

Variações anuais da estrutura e diversidade de uma comunidade

lenhosa de Cerrado em Itirapina – SP

ALEXANDER V. CRISTIANINI¹, ALEXANDRE M. ANTONELLI² CAROLINA B. VIRILLO³,
FERNANDA Q. MARTINS⁴, SILVANA C. P. M. SOUZA⁵

RESUMO - A ocorrência de incêndios faz parte da dinâmica natural do cerrado, mas muitas espécies vegetais do cerrado são intolerantes a queimadas. Estudamos neste trabalho um fragmento de cerrado *sensu stricto*, isolado e protegido de perturbações antrópicas por pelo menos 20 anos, onde foi estabelecida uma parcela permanente de 40 x 40 m (0,16 ha), que vem sendo amostrado anualmente desde 1994 (com exceção de 1998 e 2000). Todas as árvores e arbustos da parcela com diâmetro a altura do solo ≥ 3 cm tiveram as seguintes características anotadas: espécie, diâmetro a altura do solo e altura total. A partir destes dados foi calculada para cada ano a área basal, volume cilíndrico, o número total de indivíduos, riqueza, diversidade (índice de Shannon-Wiener e de Simpson) e equitatividade para toda a parcela. Encontramos uma grande variação interanual com tendência geral de queda para vários descritores da comunidade, incluindo área basal e riqueza, mas os índices de diversidade mantiveram-se praticamente inalterados durante o período. Não houve mudanças significativas no volume total, mas houve um aumento da equitatividade na parcela com o tempo. A parcela vem passando por um processo gradativo de mudança, que pode estar sendo provocado por efeitos da fragmentação da área ou por sucessão da comunidade. Espécies que possuem populações em decréscimo no interior da parcela são encontradas em abundância em outras áreas do fragmento. Sugerimos que a dinâmica observada na parcela é devida à sucessão da comunidade, demonstrada por uma substituição não aleatória de espécies.

Palavras-chave: Cerrado, dinâmica, variações temporais, vegetação, conservação.

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Depto. Zoologia, IB, UNICAMP, E-mail: avc@unicamp.br

² Botanical Institute, Göteborg University, Göteborg, SWEDEN. alexandre.antonelli@botany.gu.se

³ Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Depto. Botânica, IB, UNICAMP, E-mail: carolinavirillo@yahoo.com.br

⁴ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Depto. Botânica, IB, UFSCar, E-mail: fernanda Quintas@uol.com.br

⁵ Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Depto. Botânica, IB, UNICAMP, E-mail: silvana@unicamp.br

Introdução

O Cerrado é o segundo maior bioma do Brasil, cobrindo cerca de 20 a 25% do território nacional (Hueck 1978 *apud* Ribeiro & Walter 1998). Apesar da extensão da área original, grande parte dos cerrados já foi convertida para agricultura (WWF 1995). No Estado de São Paulo, restam apenas 1% da área original de cerrados, dispersos em fragmentos de pequeno tamanho (São Paulo 1997). Considerado um *hotspot* de biodiversidade (Myers et al. 2000), o cerrado apresenta um gradiente fisionômico que varia de formações campestres, como os campos limpos, e formações savânicas, representadas por campos sujos, campos cerrados e cerrados *sensu stricto* até uma paisagem florestal, composta por cerradões (Coutinho 1978).

Como em outras savanas, a ocorrência de incêndios naturais faz parte da dinâmica do cerrado, contudo, muitas espécies vegetais são intolerantes a queimadas. O fogo parece ser um agente de manutenção das fisionomias campestres e savânicas de vegetação do cerrado, já que provoca mortalidade de indivíduos do estrato arbóreo e arbustivo (Sato & Miranda 1996, Hoffman & Moreira 2002). Em cerrados freqüentemente queimados, espera-se que haja uma substituição gradual de espécies vegetais, com espécies tolerantes ao fogo aumentando em importância frente a espécies intolerantes (Hoffman & Moreira 2002), o que levaria a um empobrecimento gradual da comunidade vegetal lenhosa em áreas com alta freqüência de queimadas. Por outro lado, áreas protegidas da ação do fogo aumentam em riqueza com o tempo (Henriques & Hay 2002), já que há condições favoráveis para a colonização da área por um número maior de espécies. Contudo, esta colonização é dependente da chegada de novos propágulos na área. Fragmentos de cerrado, pequenos e isolados, podem ter uma resiliência menor frente a perturbações, já que a chegada de novos propágulos deve ser inversamente proporcional ao grau de isolamento do fragmento (Primack & Rodrigues 2001). Como comportam populações menores, comunidades vegetais de fragmentos estão ainda sujeitas a um maior risco de extinção por eventos estocásticos (Primack & Rodrigues 2001). Assim, mesmo mantidos sob proteção, fragmentos de cerrado podem perder biodiversidade com o tempo.

Apesar da importância de perturbações antrópicas em fragmentos de cerrado, flutuações na diversidade e estrutura da vegetação podem ocorrer naturalmente, por exemplo, em virtude de geadas, que podem matar a porção aérea de indivíduos de espécies menos tolerantes (Toledo Filho 1984). Da mesma forma, competição, patogenias, sucessão e ciclos de vida das espécies podem modificar a estrutura de uma comunidade de ano para ano (Whittaker 1975, Silvertown & Doust 1993). Distinguir flutuações naturais daquelas impostas por perturbações antrópicas pode ser uma ferramenta importante para a avaliação do estado de conservação de uma comunidade no tempo. Comparações pontuais dos parâmetros descritores de uma comunidade (como riqueza, estrutura e diversidade) entre longos intervalos de tempo, podem

acarretar interpretações errôneas sobre o estado de conservação, já que flutuações anuais destes parâmetros podem ser mais expressivas do que diferenças ao longo de grandes intervalos de tempo. Além disso, avaliações interanuais permitem a verificação de tendências temporais mais consistentes.

O objetivo deste trabalho foi analisar as variações de parâmetros descritores de comunidades (riqueza, diversidade, número de indivíduos, área basal e volume) ano a ano para uma parcela permanente de 0,16 ha em um fragmento isolado de cerrado, ao longo de 11 anos. Se as condições de manejo do fragmento estão sendo adequadas, esperamos encontrar uma tendência de manutenção ou ligeiro incremento de todos estes descritores com o tempo. Por outro lado, se as condições de isolamento do fragmento estão limitando a chegada de novos diásporos e aumentando as chances de erosão gênica, encontraríamos uma diminuição nestes parâmetros.

Material e Métodos

Área de estudo – O trabalho foi desenvolvido na Estação Experimental de Itirapina (EEI), SP. O clima da região é caracterizado como mesotérmico úmido (Cwa de Köppen) (Mantovani 1987), com invernos secos e verões chuvosos e temperatura média anual de 19,7 °C e precipitação média anual de 1.425 mm. Os meses mais chuvosos são dezembro, janeiro e fevereiro, com 84% do total de precipitação anual. O solo é arenoso do tipo neossolo quartzarênico (Dutra-Lutgens 2000). Na EEI há um fragmento de cerrado *sensu stricto* (Coutinho 1978) de 262 ha rodeado por uma matriz de plantações de *Pinus* e *Eucalyptus* de cerca de 2.000 ha. As amostragens foram realizadas na porção do fragmento conhecido como Valério (22 13'02" S, 47 51'12" O, 769 m de altitude), protegido do fogo há pelo menos 20 anos.

Métodos – No Valério foi estabelecida uma parcela de 40 x 40 m (0,16 ha), subdividida em parcelas de 5 x 5 m. Desde 1994 esta parcela vem sendo monitorada anualmente (com exceção dos anos de 1998 e 2000) entre os meses de janeiro-fevereiro. A cada monitoramento, todas as árvores e arbustos no interior da parcela com diâmetro a altura do solo ≥ 3 cm tiveram as seguintes características anotadas: espécie, diâmetro a altura do solo e altura total. A partir destes dados foi calculada para cada ano:

- i) a área basal total, AB_t (m^2);
- ii) o volume cilíndrico total, calculado pela fórmula $V_t = AB_t * Altura_t$ (m^3);
- iii) o número total de indivíduos;
- iv) a riqueza = número total de espécies amostradas;

- v) a diversidade pelo índice de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1949), utilizando a fórmula (adaptada):

$$H = \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \text{ (nats/indivíduo)}$$

onde s = número de espécies, p_i = proporção da amostra contendo indivíduos da espécie i e \ln = logaritmo natural.

- vi) a diversidade pelo índice de Simpson (Pinto-Coelho 2000), utilizando a fórmula:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S (p_i)^2$$

onde p_i = abundância relativa da i -ésima espécie.

- vii) a equitatividade, dada pela fórmula (adaptada de Pinto-Coelho 2000):

$$E = H_{\text{calc}}/H_{\text{máx.}} = H_{\text{calc}}/\log S$$

onde H_{calc} = Índice de Shannon-Wiener calculado, $H_{\text{máx.}}$ = índice de Shannon-Wiener máximo e S = número total de espécies.

A comparação interanual destes parâmetros foi utilizada para a verificação de tendências temporais no comportamento da comunidade. Como nosso desenho amostral se configura como um censo (contagem total no interior da parcela) e não uma amostragem, as comparações interanuais foram feitas com base nos valores absolutos obtidos para cada parâmetro. Porém, a generalização de nossas conclusões se aplica apenas para a parcela mencionada, que aqui consideramos como uma comunidade.

Resultados

Houve uma grande variação interanual na área basal total da parcela (até 25%), com tendência significativa ($r^2 = 0,4929$; $n = 9$; $p < 0,05$) de queda a partir do início do monitoramento (figura 1a). Por outro lado, apesar da variação interanual de até 15% do volume total, não houve uma tendência significativa ($r^2 = 0,0115$; $n = 9$; $p \geq 0,05$) de mudança considerando-se o intervalo de 11 anos de estudo (figura 1b). O número de indivíduos e o número de espécies diminuíram significativamente ($r^2 = 0,9052$; $n = 9$; $p < 0,001$ e $r^2 = 0,7487$; $n = 9$; $p < 0,001$; respectivamente) a partir de 1994, com 46% e 29% de amplitude de variação máxima, respectivamente (figura 1c, 1d). Porém, no ano de 2004 ocorreu uma recuperação no número de espécies da parcela, com um aumento de 22% (nove espécies) em relação a 2003 (figura 1d), embora os valores ainda encontrem-se abaixo do número de espécies para 1994.

Apesar das variações em vários descritores da comunidade, os índices de diversidade de Shannon-Wiener e Simpson variaram pouco desde o início do acompanhamento (figura 1e, 1f). A distribuição equitativa teve um aumento significativo ($r^2 = 0,4929$; $n = 9$; $p < 0,02$) (figura 2).

Discussão

A diminuição do número de indivíduos de plantas lenhosas ($DAS \geq 3,0$ cm) no interior da parcela explica a redução da área basal total. No entanto, o incremento em altura dos indivíduos remanescentes agiu de forma compensatória, mantendo o volume total da comunidade estável. Esses resultados contrastam com trabalhos realizados em cerrados protegidos do Brasil Central, onde houve uma manutenção da área basal ao longo de nove anos (Felfili et al 2000) e a manutenção ou aumento na densidade de indivíduos lenhosos, considerando um intervalo de 3 a 9 anos (Felfili et al 2000, Moreira 2000, Henriques & Hay 2002). Embora haja redução na densidade de indivíduos e na área basal num primeiro momento após queimadas, estes descritores aumentaram gradativamente com o tempo após perturbação nos estudos de Felfili et al. (2000) e Moreira (2000). Este resultado é esperado, já que várias espécies de cerrado perdem sua porção aérea ou morrem devido às queimadas (Sato & Miranda 1996, Hoffmann & Moreira 2002), e os levantamentos posteriores indicaram a grande resiliência destas comunidades. Para o Valério, não há registros da ocorrência de incêndios por pelo menos 20 anos, e a queda na área basal e no número de indivíduos não devem estar relacionados ao fogo. Aumento na área basal foi observado em dois levantamentos consecutivos com intervalo de três anos em uma área de cerrado protegida do fogo por 16 anos (Henriques & Hay 2002), condições semelhantes as quais a parcela do Valério está sujeita. Assim, outros processos devem estar governando o comportamento particular da comunidade vegetal da parcela amostrada no Valério em relação ao trabalho de Henriques & Hay (2002).

No Cerrado, perdas de espécies vegetais lenhosas logo após perturbações costumam ser compensadas pelo incremento gradual de espécies com o passar do tempo (Moreira 2000, Henriques & Hay 2002). Para a parcela do Valério, a ocorrência de geadas nos anos de 1994 e 2000 pode ter sido parcialmente responsável pela perda de indivíduos e/ou espécies na área, e conseqüentemente, área basal. Contudo, quedas nestes descritores foram observadas em anos com ausência de geadas, o que dificulta o estabelecimento de uma relação causal entre geadas e quedas nestes parâmetros (veja figura 1). Não há ainda evidências de mortalidade generalizada de indivíduos por alguma patogenia na área durante o período de estudo (F. A. M. Santos, com. pess.). Algumas espécies de rápido crescimento (Asteraceae) surgiram e desapareceram da parcela ao longo das amostragens, mas elas certamente não foram determinantes para as tendências observadas, dado o pequeno número de indivíduos envolvidos. É

possível que a redução em vários parâmetros descritores da comunidade seja devida ao isolamento do fragmento, com um pequeno influxo de diásporos e/ou perda de variabilidade genética causando uma pequena capacidade de resposta da comunidade vegetal. Essa hipótese precisa ser melhor avaliada com estudos sobre a chuva de sementes e sobre a variabilidade gênica de populações vegetais no local. Porém, a presença de indivíduos jovens e adultos de várias espécies que estão declinando no interior da parcela (veja abaixo) em outras áreas do Valério parece indicar que não está havendo limitação para a manutenção destas populações no fragmento como um todo, ao menos levando em conta indivíduos com $DAS \geq 3$ cm. Para indivíduos menores, é possível que o pisoteio durante as amostragens aumente a mortalidade de várias espécies, comprometendo o recrutamento de novos indivíduos em classes de tamanho maiores com o tempo. Comparações com áreas controle (sujeitas a menor pisoteio) poderiam auxiliar na compreensão do efeito do pisoteio na dinâmica temporal da comunidade, mas nós não possuímos estes dados para comparação. Assumimos que o pisoteio não seja determinante para a dinâmica da comunidade lenhosa ≥ 3 cm DAS no intervalo de estudo.

Uma explicação alternativa seria a de que a parcela no Valério estaria passando por um processo de sucessão, de um estágio avançado de regeneração para um estágio climácico. Espera-se que o maior número de espécies seja observado numa área em estágio avançado de regeneração, onde espécies climácicas e pioneiras convivem; ao atingir o estágio climácico, a substituição das espécies pioneiras reduziria ligeiramente a riqueza da comunidade (Begon et al. 1996). A idéia de sucessão no cerrado, embora antiga (Coutinho 1982, 1990 *apud* Henriques & Hay 2002) é ainda controversa, e há escassez de trabalhos abordando o assunto (e.g. Henriques & Hay 2002).

A queda acentuada no número de indivíduos de algumas espécies da parcela pode estar relacionada a uma substituição não aleatória de espécies com o tempo. *Miconia albicans*, *Aspidosperma tomentosum*, *Annona coriacea*, *Byrsonima coccolobifolia*, *Eriotheca grassilipes* e *Tocoyena formosa* apresentaram uma redução expressiva no número de indivíduos de 1994 a 2004, enquanto *Bauhinia rufa* recrutou um grande número de indivíduos no mesmo período (F. Colpas, com. pess.). Estes dados subsidiam parcialmente a idéia de sucessão ocorrendo na parcela, mas dados adicionais sobre a biologia básica das espécies da comunidade (como fisiologia da germinação de sementes, dados de crescimento, requerimentos de luz, alelopatia, etc.) são necessários para a validação desta hipótese e a elaboração de hipóteses alternativas.

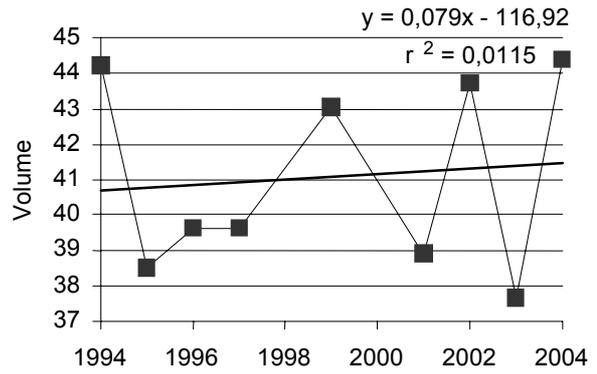
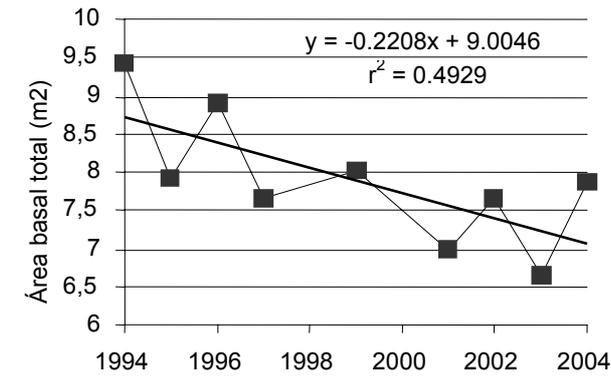
A pouca mudança nos índices de diversidade foi devida provavelmente a crescente distribuição equitativa das espécies na parcela. Há pelo menos duas explicações possíveis para este resultado. Um incremento gradativo na importância de espécies inicialmente pouco abundantes na parcela, ou uma

mortalidade enviesada para as espécies mais abundantes. Como o número de indivíduos e de espécies na parcela vem decaindo, a segunda hipótese parece a mais provável, e dados comparativos da abundância de espécies em 1994 e 2004 apontam neste sentido.

Referências bibliográficas

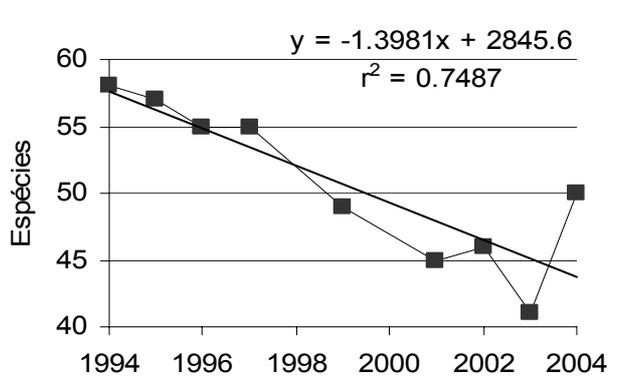
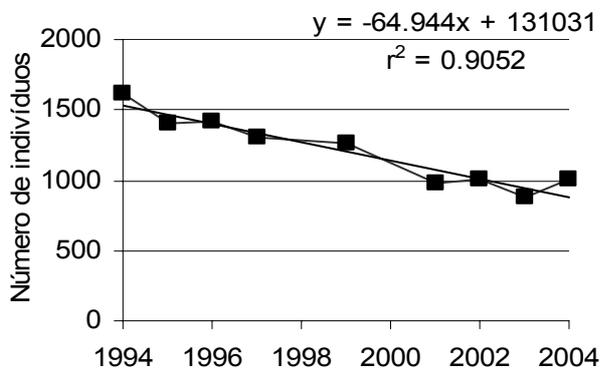
- BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. 1996. Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- COUTINHO, L.M. 1978. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 1:17-23.
- DUTRA-LUTGENS, H. 2000. Caracterização ambiental e subsídios para o manejo da zona de amortecimento da Estação Experimental e Ecológica de Itirapina, SP. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- FELFILI, J.M., REZENDE, A.V., SILVA-JUNIOR, M.C. & SILVA, M.A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology* 16: 579-590.
- HENRIQUES, R.P.B. & HAY, J.D. 2002. Patterns and dynamics of plant populations. *In* The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.) Columbia University Press, New York. p.140-158.
- HOFFMANN, W.A. & MOREIRA, A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. *In* The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.) Columbia University Press, New York. p.159-177.
- MANTOVANI, W. 1987. Análise florística e fitossociológica do estrato herbáceo-subarbustivo do cerrado na reserva biológica de Moji Guaçu e em Itirapina, SP. Tese de doutorado. UNICAMP, Campinas.
- MOREIRA, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography* 27: 1021-1029.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A. , MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- PINTO-COELHO, R.M. 2000. Fundamentos em ecologia. Artes médicas Sul, Porto Alegre.
- PRIMACK, R.B. & RODRIGUES, E. 2001. Biologia da conservação. Editora Midiograf, Londrina.
- RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In* Cerrado: ambiente e flora (Sano, S.M. & Almeida, S.P, eds.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina. p.89-166.

- SÃO PAULO. SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE SÃO PAULO. 1997. Cerrado: bases para conservação e uso sustentável das áreas de cerrado do Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.
- SATO, M.N. & MIRANDA, H.S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado após duas queimadas prescritas. *In* 8º Simpósio sobre o cerrado. (R.C. Pereira & L.C.B. Nasser, eds.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina. p. 204-207.
- SILVERTOWN, J.W. & DOUST, J.L. 1993. Introduction to plant population biology. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana,
- TOLEDO FILHO, D.M. 1984. Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação de cerrado no município de Luís Antônio (SP). Dissertação de Mestrado. UNICAMP, Campinas.
- WHITTAKER, R.H. 1975. Communities and ecosystems. 2 ed. MacMillan Publishing Co., Nova York.
- WWF (FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA). 1995. De grão em grão o Cerrado perde espaço. (Alho C.J.R. & Martins E.S. eds). Brasília, DF.



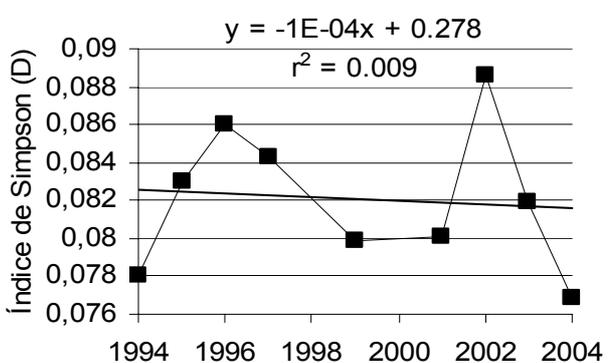
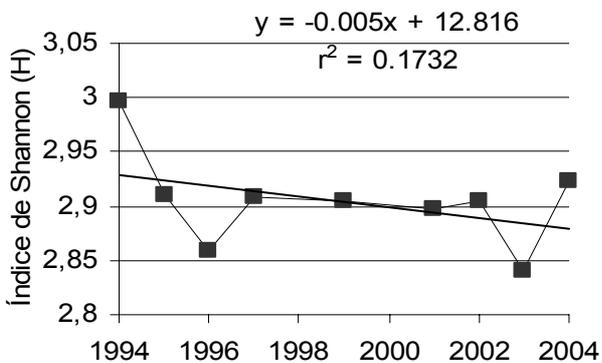
a

b



c

d



e

f

Figura 1: Variação anual de parâmetros descritores da comunidade lenhosa de uma parcela permanente de 0,16 ha de cerrado em Itirapina, SP, ao longo de 11 anos: a) área basal total (m²); b) volume (m³); c) número de indivíduos; d) número de espécies; e) índice de Shannon-Wiener (nats/indivíduo); f) índice de Simpson. As equações indicam o melhor ajuste de regressões lineares para os descritores apontados ao longo do intervalo de amostragem e a respectiva variância explicada pelo modelo (r^2).

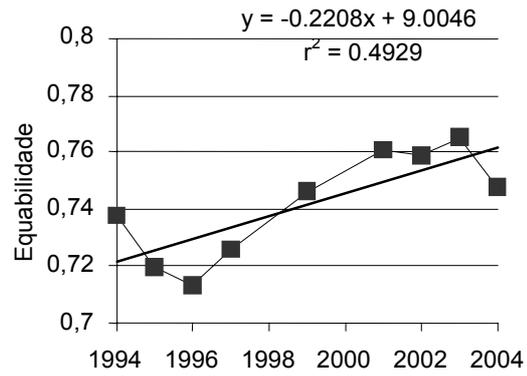


Figura 2: Variação anual da equabilidade da comunidade lenhosa de uma parcela permanente de 0,16 ha de cerrado em Itirapina, SP, ao longo de 11 anos. A equação indica o melhor ajuste de uma regressão linear para a variação da equabilidade ao longo do intervalo de amostragem e a respectiva variância explicada pelo modelo (r^2).