

# Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003)

Andrea Marilza Libano<sup>1,2</sup> e Jeanine Maria Felfili<sup>3,4</sup>

Recebido em 20/12/2005. Aceito em 19/06/2006

**RESUMO** – (Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003)). Inventários contínuos foram conduzidos em intervalos de três anos em 19 parcelas permanentes de 1.000 m<sup>2</sup> localizadas na Fazenda Água Limpa (FAL) - DF. Três eventos de distúrbio por fogo ocorreram na área. Comparou-se a composição florística da comunidade entre os sete levantamentos realizados utilizando-se índices de similaridade de Sørensen, qualitativo, e de Morisita-Horn modificado, quantitativo. Foram registrados 69 espécies, 54 gêneros e 35 famílias. Os índices mostraram grande similaridade entre os inventários com pequenas mudanças na composição de espécies no período estudado. As mudanças na riqueza causaram diferenças nos valores do índice de Simpson, e no índice de Shannon pelo teste-*t* de Hutcheson ( $P < 0,05$ ). A composição florística tem se mantido ao longo do tempo no atual regime de queimadas ocorridas na área. Mas, um período de nove anos sem fogo possibilitou o ingresso de novas espécies, o retorno das que haviam desaparecido e um aumento em diversidade, embora sem alcançar os valores iniciais de diversidade.

**Palavras-chave:** dinâmica, vegetação, comunidade, savana, fogo

**ABSTRACT** – (Temporal changes in floristic composition and diversity of cerrado “*sensu stricto*” in Central Brazil over 18 years (1985-2003)). Inventories were conducted at three-year intervals in 19 permanent plots of 1000 m<sup>2</sup> located at Fazenda Água Limpa (FAL) - DF. Three events of disturbance by fire occurred in the area. A total of 69 species, 54 genera and 35 families were registered. Floristic composition was compared using the modified Morisita-Horn index, a quantitative similarity index, and Sørensen, a qualitative index. Both indices showed high similarity between inventories with little change in species composition over time. Changes in richness caused differences in the values of Simpson’s index, and Shannon’s index according to Hutcheson’s *t*-test ( $P < 0.05$ ). Floristic composition has not changed over time under the current fire regime. But diversity increased after a longer interval without fire. In this nine-year period free from fire, new species appeared and others returned to the plots, increasing diversity, but not up to its initial values.

**Key words:** dynamics, vegetation, community, savanna, fire

## Introdução

O Cerrado brasileiro apresenta a maior riqueza florística entre as savanas mundiais (Eiten 1972; Klink *et al.* 1995; Klink & Moreira 2002), sendo reconhecido internacionalmente como área prioritária para a conservação da biodiversidade do planeta (Mittermeier *et al.* 1999). No cerrado *sensu stricto* ocorrem aproximadamente 230 a 250 espécies de plantas vasculares em 0,1 ha (Silberbauer-Gottsberger & Eiten 1983). A distribuição das espécies do Cerrado, inclusive no cerrado *sensu stricto* ocorre em mosaico, geralmente com combinações de menos de 100

espécies lenhosas por hectare, com poucas espécies dominantes (cerca de vinte) e as demais raras (Felfili *et al.* 1994; 1998), sendo que espécies abundantes em uma área podem ser raras ou ausentes em outras (Ratter & Dargie 1992).

Estudos florísticos, fitossociológicos e fitogeográficos têm sido de extrema importância para avaliar a diversidade das áreas e entre áreas de cerrado *sensu stricto*, abordando variações em escala espacial como os trabalhos de Ratter & Dargie 1992; Felfili *et al.* 1993; 1994; 1997; 1998; 2001; Oliveira Filho & Ratter 1995; Ratter *et al.* 1996; 2003; Felfili & Felfili 2001, entre outros. A densidade foi indicada como o fator

<sup>1</sup> Parte da Dissertação de Mestrado da primeira Autora

<sup>2</sup> Universidade de Brasília, Departamento de Botânica (andrealibano@yahoo.com)

<sup>3</sup> Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, C. Postal 04357, 70919-970 Brasília, DF, Brasil

<sup>4</sup> Autor para correspondência: felfili@unb.br

mais importante para a diferenciação entre áreas de cerrado *sensu stricto*, portanto é um fator importante a ser considerado para a tomada de decisões quanto a estratégias para proteção de populações (Felfili & Felfili 2001; Felfili *et al.* 2001).

O fogo tem sido considerado como importante fator de influência na estrutura e composição da vegetação nas savanas tropicais (Soares 1990). No Cerrado brasileiro, incrementos progressivos na vegetação lenhosa têm sido observados após exclusão de fogo (Coutinho 1982; 1990), em diferentes fitofisionomias (Moreira 2000), indicando que a ausência de fogo permite a regeneração de espécies lenhosas, com incrementos em densidade e área basal (Sambuichi & Eiten 2000), taxas de recrutamento maior que de mortalidade e baixa rotatividade de plantas (Henriques & Hay 2002), enquanto que a passagem de fogo tem sido responsável pela exclusão de algumas espécies sensíveis (Moreira 2000) e redução no número de indivíduos da comunidade (Sato & Miranda 1996; Felfili *et al.* 2000), levando a uma progressiva simplificação da composição florística e da estrutura da comunidade ao longo do tempo.

Trabalhos com análise temporal têm resultado em importantes dados sobre a dinâmica da vegetação do Cerrado. Estudos com monitoramento contínuo de parcelas permanentes têm sido realizados em áreas de cerrado *sensu stricto*, como os trabalhos de Felfili *et al.* (2000) e Silva, dados não publicados, que avaliaram mudanças na composição florística e fitossociológica da comunidade de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa, DF, em um intervalo de doze e nove anos, respectivamente. As parcelas permanentes monitoradas nestes trabalhos foram instaladas na área e a partir daí vêm sendo remedidas a cada três anos e o histórico de fogo vem sendo acompanhado. Neste período os autores não encontraram mudanças significativas na composição florística da comunidade. Para a diversidade alfa medida pelo índice de Shannon, obteve-se valores muito próximos, porém, significativamente diferente nos primeiros nove anos; enquanto a diversidade medida pelo índice de Simpson, que dá maior importância às espécies dominantes, não apresentou diferenças significativas ao longo do período monitorado (Felfili *et al.* 2000). Monitoramentos temporais da biodiversidade com avaliações do comportamento da comunidade quanto à estabilidade, levando em consideração dados demográficos, composição de espécies, “turnover”, recrutamento, crescimento, mortalidade, biologia das espécies e produção de

biomassa fornecem informações sobre o funcionamento das comunidades a longo prazo e a resposta das mesmas a distúrbios ocasionais. Estudos dessa natureza possibilitam a avaliação de efetividade do tamanho das áreas de conservação, da capacidade de manutenção da comunidade ao longo do tempo, a indicação de espécies para cultivo *ex situ* para programas de recuperação e manejo, assim, sendo importantes para nortear tomada de decisões quanto à conservação e manejo em áreas naturais.

O presente trabalho consiste na continuação do monitoramento da área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa, visando somar informações as já existentes, ampliando a seqüência cronológica de dados na área. Parte-se da premissa de que a comunidade é resiliente do ponto de vista florístico, esperando-se poucas mudanças ao longo dos 18 anos de monitoramento. Os objetivos foram: 1) verificar se ao longo do período monitorado a comunidade apresentou variações quanto à composição florística e diversidade entre os sete levantamentos realizados ao longo de 18 anos 2). Verificar se possíveis mudanças estão associadas aos distúrbios pelos eventos de fogo registrados na área.

## Material e métodos

O presente trabalho foi desenvolvido na fazenda Água Limpa (FAL), situada a 15°56' - 15°59' S e 47°55' - 47°58' W, no Distrito Federal, cerca de 20 km ao sul da cidade de Brasília. Esta é uma fazenda experimental e Estação Ecológica da UnB, que ocupa aproximadamente 4.000 ha. Em conjunto com a Reserva Ecológica do IBGE (RECOR-IBGE) e o Jardim Botânico de Brasília, totalizam 9.000 ha na Área de Proteção Ambiental (APA) Gama Cabeça de Veado. Na vegetação da FAL predomina o cerrado *sensu stricto* e extensas áreas de campo sujo e campo limpo (Felfili *et al.* 1993). De acordo com Felfili *et al.* (1993), esta área faz parte do sistema “Terras Altas da Superfície Pratinha”, conforme o zoneamento elaborado por Cochrane *et al.* (1985), e faz parte da Reserva da Biosfera do Cerrado do Distrito Federal (Felfili *et al.* 2000).

A altitude média é de 1.100 m e o clima na classificação de Köppen é do tipo Aw. A estação seca tem pico entre os meses de julho e setembro. Os dados climatológicos dos últimos vinte anos foram obtidos pelo banco de dados climatológicos da RECOR-IBGE, área contígua à área de estudo, disponíveis na página da internet (RECOR-IBGE 2004). A média de precipitação

anual nos últimos vinte anos que foi de 1.425 mm. A média da umidade relativa do ar foi de 67%, sendo que entre os meses de maio e setembro esteve abaixo de 50%. A temperatura média foi de 22 °C.

A vegetação do cerrado *stricto sensu* estudada compreende uma faixa de 148 ha (400×3.700 m), composta por dois estratos, sendo o inferior constituído por uma camada descontínua de gramíneas, com cerca de 50 cm de altura, e o superior por uma camada lenhosa, com altura entre 3 e 5 metros, alguns indivíduos podendo atingir 12 metros (Felfili & Silva Júnior 1988). Apresenta uma média de 66 espécies de plantas lenhosas, distribuídas em 31 famílias (Felfili *et al.* 1993). O diâmetro máximo para muitas espécies é 10 cm, mas alguns indivíduos de poucas espécies podem atingir até 50 cm (Felfili & Silva Júnior 1988). Na área de estudo, a análise do solo na época da implantação das parcelas permanentes identificou a predominância de Latossolo Vermelho-Escuro, ácido a muito ácido, com alto teor de alumínio e baixos teores de cálcio e magnésio.

Dezenove parcelas de 1.000 m<sup>2</sup>, distribuídas aleatoriamente na área (Felfili *et al.* 2000), foram monitoradas em intervalos consecutivos de três anos. A primeira mensuração das parcelas foi realizada em 1985 (Felfili & Silva Júnior 1988; 1992). Em 2003, foi realizado o sétimo levantamento, completando-se 18 anos de monitoramento contínuo da área. As medições foram realizadas no período seco em todas as ocasiões. O critério de inclusão foi o diâmetro mínimo foi de 5 cm, medidos à altura de 30 cm do solo, para todas as plantas lenhosas. O sistema de classificação utilizado foi o de Cronquist (1988).

No período de monitoramento da área de estudo houve registro de três queimadas que ocorreram em intervalos de aproximadamente cinco anos: 1984, 1989 e 1994. A queimada de 1984 ocorreu no ano anterior ao início do monitoramento efetuado em 1985 e assim como a ocorrida em 1989, foi de pequena intensidade, a de 1994, ocorreu após o levantamento realizado neste ano e foi de grande intensidade (Felfili *et al.* 2000). Os últimos nove anos compreendem o maior período monitorado sem ocorrência de fogo na área. O registro das ocorrências de fogo nas parcelas permanentes monitoradas regularmente permitiu relacionar as mudanças na composição florística com a ocorrência deste distúrbio dando seqüência temporal às análises de Felfili *et al.* (2000) com base nas mudanças ocorridas na área estudada.

Para a análise qualitativa da composição florística, baseada em presença e ausência, foi gerada uma lista

de espécies para cada levantamento e estas foram comparadas quanto à similaridade pelo índice de Sørensen (Kent & Coker 1992), que dá peso dois para as espécies comuns que ocorrem nas amostras analisadas, calculado pela fórmula:

$$Ss = 2a/2a + b + c$$

Onde  $a$  é o número de espécies comuns em 2 períodos tomados para a comparação,  $b$  é o número de espécies exclusivas registrados no período 1 e  $c$  é o número de espécies exclusivas registrados no período 2

Para análise quantitativa da composição florística, baseada em densidade, foi utilizado o índice de similaridade de Morisita-Horn modificado, que leva em consideração a abundância das espécies para o cálculo da similaridade (Magurran 1988). Calculado pela fórmula:

$$Cm_H = 2\sum (an_i \cdot bn_i) / \sum (an_i^2 / aN^2) + \sum (bn_i^2 / bN^2) aN * bN$$

Onde  $an_i$  é o número de indivíduos da espécie  $i$  registrados no período 1,  $bn_i$  é o número de indivíduos da espécie  $i$  registrados no período 2,  $aN$  é o total de indivíduos registrados no período 1 e  $bN$  é o total de indivíduos registrados no período 2. Os índices de similaridade foram calculados utilizando-se o programa MVSP versão 2.1 (Kovach 1993).

A diversidade para cada um dos levantamentos realizados ao longo dos 18 anos monitorados foi calculada pelo índice de Shannon, que é sensível às espécies raras, dado pela fórmula:

$$H' = n \log n - \sum f_i \log f_i / n$$

Onde  $n$  é o número de indivíduos amostrados em um levantamento, e  $f_i$  é o número de indivíduos na espécie  $i$ . A base logarítmica utilizada para o cálculo do índice de diversidade, no presente trabalho foi a base  $e$ . Para o índice de diversidade de Shannon, foi calculado o índice de equabilidade (E) de Pielou (Magurran 1988). Foi calculada também a diversidade pelo o índice de Simpson. Este índice é um índice de dominância, que dá maior peso às espécies comuns, sendo a diversidade pelo índice de Simpson calculada pela fórmula:

$$D = 1 - \sum (n_i(n_i - 1) / N(N-1))$$

Onde  $n$  é o número de indivíduos amostrados para a espécie  $i$  e  $N$  é o total de indivíduos amostrados em um levantamento. Para os cálculos de diversidade foi utilizado o programa MVSP versão 2.1 (Kovach 1993).

Os valores obtidos pelo cálculo do índice de diversidade Shannon foram comparados quanto à significância pelo teste- $t$  de Hutcheson (Zar 1996) para

comparar índices de diversidade ao nível de 5% ( $p < 0,05$ ), que testa a diferença entre o índice de diversidade para duas amostras. Assim, foram feitas comparações dois a dois entre sete os levantamentos, num total de 21 combinações. A fórmula do teste- $t$  de Hutcheson (Zar 1996) é:

$$t = H'_1 - H'_2 / \sqrt{S^2_{H_1} + S^2_{H_2}}$$

Onde  $H'_1$  é o índice de diversidade para o levantamento 1 e  $H'_2$  é o índice de diversidade calculado para o levantamento 2. Sendo que a variância de cada  $H'$  pode ser aproximada por:

$$S^2_{H'} = (\sum fi \log^2 fi - (\sum fi \log fi)^2 / n) / n^2$$

Onde  $n$  é o número de indivíduos amostrados em um levantamento, e  $fi$  é o número de indivíduos na espécie  $i$  e a base logarítmica utilizada para este cálculo foi a mesma utilizada para o cálculo do índice de diversidade. Os graus de liberdade associados com o valor predito de  $t$  são aproximados por:

$$v = \frac{(S^2_{H'_1} + S^2_{H'_2})^2}{((S^2_{H'_1})^2 / n_1) + ((S^2_{H'_2})^2 / n_2)}$$

Para o índice de diversidade de Simpson o teste- $t$  é calculado da mesma forma que foi calculado para o índice de Shannon, com a substituição dos valores de  $H'$  pelos valores de  $D$  e a variância para o índice de Simpson (Simpson 1949) é calculada pela fórmula:

$$S^2_D = 4 \left[ \sum p_i^3 - (\sum p_i^2)^2 \right] / N$$

Onde  $p_i$  é a proporção de indivíduos da espécie  $i$ , dada por

$$p_i = n_i / N$$

Sendo  $n_i$  o número de indivíduos da espécie  $i$  e  $N$  o número total de indivíduos da amostragem.

Para aumentar o poder de significância do teste- $t$ , foi utilizada a técnica de ranqueamento de Bonferroni (Rice 1989), que é uma técnica utilizada em inferências estatísticas simultâneas, para ajustar a significância ( $\alpha$ ) do teste utilizado, ao número de combinações realizadas ( $k$ ) para o teste. Os valores de  $p$  para cada uma das comparações entre levantamentos dos valores dos índices de diversidade de Shannon e de Simpson foram calculados pelo programa Probability Calculator (NCSS 1995) ao nível de 5% de significância ( $p < 0,05$ ). Estes valores de probabilidade foram ordenados do menor para o maior valor ( $p_1, \dots, p_k$ ) para serem comparados aos valores de significância obtidos pela técnica de

ranqueamento de Bonferroni, onde é  $P_i \leq \alpha/k$ . Se  $P_1$  for menor que o valor de  $p_1$ , os valores comparados são estatisticamente diferentes e somente nesta condição calcula-se o segundo valor de probabilidade do ranqueamento pela fórmula:  $P_2 \leq \alpha/(k-1)$ . Se  $p_2 > P_2$ , o ranqueamento para e, todas as demais diferenças entre as comparações são consideradas não significativas, se  $p_2 < P_2$ , os valores são considerados estatisticamente diferentes e calcula-se o terceiro valor do ranqueamento, a partir do qual é feito o mesmo julgamento anterior. Os cálculos dos valores de significância do ranqueamento a partir do terceiro nível ( $P_3$ ), são feitos pela fórmula:  $P_i \leq \alpha/(1+k-1)$ .

## Resultados e discussão

No período de dezoito anos, foram amostradas na área 69 espécies, distribuídas em 54 gêneros e 35 famílias. O número de espécies em cada levantamento variou entre 61 e 57 espécies. A relação de todas as espécies, com as respectivas famílias e ano de ocorrência, encontra-se na Tab. 1. O número de espécies registradas em cada um dos levantamentos corrobora a tendência da distribuição espacial das espécies em mosaico, com uma combinação inferior a 100 espécies conforme apontado por Felfili & Silva Júnior (1993) e Felfili *et al.* (1998). Este padrão foi encontrado para outras áreas de Cerrado com o mesmo sistema de amostragem, como 15 áreas de cerrado *sensu stricto* estudadas por Felfili *et al.* (2001), com número de espécies entre 55 e 92 e com os encontrados por Sambuichi & Eiten (2000) em áreas queimadas e não queimadas, com número de espécies 57 e 92, respectivamente.

Ao longo do período monitorado, foram registradas entre 31 e 32 famílias por levantamento. As mudanças ao nível hierárquico de família, estão restritas ao registro em um único levantamento para as famílias Flacourtiaceae, a qual foi registrada com uma espécie *Casearina sylvestris* no levantamento de 1988 e Euphorbiaceae, com o registro da espécie *Maprounea guianensis* no levantamento de 1997.

Dos 54 gêneros registrados ao longo do período monitorado, 44 são representados por uma única espécie (81%). Dos dez gêneros com mais de uma espécie, quatro têm apenas duas, o que indica que a área apresenta poucas espécies congêneres. Baixo número de espécies congêneres foi observado também em outras fitofisionomias do bioma Cerrado, como Mata de galeria (Felfili 1994), com sete gêneros apresentando mais que uma espécie. Em floresta semidecidual, Souza

Tabela 1. Espécies lenhosas e respectivas famílias listadas pelos anos de ocorrência, registradas numa área de cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa, DF, Brasil, durante dezoito anos de monitoramento contínuo (1985-2003).

		1985	1988	1991	1994	1997	2000	2003
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vog.) Yakovl.	Fabaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>A. tomentosum</i> Mart.	Apocynaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Austroplenckia populnea</i> (Reiss.) Lund	Celastraceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (H.B. & K.) Berg	Myrtaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Bowdichia virgilioides</i> H.B. & K.	Fabaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> H.B. & K.	Malpighiaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>B. crassa</i> Nied.	Malpighiaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>B. verbascifolia</i> (L.) Rich. ex A.L. Juss.	Malpighiaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	Caryocaraceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Connaraceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Davilla elliptica</i> St. Hil.	Dilleniaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Mimosaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Diospyros burchellii</i> DC.	Ebenaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) Macbr.	Mimosaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Compositae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott. & Endl.	Bombacaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Erythroxylum deciduum</i> St. Hil.	Erythroxylaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>E. suberosum</i> St. Hil.	Erythroxylaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>E. tortuosum</i> Mart.	Erythroxylaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lund	Nyctaginaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Caesalpiniaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Kielmeyera coriacea</i> (Spreng.) Mart.	Guttiferae	*	*	*	*	*	*	*
<i>K. speciosa</i> St. Hil.	Guttiferae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Lafoensia pacari</i> St. Hil.	Lythraceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Miconia ferruginata</i> DC.	Melastomataceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>M. pohliana</i> Cogn.	Melastomataceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	Mimosaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntz.	Myrsinaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Ouratea hexasperma</i> (St. Hil.) Baill.	Ochnaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Palicourea rigida</i> Kunth.	Rubiaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker.	Compositae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart) Radlk.	Sapotaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Q. multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Q. parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Rourea induta</i> Planch var. <i>induta</i>	Connaraceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Salacia crassifolia</i> (Mart.) G. Don.	Hippocrateaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Schefflera (Didymopanax) macrocarpa</i> (Seem.) D.C. Frodin	Araliaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vog.	Caesalpiniaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Strychnos pseudoquina</i> St. Hil.	Loganiaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Styphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov.	Mimosaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	Styracaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Symplocos rhamnifolia</i> A. DC.	Symplocaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	Bignoniaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Tocoyena formosa</i> (Cogn. & K. Schum) K. Schum	Rubiaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke.	Fabaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Vochysia elliptica</i> Mart.	Vochysiaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>V. thyrsoidea</i> Pohl.	Vochysiaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	Malpighiaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Andira paniculata</i> Benth.	Fabaceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Tabebuia aurea</i> (Manso) Benth. & Hook.	Bignoniaceae	*	*	*	*	*	*	*

continua

Tabela 1 (continuação)

		1985	1988	1991	1994	1997	2000	2003
<i>Machaerium opacum</i> Vog.	Fabaceae	*	*		*			
<i>Psidium laruotteanum</i> Kiersk	Myrtaceae	*	*					*
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Annonaceae	*		*	*	*	*	*
<i>Hancornia speciosa</i> Gomez	Apocynaceae	*						*
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Flacourtiaceae	*						
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	Myrtaceae	*						
<i>Neea theifera</i> Oerst.	Nyctaginaceae		*	*	*			*
<i>Vochysia rufa</i> Mart.	Vochysiaceae		*					
<i>Erythroxylum campestre</i> A. St.-Hil.	Erythroxylaceae				*			
<i>Maprounea guianensis</i> (Aubl.) M. Arg.	Euphorbiaceae					*		
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Melastomataceae					*	*	*
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Caesalpiniaceae						*	*
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae						*	
<i>Machaerium acutifolium</i> Vog.	Fabaceae							*
Total de espécies		61	59	57	56	57	58	61

*et al.* (2003) verificaram que 89% dos gêneros são representados por uma ou duas espécies. Os gêneros que apresentaram mudanças quanto ao número de espécies presentes na área foram o gênero *Miconia*, que nos primeiros nove anos (1985-1994) foi representado por três espécies e nos últimos nove anos (1997-2003) foi representado por quatro espécies e o gênero *Vochysia*, que chegou a apresentar três espécies, mas mantém na comunidade apenas duas.

Das 69 espécies registradas ao longo do período monitorado, 52 são comuns a todos os levantamentos (75%) e 35 estão entre as cinquenta espécies mais amplamente distribuídas no cerrado *sensu stricto* (Ratter *et al.* 2003). Comparando-se os inventários do primeiro levantamento (1985) com o último (2003), verificou-se que 57 espécies são comuns aos dois levantamentos (77%). Ao longo dos dezoito anos de monitoramento algumas espécies, apesar de não terem sido registradas em alguns dos levantamentos, estão presentes no último levantamento (2003), tais como *Neea theifera*, *Psidium laruotteanum* e *Hancornia speciosa*. As espécies *Miconia albicans* e *Copaifera langsdorffii* foram encontradas na área a partir de 1997 e 2000, respectivamente, enquanto a espécie *Tabebuia aurea* foi registrada entre os levantamentos de 1985 e 1994, desde então não foi mais registrada. Algumas espécies foram registradas em apenas um levantamento, como *Myrcia rostrata*, *Casearia sylvestris* (1985); *Vochysia rufa* (1988); *Maprounea guianensis* (1997); *Cybistax antisiphilitica* (2000) e *Machaerium acutifolium* (2003) (Tab. 1).

A riqueza florística da comunidade tem se mantido ao longo do tempo, mas o número de famílias, gêneros e espécies variaram entre os levantamentos (Tab. 1). Ao longo dos dezoito anos de monitoramento, oito espécies deixaram de ocorrer na área, sendo que seis destas apresentaram registro em um único levantamento. Em todos os inventários de monitoramento, as espécies que desapareceram e que surgiram na área são espécies pouco abundantes, que apresentaram no máximo três indivíduos por hectare nos levantamentos nos quais estiveram presentes.

Das espécies que ingressaram na área nos últimos nove anos, *Copaifera langsdorffii* e *Miconia albicans* têm se mantido na área ainda que pouco abundantes (dois indivíduos por espécie). Estas espécies parecem estar sendo beneficiadas pelo período de nove anos sem fogo. A primeira é uma espécie mais comum em mata de galeria (Felfili *et al.* 1994; Felfili 1995; Felfili & Silva Junior 1992) sensível ao fogo, como as espécies de galeria de modo geral (Felfili 1997). *Miconia albicans* foi considerada como sensível ao fogo por Moreira (2000) e Hoffmann (1999). Henriques & Hay (2002), comparando a composição florística de uma área protegida durante 18 anos contra fogo, verificaram que todas as espécies registradas no primeiro levantamento estiveram presentes também no segundo, enquanto oito novas espécies foram registradas sugerindo que a proteção ao fogo favorece algumas espécies.

Apesar da entrada e saída de espécies e da ocorrência de distúrbios por fogo na área, houve grande similaridade na composição florística da vegetação ao

longo do período estudado. A similaridade foi alta tanto na análise qualitativa quanto na quantitativa, quando as amostras são examinadas em pares. Pelo coeficiente de similaridade de Sørensen, os levantamentos apresentam similaridade florística variando entre 0,96 e 0,91. Quantitativamente, o índice de similaridade de Morisita-Horn modificado mostrou similaridade florística entre as áreas, variando entre 0,99 e 0,86 (Tab. 2).

Como se observa, os menores valores de similaridade foram encontrados quando utilizados dados quantitativos, principalmente quando comparados levantamentos com maiores diferenças em densidade, como o ano de 2003 em relação a 1991, 1997 e 2000 (Tab. 2). Os valores de similaridade quantitativos encontrados para a área estudada foram maiores que os encontrados entre áreas de cerrado *sensu stricto* localizadas em um mesmo sistema de terras, quando o solo e o relevo são homogêneos e as distâncias entre as áreas são pequenas, como das “Terras altas da Superfície Pratinha”, com índices de similaridade superiores a 0,70 (Felfili & Silva Júnior 1993) denotando a homogeneidade estrutural.

No presente estudo a similaridade analisada refere-se à similaridade de uma mesma área ao longo do tempo. A alta similaridade encontrada entre os levantamentos, em relação aos valores encontrados entre áreas separadas espacialmente, indica que em escala temporal, num período de dezoito anos de monitoramento, mesmo com três eventos de distúrbio por fogo, a vegetação estudada sofreu poucas modificações quanto à composição florística. Os resultados obtidos confirmam os observados por Felfili *et al.* (2000), após nove anos de monitoramento, e Silva, dados não publicados, após 12 anos de monitoramento

destas parcelas, que observaram uma tendência da vegetação em manter a composição florística ao longo do tempo. Mas a ocorrência de um intervalo maior (nove anos) sem passagem de fogo possibilitou o retorno de espécies que deixaram de ser encontradas na área por doze e quinze anos como *Neea theifera*, *Psidium laruotteanum* e *Hancornia speciosa* e a entrada de espécies sensíveis a fogo nos últimos anos, como as espécies *Miconia albicans* e *Copaifera langsdorffii*. O monitoramento destas parcelas permanentes por um tempo maior poderá confirmar a tendência de aumento destas populações ao longo do tempo, em condições isentas de fogo.

A diversidade alfa encontrada para a comunidade em todos os levantamentos foi alta. O índice de diversidade de Simpson (*D*) variou entre 0,93 para as medições 1997 e 2000 e 0,95 para as medições 1985, 1988 e 1991 (Tab. 3). Pelo índice de Simpson, a menor diversidade ocorreu nos anos de 1997 e 2000, quando houve redução na abundância das espécies (Tab. 3). No ano de 1997 apenas 11 espécies apresentaram densidade igual ou maior que 20 troncos.ha<sup>-1</sup>, enquanto em outros levantamentos, o número de espécies, com esta densidade, variou entre 18 (Felfili *et al.* 2000) e 20 (no presente levantamento).

Os valores de diversidade de Shannon e equabilidade, para todos os levantamentos, foram próximos aos encontrados em outras áreas de cerrado *sensu stricto*, com o mesmo sistema de amostragem, como 15 áreas em diferentes regiões: Chapada dos Veadeiros; Chapada Pratinha, e do Espigão Mestre do São Francisco (Felfili & Silva Júnior 1993; Felfili *et al.* 2001) e um cerrado denso da RECOR-IBGE (Andrade *et al.* 2002), sendo considerados altos.

Os índices de diversidade de Shannon variaram entre 3,46 (1985) e 3,27 (1997 e 2000) e a equabilidade entre 0,84 (1985) e 0,80 (2000 e 2003), o que indica que a diversidade encontrada foi alta em todos os levantamentos (Tab. 3) A equabilidade foi maior nos levantamentos com maior diversidade (1985 e 1988) e apresentaram valores iguais ou superiores a 0,8 para todos os levantamentos (Tab. 3).

Os valores dos índices de diversidade Shannon e de Simpson para cada um dos levantamentos, apesar de muito próximos, apontaram diferenças na diversidade entre alguns inventários, quando comparados pelo teste *t* ao nível de 5% ( $p < 0,05$ ), ajustadas as significâncias pelo ranqueamento de Bonferroni (Tab. 4). Os valores de diversidade obtidos para os dois primeiros levantamentos (1985 e 1988) são estatisticamente diferentes dos valores de diversidade obtidos para os

Tabela 2. Valores de similaridade da composição florística qualitativa do índice de Sørensen e quantitativa do índice de Morisita-Horn modificado, entre os levantamentos de um área de cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa, DF, Brasil, durante dezoito anos de monitoramento contínuo (1985-2003).

Ano	Morisita-Horn modificado						
	1985	1988	1991	1994	1997	2000	2003
1985	-	<b>0,99</b>	<b>0,98</b>	<b>0,94</b>	<b>0,92</b>	<b>0,89</b>	<b>0,86</b>
1988	0,93	-	<b>0,99</b>	<b>0,95</b>	<b>0,93</b>	<b>0,91</b>	<b>0,87</b>
1991	0,95	0,95	-	<b>0,97</b>	<b>0,96</b>	<b>0,94</b>	<b>0,88</b>
1994	0,91	0,93	0,95	-	<b>0,96</b>	<b>0,97</b>	<b>0,93</b>
1997	0,93	0,91	0,96	0,93	-	<b>0,98</b>	<b>0,87</b>
2000	0,94	0,90	0,96	0,92	0,97	-	<b>0,93</b>
2003	0,93	0,92	0,95	0,91	0,95	0,96	-

Sørensen

Tabela 3. Índices de Diversidade e Equabilidade da comunidade de um área de cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa, DF, Brasil, durante dezoito anos de monitoramento contínuo (1985-2003).

	1985	1988	1991	1994	1997	2000	2003
Troncos ( <i>n</i> )	1801	1864	1519	1719	1262	1323	2093
Famílias	32	31	31	31	32	31	31
Gêneros	50	47	46	47	47	47	51
Espécies	61	59	57	56	57	58	61
Shannon ( $H'$ )	3,46	3,42	3,36	3,37	3,27	3,27	3,31
Equabilidade ( $H'$ )	0,84	0,84	0,83	0,83	0,81	0,80	0,80
Simpson ( $D$ )	0,953	0,952	0,947	0,948	0,935	0,936	0,943

levantamentos de 1997 a 2003 (Tab. 4). Apesar da alta similaridade florística entre os levantamentos, a comunidade apresentou perda de diversidade ao longo do tempo, o decréscimo em diversidade foi maior em 1997, após a ocorrência de fogo de grande intensidade e apesar do aumento em diversidade no último levantamento (2003), com entrada de espécies na amostragem, a comunidade não recuperou a diversidade ao longo dos 18 anos monitorados.

Os resultados encontrados estão de acordo com o esperado para a continuidade do monitoramento das parcelas permanentes estudadas. A riqueza florística e a diversidade da área, ainda que em pequenas proporções, sofreram modificações entre os levantamentos, porém a área tem mantido as características originais da vegetação, sugerindo que é relativamente estável, no regime de distúrbio que tem ocorrido na área (aproximadamente cinco anos até 1994). Esta característica está de acordo com a hipótese geral proposta por Archer *et al.* (1996) para savanas, de que estas são relativamente estáveis, em termos de resistência e resiliência em relação a distúrbios como fogo, seca e herbivoria.

As maiores alteração na área são em relação à densidade de troncos por levantamento. Observa-se

que após a passagem de fogo há redução em densidade, enquanto a riqueza apresenta menores variações entre os levantamentos (Fig. 1). A menor variação na porcentagem de mudança em densidade foi entre os levantamentos de 1985 e 1988 (3,5%) e a maior entre 2000 e 2003 (58%). A porcentagem de mudança na riqueza variou de 1,75% (entre os levantamentos de 1988 e 1991) e 5,17% (entre 2000 e 2003).

Estes dados confirmam que a área está se recuperando dos eventos de fogo ocorridos, retornou a riqueza aos valores encontrados no levantamento inicial (1985) e que apesar das reduções em densidade a maioria das espécies se manteve na área ao longo do tempo. O aumento no período de exclusão do fogo possibilitou o ingresso de novas espécies na área e o retorno de outras que haviam desaparecido, com aumento em diversidade no último ano, porém sem alcançar os valores iniciais. A intensificação dos distúrbios ou a eliminação destes podem modificar a composição florística da área, com a exclusão de espécies sensíveis no primeiro caso e de espécies resistentes no segundo.

A continuidade do monitoramento da área é necessária para melhor compreender a dinâmica da vegetação local. Deste modo, o que poderá diferenciar

Tabela 4. Significância do teste-*t* ( $p < 0,05$ ) para os índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e Simpson ( $D$ ) entre os levantamentos realizados de um área de cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa, DF, Brasil, durante dezoito anos de monitoramento contínuo (1985-2003). Onde *s* é significativo e *ns* não significativo, pelo ranqueamento de Bonferroni.

Ano	$H'$	$D$	1988	1991	1994	1997	2000	2003
1985	3,46	0,953	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>
1988	3,42	0,952		<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>s</i>	<i>s</i>	<i>s</i>
1991	3,36	0,947			<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
1994	3,36	0,948				<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>
1997	3,27	0,935					<i>ns</i>	<i>ns</i>
2000	3,27	0,936						<i>ns</i>
2003	3,31	0,943						

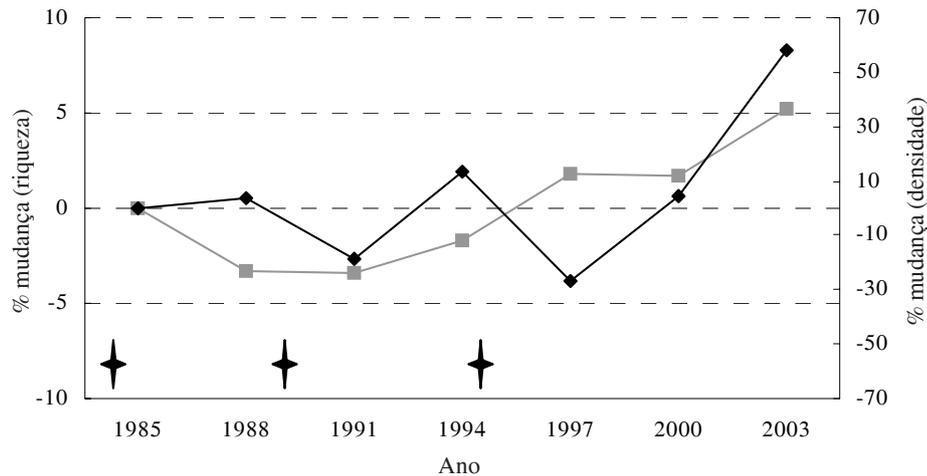


Figura 1. Variação na riqueza e na densidade, em porcentagem, entre os levantamentos de um área de cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa, DF, Brasil, durante dezoito anos de monitoramento contínuo (1985-2003). Onde as ocorrências de fogo nos anos de 1984, 1989 e 1994 são indicadas pelo símbolo: -■- = Riqueza; -◆- = Densidade.

mais precisamente os levantamentos, ao longo do tempo, será a análise quantitativa de outros dados estruturais da comunidade e das principais espécies como frequência, dominância e distribuição diamétrica, além dos dados da biologia das espécies presentes na comunidade como forma de reprodução, fenologia, fases críticas de sensibilidade ao fogo, ou favorecimento por ele.

### Agradecimentos

Os autores agradecem aos alunos e professores que ao longo do tempo têm contribuído para o andamento do projeto, especialmente a Newton Rodrigues, pelo apoio nos trabalhos de campo; à pesquisadora Janaina Resende, pela leitura deste manuscrito; ao programa CAPES/DS, pela concessão da bolsa de mestrado concedida à primeira autora; ao CNPq, pelo contínuo apoio ao projeto na forma de bolsa e pelo programa PELD, pelo financiamento do projeto.

### Referências bibliográficas

- Andrade, L.A.Z.; Felfili, M.J. & Violatti, L. 2002. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília-DF. *Acta Botanica Brasílica* 16(2): 225-240.
- Archer, S.; Coughenour, M.; Dall'aglio, C.; Fernandez, W.G.; Hay, J.; Hoffmann, W.; Klink, C.; Silva, J. & Solbrig O.T. 1996. Savanna biodiversity and ecosystem properties. Pp. 207-224. In: O.T. Solbrig; E. Medina & J.F. Silva (eds.). **Biodiversity and savanna ecosystem processes: a global perspective**. Ecological studies. vol 121. Berlim, Springer-Verlag.
- Coutinho, L.M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. *Ecological Studies* 42: 273-291.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. Pp. 85-105. In: J.G. Goldammer (ed.). **Fire in the tropical biota**. Berlim, Springer-Verlag.
- Cochrane, T.T.; Sanches, L.G.; Azevedo, L.G.; Porras, J.A. & Garver, C. L. 1985. **Land in tropical America**. v.3, Cali, CIAT/EMBRAPA-CPAC.
- Cronquist, A. 1988. **The evolution and classification of flowering plants**. 2 ed. The New York Botanical Garden.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38: 201-341.
- Felfili, J.M. 1994. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest along the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 17(1): 1-11.
- Felfili, J.M. 1995. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio* 117: 1-15.
- Felfili, J.M. 1997. Diameter and height distribution in gallery forest tree community and its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira de Botânica* 20(2): 155-162.
- Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-Df. *Acta Botanica Brasílica* 2(1-2): 85-104.
- Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 1992. Floristic composition, fitossociology and comparison of cerrado and gallery forest at Fazenda Água Limpa, Federal District, Brazil. Pp. 393-416. In: P.A. Furley; J. Proctor & J.A. Ratter (eds.). **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. London, Chapman and Hall.
- Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 1993. A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brasil. *Journal of Tropical Ecology* 9: 277-289.
- Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Machado, J.W.B.; Walter, B.M.T.; Silva, P.E.N. & Hay, J.D. 1993. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado *sensu stricto* na Chapada Pratinha, DF-Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 6(2): 27-46.

- Felfili, J.M.; Filgueiras, T.S.; Haridasan, M.; Silva Júnior, M.C.; Mendonça, R.C. & Rezende, A.V. 1994. Projeto biogeografia do bioma Cerrado: vegetação & solos. **Caderno de Geociências 12**: 75-166.
- Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Nogueira, P.E.; Walter, B.M.T.; Silva, M.A. & Imaña-Encinas, J. 1997. Comparação do cerrado (*sensu stricto*) nas Chapadas Pratinha e dos Veadeiros Pp.6-11. IN: Leite, L.L. & Sato, C.H. **Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado**. Brasília, Editora Universidade de Brasília.
- Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C.; Filgueiras, T.S. & Nogueira, P.E. 1998. Comparison of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in central Brazil. **Ciência e Cultura 50**(4): 237-243.
- Felfili, J.M.; Rezende, A.V.; Silva Júnior, 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.
- Felfili, J.M.; Sevilha, A.C. & Silva Júnior, M.C. 2001. Comparação entre as unidades fisiográficas Chapada Pratinha, Veadeiros e Espigão Mestre do São Francisco. Pp.80-94. In: J.M. Felfili & M.C. Silva Júnior (orgs.). **Biogeografia do bioma Cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco**. Brasília, Universidade de Brasília.
- Felfili, M.C. & Felfili, J.M. 2001. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto* da Chapada Pratinha, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 15**(2): 243-254.
- Henriques, R.P.B. & Hay, J.D. 2002. Patterns and dynamics of plant population. Pp.140-158. In: P.S. Oliveira & J.M. Robert (eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.
- Hoffmann, W.A. 1999. Fire and population dynamics of wood plants in a neotropical savanna; matrix model projections. **Ecology 80**(4): 1354-1354.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation description and analysis: a practical approach**. New York, John Wiley & Sons.
- Klink, C.A.; Macedo, R.H. & Mueller, C.C. 1995. De grão em grão o cerrado perde espaço. **Cerrado impacto do processo de ocupação**. Brasília, WWF/PRO-CER.
- Klink, C.A. & Moreira, A.G. 2002. Past and current human occupation, and land use. Pp. 69-88. In: P.S. Oliveira & J.M. Robert (eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.
- Kovach, W.L. 1993. **MVSP (Multivariate Statistical Package)** versão 2.1. Kovach PLC.
- Magurran, A. 1988. **Ecological Diversity and its measurement**. Cambridge, University Press.
- Mittermeier, R.S.; Myers, N.; Gil, P.R. & Mittermeier, C.G. 1999. **Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Cidade do México, México, Cemex Conservation International.
- Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography 27**: 1021-1029.
- NCSS Statistical Software. 1995. **NCSS Probability Calculator**: free version. Disponível em < <http://www.ncss.com> >. (Acesso: 14/04/2006).
- Oliveira Filho, A.T. & Ratter, J.A. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburg Journal of Botany 52**: 141-194.
- Ratter, J.A. & Dargie, T.C.D. 1992. An analysis of floristic composition of 26 cerrado areas in Brazil. **Edinburgh Journal of Botany 49**(2): 235-250.
- Ratter, J.A.; Bridgewater, S.; Atkinson, R. & Ribeiro, J.F. 1996. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation of 98 areas. **Edinburgh Journal of Botany 53**(2): 153-180.
- Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation III: comparison of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany 60**(1): 57-109.
- RECOR-IBGE. Estação Climatológica. Disponível em <[http://www.recor.org.br/ Estação/estação.html](http://www.recor.org.br/Estação/estação.html)>. (Acesso: 20/01/2004).
- Rice, William, R. 1989. Analyzing tables of statistical tests. **Evolution 43**: 223-225.
- Sambuichi, R.H.R. & Eiten, G. 2000. Fitossociologia da camada lenhosa de um cerrado em Brasília, Df, com exposição de metodologia. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer 5**: 62-87.
- Sato, M.N. & Miranda, H.S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queima. Pp. 102-111. In: H.S. Miranda; C.H. Sato & B.F.S. Dias (eds.). **Impacto de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília, ECL/Universidade de Brasília.
- Silberbauer-Gottsberger, I. & Eiten, G. 1983. Fitossociologia de um hectare de cerrado. **Brasil Florestal 54**: 55-70.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. **Nature 163**: 1-688.
- Soares, R.V. 1990. Fire in some tropical and subtropical south american vegetation types: An overview. Pp. 63-81. In: Goldammer (ed.). **Fire in the Tropical Biota**. Berlin, Springer-Verlag.
- Souza, J.S.; Espírito-Santo, F.D.B.; Fontes, M.A.L.; Oliveira Filho, A.T. & Botteli, L. 2003. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Semi Decídua às margens do rio Capivari, Lavras, MG. **Revista Árvore 27** (2): 185-206.
- Zar, J.H. 1996. **Bioestatistical anal.** 3 ed. New Jersey, Prentice-Hall.