\text{máximo}}$, onde $H'_{\text{observado}} = \text{índice de diversidade}$, $H'_{\text{máximo}} = \log_2 S$ e S , o número de espécies da comunidade (Zar 1999).

2.3.2. 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.

2.3.3. Análise estatística

Para comparar os índices de diversidade de Shannon entre os dois inventários foi utilizado o teste “t” de Hutcheson (Zar 1999). Para verificar se houve diferença significativa na freqüência de indivíduos nas diferentes classes de diâmetro entre os dois levantamentos, entre o T2 e o número de mortos e entre o T2 e o número de ingressantes, foi aplicado o teste de Qui-quadrado (Zar 1999).

3. Resultados e discussão

3.1. Composição florística e índice de diversidade

O número total de espécies registradas nos dois levantamentos na floresta semidecidual da fazenda do Glória 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 (Tabela 1 e 2). A riqueza de espécies encontrada no presente estudo foi semelhante a outros trabalhos realizados em florestas estacionais semideciduais em Minas Gerais, cuja riqueza tem variado de 93 a 154 espécies (Araújo & Haridasan 1997; Lopes *et al.* 2002; Meira-Neto & Martins 2002) e o critério de inclusão de indivíduos com CAP \geq 10 cm (Araújo & Haridasan 1997; Meira-Neto & Martins 2002) e CAP \geq 15 cm (Lopes *et al.* 2002).

A composição florística da floresta semidecidual da fazenda do Glória mudou em 14 anos. Dez das espécies relatadas em T1 não foram registradas em T2: *Aspidosperma parviflorum*, *Byrsonima laxiflora*, *Casearia decandra*, *Guarea guidonea*, *Machaerium nictitans*, *Maprounea guianensis*, *Maytenus* sp., *Qualea dichotoma*, *Xylopia sericea* e *Zanthoxylum rhoifolium*. Destas espécies, oito tinham um ou dois indivíduos, *Zanthoxylum rhoifolium* com três indivíduos e *Machaerium nictitans* com quatro. No segundo levantamento foram recrutadas dez novas espécies: *Casearia gossypiosperma*, *Eugenia* sp., *Ficus* sp., *Machaerium stipitatum*, *Myrcia rostrata*, *Myrcia* sp., *Ocotea lanceolata*, *Ocotea percoriacea*, *Pavonia malacophylla* e *Unonopsis lindmanii*. Destas, nove recrutaram um indivíduo e uma, *Casearia gossypiosperma*, dois indivíduos (Tabela 1).

Das espécies desaparecidas, de acordo com o critério de inclusão utilizado, acima de 10 cm de CAP, 70% eram de estágios iniciais de sucessão (secundárias iniciais ou pioneiras) e as demais secundárias tardias. Das espécies recrutadas, 60% eram de estágios finais

(secundárias tardias) e 40% de estágios iniciais (secundárias iniciais ou pioneiras). As categorias foram estabelecidas segundo critérios de classificação de estágios sucessionais de florestas do sudeste: Rolim *et al.* (1999), em floresta Atlântica, Mendes (2002), em mata de galeria, Fonseca & Rodrigues (2000), Silva *et al.* (2003) e Paula *et al.* (2004), ambos em floresta semidecidual.

Geralmente, a entrada e saída de espécies nos estudos sobre dinâmica das florestas tropicais de acordo com o critério de inclusão utilizado estão relacionadas com as espécies menos abundantes na comunidade (Nascimento *et al.* 1999; Werneck *et al.* 2000), como ocorrido no presente estudo. As espécies desaparecidas e as ingressantes tinham poucos indivíduos (um a dois), característica comum em 25 a 33% das espécies de florestas tropicais (Hartshorn 1980; Lang & Knight 1983; Swaine *et al.* 1987) e próximo ao valor encontrado em florestas semideciduais, 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, Felfili *et al.* 2000, Pedroni 2001).

A área estudada está inserida em floresta de 30 ha, tendo em sua periferia lavouras e pastagens. O tamanho reduzido, o isolamento e a interferência antrópica podem determinar o desaparecimento de algumas espécies ou a redução de suas populações, conforme citado por Viana & Pinheiro (1998) e Nunes *et al.* (2003), favorecendo o crescimento de outras espécies. Para determinar mais precisamente as mudanças florísticas, monitoramentos de longo prazo devem ser feitos com medições em curtos intervalos de tempo, permitindo amostrar as flutuações na riqueza, que se tornam imperceptíveis em períodos muito longos (Felfili *et al.*

2000), evitando que conclusões erradas sejam feitas sobre os processos dinâmicos que estão ocorrendo na comunidade (Rolim *et al.* 1999).

Tabela 1: Dinâmica das espécies arbóreas expressa em número de indivíduos, referente aos dois levantamentos realizados em 1990 e 2004, na Floresta Estacional Semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG, organizadas em ordem descrescente do número de indivíduos em T1. Para cada espécie têm-se os valores dos números de indivíduos no T1 (N1), número de indivíduos no T2 (N2), número de indivíduos mortos (M), número de indivíduos ingressos (I), taxas de mortalidade (Me), taxa de crescimento (Ic), meia vida ($T_{1/2}$), tempo de duplicação (T_2), reposição (R) e estabilidade (E).

Famílias	Espécies	N1	M	I	N2	Me (%)	Ic (%)	$T_{1/2}$ (anos)	T_2 (anos)	R(anos)	E (anos)
Flacourtiaceae	<i>Casearia grandiflora</i> Camb.	40	29	34	45	9,22	10,06	7,52	7,23	0,14	14,75
Monimiaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	38	29	64	73	10,29	14,95	6,74	4,97	0,88	11,71
Apocynaceae	<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	34	5	17	46	1,14	3,3	61,01	21,38	19,81	82,39
Lauraceae	<i>Cryptocaria aschersoniana</i> Mez	33	8	7	32	1,98	1,76	34,95	39,66	2,35	74,61
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	30	12	10	28	3,65	3,16	19	22,31	1,66	41,3
Hippocrateaceae	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A. C. Smith	27	6	9	30	1,8	2,55	38,61	27,55	5,53	66,17
Anacardiaceae	<i>Astronium nelson-rosae</i> D. A. Santin	26	6	5	25	1,87	1,59	36,99	43,83	3,42	80,82
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk	26	3	5	28	0,88	1,41	79,15	49,68	14,74	128,83
Rubiaceae	<i>Ixora warmingii</i> Muell. Arg.	25	12	9	22	4,67	3,76	14,84	18,79	1,98	33,63
Caesalpiniaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vog.) Macbr.	21	11	3	13	5,3	1,87	13,08	37,33	12,13	50,41
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	21	10	2	13	4,62	1,19	15,01	58,44	21,71	73,44
Fabaceae	<i>Machaerium villosum</i> Vog.	21	6	2	17	2,4	0,89	28,84	77,88	24,52	106,72
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meissner) Mez	21	11	0	10	5,3	0	13,08		6,54	13,08
Myrtaceae	<i>Siphoneugenia densiflora</i> Berg.	20	2	8	26	0,75	2,63	92,1	26,73	32,68	118,84
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	20	3	89	106	1,16	13,07	59,71	5,64	27,03	65,35
Caesalpiniaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	18	10	0	8	5,79	0	11,97		5,98	11,97

Famílias	Espécies	N1	M	I	N2	Me (%)	Ic (%)	T _{1/2} (anos)	T ₂ (anos)	R(anos)	E (anos)
Annonaceae	<i>Duguetia lanceolata</i> St. Hil.	18	5	33	46	2,32	9,03	29,82	8,02	10,9	37,84
Combretaceae	<i>Terminalia brasiliensis</i> Eichl.	18	8	0	10	4,2	0	16,51		8,25	16,51
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) March.	17	5	12	24	2,49	4,95	27,86	14,34	6,76	42,2
Flacourtiaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	16	12	3	7	9,9	4	7	17,68	5,34	24,68
Rubiaceae	<i>Alibertia sessilis</i> (Vell.) K. Schum.	14	7	1	8	4,95	0,95	14	73,02	29,51	87,02
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	14	9	2	7	7,35	2,4	9,42	29,19	9,88	38,61
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers.	13	3	0	10	1,87	0	36,99		18,49	36,99
Tiliaceae	<i>Luehea paniculata</i> Mart.	13	6	0	7	4,42	0	15,68		7,84	15,68
Sapotaceae	<i>Pouteria rivicoa</i> (Gardn. f.) Ducke	13	6	2	9	4,42	1,8	15,68	38,96	11,64	54,63
Apocynaceae	<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	12	11	0	1	17,75	0	3,91		1,95	3,91
Vochysiaceae	<i>Callisthene major</i> Mart.	11	6	2	7	5,63	2,4	12,31	29,19	8,44	41,49
Clusiaceae	<i>Rheedia gardneriana</i> Planch. & Triana	10	5	2	7	4,95	2,4	14	29,19	7,59	43,19
Mimosaceae	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart	9	5	4	8	5,79	4,95	11,97	14,34	1,19	26,31
Fabaceae	<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	9	3	0	6	2,9	0	23,93		11,97	23,93
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) O. Ktze.	8	1	7	14	0,95	4,95	72,67	14,34	29,16	87,02
Rubiaceae	<i>Coussarea contracta</i> Benth. & Hook.	8	5	2	5	7,01	3,65	9,89	19,34	4,72	29,24
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook. f.) Prance	8	0	1	9	0	0,84		82,74	41,37	82,74
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Camb.	7	7	1	1						
Melastomataceae	<i>Miconia sellowiana</i> Naud.	7	6	1	2	13,9	4,95	4,99	14,34	4,68	19,33
Vochysiaceae	<i>Qualea jundiah</i> Warm.	7	3	1	5	4	1,59	17,34	43,83	13,25	61,17
Verbenaceae	<i>Vitex polygama</i> Cham.	7	1	1	7	1,1	1,1	62,95	63,3	0,17	126,25
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Steryerm.	6	4	2	4	7,85	4,95	8,83	14,34	2,76	23,18
Annonaceae	<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schl.	6	5	5	6	12,8	12,8	5,42	5,76	0,17	11,17

Famílias	Espécies	N1	M	I	N2	Me (%)	Ic (%)	T _{1/2} (anos)	T ₂ (anos)	R(anos)	E (anos)
Rubiaceae	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltr.	6	4	1	3	7,85	2,9	8,83	24,28	7,72	33,11
Bignoniaceae	<i>Jacaranda macrantha</i> Less.	6	4	2	4	7,85	4,95	8,83	14,34	2,76	23,18
Euphorbiaceae	<i>Margaritaria nobilis</i> L. f.	6	4	0	2	7,85	0	8,83		4,42	8,83
Melastomataceae	<i>Miconia cecidophora</i> Naud.	6	1	0	5	1,3	0	53,22		26,61	53,22
Asteraceae	<i>Piptocarpha macropoda</i> Backer	6	5	1	2	12,8	4,95	5,42	14,34	4,46	19,76
Anacardiaceae	<i>Tapirira marchandii</i> Engl.	6	2	3	7	2,9	4	23,93	17,68	3,12	41,62
Verbenaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	5	1	0	4	1,59	0	43,49		21,74	43,49
Myrtaceae	<i>Campomanesia velutina</i> Berg.	5	4	0	1	11,5	0	6,03		3,01	6,03
Olacaceae	<i>Heisteria ovata</i> Benth.	5	1	5	9	1,59	5,79	43,49	12,31	15,59	55,8
Rubiaceae	<i>Simira viridifolia</i> Steryerm.	5	0	4	9	0	4,2		16,85	8,43	16,85
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	4	1	0	3	2,05	0	33,73		16,87	33,73
Rubiaceae	<i>Faramea cyanea</i> Muell. Arg.	4	1	0	3	2,05	0	33,73		16,87	33,73
Fabaceae	<i>Machaerium nictitans</i> Benth.	4	4	0	0						
Lauraceae	<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez	4	2	1	3	4,95	2,9	14	24,28	5,14	38,28
Euphorbiaceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baillon	4	3	0	1	9,9	0	7		3,5	7
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	4	3	0	1	9,9	0	7		3,5	7
Fabaceae	<i>Cassia ferruginea</i> Scharad. ex DC.	3	2	0	1	7,85	0	8,83		4,42	8,83
Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> Dene. & Planch.	3	0	3	6	0	4,95		14,34	7,17	14,34
Caesalpiniaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	3	0	1	4	0	2,05		34,08	17,04	34,08
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Don.	3	2	0	1	7,85	0	8,83		4,42	8,83
Myrtaceae	<i>Myrciaria glanduliflora</i> (Kiaerst) Mattos & Lega	3	1	4	6	2,9	7,85	23,93	9,18	7,38	33,11
Moraceae	<i>Sorocea bomplandii</i> (Baill.) W. Burg.	3	0	2	5	0	3,65		19,34	9,67	19,34
Bignoniaceae	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl.) Nichols.	3	2	0	1	7,85	0	8,83		4,42	8,83

Famílias	Espécies	N1	M	I	N2	Me (%)	Ic (%)	T _{1/2} (anos)	T ₂ (anos)	R(anos)	E (anos)
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	3	3	0	0						
Mimosaceae	<i>Albizia polyccephala</i> (Benth.) Killip	2	0	2	4	0	4,95		14,34	7,17	14,34
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpum</i> Muell.	2	2	1	1						
Caesalpiniaceae	<i>Bauhinia unguilata</i> L. serrulato	2	1	0	1	4,95	0	14		7	14
Ulmaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sargent	2	1	2	3	4,95	7,85	14	9,18	2,41	23,18
Mimosaceae	<i>Inga laurina</i> (SW.) Willd.	2	0	0	2	0	0				
Sapindaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	2	2	0	0						
Celastraceae	<i>Maytenus</i> sp.	2	2	0	0						
Myrtaceae	<i>Myrcia tomentosa</i> DC.	2	1	0	1	4,95	0	14		7	14
Lauraceae	<i>Nectandra membranácea</i> (Ness) Rohw.	2	2	4	4						
Fabaceae	<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	2	0	0	2	0	0				
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon concepcionis</i> Muell. Arg.	1	1	4	4						
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	1	1	3	3						
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parviflorum</i> A. DC.	1	1	0	0						
Malpighiaceae	<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	1	1	0	0						
Flacourtiaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1	1	0	0						
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	1	1	1						
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	1	1	1	1						
Ebenaceae	<i>Diospyros hispida</i> DC.	1	0	0	1	0	0				
Bombacaceae	<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Schum) A. Robyns	1	0	0	1	0	0				
Meliaceae	<i>Guarea guidonea</i> L. Sleumer	1	1	0	0						
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	1	0	0	1	0	0				
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbelata</i> Mart.	1	0	0	1	0	0				

Famílias	Espécies	N1	M	I	N2	Me (%)	Ic (%)	T _{1/2} (anos)	T ₂ (anos)	R(anos)	E (anos)
Fabaceae	<i>Ormosia fastigiata</i> Tul.	1	0	0	1	0	0				
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneaefolia</i> (DC.) Engl.	1	0	0	1	0	0				
Flacourtiaceae	<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	1	0	1	2	0	4,95		14,34	7,17	14,34
Myrtaceae	<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	1	0	1	2	0	4,95		14,34	7,17	14,34
Vochysiaceae	<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	1	1	0	0						
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	1	0	1	2	0	4,95		14,34	7,17	14,34
Rubiaceae	<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	1	0	0	1	0	0				
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aublet	1	0	0	1	0	0				
Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	1	0	0	1	0	0				
Annonaceae	<i>Xylopia sericea</i> St. Hil.	1	1	0	0						
Flacourtiaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Periquet	0	0	2	2	0					
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.	0	0	1	1	0					
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	0	0	1	1	0					
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> Vog.	0	0	1	1	0					
Myrtaceae	<i>Myrcia rostrata</i> DC.	0	0	1	1	0					
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> sp.	0	0	1	1	0					
Lauraceae	<i>Ocotea lanceolata</i> Nees	0	0	1	1	0					
Lauraceae	<i>Ocotea percociacea</i> Korstern.	0	0	1	1	0					
Malvaceae	<i>Pavonia malacophylla</i> (Link & Otto) Garcke	0	0	1	1	0					
Annonaceae	<i>Unonopsis lindmanii</i> R. E. Fries	0	0	1	1	0					
Total		818	357	405	866	4,1	4,5	16,92	15,04	15,98	1,06

Tabela 2: Dinâmica das espécies arbóreas, expressa em área basal, referente aos dois levantamentos realizados em 1990 e 2004, na Floresta Estacional Semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG, organizadas em ordem descrescente de área basal em T1. Para cada espécie têm-se os valores de área basal no T1 (Ab1), área basal no T2 (Ab2), área basal dos indivíduos mortos (Abm), área basal dos indivíduos ingressos (Abi), área basal acrescentada (Abg), taxa de mortalidade (Me), taxa de crescimento (Ic), meia vida ($T_{1/2}$), tempo de duplicação (T_2), reposição (R) e estabilidade (E).

Famílias	Espécies	Ab1 (m ²)	Abm (m ²)	Abi (m ²)	Abg (m ²)	Ab2 (m ²)	Me (%)	Ic (%)	$T_{1/2}$ (anos)	T_2 (anos)	R (anos)	E (anos)
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i>	2,028	0,707	0	0,069	1,39	3,06	0,36	22,64	191,91	84,63	214,55
Caesalpinaeae	<i>Copaifera langsdorffii</i>	0,858	0,253	0	0,186	0,792	2,49	1,92	27,79	36,47	4,34	64,25
Fabaceae	<i>Machaerium villosum</i>	0,819	0,162	0,095	0,12	0,777	1,57	1,19	44,16	58,35	7,1	102,51
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	0,678	0,002	0,013	0,444	1,119	0,02	3,6	3224,01	19,57	1602,22	3243,58
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i>	0,469	0,097	0,036	0,274	0,646	1,65	3,94	42,04	17,95	12,04	59,99
Caesalpinaeae	<i>Apuleia leiocarpa</i>	0,464	0,206	0,005	0,032	0,29	4,19	0,84	16,54	82,9	33,18	99,44
Combretaceae	<i>Terminalia brasiliensis</i>	0,451	0,175	0	-0,041	0,235	3,5	1,16	19,79	60,13	20,17	79,91
Lauraceae	<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	0,409	0,034	0,024	0,203	0,578	0,62	3,09	111,45	22,78	44,34	134,23
Fabaceae	<i>Machaerium nictitans</i>	0,391	0,391	0	0	0						
Fabaceae	<i>Platycyamus regnellii</i>	0,391	0,008	0	0,079	0,463	0,14	1,34	497,71	52,2	222,75	549,92
Verbenaceae	<i>Vitex polygama</i>	0,36	0,111	0,016	0,061	0,31	2,63	1,56	26,32	44,79	9,23	71,11
Apocynaceae	<i>Aspidosperma discolor</i>	0,356	0,039	0,029	-0,028	0,29	0,82	0,65	84,52	106,21	10,84	190,73
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>	0,342	0,072	0,03	0,14	0,41	1,7	2,99	40,88	23,53	8,67	64,41
Fabaceae	<i>Cassia ferruginea</i>	0,332	0,125	0	0,078	0,284	3,39	2,29	20,44	30,61	5,08	51,04
Euphorbiaceae	<i>Pera glabrata</i>	0,323	0,318	0	0	0,005	29,77	0,04	2,33	1832,01	914,84	1834,34
Vochysiaceae	<i>Qualea jundiahy</i>	0,318	0,019	0,004	0,082	0,381	0,44	1,74	157,31	40,29	58,51	197,6
Anacardiaceae	<i>Tapirira marchandii</i>	0,303	0,108	0,038	0,223	0,418	3,15	5,45	21,98	13,05	4,46	35,03

Famílias	Espécies	Ab1 (m ²)	Abm (m ²)	Abi (m ²)	Abg (m ²)	Ab2 (m ²)	Me (%)	Ic (%)	T _{1/2} (anos)	T ₂ (anos)	R (anos)	E (anos)
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i>	0,281	0,107	0,02	0,224	0,398	3,43	5,91	20,19	12,08	4,05	32,27
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i>	0,261	0,082	0,004	0,061	0,24	2,69	2,08	25,72	33,67	3,97	59,4
Asteraceae	<i>Piptocarpha macropoda</i>	0,258	0,225	0,004	0,023	0,056	14,56	3,7	4,76	19,09	7,17	23,85
Sapotaceae	<i>Pouteria rivicoa</i>	0,234	0,073	0,007	0,063	0,224	2,69	2,37	25,81	29,59	1,89	55,4
Vochysiaceae	<i>Callisthene major</i>	0,23	0,046	0,011	0,102	0,286	1,6	3,16	43,38	22,29	10,54	65,67
Flacourtiaceae	<i>Casearia grandiflora</i>	0,224	0,162	0,07	0,107	0,169	9,21	7,21	7,53	9,96	1,21	17,48
Anacardiaceae	<i>Astronium nelson-rosae</i>	0,205	0,017	0,008	0,135	0,323	0,62	3,86	112,21	18,29	46,96	130,5
Verbenaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i>	0,18	0,04	0	0,052	0,192	1,77	2,24	39,06	31,25	3,9	70,32
Vochysiaceae	<i>Qualea dichotoma</i>	0,158	0,115	0	-0,043	0	9,33		7,43		3,72	7,43
Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i>	0,156	0	0,004	0,297	0,452	0	7,63		9,43	4,71	9,43
Bignoniaceae	<i>Jacaranda macrantha</i>	0,15	0,067	0,037	0,024	0,107	4,21	1,79	16,45	39,1	11,33	55,56
Apocynaceae	<i>Aspidosperma subincanum</i>	0,142	0,103	0	-0,023	0,017	9,18	6,07	7,55	11,76	2,1	19,31
Hippocrateaceae	<i>Cheiloclinium cognatum</i>	0,141	0,022	0,011	0,028	0,146	1,23	1,49	56,51	46,86	4,83	103,37
Melastomataceae	<i>Miconia sellowiana</i>	0,13	0,092	0,001	0,014	0,052	8,82	2,28	7,86	30,71	11,43	38,58
Rubiaceae	<i>Simira viridifolia</i>	0,127	0	0,009	0,028	0,155	0	1,41		49,37	24,69	49,37
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i>	0,12	0,12	0,01	0,01	0,01						
Rubiaceae	<i>Ixora warmingii</i>	0,119	0,038	0,033	0,094	0,175	2,73	5,49	25,37	12,96	6,2	38,34
Tiliaceae	<i>Luehea paniculata</i>	0,114	0,058	0	0,02	0,076	5,12	2,22	13,55	31,6	9,03	45,15
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i>	0,112	0,012	0	0,016	0,116	0,83	1,08	83,38	64,41	9,49	147,79
Caesalpiniaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	0,104	0	0,001	0,015	0,12	0	0,98		71,19	35,59	71,19
Lauraceae	<i>Ocotea spixiana</i>	0,103	0,031	0,029	0,065	0,137	2,57	4,64	26,96	15,29	5,83	42,25
Myrtaceae	<i>Siphoneugenia densiflora</i>	0,1	0,02	0,018	0,035	0,114	1,63	2,61	42,48	26,86	7,81	69,34
Flacourtiaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	0,09	0,065	0,005	-0,007	0,018	9,21	2,44	7,52	28,73	10,6	36,25

Famílias	Espécies	Ab1 (m ²)	Abm (m ²)	Abi (m ²)	Abg (m ²)	Ab2 (m ²)	Me (%)	Ic (%)	T _{1/2} (anos)	T ₂ (anos)	R (anos)	E (anos)
Euphorbiaceae	<i>Margaritaria nobilis</i>	0,088	0,036	0	0,004	0,056	3,74	0,47	18,52	148,51	65	167,04
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	0,087	0,087	0,001	0,001	0,001						
Sapindaceae	<i>Maprounea guianensis</i>	0,08	0,08	0	0	0						
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i>	0,074	0,041	0,003	0,024	0,056	5,93	4,02	11,69	17,6	2,96	29,29
Monimiaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	0,074	0,06	0,121	0,139	0,152	12,08	17,27	5,74	4,35	0,69	10,09
Myrtaceae	<i>Campomanesia velutina</i>	0,067	0,047	0	0	0,021	8,42	0,14	8,24	497,68	244,72	505,91
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	0,067	0,024	0,14	0,183	0,225	3,22	11,91	21,5	6,16	7,67	27,66
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,067	0,067	0	0	0						
Mimosaceae	<i>Inga sessilis</i>	0,064	0,049	0,008	0,022	0,037	10,37	6,38	6,68	11,2	2,26	17,89
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella gracilipes</i>	0,06	0	0,001	0,032	0,093	0	3,07		22,91	11,45	22,91
Rubiaceae	<i>Alibertia sessilis</i>	0,047	0,017	0,001	0	0,03	3,17	0,09	21,85	734,07	356,11	755,91
Annonaceae	<i>Duguetia lanceolata</i>	0,047	0,005	0,06	0,15	0,191	0,87	10,87	79,68	6,72	36,48	86,4
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	0,046	0	0	0,018	0,064	0	2,41		29,09	14,55	29,09
Rubiaceae	<i>Faramea cyanea</i>	0,042	0,001	0	0,011	0,053	0,19	1,73	365,99	40,46	162,77	406,45
Olacaceae	<i>Heisteria ovata</i>	0,038	0,012	0,015	0,051	0,077	2,69	7,82	25,74	9,21	8,26	34,94
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	0,037	0,037	0,005	0,005	0,005						
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	0,033	0,017	0	-0,013	0,003	5,1	11,32	13,59	6,46	3,56	20,06
Bombacaceae	<i>Eriotheca candolleana</i>	0,03	0	0	0,001	0,031	0	0,23		298,74	149,37	298,74
Rubiaceae	<i>Amaioua intermédia</i>	0,028	0,014	0,002	0,011	0,024	4,91	4,05	14,12	17,47	1,67	31,6
Clusiaceae	<i>Rheedia gardneriana</i>	0,028	0,012	0,02	0,022	0,038	4,03	6,16	17,2	11,59	2,8	28,79
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i>	0,025	0,01	0	0,005	0,02	3,78	2,26	18,36	30,98	6,31	49,34
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	0,023	0	0	-0,002	0,021	0	0,68		101,73	50,87	101,73
Celastraceae	<i>Maytenus sp.</i>	0,021	0,007	0	-0,014	0	2,91		23,82		11,91	23,82

Famílias	Espécies	Ab1 (m ²)	Abm (m ²)	Abi (m ²)	Abg (m ²)	Ab2 (m ²)	Me (%)	Ic (%)	T _{1/2} (anos)	T ₂ (anos)	R (anos)	E (anos)
Melastomataceae	<i>Miconia cecidophora</i>	0,019	0,002	0	0,02	0,036	0,72	5,51	96,15	12,92	41,61	109,08
Bignoniaceae	<i>Tabebuia serratifolia</i>	0,015	0,013	0	-0,001	0,001	15,14	3,12	4,58	22,56	8,99	27,14
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i>	0,013	0,008	0	0,001	0,006	6,42	0,82	10,79	85,23	37,22	96,03
Annonaceae	<i>Xylopia sericea</i>	0,013	0,013	0	0	0						
Mimosaceae	<i>Albizia polyccephala</i>	0,012	0	0,003	0,006	0,017	0	2,81		25,02	12,51	25,02
Ebenaceae	<i>Diospyros hispida</i>	0,012	0	0	0	0,013	0	0,18		386,08	193,04	386,08
Rubiaceae	<i>Guettarda viburnoides</i>	0,012	0,01	0,002	0,006	0,008	12,8	9,77	5,42	7,44	1,01	12,85
Moraceae	<i>Sorocea bomplandii</i>	0,012	0	0,003	0,001	0,013	0	0,57		122,51	61,26	122,51
Annonaceae	<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	0,011	0,009	0,007	0,007	0,009	12,38	11,13	5,6	6,57	0,48	12,17
Rubiaceae	<i>Coussarea contracta</i>	0,011	0,007	0,002	0,004	0,008	7,35	5,4	9,43	13,19	1,88	22,62
Flacourtiaceae	<i>Casearia decandra</i>	0,01	0,01	0	0	0						
Flacourtiaceae	<i>Prockia crucis</i>	0,009	0	0,001	0,007	0,016	0	3,85		18,36	9,18	18,36
Mimosaceae	<i>Inga laurina</i>	0,008	0	0	-0,001	0,008	0	0,7		100,01	50	100,01
Caesalpiniaceae	<i>Bauhinia unguilata</i>	0,007	0,002	0	0,003	0,008	2,14	2,85	32,44	24,7	3,87	57,13
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis.</i>	0,007	0,009	0,003	0,005	0,003						
Ulmaceae	<i>Celtis iguanaea</i>	0,006	0,001	0,006	0,004	0,008	1,93	4,91	35,97	14,45	10,76	50,42
Myrtaceae	<i>Myrcia tomentosa</i>	0,006	0,001	0	0,003	0,007	2,11	4,08	32,9	17,34	7,78	50,24
Fabaceae	<i>Sweetia fruticosa</i>	0,006	0	0	0,003	0,009	0	2,99		23,56	11,78	23,56
Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i>	0,006	0	0	0,004	0,01	0	3,45		20,46	10,23	20,46
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpum</i>	0,005	0,005	0,001	0,001	0,001						
Meliaceae	<i>Guarea guidonea</i>	0,005	0,005	0	0	0						
Myrtaceae	<i>Myrciaria glanduliflora</i>	0,004	0,003	0,004	0,005	0,007	8,94	12,1	7,75	6,07	0,84	13,82
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneaefolia</i>	0,004	0	0	0	0,004	0	0,34		206,55	103,27	206,55

Famílias	Espécies	Ab1 (m ²)	Abm (m ²)	Abi (m ²)	Abg (m ²)	Ab2 (m ²)	Me (%)	Ic (%)	T _{1/2} (anos)	T ₂ (anos)	R (anos)	E (anos)
Malpighiaceae	<i>Byrsinima laxiflora</i>	0,003	0,003	0	0	0						
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parviflorum</i>	0,002	0,002	0	0	0						
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbelata</i>	0,002	0	0	0	0,001	0	2	34,95	17,47	34,95	
Fabaceae	<i>Ormosia fastigiata</i>	0,002	0	0	0,001	0,002	0	2	35,06	17,53	35,06	
Rubiaceae	<i>Rudgea viburnoides</i>	0,002	0	0	0,004	0,006	0	8,13	8,87	4,43	8,87	
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i>	0,001	0,001	0,007	0,007	0,007						
Annonaceae	<i>Annona cacans</i>	0,001	0,001	0,012	0,012	0,012						
Myrtaceae	<i>Psidium rufum</i>	0,001	0	0,002	0,003	0,005	0	9,01	8,04	4,02	8,04	
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i>	0,001	0	0,005	0,005	0,006	0	13,64	5,42	2,71	5,42	
Flacourtiaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i>	0	0	0,003	0,003	0,003	0					
Myrtaceae	<i>Eugenia sp.</i>	0	0	0,001	0,001	0,001	0					
Moraceae	<i>Ficus sp.</i>	0	0	0,002	0,002	0,002	0					
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i>	0	0	0,001	0,001	0,001	0					
Myrtaceae	<i>Myrcia rostrata</i>	0	0	0,001	0,001	0,001	0					
Myrtaceae	<i>Myrcia sp.</i>	0	0	0,001	0,001	0,001	0					
Lauraceae	<i>Ocotea lanceolata</i>	0	0	0,001	0,001	0,001	0					
Lauraceae	<i>Ocotea percoriacea</i>	0	0	0,005	0,005	0,005	0					
Malvaceae	<i>Pavonia malacophylla</i>	0	0	0,001	0,001	0,001	0					
Annonaceae	<i>Unonopsis lindmanii</i>	0	0	0,001	0,001	0,001	0					
Total		14,43	5,05	1,03	4,04	13,42	3,08	2,56	22,53	27,44	24,98	4,91

O índice de diversidade de Shannon calculado para T1 ($4,05 \text{ nats.indivíduo}^{-1}$), segundo o teste t de Hutcheson, diferiu significativamente do calculado em T2 ($3,72 \text{ nats.indivíduo}^{-1}$) ($t = 6,451$; $gl = 1576,915$; $p < 0,001$). A Equitabilidade de Pielou no T1 foi de 0,62, enquanto no T2 foi de 0,57. Esse fato ocorreu porque no T1 a distribuição de indivíduos entre as espécies era mais eqüitativa, ao contrário de T2, em que algumas espécies, como *Siparuna guianensis* e *Trichilia pallida*, ambas de sub-bosque, tiveram população numerosa. Felfili (1994) verificou em uma mata de galeria no Distrito Federal que mudanças podem ocorrer na densidade de algumas espécies mais abundantes contribuindo para variações no valor da eqüitabilidade.

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 1999; Pinto & Hay 2005). Estudos em florestas tropicais indicaram 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).

3.2. Número de indivíduos e área basal

O número de árvores amostradas no primeiro levantamento (T1) foi de 818 indivíduos (Araújo & Haridasan 1997) e no segundo levantamento (T2), registrou-se 866 indivíduos. Entre os dois censos, verificou-se um ganho líquido de 48 indivíduos, resultado da morte de 357 e do recrutamento de 405 (Tabela 1 e 3).

A área basal total para 0,5 ha da comunidade nos dois inventários foi $14,43 \text{ m}^2$ em T1 e $13,42 \text{ m}^2$, em T2. As árvores mortas neste período representaram uma perda de $5,05 \text{ m}^2$ em 0,5 ha e o recrutamento e o crescimento dos sobreviventes contribuíram com $1,03 \text{ m}^2$ e $3,01 \text{ m}^2$, respectivamente, no aumento em área basal em 0,5 ha (Tabela 2 e 3). Oliveira-Filho *et al.*

(1997), em uma floresta semidecidual em Lavras e Pinto & Hay (2005), em uma floresta de galeria no Mato Grosso, ambos no período de cinco anos, encontraram um aumento no número de indivíduos e na área basal, sendo este um indicativo de que a floresta está em fase de acúmulo de biomassa. Por outro lado, Werneck *et al.* (2000) verificaram uma diminuição significativa no número de indivíduos e o ligeiro aumento da área basal total, como consequência da pronunciada morte de espécies pioneiras e do crescimento em área basal das espécies sobreviventes de dossel.

Tabela 3. Dinâmica comunidade arbórea com valores referentes a número de indivíduos e área basal no período de 1990 - 2004, na Floresta Estacional Semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG, para 0,5 ha.

Características	Número de Indivíduos	Área Basal (m ²)
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 (%)	4,5	2,56
Meia Vida (anos)	16,9	22,53
Tempo de Duplicação (anos)	15,04	27,44
Reposição (anos)	15,98	24,98
Estabilidade (anos)	1,06	4,91

O maior número de indivíduos ocorreu na primeira classe de diâmetro nos dois levantamentos, sendo maior em T2 (Figura 2). Não houve diferença significativa ($X^2 = 9,976$; $gl = 8$; $P > 0,05$) 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 e a quebra de galhos e como consequência a formação de clareiras abrem novos espaços para recrutas resultando em um maior número de indivíduos com menor diâmetro. Tal fato proporciona uma distribuição de freqüência na forma de J-invertido, comumente encontrada em florestas tropicais naturais (Hartshorn 1980; Swaine *et al.* 1987; Felfili 1997a), onde as árvores com menor diâmetro representam à maioria da população indicando comunidades auto-regenerantes (Felfili 1997a).

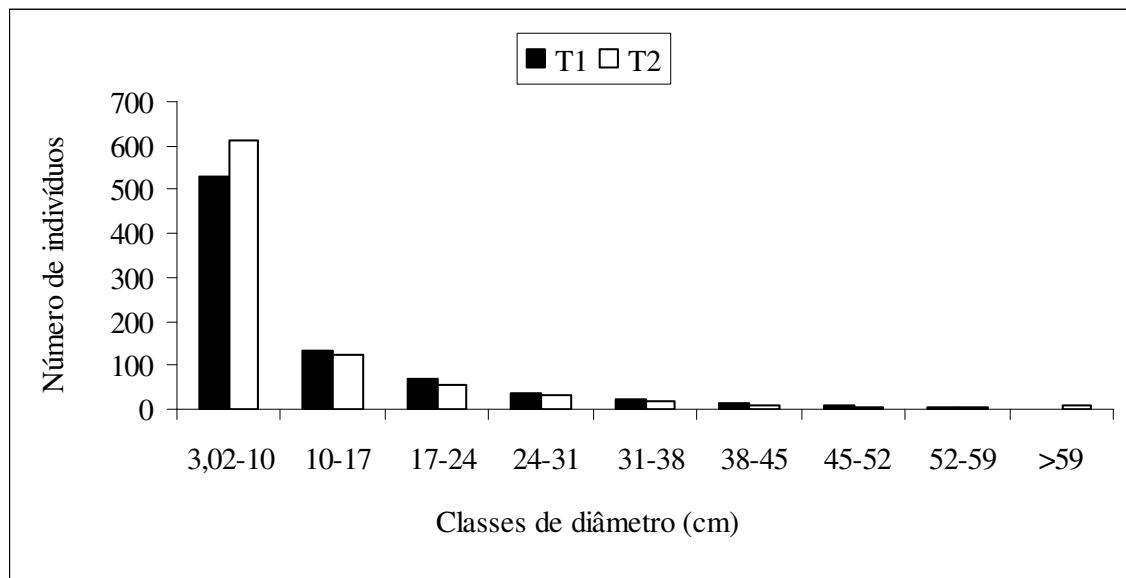


Figura 2: Distribuição dos indivíduos por classe de diâmetro referente aos dois levantamentos realizados em 1990 e 2004, na floresta semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG.

A distribuição da área basal por classe de diâmetro no Tempo 1 foi maior que no Tempo 2 no intervalo de 10 cm a 59 cm (Figura 3). Em T2 o alto valor de área basal para a classe de 59-66 cm foi devido ao crescimento de espécies sobreviventes de dossel.

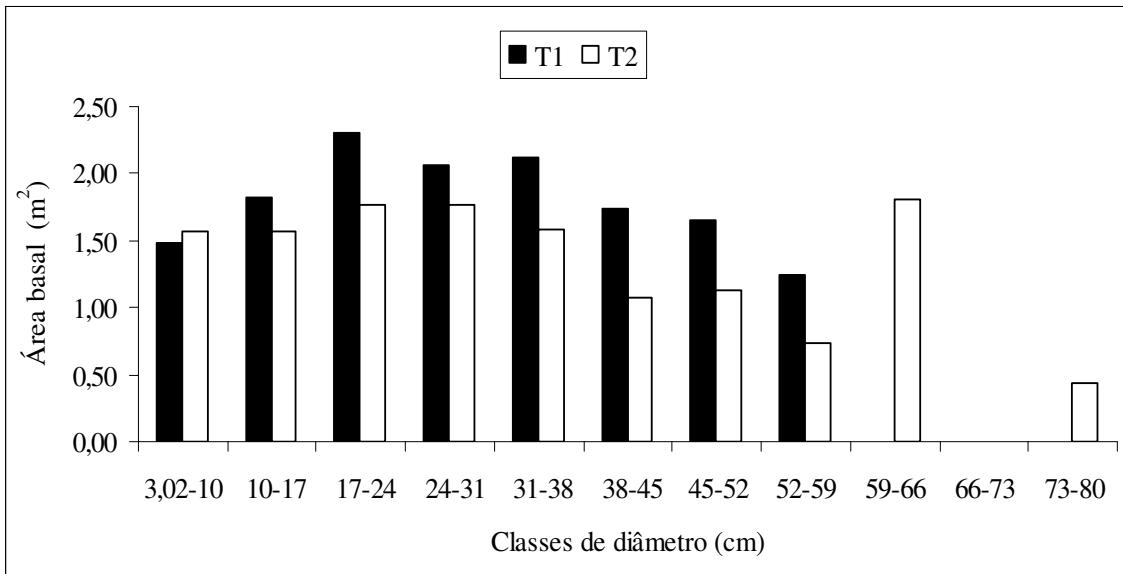


Figura 3: Distribuição da área basal por classe de diâmetro referente aos dois levantamentos realizados em 1990 e 2004, na floresta semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG.

3.3. Mortalidade

Dos 818 indivíduos amostrados em T1, 357 morreram até 2004, cerca de 51 árvores mortas/ha/ano, resultando em uma taxa média anual de mortalidade de 4,1% (Tabela 1 e 3). 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; Manokaran & Kochummen 1987; Swaine *et al.* 1987). Em florestas brasileiras preservadas, foi determinado um percentual médio anual de 1,5%, em uma floresta semidecidual em Linhares (Rolim *et al.* 1999) e em uma floresta galeria em Brasília 3,5% (Felfili 1995). Em florestas semideciduais 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 são resultados de mudanças globais, principalmente o aumento de CO₂ (Philips 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 encontra-se isolada, tendo ao seu entorno lavouras, pastagem e a poucos quilômetros do perímetro urbano de Uberlândia. Os estudos realizados por Laurance *et al.* (1998), na floresta Amazônica, mostraram que um aumento dos processos de dinâmica em fragmentos podem alterar a estrutura, composição florística, biomassa e o micro clima e, provavelmente aumentar os efeitos da fragmentação sobre espécies sensíveis a perturbação.

É conveniente ressaltar que as taxas de mortalidade podem sofrer variações em pequenos intervalos de tempo, dentro de uma mesma área, como foi verificado por Condit *et al.* (1995), na floresta tropical em Barro do Colorado, no Panamá, onde a taxa de mortalidade variou de 2% a 3%, resultado de uma seca prolongada, devido ao fenômeno climático El Niño. Esta variação parece ser freqüente em locais que sofreram algum tipo de distúrbio severo, como seca, incidência de ciclones e furacões (Condit *et al.* 1995).

As taxas anuais de mortalidade variaram de 0 a 17,75% entre as espécies. Para cinqüenta espécies, as taxas de mortalidade ocorreram entre 1 a 10% e apenas seis espécies tiveram taxas maiores ou iguais a 10% (Tabela 1). As maiores taxas de mortalidade foram obtidas para *Aspidosperma subincanum* (17,75%), *Miconia sellowiana* (13,9%), *Cardiopetalum calophyllum* e *Piptocarpha macropoda* (12,8 %), *Campomanesia velutina* (11,5%) e *Siparuna guianensis* (10,29%) (Tabela 1). As espécies que mais contribuíram em número de indivíduos para a taxa de mortalidade da comunidade foram *Casearia grandiflora* e *Siparuna guianensis* ambas com 29 indivíduos mortos (Tabela 1).

Em relação à área basal, a taxa de perda por mortalidade foi de 3,08% (Tabela 2 e 3). Os maiores valores foram encontrados para *Pera glabrata* (29,77%), *Tabebuia serratifolia* (15,14%), *Piptocarpha macropoda* (14,56%), *Guettarda viburnoides* (12,8%), *Cardiopetalum calophyllum* (12,38%) e *Siparuna guianensis* (12,08%) (Tabela 2). As espécies que tiveram

maior perda em área basal foram *Ocotea corymbosa* ($0,707\text{ m}^2$), *Machaerium nictitans* ($0,391\text{ m}^2$) e *Pera glabrata* ($0,319\text{ m}^2$), todas de estágios iniciais de sucessão, segundo Mendes (2002), Silva *et al.* (2003), Guilherme *et al.* (2004) e Paula *et al.* (2004) (Tabela 2).

Não ocorreu diferença significativa, quanto ao número de indivíduos mortos entre os diversos intervalos de classes de diâmetro ($\chi^2 = 7,693$; $gl = 8$; $P > 0,05$). O mesmo fato foi registrado na floresta de San Carlos de Rio Negro, na Venezuela, onde Uhl *et al.* (1988) não encontraram nenhum padrão de dependência da mortalidade, em relação ao tamanho dos indivíduos. Sessenta e oito por cento de toda a mortalidade ocorreu entre indivíduos da primeira classe diamétrica (<10 cm de DAP), também relatado por Lang & Knight (1983), para uma floresta tropical chuvosa no Panamá, onde 90% da mortalidade foi observada para esta classe de diâmetro.

A maior taxa de mortalidade foi verificada para a classe de 31-38 cm embora o maior número de indivíduos mortos tenha sido registrado na classe de 3,02-10 cm, onde foi obtida a segunda maior taxa de mortalidade (Figura 4). Desse modo, observa-se que a taxa de mortalidade tendeu a diminuir com o aumento do diâmetro, salvo a exceção da quinta e sétima classes (Figura 4). Segundo Felfili (1995), as maiores taxas de mortalidade entre indivíduos pertencentes as menores classes diamétricas ocorre devido a uma menor capacidade de competição em relação às árvores maiores, as quais ocupam o dossel superior. Entretanto, em florestas onde foram detectados distúrbios mais severos durante o monitoramento, nota-se claramente uma maior taxa de mortalidade para árvores grandes (Rolim *et al.* 1999).

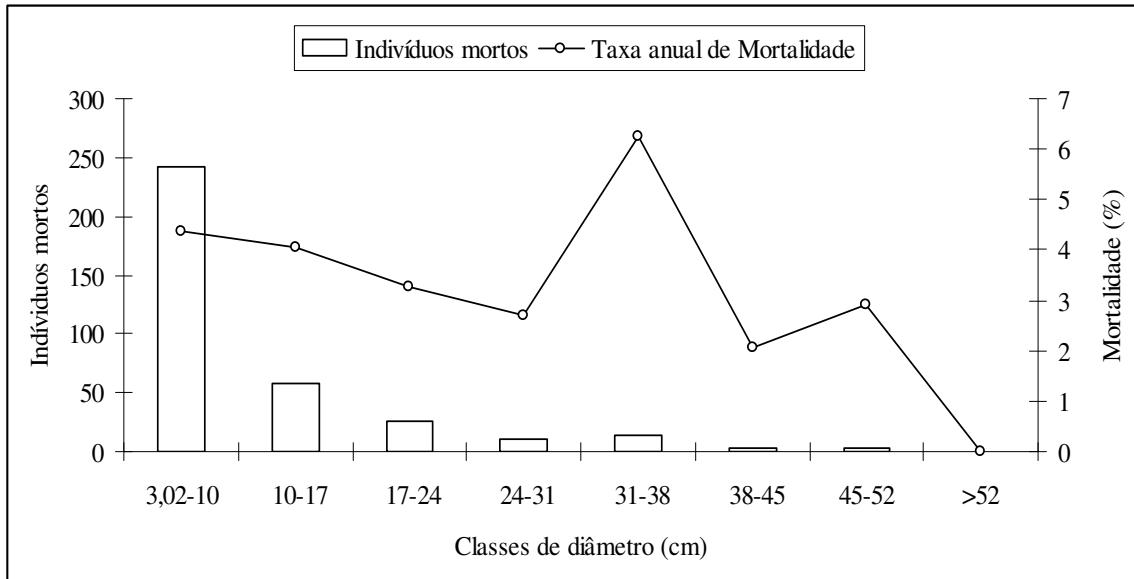


Figura 4: Mortalidade por classe de diâmetro expressa em número de indivíduos mortos e a taxa anual de mortalidade, referente ao período de 1990 a 2004, na floresta semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG.

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 *Casearia sylvestris*, ambas pioneiras, sendo uma de dossel intermediário e a outra de sub-bosque, respectivamente. *S. guianensis* e *C. grandiflora*, apesar de perderem 29 e 40 indivíduos, recrutaram 64 e 34, respectivamente, ao contrário, de *C. sylvestris* que teve 12 indivíduos mortos e apenas três ingressaram na população (Tabela 1). A alta mortalidade e o baixo recrutamento de *Casearia sylvestris* podem ter ocorrido em função da incapacidade dos seus indivíduos jovens em serem competitivos no ambiente.

A área basal perdida e a taxa de mortalidade foram maiores na classe de 31-38 cm (Figura 5). 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 a mortalidade de 11 indivíduos na área amostrada (Figura 5 e Tabela 2).

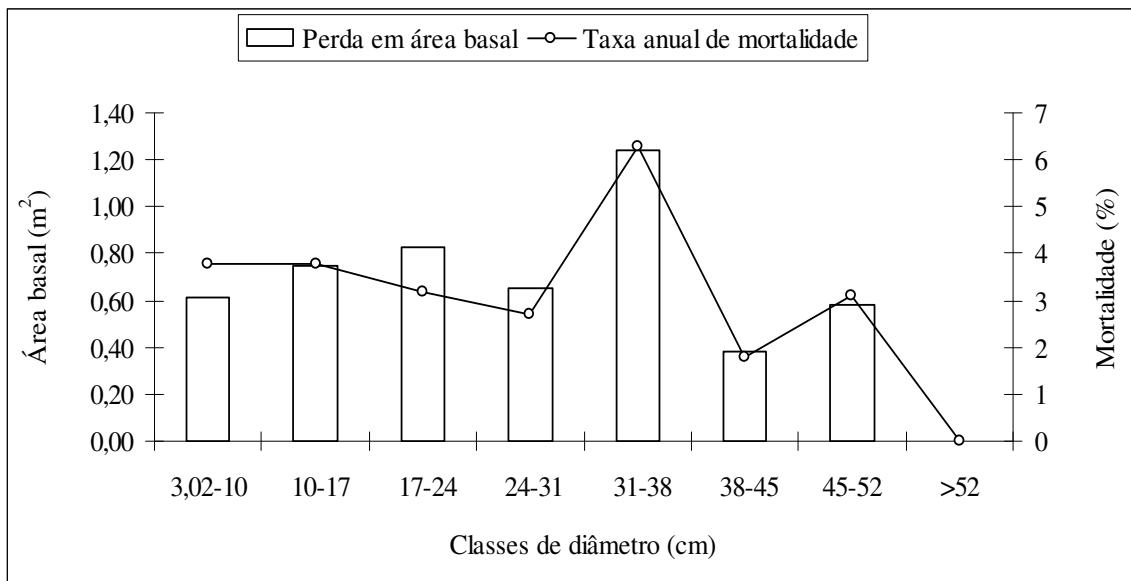


Figura 5: Mortalidade por classe de diâmetro expressa em área basal perdida e taxa anual de mortalidade, referente ao período de 1990 a 2004, na floresta semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG.

3.4. Recrutamento

Dos 866 indivíduos amostrados em T2, 405 eram recrutas, cerca de 58 árvores recrutadas/ha/ano, resultando em um taxa média anual de recrutamento de 4,5% (Tabela 1 e 3). Este valor está entre os mais altos encontrados para florestas tropicais, sendo que em grandes áreas preservadas, tal como a floresta inundável, em Añangu, no Equador, registrou-se uma taxa de recrutamento de 3,08% (Korning & Balslev 1994a). Uma das maiores taxas registradas até agora para florestas brasileiras foi encontrada para uma floresta semidecidual alterada, em Lavras, de 3,11% (Oliveira-Filho *et al.* 1997). Outras fisionomias preservadas, como duas florestas de galeria, em Uberlândia, apresentaram taxas médias anuais menores, 2,23% e 1,66%, respectivamente (Lopes 2004; Muniz 2004).

Apesar de a taxa anual de recrutamento ter sido pouco maior que a de mortalidade, as duas apresentaram-se equilibradas (Tabela 1 e 3). Em uma floresta na Malásia, Manokaran &

Kochummen (1987), observaram que a taxa de mortalidade excedeu a de recrutamento durante um período de 16 anos, e em seguida estas taxas se inverteram, passando o recrutamento a exceder a mortalidade. Swaine *et al.* (1990) estudando florestas tropicais chuvosas em Ghana, constataram que a taxa média de mortalidade excedeu a taxa de recrutamento durante o período analisado.

Cinquenta e quatro espécies (56,25% do total de espécies) presentes em 1990 apresentaram recrutamento em 2004. 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 *Siparuna guianensis* (14,95%), *Trichilia pallida* (13,07%) e *Cardiopetalum calophyllum* (12,80%) (Tabela 1). A maior taxa média anual de recrutamento (4,5%) ocorreu principalmente devido ao ingresso de *Trichilia pallida* (89 indivíduos) e *Siparuna guianensis* (64), espécies comuns no sub-bosque de florestas semidecíduas e *Casearia grandiflora* (34), espécie de dossel intermediário (Mendes 2002). Considerando que *S. guianensis*, *T. pallida* e *Casearia grandiflora* são espécies de estágios iniciais de sucessão, segundo critérios de classificação de estágios sucessionais de Chagas *et al.* (2001) e Mendes (2002), a ocorrência de algumas clareiras observadas na área estudada podem ter contribuído para o maior recrutamento de indivíduos destas espécies.

Em relação à área basal, os indivíduos ingressantes que apresentaram maior contribuição foram *Trichilia pallida* ($0,140\text{ m}^2$), *Siparuna guianensis* ($0,121\text{ m}^2$), *Machaerium villosum* ($0,095\text{ m}^2$), *Casearia grandiflora* ($0,070\text{ m}^2$) e *Duguetia lanceolata* ($0,060\text{ m}^2$). As espécies que tiveram as mais elevadas taxas de recrutamento foram *Siparuna guianensis* (17,27%), *Roupala brasiliensis* (13,64%), *Myrciaria glanduliflora* (12,1%) e *Trichilia pallida* (11,91%) (Tabela 2).

Não ocorreu diferença significativa, quanto a número de indivíduos recrutados entre os diversos intervalos de classe ($X^2 = 3,577$; $gl = 8$; $P > 0,05$). O maior número de indivíduos recrutados ocorreu na classe de diâmetro de 3,02-10 cm, representando 98,54% do total de indivíduos ingressos e, consequentemente, a maior taxa de ingresso também ocorreu nesta classe ($7,23\% \text{ ano}^{-1}$). Todos os indivíduos recrutados apresentavam troncos com diâmetros ≤ 31 cm. Appolinário *et al.* (2005) também observaram um declínio no número de indivíduos que entraram na comunidade em relação ao aumento do diâmetro dos mesmos.

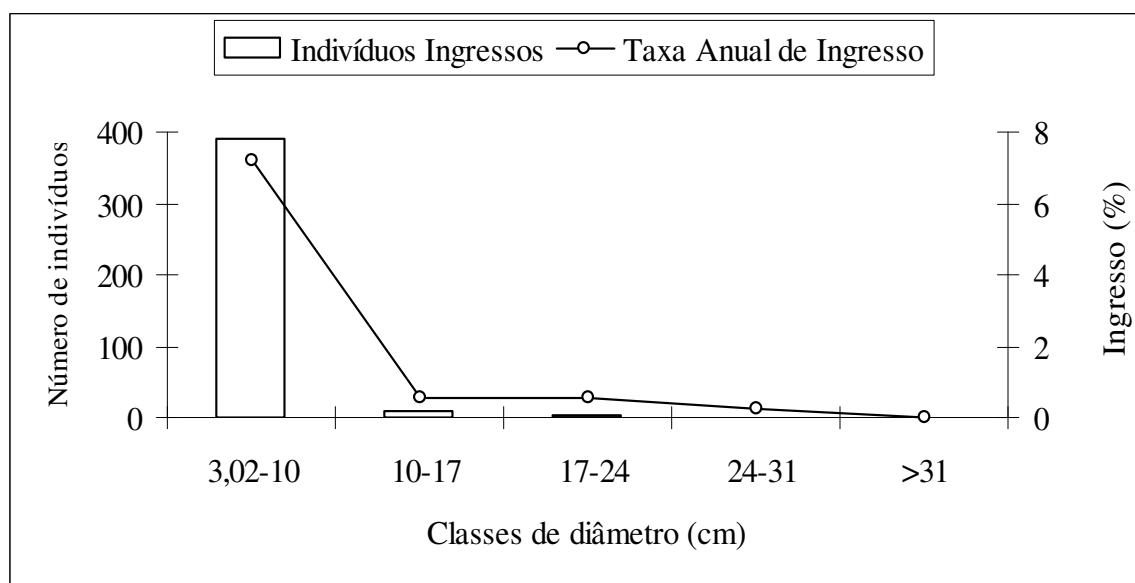


Figura 6: Ingresso por classe de diâmetro expresso em número de indivíduos recrutados e taxa anual de ingresso, referente ao período de 1990 a 2004, na floresta semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG.

A área basal acrescentada foi maior no intervalo 59-66 cm devido ao crescimento em diâmetro dos indivíduos sobreviventes (Figura 7). 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 maior taxa de ingresso ocorreu na classe de 3,02-10 cm, devido principalmente ao recrutamento de indivíduos que atingiram o critério de inclusão (Figura 7).

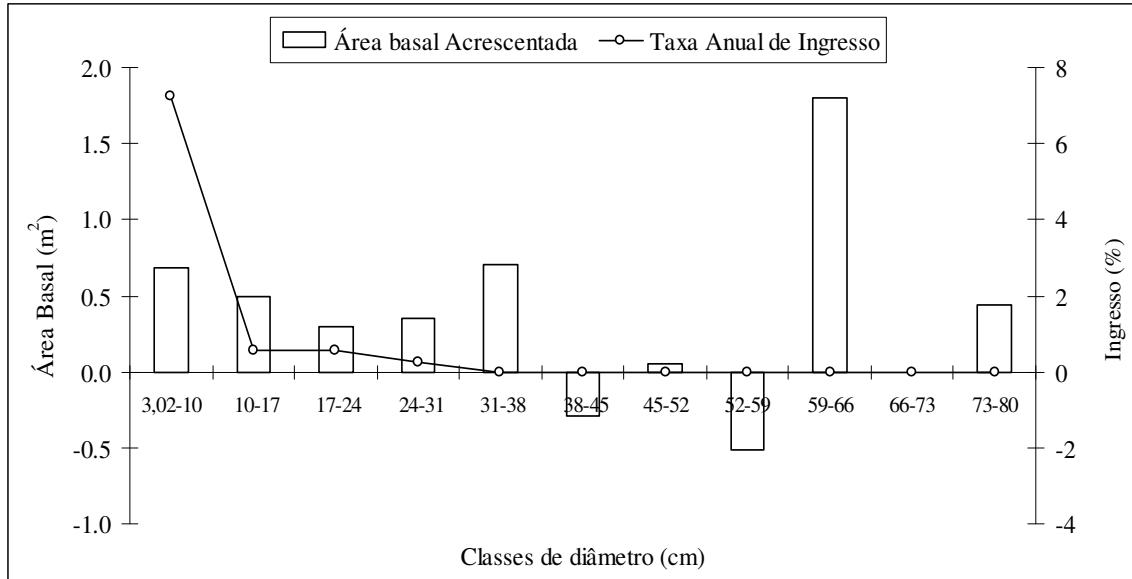


Figura 7: Acréscimo em área basal por classe de diâmetro expresso em área basal e taxa anual de ingresso, referente ao período de 1990 a 2004, na floresta semidecidual da Fazenda do Glória, Uberlândia-MG

3.5. Meia vida e tempo de duplicação

A meia vida corresponde ao tempo necessário para a comunidade reduzir seu tamanho a metade, mantida a atual taxa de mortalidade, segundo Korning & Balslev (1994a). No presente estudo o valor de meia vida calculado com base no número de indivíduos foi de 16,92 anos (Tabela 1 e 3). O baixo valor de meia vida permite inferir que a floresta semidecidual da FEG é bastante dinâmica, pelo menos durante o período estudado, uma vez que os valores de meia vida variam de 17 a 80 anos em estudos realizados em florestas tropicais, como foi observado em Porto Rico, 30,32 anos (Crow 1980), na floresta Amazônica no Equador, 23 anos (Korning & Balslev 1994a) e na Venezuela, 80,74 anos (Uhl 1982) e para floresta de galeria, no Brasil, 20 anos (Felfili 1995).

O tempo de duplicação é o tempo necessário para que a comunidade dobre o seu tamanho, mantida a presente taxa de ingresso (Korning & Balslev 1994a). Neste estudo com base no número de indivíduos, o tempo de duplicação foi de 15,04 anos, também um dos

menores relatados para florestas tropicais, os quais variam de 15 a mais de 80 anos (Crow 1980; Lieberman & Lieberman 1987; Appolinário 2005). Segundo Hallé *et al.* (1978) apud Korning & Balslev (1994a), quando uma floresta apresenta taxas de mortalidade e de recrutamento, e consequentemente, de meia-vida e tempo de duplicação, aproximadamente equilibradas, está se encontrando em um estado silvigenético de equilíbrio homeostático, fato observado na área estudada.

3.6. Estabilidade e Reposição

A comunidade da floresta semidecidual da FEG é mais estável em relação ao número de indivíduos (1,88 anos) do que em área basal (49,97 anos). Para reposição é mais dinâmica, em relação ao número de indivíduos (15,98) do que em área basal (2,46) (Tabelas 1, 2 e 3). Uma comunidade pode ser estável quanto a sua estrutura quando ocorrem pequenas mudanças no número absoluto de indivíduos e área basal em um intervalo de tempo e altamente dinâmica em relação ao tempo de reposição (Korning & Balslev 1994a). Espera-se que a dinâmica das comunidades arbóreas de florestas tropicais não perturbadas atinjam a estabilidade em longo prazo, através do balanço entre a mortalidade, recrutamento e crescimento (Lang & Knight 1983; Lieberman *et al.* 1985b; Swaine *et al.* 1987; Felfili 1995).

4. Considerações finais

A comunidade arbórea de floresta semidecidual da FEG, no período de 14 anos apresentou mudanças na composição florística. As dez espécies que desapareceram foram substituídas pelo mesmo número de espécies ingressantes.

A fragmentação da floresta pode ter influenciado no aumento do número de indivíduos e na distribuição dos mesmos entre as espécies fazendo com que ocorressem mudanças significativas no índice de diversidade de Shannon e na eqüabilidade entre os levantamentos.

As taxas de recrutamento e mortalidade foram altas e superiores as encontradas em várias florestas tropicais. A floresta não sofreu nenhum tipo intenso de distúrbio, porém, essas taxas elevadas podem ser resultantes do processo de fragmentação sofrido ao longo do tempo que transformou a paisagem do entorno em pastagens e lavouras.

Ocorreu variações nas taxas de recrutamento e mortalidade entre as espécies, provavelmente estas diferenças estão relacionadas as variações nas condições ambientais (principalmente luz e umidade) as quais estão submetidas cada indivíduo. As diferenças entre espécies podem refletir características próprias como grupo ecológico sucessional no qual a espécie está inserida, na estratégia reprodutiva e na capacidade competitiva.

O estudo sobre a dinâmica da comunidade arbórea da floresta semidecidual da FEG foi importante, pois permitiu registrar as mudanças ocorridas na floresta. Essas informações serão úteis na conservação e manejo deste remanescente florestal, porém outros levantamentos de curto prazo devem ser realizados na área para determinar se as alterações obtidas neste trabalho são decorrentes de processos naturais ou antrópicos.

5. Referências bibliográficas¹

Appolinário, V.R.C. 1999. **Dinâmica de um fragmento de mata ciliar do Rio Grande em Bom Sucesso – Minas Gerais.** Dissertação de mestrado. UFLA, Lavras.

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**(2): 347-360.

Araújo, G.M. 1992. **Comparaçao da estrutura e do teor de nutrientes nos solos e nas folhas de espécies arbóreas de duas matas mesófilas semidecíduas no Triangulo Mineiro.** Tese de Doutorado. Unicamp, Campinas.

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

Araújo, G.M., Guimarães, A.J.M. & Nakajima, J.N. 1997. Fitossociologia de um remanescente de mata mesófila semidecídua urbana, Bosque John Kennedy, Araguari, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **20**(1): 67-77.

Bertani, D.F.; Rodrigues, R.R.; Batista, J.L.F. & Shepherd, G.J. 2001. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Revista Brasileira de Botânica** **24**(1): 11-23.

As citações e referências seguem as normas da Revista Acta Botânica Brasilica¹

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

Botrel, R.T.; Oliveira-Filho, A.T.; Rodrigues, L.A. & Curi, N. 2002. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica** **25**(2): 195-213.

Burslem, D.F.R.P.; Whitmore, T.C. & Brown, G.C. 2000. Short-term effects of cyclone impact and long-term recovery of tropical rain forest on Kolombangara, Solomon Islands. **Journal of Ecology** **88**: 1063-1078.

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**(1): 39-57.

Condit, R.; Aguilar, S.; Hernandes, A.; Perez, R.; Lao, S.; Angehr, G.; Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 2004. Tropical forest dynamics across a rainfall gradient and the impact of an El Niño dry season. **Journal of Tropical Ecology** **20**: 51-72.

Condit, R.; Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1992. Short-term dynamics of a Neotropical forest. **Bioscience** **42**(11): 822-828.

Condit, R.; Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological Monographs** **65**(4): 419-439.

Cronquist, A. 1988. **The evolution and classification of flowering plants.** New York, Botanical Garden.

Crow, T.R. 1980. A rainforest chronicle: A 30-year record of change in structure and composition at El Verde, Puerto Rico. **Biotropica** **12**(1): 42-55.

Durigan, G.; Franco, G.A.D.C.; Saito, M. & Baitello, J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica** **23**(4): 371-383.

Embrapa. 1982. **Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos e avaliação da aptidão agrícola das terras do Triângulo Mineiro.** Boletim de pesquisa I. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, Epamig – DRNR, Rio de Janeiro.

Felfili, M.J. 1994. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **17**(1): 1-11.

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.

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

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

Felfili, J. M. & Silva Júnior, M. C. 1993. A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology** **9**(3): 277-289.

Felfili, J.M.; Rezende, A.V.; Silva Junior, M.C. & Silva, M.A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology** **16**: 579-590.

Fonseca, R.C.B. & Rodrigues, R.R. 2000. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis** **57**: 27-43.

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.

Harcombe, P.A.; Bill, C.J.; Fulton, M.; Glitzenstein, J.S.; Marks, P.L. & Elsik, I.S. 2002. Stand dynamics over 18 years in a southern mixed hardwood forest, Texas, USA. **Journal of Ecology** **90**: 947-957.

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

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

Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1986. Canopy gaps and dynamics in a tropical rain forest. Pp. 25-41. In: M.J. Crawley (ed.). **Plant Ecology**. Oxford, Blackwell.

Ivanauskas, N.M.; Rodrigues, R.R. & Nave, A.G. 1999. Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Scientia forestalis** **56**: 83-99.

Köppen, W. 1948. **Climatologia: com um Estudio de los Climas de la Tierra**. Mexico, Fondo de Cultura Economica

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

Korning, J. & Balslev, H. 1994b. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland trees species and relation to forest structure in Amazonian Ecuador. **Journal of Tropical Ecology** **10**: 151-166.

Koyama, T. & Takada, T. 1998. Recruitment taxes in Forest plots: Gf estimates using growth rates and size distributions. **Journal of Ecology** **86**:633-639.

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**(5): 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** **79**: 2032-2040.

Lieberman, D.; Lieberman, M.; Hartshorn, G.S. & Peralta, R. 1985a. Growth rates and age-size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology** **1**: 97-109.

Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R. & Hartshorn, G.S. 1985b. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology** **73**: 915-924.

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. 2004. **Dinâmica das comunidades arbóreas de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Uberlândia-MG (1989-2002)**. Dissertação de mestrado. UFU, Uberlândia.

Lopes, W.P.; Paula, A.; Servilha, A.C. & Silva, A.F. 2002. Composição da flora arbórea de um trecho de floresta estacional no Jardim Botânico da Universidade Federal de Viçosa (face sudoeste), Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore** **26**(3): 339-347.

Manokaran, N. & Kochummen, K.M. 1987. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology** **3**: 315-330.

Meira-Neto, J.A.A. & Martins, F.R. 2002. Composição florística de uma floresta estacional semidecidual montana no município de Viçosa-MG. **Revista Árvore** **26**(4): 437-446.

Mello, J.M.; Oliveira-Filho, A.T. & Scolforo, J.R.S. 1996. Comparação entre procedimentos de amostragem para avaliação estrutural de um remanescente de floresta estacional semidecidual Montana. **Cerne** **2**(2): 1-14.

Mendes, S. 2002. **Comparação entre os estratos arbóreo e de regeneração na mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Uberlândia-MG.** Dissertação de Mestrado, UFU, Uberlândia.

Muniz, C.F. 2004. **Dinâmica do estrato arbóreo em um gradiente florestal da Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG (1997-2002).** Dissertação de mestrado. UFU, Uberlândia.

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**(2): 329-342.

Nunes, Y.R.F.; Mendonça, A.V.R; Botezelli, L.; Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2003. **Revista Acta Brasílica** **17**(2): 213-229.

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.; Curi, N.; Vilela, E.A. & Carvalho, D.A. 2001. Variation in tree community composition and structure with changes in soils properties within a fragment of semideciduous forest in south-eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany** **58**(1): 139-158.

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** (3): 407 - 423.

Pedroni, F. 2001. **Aspectos da estrutura e dinâmica em comunidades arbóreas da Mata Atlântica. Campinas, SP.** Tese de doutorado, Unicamp, Campinas.

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

Pinto, J.R.R. & Hay, J.D.V. 2005. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **28**(3): 523-539.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. Pp. 89-166. In: S.M. Sano & S.P. Almeida (eds.). **Cerrado: Ambiente e Flora.** Planaltina, Embrapa.

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 Botânica Brasilica** 17(1): 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 (5-6): 91-108.

Salis, S.M.; Shepherd, G.J. & Joly, C.A. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. **Vegetatio** 119: 155-164.

Santos, K. & Kinoshita, L.S. 2003. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas, SP. **Acta Botânica Brasilica** 17(3): 325-341.

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.

Silva, A.F.; Oliveira, R.V.; Santos, N.R.L. & Paula, A. 2003. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore** **27(3)**: 311-319.

Stranghetti, V. & Ranga, N.T. 1998. Levantamento florístico das espécies vasculares da floresta estacional mesófila semidecídua da Estação Ecológica de Paulo de Faria - SP. **Revista Brasileira de Botânica** **21(3)**: 289-298.

Swaine, M.D. & Lieberman, D. 1987. Note on the calculation of mortality rates. **Journal of Tropical Ecology** **3**: ii-iii.

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.

Uhl, C. 1982. Tree dynamics in a species rich tierra firme forest in Amazonian,Venezuela. **Acta Científica Venezolana** **33**: 72-77.

Uhl, C.; Clark, K.; Dezzeo, N. & Maquirino, P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefalls gaps. **Ecology** **69(3)**: 751-763.

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, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Viana, V.M. & Pinheiro, L.A.F.V. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF** 12(32): 25-42.

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(4): 399-411.

Yamamoto, L.F.; Kinoshita, L.S. & Martins, F.R. 2005. Florística dos componentes arbóreo e arbustivo de um trecho da Floresta Estacional Semidecídua Montana, município de Pedreira, estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica** 28(1): 191-202.

Zar, J.H. 1999. **Biostatistical analysis.** New Jersey, Prentice Hall.