

Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística¹

Fabrcio Alvim Carvalho^{2,4} e Jeanine Maria Felfili^{3†}

Recebido em 25/08/2010. Aceito em 16/02/2011

RESUMO

(Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística). O objetivo deste estudo foi analisar as mudanças florísticas e estruturais da comunidade arbórea de uma floresta sobre afloramentos calcários no município de Iaciara (14°03'53"S; 46°29'15"O), nordeste de Goiás, Brasil Central, após intervalo de seis anos (2000-2006). Considerando as limitações bióticas impostas pela forte estacionalidade climática e condições edáficas estressantes (solos rasos e rochosos), partiu-se da hipótese que a comunidade arbórea apresentaria uma dinâmica acelerada, mas que não implicaria em mudanças florísticas e estruturais pronunciadas. As mudanças florísticas e estruturais foram analisadas a partir de comparações entre dois inventários realizados em parcelas permanentes (25 unidades amostrais de 20 x 20 m alocadas aleatoriamente na floresta) nos anos de 2000 e 2006. Todos os indivíduos arbóreos com DAP \geq 5 cm foram amostrados, mensurados, e calculados os parâmetros estruturais, fitossociológicos e diversidade de espécies. Foram calculadas as taxas de recrutamento e mortalidade, e aplicadas análises indiretas de gradiente (DCA) para avaliar mudanças na conformação estrutural nas parcelas. As taxas de mortalidade (2,77 %ano⁻¹) e recrutamento (4,43 %ano⁻¹) foram elevadas e indicaram uma acelerada dinâmica da comunidade. Entretanto, isto não provocou mudanças qualitativas (riqueza de espécies) e quantitativas (estrutura fitossociológica, diversidade e análise de gradientes) significativas na comunidade, suportando a hipótese e mostrando alta estabilidade florística no intervalo.

Palavras-chave: Bioma Cerrado, dinâmica florestal, floresta tropical estacional, parcelas permanentes

ABSTRACT

(Temporal changes in the tree community of a dry forest on limestone outcrops in Central Brazil: floristic composition, structure and diversity). The goal of this work was to investigate the floristic and structural changes in a seasonally dry deciduous forest on limestone outcrops in the municipality of Iaciara (14°03'53"S; 46°29'15"W), northeast Goiás, Central Brazil, after a 6-year interval (2000-2006). Due to the biotic limitations of marked seasonality and stressful edaphic conditions (rocky and shallow soils), we hypothesized that the tree community would show rapid dynamics, but without pronounced changes in floristic composition and structure. Changes in floristics and structure were investigated through comparisons between two consecutive inventories in permanent plots (25 sampling units of 20 x 20 m randomly located in the forest) for the years 2000 and 2006. All trees with dbh \geq 5 cm were sampled, measured, and structural, phytosociological and diversity parameters were calculated. Rates of mortality and recruitment were calculated, and indirect gradient analyses (DCA) were applied to test the structural changes between the plots. The rates of mortality (2.77 %year⁻¹) and recruitment (4.43 %year⁻¹) were high showing rapid community dynamics. However, the rapid dynamics did not promote qualitative (species richness) and quantitative (phytosociological structure, diversity and gradient analysis) changes, supporting the hypothesis and showing high stability across the interval.

Key words: Cerrado biome, forest dynamics, tropical dry forest, permanent plots

¹ Parte da tese de Doutorado do primeiro Autor

² Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Juiz de Fora, MG, Brasil

³ Universidade de Brasília (UnB), Departamento de Engenharia Florestal, Brasília, DF, Brasil. *In memoriam*

⁴ Autor para correspondência: fabricio.alvim@gmail.com

Introdução

As vegetações sobre afloramentos calcários ocorrem em diversas regiões tropicais, em áreas onde o solo é incipiente, cujas superfícies são constituídas por rochas e camadas rasas de solos e matéria orgânica (Furley & Newey 1979; Pérez-García & Meave 2004). No Brasil, os afloramentos calcários localizam-se predominantemente em regiões de climas estacionais, desde o centro-norte de Minas Gerais até o centro-oeste da Bahia, passando pelo nordeste de Goiás e sudeste de Tocantins (Carste 2007). Seus solos apresentam grande disponibilidade de nutrientes, principalmente Ca e Mg, promovendo elevada fertilidade natural e tendo como vegetações predominantes as florestas estacionais decíduais (IBGE 2004). A rochosidade forma micro habitats que promovem o estabelecimento de espécies com diferentes habilidades no aproveitamento dos recursos, cuja maior limitação é dada pelo déficit hídrico sazonal, selecionando as espécies de acordo com sua tolerância a seca, implicando na presença de uma flora altamente adaptada às condições de estresse hídrico e edáfico (Felfili *et al.* 2007a).

Embora representem uma pequena parcela do bioma Cerrado, as florestas estacionais decíduais constituem a vegetação predominante em determinadas regiões, como na região do Vale (ou Vão) do Paraná, no nordeste do estado de Goiás, ocorrendo sobre relevos acidentados de rochas de calcário (Felfili 2003; Scariot & Sevilha 2005). Estas florestas, também denominadas “matas secas calcárias”, ocorrem na forma de fragmentos naturais, em relevos acidentados de morros e encostas, cuja fertilidade do solo promove o estabelecimento e predomínio de espécies arbóreas. Devido à forte estacionalidade na pluviosidade anual (média de cinco meses de seca, com precipitação inferior a 50 mm), a maioria das árvores é caducifolia na estação seca, mantendo cobertura foliar de 45 a 80% na estação chuvosa (Nascimento *et al.* 2007). A limitação hídrica imposta pela estacionalidade e rochosidade condiciona a presença de espécies tolerantes à seca, resultando em uma flora arbórea peculiar e distinta das demais formações savânicas (cerrado *sensu stricto*) e florestais (mata de galeria, mata ciliar, cerradão) presentes na paisagem (Silva *et al.* 2004; Silva *et al.* 2006).

Os estudos desenvolvidos até o momento nas florestas estacionais decíduais sobre afloramentos calcários do Brasil Central revelam uma estrutura onde predominam as árvores mesofanerófitas (*sensu* Raunkier; Kent & Coker 1992), com as copas formando-se após os 6 m de altura, cujas emergentes do dossel atingem até 25 m de altura, e os maiores diâmetros ficam entre 50 cm e 100 cm, com algumas espécies ultrapassando os 100 cm, como no caso da megafanerófito “barriguda-lisa” (*Cavanillesia arborea*), também conhecida como “baobá brasileiro”, típica acumuladora de água cujo tronco apresenta protuberância do tipo “barriga” (Silva & Scariot 2003, 2004 a,b; Nascimento *et al.* 2004; Felfili *et al.* 2007a). Dentre as famílias e gêneros arbóreos mais representativos estão Fabaceae, Malvaceae,

Bignoniaceae, Anacardiaceae, Apocynaceae, *Machaerium*, *Aspidosperma* e *Tabebuia*, que são elementos florísticos comuns em outras florestas estacionais neotropicais (Oliveira-Filho *et al.* 2006). A flora arbórea apresenta afinidades com o padrão descrito por Andrade-Lima (1981) para as florestas estacionais da Caatinga no norte de Minas Gerais e Bahia, reconhecida como um tipo de floresta decidual com associação dos gêneros *Tabebuia-Aspidosperma-Astronium-Cavanillesia*. As florestas sobre afloramentos calcários do Vale do Paraná são áreas de conexão florística entre duas grandes regiões estacionais da América do Sul, a Caatinga (no Nordeste brasileiro, estendendo-se até o norte de Minas Gerais) e o Chaco (recobrando a maior parte do território argentino, sul da Bolívia, Centro-Oeste do Paraguai e Sul do Mato Grosso do Sul, Brasil), além de possuírem espécies compartilhadas com outras regiões úmidas no domínio Amazônico e da Mata Atlântica (Silva *et al.*, 2004; Oliveira-Filho *et al.* 2006).

Apesar das informações existentes acerca da vegetação das florestas estacionais decíduais sobre afloramentos calcários do Vale do Paraná, ainda existem questões a serem estudadas, como, por exemplo, a dinâmica da vegetação arbórea, visto que os estudos desenvolvidos buscaram caracterizar a vegetação de forma pontual, através de inventários florísticos e fitossociológicos. O conhecimento da dinâmica da vegetação é importante para detectar padrões de mudanças florísticas e estruturais e inferir sobre as tendências futuras no funcionamento da floresta (Hubbell & Foster 1992). Análises de dinâmica ainda são escassas em relação à vasta extensão do bioma Cerrado, e foram realizadas em algumas áreas de cerrado *sensu stricto* (Felfili *et al.* 2000; Libano & Felfili, 2006; Aquino *et al.* 2007; Roitman *et al.* 2008), matas de galeria (Felfili 1995a,b; Felfili 1997 a,b; Schiavini *et al.* 2001; Lopes & Schiavini 2007; Oliveira & Felfili 2008), e em alguns tipos de florestas estacionais, como nas florestas semidecíduais (Schiavini *et al.* 2001; Pinto & Hay 2005; Paiva *et al.* 2007; Silva & Araújo 2009) e decíduais (Werneck *et al.* 2000; Werneck & Franceschinelli 2004). Estes estudos vêm conferindo às florestas do bioma Cerrado o caráter de altamente dinâmicas, pois o condicionamento ao déficit hídrico sazonal leva a processos de mortalidade e recrutamento mais intensos do que nas florestas úmidas tropicais. No entanto, a intensidade destes processos não implica necessariamente em mudanças significativas em sua estrutura, composição e diversidade florística, que tendem a se manter relativamente estáveis ao longo do tempo quando isentas de distúrbios antropogênicos.

Considerando a necessidade de informações acerca da dinâmica da vegetação nas florestas estacionais decíduais sobre afloramentos calcários do Brasil Central, o objetivo deste estudo foi analisar as mudanças na estrutura, composição e diversidade florística da comunidade arbórea de uma floresta estacional decidual sobre afloramentos calcários no município de Iaciara, região nordeste de Goiás, após intervalo de seis anos (2000-2006). Com base nas informa-

ções geradas nos estudos de dinâmica em outras florestas estacionais do Brasil Central, e considerando as limitações hídricas impostas pela forte estacionalidade climática e pelas condições edáficas peculiares desta floresta, partiu-se da hipótese que sua comunidade arbórea apresentaria uma dinâmica acelerada, mas que não implicaria em mudanças florísticas e estruturais pronunciadas.

Material e métodos

Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido em um fragmento de floresta estacional decidual sobre afloramentos calcários localizado nos município de Iaciara (Fazenda Sabonete, coordenadas geográficas no ponto central do fragmento: 14°03'53"S; 46°29'15"O, Datum Sad 69). O fragmento possui aproximadamente 93 hectares, e encontra-se inserido na área central da microrregião do Vale do Paranã, no nordeste do estado de Goiás, Brasil. Esta microrregião está incluída na Reserva da Biosfera do Cerrado Fase 2 (UNESCO), sendo considerada como um corredor ecológico prioritário para conservação da vegetação natural do Cerrado (Felfili 2003).

O fragmento encontra-se em relevo de encosta de morro sobre afloramentos de rochas de calcário com declividade acentuada (10-30°), em altitude variando de 600 m em sua base a 720 m em seu topo. O calcário é oriundo de rochas do Meso/Neoproterozóico, sendo tipicamente dolomítico, formado por lentes de calcário e dolomitos com alta concentração de Mg e Ca, pertencente ao grupo Bambuí (Fernandes *et al.* 1982). As rochas de calcário ocorrem tanto na forma de pequenas rochas no solo quanto na forma de grandes blocos de tamanhos variados, constituindo solos variados, predominando os solos dos tipos Cambissolo e Neossolo Litólico Eutrófico (Krejci *et al.* 1982), com horizonte B incipiente e elevada saturação de bases (Embrapa 2006). No fragmento estudado o solo possui elevada fertilidade, cujas camadas superiores são rasas, raramente ultrapassando 20 cm de profundidade, e estão restritas a camadas de folhas e matéria orgânica entre as rochas (F.A. Carvalho, não publicado).

O clima predominante na região, segundo classificação de Koeppen, é o Aw (tropical quente com duas estações bem definidas), com temperatura média anual em torno de 23°C, sendo julho o mês de menor temperatura (18°C) (IBGE 1995). A análise da série histórica de precipitação na região (1970 a 2008) indica uma pluviosidade anual com totais superiores a 800 mm e inferiores a 2000 mm, apresentando grande oscilação anual, com alternância de períodos de maior ou menor pluviosidade (Fig. 1a). A distribuição das chuvas é sazonal, apresentando um período de cinco meses tipicamente secos, de maio a setembro, onde os valores das isotetas são inferiores a 50 mm, (Fig. 1b).

A vegetação natural da microrregião do Vale do Paranã encontra-se enquadrada na unidade de paisagem nº 3,

segundo classificação da paisagem do bioma Cerrado de Silva *et al.* (2006), que corresponde às áreas de depressão dominadas por florestas estacionais e com vegetação savânica (cerrado *sensu stricto*) como fisionomia secundária. A vegetação do fragmento estudado está enquadrada no sistema de classificação da vegetação brasileira como Floresta Estacional Decidual (Veloso *et al.* 1991), onde a maioria das árvores (> 50%) perde totalmente as folhas na estação seca. O número de indivíduos arbóreos decíduos no fragmento ultrapassa os 90% (Nascimento *et al.* 2007). Por ocorrer em relevo acidentado, o fragmento ainda apresenta bom estado de conservação. Observações de campo ao longo dos últimos oito anos, acrescidas de informações obtidas do proprietário e moradores locais, indicam pouca ou nenhuma perturbação antrópica no fragmento nos últimos 20 anos, embora existam evidências de extração de madeira e queimadas antigas em alguns trechos do fragmento, especialmente nas proximidades das bordas, que estão circundadas quase que exclusivamente por pastagens exóticas para criação de gado.

Amostragem

A amostragem da vegetação seguiu a padronização dos estudos realizados nas florestas estacionais deciduais sobre afloramentos calcários no Vale do Paranã (Silva & Scariot 2003, 2004 a,b; Nascimento *et al.* 2004; Felfili *et al.* 2007a), sendo esta a amostragem recomendada para o monitoramento de parcelas permanentes em florestas estacionais de pequenas dimensões e com forte gradiente ambiental (neste caso, a encosta é considerada o principal gradiente ambiental) (Felfili *et al.* 2005). No fragmento foi delimitado um universo amostral de 50 ha de acordo com as características do relevo e grau de preservação, seguindo a vertente sul da encosta e englobando cerca de metade de sua área total. Foi delimitada uma distância mínima de 30 metros das bordas. O universo amostral foi dividido em faixas de 20 m perpendiculares ao gradiente longitudinal (encosta), subdivididas em parcelas de 20 x 20 m (400 m²). Em seguida foi realizado o sorteio das faixas e das 25 parcelas distribuídas aleatoriamente nas faixas, totalizando uma área amostral de um hectare (10.000 m²).

O primeiro inventário da comunidade arbórea do fragmento foi realizado no ano de 2000, durante a estação seca (setembro) onde todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP: 1,30 cm acima do nível do solo) maior ou igual a 5 cm presentes nas parcelas tiveram seus diâmetros e alturas medidas, foram marcados com plaquetas de alumínio numeradas seqüencialmente, e identificados. O material testemunho coletado foi depositado no Herbário do IBGE, em Brasília (Felfili *et al.* 2007a). O segundo inventário foi realizado no ano de 2006, também durante a estação seca (setembro), onde todos os indivíduos com DAP ≥ 5 cm previamente amostrados tiveram seus diâmetros e alturas reme-

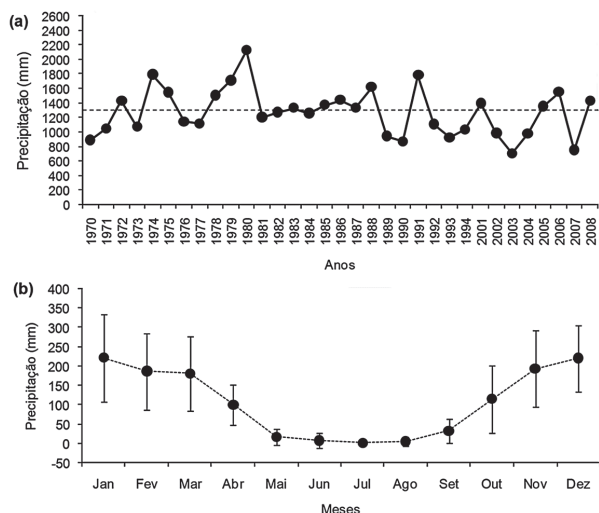


Figura 1. Variação (a) anual e (b) mensal média (± desvio padrão) da precipitação na estação pluviométrica da Fazenda Ingazeiro, município de São Domingos, GO, distante cerca de 50 km (em linha reta) da área de estudo (floresta estacional decidual sobre afloramentos calcários, município de Iaciara, região Nordeste de Goiás, Brasil). A linha pontilhada na figura (a) se refere à média da precipitação na série histórica (1276 mm). Anos de 1995 a 2000 indisponíveis. Fonte: adaptado de ANA (2009).

didos. Os indivíduos recrutados, ou seja, aqueles que atingiram o limite de inclusão de DAP ≥ 5 cm neste inventário, foram medidos quanto ao diâmetro e altura, e marcados com plaquetas de alumínio numeradas seqüencialmente a partir da numeração do primeiro inventário em 2000.

Materiais botânicos (fêrteis ou vegetativos) de espécies em dúvida quanto à identificação no inventário anterior (2000) foram coletados durante os meses de setembro a dezembro de 2006, para nova identificação. O material testemunho foi depositado no Herbário do IBGE, em Brasília. A sinonímia, a grafia e a autoria dos nomes das espécies foram conferidas através do banco de dados do “Missouri Botanical Garden” (MOBOT 2008) e da obra de Brummitt & Powell (1992). A classificação das espécies segundo as famílias botânicas seguiu o sistema do “Angiosperm Phylogeny Group III” (APG III 2009).

Suficiência amostral – A suficiência amostral foi avaliada através do cálculo do erro padrão para os parâmetros densidade e área basal por parcela, assumindo como limite de erro o valor de 10%, conforme realizado por Felfili *et al.* (2000). Após uma análise preliminar constatou-se que a espécie *Cavanillesia arborea* constituía um *outlier* em termos de área basal, devido aos seus grandes diâmetros, superestimando os valores da média e do erro padrão. Portanto, para a área basal foram realizadas duas análises, uma com e outra sem a presença desta espécie.

Dinâmica

A dinâmica da comunidade foi analisada a partir dos parâmetros de mortalidade e recrutamento ao final do intervalo (2000 a 2006). As taxas anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) foram calculadas através do modelo

logarítmico (Sheil & May 1996), expressas em %·ano⁻¹. Lewis *et al.* (2004a) sugerem que este é o modelo que melhor se ajusta à intervalos acima dos cinco e abaixo de 25 anos, pois assume que as mudanças ocorrerão em proporção constante (logarítmica) ao longo do tempo, além de ser amplamente utilizado em análises de dinâmica em florestas tropicais, permitindo comparações mais amplas. As taxas foram calculadas a partir das seguintes fórmulas: $M = \{100[\ln(N_0) - \ln(N_M)]\}/t$ e $R = \{100[\ln(N_0) - \ln(N_R)]\}/t$, onde N_0 é o número inicial de indivíduos, N_M o número de indivíduos mortos, N_R o número de recrutados e t o tempo entre os inventários em anos. As taxas de M e R foram utilizadas para o cálculo do tempo de meia-vida ($T_{0,5}$) e tempo de duplicação (T_2), expressos em anos. O $T_{0,5}$ corresponde ao tempo estimado para que a floresta reduza sua densidade à metade em função da taxa de mortalidade, sendo que quanto menor o valor de $T_{0,5}$, mais acelerada será a dinâmica em razão da alta mortalidade, calculado a partir da seguinte fórmula (Lieberman *et al.* 1985): $T_{0,5} = \{[\ln(0,5)] / (0,01 M)\}$. Já o T_2 corresponde ao tempo necessário para que a floresta duplique sua densidade em função da taxa atual de recrutamento, sendo que quanto menor o valor de T_2 , mais acelerada será a dinâmica em função do alto recrutamento, calculado a partir da seguinte fórmula (Korning & Balslev 1994a): $T_2 = \{[\ln(2)] / (0,01 r)\}$. Os valores de $T_{0,5}$ e o T_2 foram utilizados para o cálculo do tempo de estabilidade e tempo de rotatividade, ambos expressos em anos. O tempo de estabilidade é dado pela diferença entre $T_{0,5}$ e T_2 , sendo considerado mais estável quanto mais próximo de zero for o valor gerado, representando um maior equilíbrio entre mortalidade e recrutamento. Já o tempo de rotatividade é dado pela média entre $T_{0,5}$ e T_2 , e quanto menor o valor, mais acelerada é a dinâmica da vegetação, indicando um menor equilíbrio entre mortalidade e recrutamento (Korning & Balslev 1994b).

Composição florística e fitossociológica

Para a descrição da comunidade arbórea nos dois inventários (2000 e 2006), foram calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos das espécies: riqueza (número de espécies (S), número de indivíduos (DA), área basal total e individual (ABt e ABi), frequência absoluta e relativa (FA e FR), densidade relativa (DR), dominância relativa (DoR), valor de cobertura (VC = soma DR e DoR) e valor de importância (VI = soma FR, DR e DoR) (Kent & Coker 1992).

As estimativas de riqueza e diversidade de espécies foram obtidas através do número de espécies (S) e dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e de Simpson (D) (Kent & Coker 1992), calculados para os dois períodos (2000 e 2006). O índice de diversidade de Shannon-Wiener considera a transformação logarítmica da densidade das espécies, sendo mais influenciado pelas espécies de menor densidade, ao passo que o de Simpson é baseado nos valores absolutos de densidade, sendo mais sensível às espécies mais abundantes (Magurran 1988). O índice de equabilidade de

Pielou (J), baseado em H' , foi utilizado para estimativa da uniformidade da comunidade.

Os parâmetros de riqueza (S) e diversidade (H' , D e J) entre os dois intervalos foram comparados através das técnicas de re-amostragem de *bootstrap* e permutação (com 1000 interações). No *bootstrap* subconjuntos de observações (de mesmo tamanho) são selecionados aleatoriamente no conjunto de dados e as estimativas são sucessivamente recalculadas por substituições, e na permutação os conjuntos são aleatoriamente rearranjados e as estimativas sucessivamente recalculadas (Legendre & Legendre 1998). Ambas as técnicas geram um valor de probabilidade (P) que expressa as diferenças entre os dois conjuntos de dados, significativas em nível de probabilidade de 95% ($P < 0,05$). Adicionalmente, o teste *t* de Hutcheson foi utilizado para comparar os valores de H' entre os dois intervalos (Magurran 1988). Estes cálculos foram realizados no *software* PAST versão 1.81 (Hammer *et al.* 2001).

Análise de gradientes

Análises de correspondência segmentada (DCA) foram aplicadas para avaliar a substituição das espécies ao longo do espaço (gradiente ambiental) nos dois inventários (2000 e 2006). Esta técnica de análise indireta de gradientes é utilizada em estudos ecológicos de comunidades para ordenar de forma integrada os dados de espécies em relação às suas unidades amostrais, e seu resultado expressa o produto da variabilidade na distribuição das espécies pelas unidades amostrais ao longo da comunidade (Lepš & Šmilauer 2005). Para a realização das DCAs foram elaboradas duas matrizes de densidade de espécies por parcelas, uma para o inventário de 2000 e outra para o inventário de 2006. Lepš & Šmilauer (2005) sugerem a eliminação de espécies de baixa densidade da análise de DCA, pois a baixa densidade não permite detectar informações relevantes sobre suas preferências ecológicas. Felfili *et al.* (2007b) também comentam que as espécies com baixas densidades influenciam pouco nos resultados da ordenação em estudos de vegetação, e para evitar o problema das espécies de baixa densidade (raras), foi utilizado o recurso de redução das espécies raras (*downweight rare species*) do *software* Canoco for Windows versão 4.5, conforme sugerido por Lepš & Šmilauer (2005). Com exceção deste recurso, os dados de espécies não sofreram padronização ou transformação, uma vez que estiveram na mesma escala.

Resultados

Suficiência amostral

Os erros padrões obtidos para densidade e área basal (excluindo a espécie *outlier* de grande porte *Cavanillesia arborea*) das parcelas estiveram abaixo dos 10% (Tab. 1), mostrando que a amostragem foi representativa para abranger a estrutura da comunidade na floresta.

Tabela 1. Análise da suficiência amostral (media \pm erro padrão) a partir da densidade absoluta (DA, ha^{-1}) e área basal total (AB, $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) das 25 parcelas (400 m^2) nos dois inventários (2000 e 2006) da floresta estacional decidual sobre afloramentos calcários no município de Iaciara, região Nordeste de Goiás, Brasil. Os valores em parênteses se referem ao erro padrão.

Parâmetro	2000	2006
DA	640 \pm 43 (6,7%)	737 \pm 52 (7,1%)
AB	14,87 \pm 1,81 (12,2%)	16,46 \pm 1,83 (11,1%)
AB*	11,98 \pm 1,01 (8,4%)	13,46 \pm 1,02 (7,6%)

*Cálculo sem a espécie *Cavanillesia arborea*.

Dinâmica

Ao todo foram registrados 98 indivíduos mortos após o intervalo analisado (2000-2006), com mortalidade total de 15,3% e taxa de mortalidade média de 2,8%.ano⁻¹ registrada para a comunidade (Tab. 2). Cerca de metade das espécies (23 das 43 espécies) amostradas no primeiro inventário sofreu mortalidade, mas a maior parte da mortalidade esteve concentrada em algumas poucas espécies, principalmente nas das espécies *Acacia tenuifolia* e *Combretum duarceanum*, que apresentaram o maior número de indivíduos mortos, 32 e 19, respectivamente. Juntas estas espécies foram responsáveis por 52% do total de indivíduos mortos na comunidade. A elevada taxa de mortalidade média resultou em curtos tempos de meia-vida (25,0 anos) e de rotatividade (20,3 anos) para a comunidade (Tab. 2).

O recrutamento foi superior à mortalidade, sendo registrados ao todo 195 recrutas (*versus* 98 mortos) (Tab. 2). Cerca de metade das espécies (21 das 43 espécies) do primeiro inventário apresentou recrutas (Tab. 3). A maior parte do recrutamento também esteve concentrada em algumas poucas espécies, e assim como encontrado para a mortalidade, as espécies *A. tenuifolia* e *C. duarceanum* apresentaram o maior número de recrutas, 73 e 47, respectivamente, sendo responsáveis por 61,5% do total de recrutas na comunidade. O equilíbrio em razão do recrutamento resultou em um ganho (em relação ao primeiro inventário) de 15,2% na densidade e em uma taxa de recrutamento médio de 4,43%.ano⁻¹, quase o dobro da encontrada para a mortalidade (Tab. 2).

Composição florística e fitossociológica

No decorrer do período analisado foi registrado um total de 46 espécies pertencentes a 35 gêneros e 19 famílias botânicas (Tab. 3). Em 2000 foram registradas 42 espécies, 33 gêneros e 18 famílias, e em 2006 foram registradas 45 espécies, 34 gêneros e 18 famílias (Tab. 3). Dentre as poucas diferenças detectadas em 2006, houve a saída de uma única espécie, *Acrocomia aculeata* (Arecaceae) da amostra, que possuía somente um indivíduo, e a entrada de quatro espécies na amostra, *Machaerium vestitum* (Fabaceae), *Pseudobombax longiflorum* (Malvaceae), *Randia armata* (Rubiaceae) e *Sapium glandulatum* (Euphorbiaceae), todas com baixa densidade (1 a 2 indivíduos; Tab. 3).

A partir da Tabela 3 observa-se que as principais espécies em termos de maiores Valores de Importância (VI) pratica-

Tabela 2. Parâmetros da estrutura, dinâmica e diversidade nos dois inventários (2000 e 2006) da floresta estacional decidual sobre afloramentos calcários no município de Iaciara, região Nordeste de Goiás, Brasil.

Parâmetros	2000	2006
Estrutura		
Densidade - vivos (.ha ⁻¹)	640	737
Densidade - mortos (.ha ⁻¹)	-	98
Densidade - recrutadas (.ha ⁻¹)	-	195
Densidade - ganho (%)	-	15,2
Área basal - vivos (m ² .ha ⁻¹)	14,87	16,46
Área basal - ganho (%)	-	10,65
Dinâmica		
Taxa de mortalidade (%.ano ⁻¹)	-	2,77
Taxa de recrutamento (%.ano ⁻¹)	-	4,43
Meia vida (ano. ⁻¹)	-	25,02
Tempo de duplicação (ano. ⁻¹)	-	15,64
Rotatividade (ano. ⁻¹)	-	20,33
Estabilidade (ano. ⁻¹)	-	9,39
Diversidade		
Número de espécies	42	45
Índice de Shannon-Wiener (H')	2,84	2,79
Índice de Simpson (D)	0,91	0,91
Equilíbrio (J)	0,76	0,73

mente mantiveram suas posições hierárquicas na comunidade no intervalo analisado. As nove principais espécies (*Dilodendron bipinnatum*, *Pseudobombax tomentosum*, *Myracrodruon urundeuva*, *Acacia tenuifolia*, *Cavanillesia arborea*, *Tabebuia impetiginosa*, *Combretum duarleanum*, *Sterculia striata* e *Aspidosperma subincanum*), responsáveis por 70,6% do VI total em 2000, permaneceram dentre as principais em 2006, onde foram responsáveis por 70,5% do VI total. Destas, *D. bipinnatum* (1ª em VI) e *P. tomentosum* (2ª em VI) mantiveram suas posições nos dois períodos. As demais espécies apresentaram pequenas variações em suas posições, algumas aumentando em VI em função do elevado recrutamento, como *A. tenuifolia* (4ª em 2000 para 3ª em 2006) e *C. duarleanum* (7ª em 2000 para 5ª em 2006), e outras decrescendo em VI pela redução na frequência e dominância, como *M. urundeuva* (3ª em 2000 para 4ª em 2006) e *T. impetiginosa* (6ª em 2000 para 8ª em 2006), ou pela redução na densidade, frequência e dominância, como *C. arborea* (5ª em 2000 para 6ª em 2006), atribuída à morte de indivíduos de grande porte. Espécies de baixa densidade sofreram poucas alterações na posição hierárquica, e a entrada das quatro espécies na comunidade não provocou alterações na estrutura fitossociológica da comunidade.

Diversidade

Os valores de riqueza ($S = 42$ em 2000; $S = 45$ em 2006) e dos índices de diversidade de espécies de Shannon-Wiener ($H' = 2,84$ nats.ind⁻¹ em 2000; $H' = 2,79$ nats.ind⁻¹ em 2006), de Simpson ($D = 0,91$ em 2000 e 2006) e a equabilidade de

Pielou ($J = 0,76$ em 2000; $J = 0,73$ em 2006) mantiveram-se similares entre os dois períodos (Tab. 2), não sendo detectadas diferenças significativas pelos testes de *bootstrap* e permutação ($P > 0,05$). Adicionalmente, o teste *t* de Hutcheson também não detectou diferença significativa entre os valores de H' nos dois períodos ($t = 0,77$, $P = 0,44$).

Análise de gradientes

A ordenação das parcelas pela análise de correspondência segmentada (DCA) resultou em divisões fracas em ambos os períodos. Em 2000 foram encontrados autovalores de 0,25 e 0,18, e em 2006 autovalores de 0,25 e 0,17 para os dois principais primeiros eixos canônicos da ordenação (eixos 1 e 2), mostrando gradientes curtos, considerando o limite de autovalor significativo como $> 0,3$ para florestas heterogêneas (Felfili *et al.* 2007b).

Os dois primeiros eixos da ordenação não formaram um contínuo, com a maioria das parcelas concentradas no meio do gráfico e apresentando valores de *SD* (unidade de distância ao longo dos eixos do gradiente denominada 'desvio padrão médio da sobreposição de espécies', também utilizado como critério para análise da similaridade entre as parcelas) entre 0,2 e 2,3, indicando baixa variação ao longo do gradiente devido a elevada similaridade quantitativa entre as parcelas. Os valores de *SD* sofreram baixas variações entre os dois períodos (diferenças no *SD* entre 2000 e 2006 $< 0,5$), o que não resultou em expressivas mudanças no arranjo estrutural das parcelas entre os dois períodos (Fig. 2).

Discussão

Conforme esperado, as elevadas taxas de mortalidade (2,77%.ano⁻¹) e recrutamento (4,43%.ano⁻¹) indicaram que a floresta estudada apresenta uma comunidade arbórea altamente dinâmica. As taxas de mortalidade e recrutamento registradas estão dentre as mais elevadas em relação a outras florestas tropicais úmidas (Phillips *et al.* 1994; Lewis *et al.* 2004 a,b; Phillips *et al.* 2004), matas de galeria (Felfili 1995a, 1997; Lopes & Schiavini 2007), florestas estacionais semi-decíduais (Guilherme *et al.* 2004; Paiva *et al.* 2007; Higuchi *et al.* 2008; Silva & Araújo 2009; Machado & Oliveira-Filho 2010) e florestas estacionais decíduais (Hubbell & Foster 1990; Swaine *et al.* 1990; Sukumar *et al.* 1992; Werneck & Franceschinelli 2004; Marín *et al.* 2005), cujos maiores valores, encontrados para florestas estacionais, giram em torno de 4,0%.ano⁻¹ (Hubbell & Foster 1990; Marín *et al.* 2005; Paiva *et al.* 2007). As elevadas taxas e o forte balanço em favor do recrutamento resultaram em baixos tempos de meia-vida (25,0 anos) e de duplicação (15,6 anos), implicando em uma das mais baixas rotatividades (tempo de reposição dos indivíduos; 20,3 anos) dentre as florestas supracitadas, sendo menor, inclusive, do que a encontrada para uma floresta decidual com elevada mortalidade natural na Nicarágua (21,5 anos; Marín *et al.* 2005), e para

Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas nos dois inventários (2000 e 2006) da floresta estacional decidual sobre afloramentos calcários no município de Iaciara, região Nordeste de Goiás, Brasil. Espécies ordenadas segundo o VI de 2000. Siglas: DA: densidade absoluta (ha^{-1}); AB: área basal (m^2ha^{-1}); VI: valor de importância; M: mortos (ha^{-1}); R: recrutadas (ha^{-1}).

Família	Espécie	2000			2006			2006		2000	2006
		DA	AB	VI	DA	AB	VI	M	R	Posição	VI
Sapindaceae	<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	106	1,8251	37,04	115	2,0331	35,79	8	17	1	1
Malvaceae	<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns	73	2,2563	34,39	69	2,4549	31,74	4	0	2	2
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemao	59	1,2238	26,04	60	1,4262	24,64	3	4	3	4
Fabaceae	<i>Acacia tenuifolia</i> (L.) Willd.	86	0,4847	23,73	127	0,6847	28,85	32	73	4	3
Malvaceae	<i>Cavanillesia arborea</i> (Willd.) K.Schum.	5	2,8904	21,78	4	2,9993	19,89	1	0	5	6
Bignoniaceae	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex A.DC.) Standley	34	1,2025	19,26	36	1,2278	17,94	3	5	6	8
Combretaceae	<i>Combretum duaratanum</i> Cambess.	62	0,3498	18,68	90	0,4854	22,62	19	47	7	5
Malvaceae	<i>Sterculia striata</i> A.St.-Hil. & Naudin	29	1,0582	18,68	31	1,1792	18,83	2	4	8	7
Apocynaceae	<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A.DC.	23	0,4256	12,31	22	0,4669	11,42	3	2	9	9
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	15	0,5730	10,10	14	0,6289	9,45	2	1	10	11
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. var. <i>ulmifolia</i>	26	0,1544	9,01	35	0,2294	10,25	1	10	11	10
Burseraceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	11	0,5041	7,84	10	0,4667	6,80	1	0	12	12
Fabaceae	<i>Lonchocarpus montanus</i> Azevedo-Tozzi	10	0,2599	6,43	9	0,2726	5,49	1	0	13	14
Bignoniaceae	<i>Tabebuia roseo-alba</i> (Ridley) Sandwith	11	0,1138	6,00	9	0,1097	4,50	3	1	14	17
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	12	0,0676	5,45	17	0,0942	6,61	7	12	15	13
Malpighiaceae	<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.	11	0,0784	4,20	11	0,0927	3,92	0	0	16	18
Apocynaceae	<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	7	0,0915	4,05	10	0,1311	5,14	0	3	17	15
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan var. <i>colubrina</i>	6	0,1438	3,86	8	0,1722	4,74	1	3	18	16
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	7	0,1259	3,50	6	0,1362	3,13	1	0	19	20
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	2	0,3980	3,38	2	0,4109	3,14	0	0	20	19
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	5	0,1105	2,31	6	0,1307	2,35	0	1	21	22
Bignoniaceae	<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.	4	0,0219	1,94	7	0,0399	3,06	0	3	22	21
Fabaceae	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	2	0,1214	1,91	2	0,1467	1,91	0	0	23	23
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	3	0,0129	1,73	2	0,0100	1,08	1	0	24	28
Fabaceae	<i>Diptychandra aurantiaca</i> Tul. subsp. <i>aurantiaca</i>	2	0,0607	1,50	2	0,0692	1,44	0	0	25	24
Olacaceae	<i>Ximenia americana</i> L.	2	0,0347	1,33	2	0,0489	1,31	0	0	26	26
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	4	0,0443	1,31	5	0,0563	1,39	0	1	27	25
Fabaceae	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel var. <i>acutifolium</i>	2	0,0211	1,24	1	0,0199	0,63	1	0	28	38
Vochysiaceae	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	2	0,0104	1,16	2	0,0144	1,10	0	0	29	27
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	2	0,0084	1,15	2	0,0100	1,08	0	0	30	29
Malvaceae	<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	3	0,0201	0,99	3	0,0259	0,94	0	0	31	30
Fabaceae	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	1	0,0602	0,95	1	0,0606	0,88	0	0	32	31
Sapindaceae	<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	2	0,0145	0,80	2	0,0214	0,77	0	0	33	32
Fabaceae	<i>Bauhinia unguolata</i> L. var. <i>ungulata</i>	2	0,0108	0,78	1	0,0056	0,54	1	0	34	41
Rubiaceae	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	2	0,0081	0,76	2	0,0080	0,69	1	1	35	33
Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	1	0,0277	0,73	0	0,0000	0,00	1	0	36	-
Sapotaceae	<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	1	0,0199	0,68	1	0,0236	0,65	0	0	37	36
Fabaceae	<i>Lonchocarpus guilleminianus</i> (Tul.) Malme	1	0,0191	0,68	1	0,0209	0,64	0	0	38	37
Annonaceae	<i>Oxandra reticulata</i> Maas	1	0,0109	0,62	1	0,0121	0,58	0	0	39	39
Vochysiaceae	<i>Callisthene fasciculata</i> Mart.	1	0,0050	0,58	1	0,0072	0,55	0	0	40	40
Fabaceae	<i>Bauhinia membranacea</i> Benth.	1	0,0026	0,56	2	0,0075	0,69	0	0	41	34
Salicaceae	<i>Casearia rupestris</i> Eichler	1	0,0026	0,56	1	0,0040	0,53	1	2	42	42
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	0	0,0000	0,00	2	0,0047	0,67	0	2	-	35
Rubiaceae	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	0	0,0000	0,00	1	0,0035	0,53	0	1	-	43
Fabaceae	<i>Machaerium oblongifolium</i> Vogel	0	0,0000	0,00	1	0,0032	0,53	0	1	-	44
Malvaceae	<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns	0	0,0000	0,00	1	0,0022	0,52	0	1	-	45

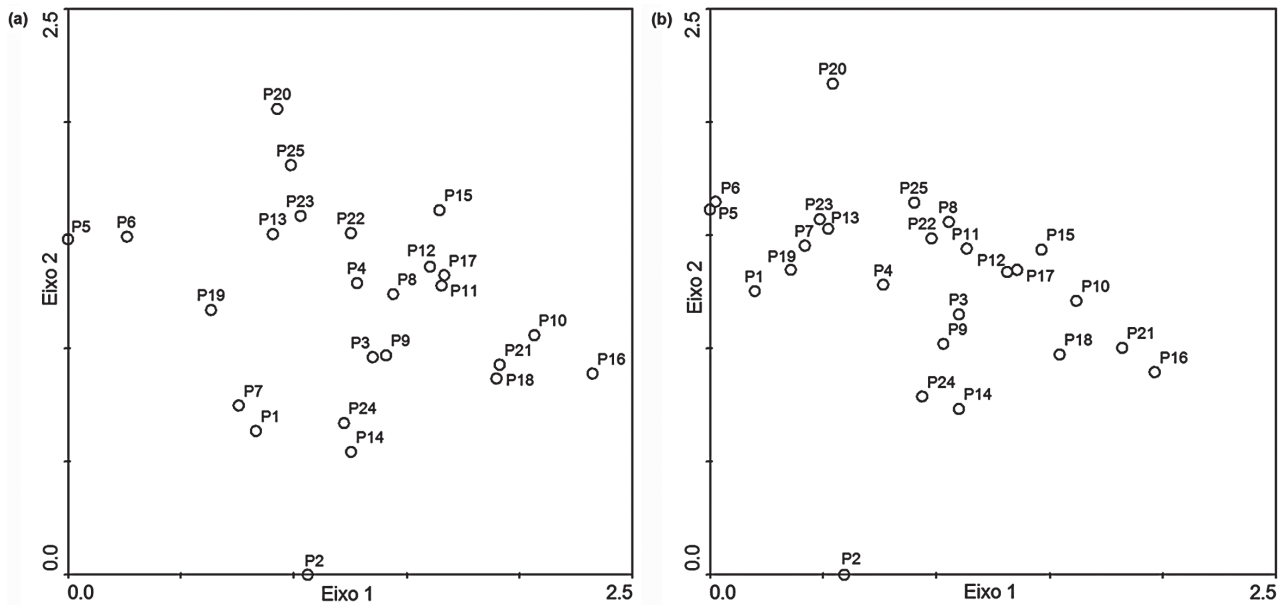


Figura 2. Diagrama de ordenaço resultante da anlise de correspondncia segmentada (DCA) mostrando disposio das parcelas em relao a composio quantitativa (densidade absoluta) de espcies nos dois perodos (a – 2000; b – 2006) na floresta estacional decidual sobre afloramentos calcários no municpio de Iaciara, regio Nordeste de Goias, Brasil. As escalas dos eixos esto em valores de SD ('desvio padro mdio da sobreposio de espcies').

uma floresta decidual em fase de recuperaço de distúrbios antrópicos no Brasil Central (22,8 anos; Werneck & Franceschinelli 2004). Estes resultados demonstram tratar-se de uma das florestas tropicais mais dinâmicas estudadas até o momento.

O balanço positivo em favor do recrutamento na comunidade sugere tratar-se de uma floresta em fase de construçao, padro normalmente atribuído a florestas estruturalmente instáveis e que sofreram distúrbios pretéritos (Chazdon *et al.* 2007). Diversos estudos em florestas tropicais vêm demonstrando que os distúrbios naturais (ex. secas severas, tempestades, alagamentos) ou antrópicos (ex. fragmentaçao, bordas, queimadas, corte seletivo) influenciam na mortalidade, e, conseqüentemente, no recrutamento, agindo como fortes determinantes na dinâmico florestal (Condit *et al.* 1995; Oliveira-Filho *et al.* 1997; Laurance *et al.* 1998; Werneck & Franceschinelli 2004; Baker *et al.* 2005). Como a floresta estudada encontra-se preservada, é coerente afirmar que o padro obtido esteja associado a aspectos naturais, dentre os quais, muito provavelmente à distribuio da pluviosidade. Embora não tenham sido evidenciados períodos de secas severas nas últimas décadas, que influenciam significativamente na dinâmico florestal (Condit *et al.* 1995; Nakagawa *et al.* 2000; Slik 2004), a pluviosidade anual na regio apresenta, naturalmente, grande oscilaço, com freqüente alternância de épocas de maior ou menor precipitaço (Fig. 1a). Considerando a disponibilidade hídrica como o fator mais limitante nas florestas estacionais (Murphy & Lugo 1986), é provável que esta alternância na precipitaço anual exerça forte

influência na dinâmico, intercalando períodos de maior ou menor mortalidade, ocasionando flutuaço entre mortalidade e recrutamento. Tais flutuaço são comuns em florestas tropicais (Phillips *et al.* 1994; Rees *et al.* 2001; Lewis *et al.* 2004a,b), e já foram registradas em vários estudos de dinâmico em longo prazo em vegetaço sob climas estacionais (Felfili 1995 a,b; Higuchi *et al.* 2008).

Dois populaço se destacaram na dinâmico da comunidade, das espcies *Acacia tenuifolia* e *Combretum duarteanum*, com elevados números de indivíduos mortos e recrutadas (Tab.3). Esta dinâmico populacional acelerada foi associada ao caráter pioneiro destas espcies. Segundo Carvalho *et al.* (2010), *A. tenuifolia* é uma espécie heliófila preferencial de áreas abertas (bordas, clareiras e capoeiras) possuindo comportamento pioneiro, de rápido crescimento e com baixa longevidade. Já *C. duarteanum* foi recomendada como uma espécie útil para recuperaço de florestas estacionais no Brasil Central, pelo seu caráter pioneiro e preferência por áreas abertas (Pereira 2002). Vieira *et al.* (2006) encontraram *C. duarteanum* como uma das cinco espcies de maior regeneraçao em áreas abertas (pastos e capoeiras) nas florestas deciduais planas do Vale do Paran, reforçando seu caráter pioneiro. Além disso, observaço de campo (F.A. Carvalho, observaço pessoal) tomadas ao longo de mais de 30 excursões na regio do Vale do Paran mostraram que as árvores de ambas as espcies são freqüentemente encontradas em pastos abandonados e capoeiras sobre afloramentos calcários, aonde chegam a formar estandes com grande dominância. Existem poucos indícios de que o sucesso destas espcies pioneiras esteja

relacionado a distúrbios antrópicos, conforme normalmente relacionado a espécies pioneiras em florestas tropicais (Hubbell *et al.* 1999). Estas informações levam a crer que estas espécies ocorrem naturalmente neste ambiente, estando adaptadas às condições limitantes impostas pela estacionalidade e rochosidade, e utilizando-se dos recursos para sua manutenção, especialmente da maior disponibilidade de luz e da fertilidade do solo. Outros estudos em florestas sobre afloramentos calcários no Vale do Paran , igualmente preservadas, encontraram estas espécies dentre as mais abundantes em suas comunidades (Silva & Scariot 2003, 2004 a,b; Nascimento *et al.* 2004), mostrando serem componentes comuns a esta fisionomia. Aparentemente, sua expansão não vem comprometendo a estrutura da comunidade. Análises futuras serão fundamentais para elucidar até que ponto esta expansão continuará, ou se não se trata apenas de uma flutuaço populacional momentânea (devido a suas baixas longevidades), e se esta expansão não interferir  na dinâmica das demais popula es pela competi o por recursos, o que poderia implicar em mudanças florísticas e estruturais na comunidade em longo prazo.

As pequenas mudanças florísticas registradas no intervalo ocorreram pelo ligeiro aumento na riqueza de espécies de baixa densidade (perda de uma e ganho de quatro espécies), e concordam com o padrão normalmente encontrado para florestas tropicais (Swaine *et al.* 1987; Rees *et al.* 2001), que podem alternar entre períodos de maior aparecimento (Felfili 1995a; Pinto & Hay 2005; Lopes & Schiavini 2007), desaparecimento (Lopes & Schiavini 2007; Paiva *et al.* 2007), ou neutralidade (Werneck *et al.* 2000). Em uma mata de galeria (Oliveira & Felfili 2008) e em um cerrado *sensu stricto* (Libano & Felfili 2006) no Brasil Central foram observadas alternâncias de períodos de maior entrada ou saída de espécies de baixa densidade ($\leq 3 \text{ ind. ha}^{-1}$) entre sucessivos intervalos de medi o (de três anos cada) ao longo de 18 e 19 anos, respectivamente. Esta oscila o foi relacionada tanto   influência de fatores naturais (clareiras na mata de galeria) quanto de distúrbios antrópicos (fogo no cerrado *sensu stricto*), e dependem da estocasticidade nos eventos de mortalidade e recrutamento e das próprias características das espécies. Felfili *et al.* (2000) comentaram a dificuldade em se estabelecer padrões para as mudanças na riqueza de espécies de baixa densidade, que são naturalmente mais susceptíveis   “pseudo” extin es locais em fun o do próprio artefato amostral (critérios de inclusão e tamanhos de amostras), onde uma única morte ou recrutamento pode eliminá-las ou inclui-las, ou pelo fato de estarem presentes na área, mas fora do limite de inclusão estabelecido. Das quatro espécies que entraram na segunda medi o, duas (*Randia armata* e *Sapium glandulatum*) são tipicamente arbustivas, mas que raramente atingem o limite arbóreo (DAP $\geq 5 \text{ cm}$).

As principais espécies em termos de importância na comunidade (VI, Tab. 3) mantiveram-se dentre as mais importantes no intervalo. Estas espécies também foram

encontradas dentre as principais (maiores VIs) em outras florestas sobre afloramentos calcários do Vale do Paran  (Silva & Scariot 2003; 2004 a,b; Nascimento *et al.* 2004). Com exce o de *Cavanillesia arborea*, típica de forma es arbóreas xerófilas e considerada preferencialmente rup cula no domínio do Cerrado (Andrade-Lima 1981), as demais não demonstram preferência por áreas rochosas, ocorrendo em outras fitofisionomias florestais do Cerrado (florestas estacionais semidecduais e decduais, cerradões e áreas de transi o cerrado/floresta) ou de outros biomas (Caatinga e Mata Atlântica), conforme observado por Felfili *et al.* (2007a). Estes resultados demonstram que elas possuem uma grande capacidade de adapta o ao clima estacional e aos solos rochosos, rasos e bem drenados destas florestas, podendo ser consideradas as de maior sucesso na explora o de recursos do habitat.

Os valores riqueza (S) e dos índices de diversidade de espécies (H' , D e J), sem altera es significativas no intervalo, mantiveram-se no limite encontrado em outras florestas decduais sobre afloramentos calcários no Vale do Paran  (S = 40 a 57; $H' = 2,8$ a $3,2 \text{ nats.ind.}^{-1}$; D = 0,90 a 0,94; J: 0,71 a 0,81; Silva & Scariot 2003; 2004 a,b; Nascimento *et al.* 2004). Por outro lado, os valores de diversidade de Shannon-Wiener (H') estiveram no limite ou abaixo do limite encontrado em outras fitofisionomias lenhosas do Brasil Central, como cerrado *sensu stricto* ($H' = 3,0$ a $3,7 \text{ nats.ind.}^{-1}$; Felfili *et al.* 2004), matas de galeria ($H' = 2,5$ a $4,5 \text{ nats.ind.}^{-1}$; Silva Junior *et al.* 1998) e florestas estacionais semidecduais ($H' = 3,5$ a $4,5 \text{ nats.ind.}^{-1}$; Pinto & Hay 2005). Embora as compara es entre H' devam ser feitas com cautela, devido à influência da amostragem nos  ndices (Magurran 1988), os menores valores registrados para a floresta estudada devem-se ao fato desta apresentar maior dominância concentrada em poucas popula es (>50% da densidade e dominância concentrada nas cinco primeiras espécies). Este padrão concorda com o normalmente obtido para as florestas tropicais decduais, onde o déficit hídrico sazonal proporciona um aumento na dominância de algumas poucas espécies melhor adaptadas à seca, sendo encontrados valores de H' da comunidade arbórea abaixo de $3,0 \text{ nats.ind.}^{-1}$ (Martijena & Bullock 1994; White & Hood 2004; Pérez-García & Meave 2004; Mani & Parthasarathy 2005).

Os valores da equabilidade (J), por sua vez, mantiveram-se elevados nos dois períodos (Tab.2), mostrando que embora a comunidade apresente um conjunto de popula es dominantes, ela det m uma flora arbórea distribuída de forma bastante uniforme no ambiente. Este fato foi corroborado pela baixa varia o quantitativa entre as parcelas durante o intervalo, detectada pelos gradientes curtos da DCA, mostrando que as baixas mudanças florísticas não provocaram altera es em termos de substitui o de espécies ao longo do gradiente na comunidade arbórea da floresta. Em síntese, estes resultados corroboram a hipótese levantada e mostram que, embora com uma dinâmica intensa, a comunidade arbórea da floresta manteve-se florística e estruturalmente estável ao longo do intervalo analisado.

Agradecimentos

Este trabalho faz parte da tese de doutorado do primeiro autor (Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília) e é dedicado à professora orientadora Jeanine Maria Felfili Fagg, que faleceu prematuramente (1954-2009) no auge de sua extraordinária carreira científica, uma querida amiga e mentora que dedicou sua vida ao Cerrado. Agradecemos à Fundação O Boticário de Proteção a Natureza (Projeto nº 0705_20061) e ao CNPq (Projeto nº 476477/2006-9) pelo apoio financeiro. Ao técnico Newton R. Oliveira, e aos vários pesquisadores do Laboratório de Manejo Florestal, especialmente à Christopher W. Fagg, Ricardo F. Haidar, Elisa L. Meirelles e Elaina C. Oliveira, pelo auxílio nas coletas dos dados. Aos pesquisadores Ivan Schiavini (UFU), John Hay (UnB) e Augusto C. Franco (UnB), além dos dois avaliadores anônimos do periódico, pela revisão e contribuições ao texto. Ao Sr. Sílvia Lacerda, proprietário da Faz. Sabonete, por ceder livre acesso à área de estudo. Ao CNPq pelas bolsas concedidas a Fabrcio Alvim Carvalho (doutorado) e Jeanine Maria Felfili (produtividade).

Referências bibliográficas

ANA. 2009. **HidroWeb sistema de informações hidrológicas: série histórica de precipitação da bacia do rio Tocantins, 1969-2008.** Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/> (Acesso em 30/02/2009).

Andrade-Lima, D. 1981. The caatinga dominium. **Revista Brasileira de Botânica** 4: 149-153.

APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society** 161: 105-121.

Aquino, F.G.; Walter, B.M.T. & Ribeiro, J.F. 2007. Woody community dynamics in two fragments of cerrado *sensu stricto* over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 30: 111-119.

Baker, P.J.; Bunyavejchewin, S.; Oliver, C.D. & Ashton, P.S. 2005. Disturbance history and historical stand dynamics of a seasonal forest in western Thailand. **Ecological Monographs** 75: 317-343.

Brummitt, R.K. & Powell, C.E. (eds.). 1992. **Authors of plant names.** Royal Botanic Gardens, Kew.

Carste. 2007. **Prospecção e caracterização das regiões cársticas do Brasil.** Carste Consultores Associados, São Paulo. Disponível em: <http://www.carste.com.br/carste-brasil.php>. (Acesso em 02/11/2008).

Carvalho, F.A.; Fagg, C.W. & Felfili, J.M. 2010. Dinâmica populacional de *Acacia tenuifolia* (L.) Willd. em uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central. **Scientia Forestalis** 38: 297-306.

Chazdon, R.L.; Letcher, S.G.; van Breugel, M.; Martínez-Ramos, M.; Bongers, F. & Finegan, B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences** 362: 273-289.

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: 419-439.

EMBRAPA. 2006. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 2ª ed. Rio de Janeiro, EMBRAPA.

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

Felfili, J.M. 1995b. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio** 117: 1-15.

Felfili, J.M. 1997. Comparison of dynamics of two gallery forests in Central Brazil. Pp. 115-124. In: J. Imaña-Encinas & C. Klein (eds.). **Proceedings of the international symposium on assessment and monitoring of forest in tropical dry regions with special reference to gallery forests.** Brasília, Universidade de Brasília.

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

Felfili, J.M. 2003. Fragmentos de florestas estacionais do Brasil Central: diagnóstico e proposta de corredores ecológicos. Pp. 138-160. In: R.B. Costa (org.). **Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na Região Centro-Oeste.** Campo Grande, Universidade Católica Dom Bosco.

Felfili, J.M.; Silva Junior, M.C.; Sevilha, A.C.; Fagg, C.W.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology** 175: 37-46.

Felfili, J.M., Carvalho, F.A. & Haidar, R.F. 2005. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal.** Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília.

Felfili, J.M.; Nascimento, A.R.T.; Fagg, C.W. & Meirelles, E.L. 2007a. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 30: 611-621.

Felfili, J.M.; Carvalho, F.A.; Libano, A.M.; Venturoli, F. & Pereira, B.A.S. 2007b. **Análise multivariada em estudos de vegetação.** Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília.

Fernandes, P.E.C.A.; Montes, M.L. & Braz, E.R.C. 1982. Geologia. Pp. 25-204. In: **Projeto RADAMBRASIL. Levantamento de Recursos Naturais. Folha SD.23 Brasília.** Rio de Janeiro, Projeto RadamBrasil.

Furley, P.A. & Newey, W.W. 1979. Variations in plant communities with topography over tropical limestone soils. **Journal of Biogeography** 6: 1-15.

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

Hammer, Ø; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistical software package for education and data analysis. **Palaentologia Electronica** 4: 9 pp.

Higuchi, P.; Oliveira-Filho, A.T.; Bebbler, D.P.; Brown, N.D.; Silva, A.C. & Machado, E.L.M. 2008. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology** 199: 125-135.

Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1990. Structure, dynamics and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. Pp. 522-541. In: A.H. Gentry (ed.). **Four Neotropical rainforests.** New Haven, Yale University Press.

Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1992. Short-term population dynamics of a neotropical forest: why ecological research matters to tropical conservation and management. **Oikos** 63: 48-61.

Hubbell, S.P.; Foster, R.B.; O'Brien, S.T.; Harms, K.E.; Condit, R.; Wechsler, B.; Wright, S.J. & Lao, S.L. 1999. Light gaps disturbance, recruitment limitations and tree diversity in a neotropical forest. **Science** 283: 554-557.

IBGE. 1995. **Zoneamento Geoambiental e Agroecológico do Estado de Goiás.** IBGE, Rio de Janeiro.

IBGE. 2004. **Mapa da vegetação do Brasil.** Escala 1:5.000.000. Rio de Janeiro, IBGE.

Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation description and analysis.** John Wiley & Sons, London.

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 tree species and the relation to forest in Amazonian Ecuador. **Journal of Tropical Ecology** 10: 151-166.

- Krejci, L.C.; Fortunato, F.F. & Corrêa, P.R.S. 1982. Pedologia: levantamento exploratório de solos. Pp. 297-460 (+ mapa). In: **Projeto RADAMBRASIL. Levantamento de Recursos Naturais. FOLHA SD23, Brasília**. Rio de Janeiro, Ministério de Minas e Energia.
- Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Rankin-de-Merona, J.M. & Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology** **79**: 2032-2040.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. **Numerical Ecology**. 2nd ed. Amsterdam, Elsevier, Lepš, J. & Šmilauer, P. 2005. **Multivariate analysis of ecological data using CANOCO**. Cambridge, Cambridge University Press.
- Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Baker, T.R.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Higuchi, N.; Laurance, W.F.; Neill, D.A.; Silva, J.N.M.; Terborgh, J.; Lezama, A.T.; Vásquez Martínez, R.; Brown, S.; Chave, J.; Kuebler, C.; Núñez Vargas, P. & Vinceti, B. 2004a. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American longterm plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences** **359**: 421-436.
- Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Sheil, D.; Vinceti, B.; Baker, T.R.; Brown, S.; Graham, A.W.; Higuchi, N.; Hilbert, D.W.; Laurance, W.F.; Lejoly, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Núñez Vargas, P.; Sonké, B.; Nur Supardi, M.N.; Terborgh, J.W. & Vásquez Martínez, R. 2004b. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology** **92**: 929-944.
- Libano, A.M. & Felfili, J.M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). **Acta Botanica Brasileira** **20**: 927-936.
- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R. & Hartshorn, G.S. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology** **73**: 915-924.
- Lopes, S.F. & Schiavini, I. 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasileira** **21**: 249-261.
- Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2010. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasileira** **24**: 250-261.
- Magurran, E.A. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. 2nd ed. Princeton, Princeton University Press.
- Mani, S. & Parthasarathy, N. 2005. Biodiversity assessment of trees in Five inland tropical dry evergreen forests of peninsular India. **Systematics and Biodiversity** **3**: 1-12.
- Marin, G.C.; Nygard, R.; Rivas, B.G. & Oden, P.C. 2005. Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest in Nicaragua. **Forest Ecology and Management** **208**: 63-75.
- Martijena, N.E. & Bullock, S.H. 1994. Monospecific dominance of a tropical deciduous forest in Mexico. **Journal of Biogeography** **21**: 63-74.
- MOBOT. 2008. **MOBOT - Missouri Botanical Garden Tropicos W3T data bank**. Disponível em <http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>. (Acesso em 12/08/2008).
- Murphy, P.G. & Lugo, A.E. 1986. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics** **17**: 67-88.
- Nakagawa, M.; Tanaka, K.; Nakashizuka, T.; Ohkubo, T.; Kato, T.; Maeda, T.; Satou, K.; Miguchi, H.; Nagamasu, H.; Ogino, K.; Teo, S.; Hamid, A.A. & Seng, L.H. 2000. Impact of severe drought associated with the 1997-1998 El Niño in a tropical forest in Sarawak. **Journal of Tropical Ecology** **16**: 355-367.
- Nascimento, A.R.T.; Felfili, J.M. & Meirelles, E.M. 2004. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de Floresta Estacional Decidual de encosta, Monte Alegre, Goiás, Brasil. **Acta Botanica Brasileira** **18**: 659-669.
- Nascimento, A.R.T.; Felfili, J.M. & Fagg, C.W. 2007. Canopy openness and LAI estimates in two seasonally deciduous forests on limestone outcrops in Central Brazil using hemispherical photographs. **Revista Árvore** **31**: 151-159.
- Oliveira, A.P. & Felfili, J.M. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista Brasileira de Botânica** **31**: 597-610.
- Oliveira-Filho, A.T.; Mello, J.M. & Scolforo, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamic 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.; Jarenkow, J.A. & Rodal, M.J.N. 2006. Floristic relationships of seasonally dry forests of Eastern South America based on three species distribution patterns. Pp. 159-192. In: R.T. Pennington, G.P. Lewis & J.A. Ratter (eds.). **Neotropical savannas and dry forests: diversity, biogeography and conservation**. London, The Systematics Association Especial Volume Series 69, CRC Press.
- Paiva, L.V.; Araújo, G.M. & Pedroni, F. 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 365-373.
- Pereira, B.A.S. 2002. **Árvores do Brasil Central: Espécies da região geoeconômica de Brasília**. IBGE, Rio de Janeiro.
- Pérez-García, E.A. & Meave, J.A. 2004. Heterogeneity of xerophytic vegetation of limestone outcrops in a tropical deciduous forest region in southern México. **Plant Ecology** **175**: 147-163.
- Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Sawyer, S.A. & Vásquez, M. 1994. Dynamics and species richness of tropical rainforests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** **91**: 2805-2809.
- Phillips, O.L.; Baker, T.R.; Arroyo, L.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, W.F.; Lewis, S.L.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Núñez Vargas, P.; Silva, J.N.M.; Terborgh, J.; Vásquez Martínez, R.; Alexiades, M.; Almeida, S.; Brown, S.; Chave, J.; Comiskey, J.A.; Czimczik, C.I.; Di Fiore, A.; Erwin, T.; Kuebler, C.; Laurance, S.G.; Nascimento, H.E.M.; Olivier, J.; Palacios, W.; Patiño, S.; Pitman, N.C.A.; Quesada, C.A.; Saldias, M.; Torres Lezama, A. & Vinceti, B. 2004. Pattern and process in Amazonian tree turnover: 1976-2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B Biological Sciences** **359**: 381-407.
- 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**: 523-539.
- Rees, M.; Condit, R.; Crawley, M.; Pacala, S. & Tilman, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science** **293**: 650-658.
- Roitman, I.; Felfili, J.M. & Rezende, A.V. 2008. Tree dynamics of a fire-protected cerrado *sensu stricto* surrounded by forest plantations over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. **Plant Ecology** **197**: 255-267.
- Scariot, A. & Sevilha, A.C. 2005. Biodiversidade, estrutura e conservação da floresta estacional decidual. Pp. 121-140. In: A. Scariot; J.C. Sousa-Silva & J.M. Felfili (orgs.). **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília, MMA.
- Schiavini, I.; Resende, J.C.F. & Aquino, F.G. 2001. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em matas de galeria e mata mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. Pp. 267-299. In: J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca & J.C. Souza-Silva (eds.). **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina, EMBRAPA-CPAC.
- Sheil, D. & May, R. 1996. Mortality and recruitment rat evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology** **84**: 91-100.
- Silva, L.A. & Scariot, A. 2003. Composição e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta estacional decidual sobre afloramento calcário (Fazenda São José, São Domingos-GO, Bacia do Paranã). **Acta Botanica Brasileira** **17**: 307-326.
- Silva, L.A. & Scariot, A. 2004a. Comunidade arbórea de uma floresta estacional decídua sobre afloramento calcário na bacia do rio Paranã. **Revista Árvore** **28**: 61-68.
- Silva, L.A. & Scariot, A. 2004b. Composição e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta estacional decidual sobre afloramento calcário no Brasil Central. **Revista Árvore** **28**: 69-75.
- Silva, M.A.; Mendonça, R.C.; Felfili, J.M.; Pereira, B.A.S.; Filgueiras, T.S. & Fagg, C.W. 2004. Flora vascular do Vão do Paranã, estado de Goiás, Brasil. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer** **14**: 49-127.

- Silva, M.R. & Araujo, G.M. 2009. Dinamica da comunidade arborea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** 23: 49-56.
- Silva, J.F.; Fariñas, M.R.; Felfili, J.M. & Klink, C.A. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the Cerrado region of Brazil. **Journal of Biogeography** 33: 536-548.
- Silva Júnior, M.C.; Felfili, J.M.; Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. 1998. Análise florística de matas de galeria no Distrito Federal. Pp. 52-84. In: J.F. Ribeiro (Org.). **Cerrado – Matas de Galeria**. Planaltina, EMBRAPA-CPAC,.
- Slik, J.W.F. 2004. El Niño droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. **Oecologia** 141: 114-120.
- Sukumar, R.; Dattaraja, H.S.; Suresh, H.S.; Radhakrishnan, J.; Vasudeva, R.; Nirmala, S. & Joshi, N.V. 1992. Long-term monitoring of vegetation in a tropical deciduous forest in Mudumalai, southern India. **Current Science** 62: 608-616.
- 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.
- Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Hall, J.B. 1990. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. **Vegetatio** 88: 31-51.
- Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, IBGE.
- Vieira, D.L.M.; Scariot, A.; Sampaio, A.B. & Holl, K.D. 2006. Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology** 177: 249-257.
- Werneck, M.S.; Franceschinelli, E.V. & Tameirão-Neto, E. 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de 4 anos (1994-1998), na região do triângulo mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica** 23: 401-413.
- Werneck, M.S. & Franceschinelli, E.V. 2004. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology** 174: 337-346.
- White, D.A. & Hood, C.S. 2004. Vegetation patterns and environmental gradients in tropical dry forests of the northern Yucatan Peninsula. **Journal of Vegetation Science** 15: 151-160.