



TEORIA E MÉTODOS EM ANTRACOLOGIA.

3. VALIDADE AMOSTRAL ¹

(Com 19 figuras)

RITA SCHEEL-YBERT ²

RESUMO: Este artigo dá continuação a uma série de textos sobre a metodologia antracológica adaptada às regiões tropicais. Discute-se essencialmente a validade amostral, com base na análise de curvas de saturação e de curvas de Gini-Lorenz. O estudo destas últimas sendo muito pouco difundido, é apresentado o embasamento teórico desta abordagem, sua utilização nas regiões temperadas da Europa e sua aplicação para a vegetação tropical. É apresentada também uma validação da interpretação paleoecológica dos dados a partir de análises estatísticas, com exemplos dos resultados que podem ser obtidos e de sua aplicação a formas de vegetação atual e aos dados antracológicos.

Palavras-chave: Validade amostral. Curvas de saturação. Curvas de Gini-Lorenz. Diversidade vegetal. Ecologia.

ABSTRACT: Theory and methods in anthracology. 3. Sampling validity.

This paper presents a suite to a series of articles on the anthracological methodology in the tropics. Sampling validity, based on the analysis of saturation and Gini-Lorenz curves, is discussed. The study of the latter being still rare, we present the theoretical embasement of this approach, its use in temperate regions and its application to the tropical vegetation. Validation of palaeoecological interpretation based on statistical analyses are also presented, with examples of the results that can be obtained from its application to present vegetation and to anthracological data.

Key-words: Sampling validity. Saturation curves. Gini-Lorenz curves. Plants diversity. Ecology.

INTRODUÇÃO

A reconstituição do ambiente passado a partir da antracologia depende de uma boa amostragem e da determinação sistemática, a mais precisa possível, dos fragmentos de carvão. Um problema importante a resolver, para garantir a fiabilidade desta reconstituição, é definir o número mínimo de fragmentos a analisar. Este número depende das formações vegetais presentes na área de estudo e da riqueza taxonômica da amostra estudada, a qual depende tanto da diversidade florística no local e no período estudados quanto, no caso de amostras arqueológicas, da duração de ocupação do sítio analisado.

Como não existia, até o presente, nenhum estudo metodológico sobre este tema em zona tropical, procurou-se definir o efetivo mínimo da amostra antracológica e verificar a

validade das análises por diferentes metodologias (SCHEEL-YBERT, 1998, 2002). A construção de curvas de saturação é o método mais classicamente empregado para a definição do mínimo amostral, em várias disciplinas. No entanto, o estudo de curvas de concentração de Gini-Lorenz pode fornecer uma abordagem complementar muito interessante. Sendo o estudo destas últimas muito pouco difundido, será apresentada uma discussão sobre o embasamento teórico desta abordagem, sua utilização em regiões temperadas da Europa e sua aplicação para a vegetação tropical. Discutir-se-á, também, a validação da interpretação paleoecológica dos dados a partir de análises estatísticas, especialmente a análise fatorial de correspondência, com exemplos dos resultados que podem ser obtidos a partir de sua aplicação a formas de vegetação atual e aos espectros antracológicos.

¹ Submetido em 20 de maio de 2004. Aceito em 13 de junho de 2005.

Apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), PROFIX nº 540207/01-2 e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), E-26/152.430/02: Projeto "Soberanos da Costa", coordenado por M.D.Gaspar.

² Museu Nacional/UFRRJ, Departamento de Antropologia. Quinta da Boa Vista, São Cristóvão, 20940-040, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. E-mail: Rita@Scheel.com.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

CURVAS DE SATURAÇÃO

O efetivo mínimo de uma amostra a analisar pode ser definido a partir da análise de curvas de saturação, seja construindo-as sistematicamente à medida que se estuda a amostra (SALGADO-LABOURIAU & SCHUBERT, 1976, 1977; VICENTINI, 1993; PARIZZI, 1993; RIBEIRO, 1994), seja aplicando de forma padronizada os resultados de estudos anteriores, nos quais tenha sido determinado o tamanho ideal da amostra (SMART & HOFFMAN, 1988; CHABAL, 1991). Note que a primeira opção é mais rentável no caso de análises palinológicas do que para a antracologia, em virtude dos métodos de análise, que são diferentes.

Vários autores de estudos antracológicos realizados em regiões mediterrâneas e temperadas, nas quais a diversidade florística é muito menor do que a de regiões tropicais, consideram que 250 a 400 fragmentos por amostra são necessários para se obter uma imagem representativa da vegetação circundante ao sítio (CHABAL, 1982, 1988; BADAL-GARCIA, 1990; FIGUEIRAL, 1990; GRAU-ALMERO, 1990; HEINZ, 1990; RODRIGUEZ-ARIZA, 1992; SOLARI, 1993).

Em regiões tropicais, não existe praticamente nenhuma estimativa do efetivo mínimo da amostra antracológica. THOMPSON (1994), em um trabalho realizado na Tailândia, propõe o estudo de 50 fragmentos por amostra, e afirma que amostras de 20 a 30 fragmentos são consideradas aceitáveis por vários autores (MILLER, 1985; JOHANNESSEN & HASTORF, 1990; NEWSON, 1991; SCARRY & NEWSON, 1992). Esses números, no entanto, são excessivamente baixos e não devem ser levados em consideração, pois não permitem a apreciação das variações de frequência relativa entre os *taxa* ao longo do tempo, nem a realização de análises estatísticas. Os resultados obtidos a partir do estudo antracológico de sítios arqueológicos do litoral sudeste do Estado do Rio de Janeiro (SCHEEL-YBERT, 1998) mostraram que uma estabilização nítida do patamar da curva de saturação é muito dificilmente alcançada (Fig. 1).

No entanto, mesmo no que se refere a estudos da vegetação atual, esta estabilização é muito rara. Ela praticamente nunca é verificada em florestas tropicais, devido à sua grande riqueza florística, e pelo fato de que uma importante porcentagem de espécies destas comunidades apresenta populações de baixa densidade (SÁ, 1993; KURTZ & ARAÚJO, 2000). Uma baixa densidade de indivíduos de cada espécie por área é uma consequência mesmo da grande diversidade biológica da vegetação tropical (JANZEN, 1970). De fato, a maior parte das espécies encontradas em estudos da vegetação de Mata Atlântica apresenta valores muito baixos e semelhantes para os parâmetros fitossociológicos³, o que traduz uma fraca contribuição de cada uma delas à estrutura da comunidade (KURTZ & ARAÚJO, 2000).

A estabilização do patamar das curvas de saturação também é muito rara no caso de análises palinológicas em meio tropical (J.P.YBERT, comunicação pessoal).

Em estudos do Quaternário recente, os palinólogos brasileiros consideram que a contagem de no mínimo 300 palinomorfos é estatisticamente válida para obter uma representação fiável da vegetação passada, o número máximo sendo definido pela estabilização relativa da curva de saturação (LEDRU, 1991; VICENTINI, 1993; PARIZZI, 1993; RIBEIRO, 1994).

Por analogia, pode-se considerar que o número mínimo de fragmentos de carvão a serem estudados pelo antracólogo não deve diferir muito destes valores, em especial levando-se em conta o fato de que a população representada pelo espectro palinológico (*taxa* lenhosos, herbáceos, epífitas etc.) é maior do que nos estudos antracológicos (sobretudo *taxa* lenhosos).

A análise das curvas de saturação construídas para o Sambaqui do Forte, no litoral sudeste do Estado do Rio de Janeiro (Fig. 1), mostra que, apesar da maior parte não apresentar patamares nítidos, uma única curva se apresenta em franca ascensão e sem nenhuma inflexão (nível 130-140, 68 fragmentos). Em vários casos, inclusive para certas amostras com menos de 100 fragmentos, as curvas apresentam inflexões nítidas e às vezes mesmo patamares (p.ex., níveis 0-10 e 10-20, 70 fragmentos). Por outro lado, todas as curvas construídas para amostras de mais de 200

³ Número de indivíduos, frequência absoluta, frequência relativa, dominância relativa, índice de valor de importância, índice de valor de cobertura etc.

fragmentos (níveis 40-50, 50-60, 80-90, 150-160, 240-250, 250-260, 270-320, 270-320c), ainda que não estabilizadas, apresentam patamares que podem ser considerados satisfatórios, tendendo a mostrar que este é o efetivo mínimo das amostras antracológicas.

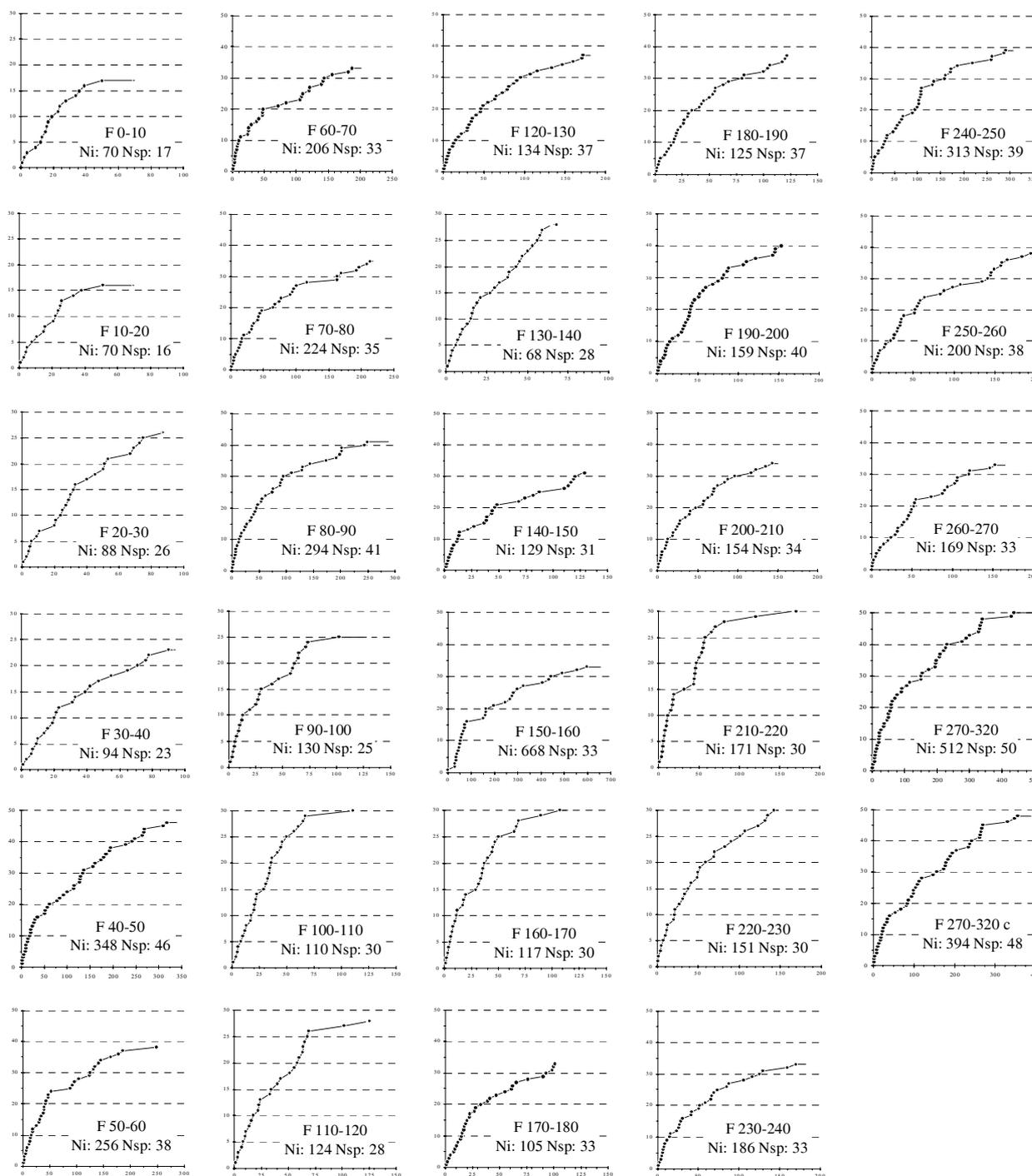


Fig.1- Curvas de saturação construídas para cada uma das amostras analisadas no Sambaqui do Forte.

CURVAS DE GINI-LORENZ

As curvas de concentração de Gini-Lorenz representam a freqüência de cada espécie amostrada em função da riqueza florística da amostra (DAGET & POISSONET, J., 1971; CHABAL, 1997). Elas são construídas plotando-se as freqüências relativas cumuladas das espécies na ordenada e as porcentagens da ordem das espécies na abscissa, isto é, as contribuições percentuais cumuladas de cada espécie tomada como unidade (em relação ao número total de espécies) (Fig.2). As espécies são classificadas em ordem decrescente de suas freqüências relativas. Os valores de IVI podem ser utilizados como segundo critério de classificação. O índice de Gini-Lorenz é definido pelo ponto de interseção da curva com a segunda diagonal do gráfico.

A aplicação das curvas de Gini-Lorenz ao estudo da vegetação foi introduzida no quadro de estudos florísticos e fitossociológicos de formações herbáceas atuais, na França (POISSONET, J., 1968; JACQUARD *et al.*, 1968; POISSONET, P. & POISSONET, J. 1969). DAGET (1968), ao estudar a distribuição das freqüências específicas nas fitocenoses, retomou os trabalhos de PRESTON (1948, 1962), que havia demonstrado a importância real de diversas espécies em comunidades animais,

e verificou que as freqüências absolutas seguiam a lei de Galton, já empregada há bastante tempo em sociologia humana e em economia (GALTON, 1879; GIBRAT, 1930). DAGET (1968) demonstrou que esta lei, ou distribuição log-normal, é aplicável também às comunidades vegetais.

Este modelo foi utilizado por POISSONET, J. (1968) para o estudo das constantes de equilíbrio na composição florística de comunidades vegetais. Ele evidenciou uma relação entre a porcentagem das espécies que compõem uma comunidade e as contribuições específicas, assimilando-a a uma lei de concentração de característica 20/80, ou "lei de Gini-Lorenz". Este índice corresponde ao fato de que 20% das espécies de uma dada comunidade vegetal acumulam 80% das presenças observadas ⁴.

GODRON *et al.* (1971), que analisaram diversas expressões gráficas da distribuição de freqüências em formações herbáceas (histograma de Raunkiaer, distribuição log-normal, curva de concentração de Gini-Lorenz etc.), demonstraram que a distribuição das freqüências não é normal, e que as espécies freqüentes são na verdade mais freqüentes do que seria esperado neste tipo de distribuição. Os autores interpretam este fato como um reflexo do que eles chamam "efeito multiplicativo", isto é, numa dada estação, uma espécie é capaz de se multiplicar tanto mais quanto mais freqüente ela

ordem da espécie	Ni	IVI	$F = \frac{Ni \cdot 100}{\sum Ni}$	F acumulada	$\frac{ordem \cdot 100}{Nsp}$
1	300	24,66	12,55 %	12,55 %	2 %
2	252	19,29	10,54 %	23,09 %	4 %
3	249	25,93	10,41 %	33,50 %	6 %
4	227	18,12	9,49 %	42,99 %	8 %
5	140	15,55	5,86 %	48,85 %	10 %
...
49	1	0,24	0,04 %	99,96 %	98 %
50	1	0,16	0,04 %	100,00 %	100 %

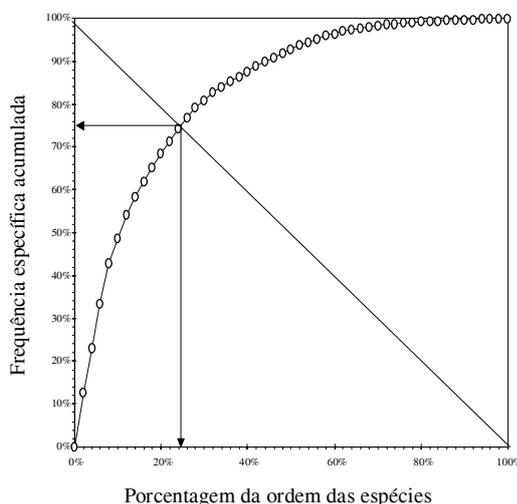


Fig.2- Exemplo de construção de uma curva de Gini-Lorenz (Número total de indivíduos = 2391; Número de espécies = 50. Dados tirados de TRINDADE, 1991).

⁴ Esta lei, em economia humana, postula que 80% da riqueza planetária estão concentradas entre as mãos de 20% da população (PARETO, 1971), o que é usualmente conhecido com "Índice de Pareto".

fôr, reduzindo assim proporcionalmente o espaço disponível para as espécies raras. DAGET (1968) e POISSONET, J. (1979), que se basearam mais uma vez no trabalho de economistas e sociólogos (GIBRAT, 1930; AITCHINSON & BROWN, 1966), explicam que o número de diásporas disponíveis num dado local é tanto maior quanto mais elevado é o número de indivíduos preexistentes.

POISSONET, J. (1979) considera que o índice de concentração 20/80 é característico de uma vegetação em equilíbrio. Ele constatou que, um certo tempo após ser submetida a um desequilíbrio, uma fitocenose herbácea recupera um novo estado de equilíbrio, diferente do inicial. Neste segundo estado, as proporções entre as espécies e sua ordem de classificação podem variar, mas o índice de concentração é sempre o mesmo. No entanto, o fato de que uma vegetação em desequilíbrio apresente realmente um índice de concentração diferente de 20/80 não parece ter sido demonstrado.

As freqüências específicas obtidas a partir de doze métodos diferentes de análise da fitocenose de uma mesma pradaria foram comparadas de várias formas, inclusive a partir de curvas de concentração de Gini-Lorenz (POISSONET, P. & POISSONET, J., 1969; OGEREAU & POISSONET, J., 1988). Qualquer que seja o método de análise da vegetação, as curvas obtidas são caracterizadas pelo índice 20/80 e são simétricas, à condição que a amostragem seja satisfatória.

CHABAL (1991, 1997), que foi a primeira a utilizar esta abordagem em estudos antracológicos, na região mediterrânea, mostrou que o índice de concentração de Gini-Lorenz calculado para espectros de carvões arqueológicos é freqüentemente igual a 20/80. Ela afirma que, sob clima mediterrâneo ou temperado, este índice varia pouco na natureza e nos espectros antracológicos, e que em caso contrário ele refletiria desequilíbrios ecológicos. Ela propôs que o efetivo mínimo de uma amostra a analisar deve ser definido não só pela estabilização das curvas de saturação, mas principalmente pela estabilização dos índices de concentração de curvas de Gini-Lorenz construídas para uma determinada amostra a partir de um número crescente de fragmentos (*i.e.*, para os 10, 50, 100, 300... primeiros fragmentos estudados). Isto é importante a fim de que se estabilize tanto o número de taxa encontrados quanto suas freqüências relativas. Ela preconiza um efetivo mínimo de 300 a 400 fragmentos de carvão, por unidade estratigráfica, para garantir a validade estatística do estudo antracológico.

A partir desta reflexão, foram levantadas uma série de questões referentes à vegetação tropical:

1. este tipo de abordagem é válida para as formações lenhosas de regiões tropicais, *i.e.*, existe um índice de concentração de Gini-Lorenz que se aplique a formações tropicais?
2. no caso afirmativo, este índice é igualmente de 20/80?
3. existe uma estabilização do índice de concentração de Gini-Lorenz em amostras fósseis, e em caso positivo ela pode fornecer uma estimativa do efetivo mínimo da amostra analisada?
4. o que significa o índice de concentração de Gini-Lorenz?

A fim de responder a estas questões, um grande número de levantamentos fitossociológicos atuais foram analisados, assim como diversas amostras antracológicas de origem arqueológica.

Análise dos levantamentos atuais

Curvas de Gini-Lorenz foram construídas para 68 levantamentos fitossociológicos atuais de diversas formações vegetais brasileiras extra-amazônicas, a partir de dados encontrados na literatura. Os tipos de vegetação melhor representados são cerrado, floresta semidecídua, mata ciliar e restinga, em particular do Estado de São Paulo, o que reflete uma maior concentração dos estudos fitossociológicos nesta região.

A classe das "árvores mortas" não foi considerada na construção das curvas. Estas árvores, que ocupam um lugar muito importante na estrutura das formações vegetais brasileiras, são freqüentemente consideradas como uma classe específica, sem levar em conta sua identificação taxonômica (CAVASSAN, CESAR & MARTINS, 1984; TOLEDO FILHO, LEITÃO FILHO & SHEPHERD, 1989; VASCONCELLOS *et al.*, 1992; SILVA *et al.*, 1992; SILVA *et al.*, 1995; NEGREIROS *et al.*, 1995...).

A análise das curvas mostrou que os índices de Gini-Lorenz nestes levantamentos fitossociológicos variam entre 40/60 e 9/91, e que o índice de 20/80 em particular é pouco freqüente (Figs.3-8).

A grande maioria dos levantamentos analisados apresenta índices compreendidos entre 28/72 e 22/78 (média 25/75); as classes modais estão contidas neste intervalo, e estes índices são considerados como "normais". Os índices compreendidos entre 21/79 e 18/82 (média 20/80) são considerados "altos"; os índices superiores a 15/85 são "muito altos", e os inferiores a 29/71, "muito baixos".

Cada levantamento foi analisado em função das informações fornecidas pelos autores, a fim de procurar explicar as variações nos índices de Gini-

Lorenz (Tab.1). As dez formações vegetais e as formações de transição consideradas neste estudo apresentaram uma grande diversidade de índices de concentração. Nenhuma classe de valor é característica de uma formação em especial, nem dos métodos de amostragem utilizados. Destes, os mais freqüentes são os métodos de parcelas, transects, quadrats e pontos. É raro que a totalidade dos indivíduos de uma formação seja considerada dentro de um mesmo levantamento. Os critérios de inclusão são muitos; os mais utilizados, para as plantas lenhosas, são o diâmetro à altura do peito (DAP 2,5 a 10cm), o diâmetro da base (DAB 2 a 10cm) e a altura mínima (Hmin 50cm a 2m). Cada parcela é em geral

dividida em vários componentes (p.ex., formação arbustivo-arbórea em oposição à formação herbácea, árvores de diferentes classes de altura etc.).

Não foi verificada nenhuma relação entre os critérios cobrindo um inventário mais amplo ou mais homogêneo da população e índices "normais", nem o contrário. Em consequência, pode-se deduzir que o índice de Gini-Lorenz caracteriza não somente o conjunto da vegetação, mas também os sub-conjuntos de cada comunidade. Assim sendo, não há, em princípio, nenhuma incompatibilidade entre a utilização deste índice e o estudo de apenas um segmento da comunidade vegetal, por exemplo as plantas lenhosas, como é o caso em análises antracológicas.

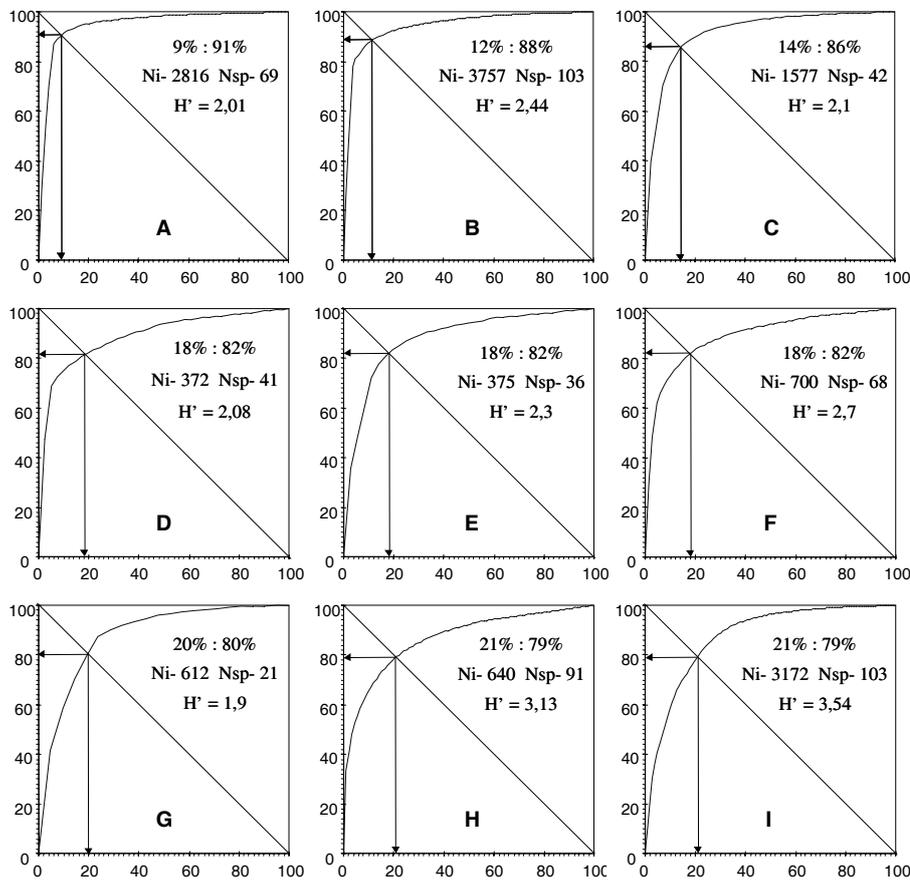


Fig.3- Curvas de Gini-Lorenz construídas para levantamentos fitossociológicos atuais. Amostras com índices "muito alto" e "alto". (A) COSTA 1992. Estação Ecológica de Ibicatú, Piracicaba, SP. Mata mesófila semidecídua. Indivíduos até 5m de altura. (B) COSTA, 1992. Estação Ecológica de Ibicatú, Piracicaba, SP. Mata mesófila semidecídua. Todos os indivíduos. (C) SILVA *et al.*, 1992. Várzea do rio Bitumirim, Ipiranga, PR. Mata ciliar. (D) SIMONETTI, 1993. Várzea do Rio Paraná, Mato Grosso do Sul. Floresta de transição mata mesófila/cerradão. (E) HERINGER & PAULA, 1989. Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF. Mata ripária. Área 1. (F) COSTA, 1992. Estação Ecológica de Ibicatú, Piracicaba, SP. Mata mesófila semidecídua. Indivíduos entre 5 e 10m de altura. (G) SIMONETTI, 1993. Várzea do Rio Paraná, Mato Grosso do Sul. Mata ciliar. Rio Paraná. (H) SÁ, 1993. Reserva Ecológica de Jacarepiá, Saquarema, RJ. Floresta de Restinga. Formação herbáceo/subarbustiva. (I) TOLEDO FILHO *et al.*, 1989. Estação Experimental de Mogi-Mirim, SP. Cerradão (protegido há mais de 50 anos).

O número de indivíduos amostrados nos levantamentos analisados varia entre 80 e 4718. Todos os levantamentos com índices “muito baixos” correspondem a amostragens de menos de 500 indivíduos; acima deste limite, os índices de concentração são sempre superiores a 26/74. O número de indivíduos não tem relação direta com a área amostrada, pois ele depende também do método de amostragem e das características da vegetação. A área amostrada se situa entre 2,6ha e menos de 0,008ha. As maiores áreas fornecem sempre índices superiores a 28/72, enquanto que no caso de parcelas pequenas (< 0,4ha) os índices de concentração “muito baixos” são muito freqüentes.

Pode-se deduzir que os índices de concentração “muito baixos” estão associados a uma amostragem insuficiente, onde a estrutura da vegetação não é representada adequadamente.

Por outro lado, os índices de Gini-Lorenz “muito altos” estão sempre associados a um grande número de indivíduos analisados (>1500), logo a uma amostragem satisfatória. Estes resultados correspondem aos levantamentos de dois

autores diferentes. Eles podem se explicar, no primeiro caso (índices 9/91 e 12/88), pela existência de perturbações da vegetação no passado, que provocaram a predominância de um número limitado de espécies (COSTA, 1992). O autor considera que nenhum desequilíbrio recente afetou esta floresta, composta em maior parte por espécies tardias ou climácicas. No segundo caso (índice 14/86), a forte predominância de poucas espécies reflete a seletividade que o ambiente desta mata ciliar, submetida a um ritmo periódico de inundações, impõe aos diferentes taxa (SILVA *et al.*, 1992). Nos dois casos, os índices de diversidade de Shannon calculados para as associações vegetais estudadas são anormalmente baixos em comparação ao que é esperado, de forma geral, para formações tropicais.

Deduz-se que o índice de concentração de Gini-Lorenz fornece uma medida de diversidade vegetal⁵, isto é, quanto mais alto o índice de concentração, mais baixa é a diversidade da formação analisada (SCHEEL-YBERT, 1998).

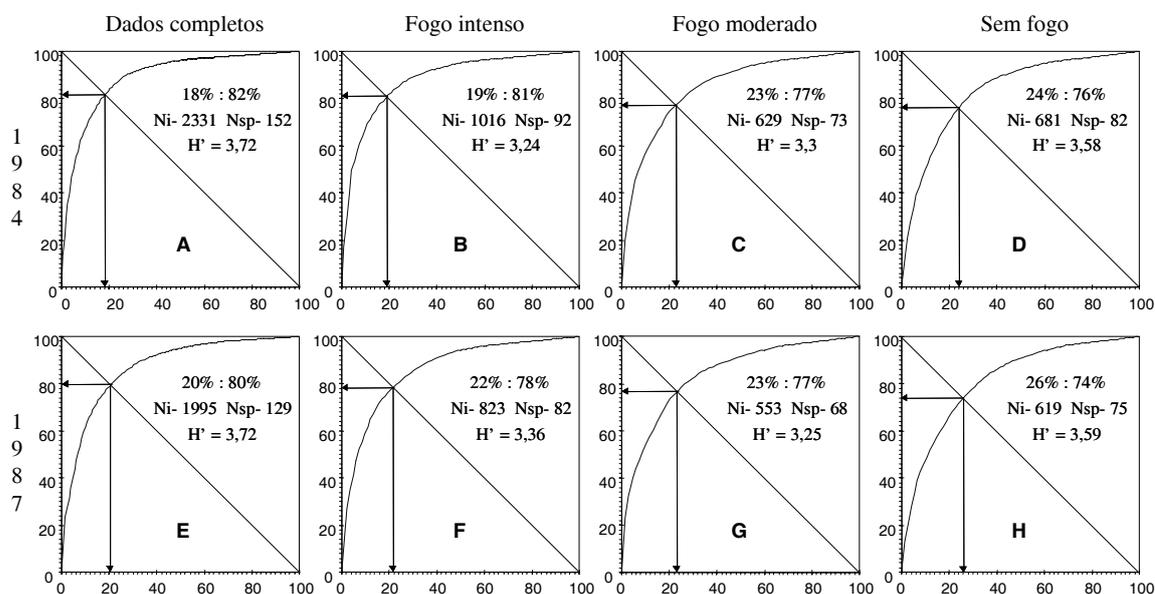


Fig.4- MATTHES, 1992. Mata de Santa Genebra, Campinas, SP. Mata mesófila semidecídua (dinâmica da sucessão secundária em mata, após a ocorrência de fogo). (A) Dados totais (levantamento de 1984). (B) Parcelas sem fogo (1984). (C) Parcelas com fogo moderado (1984). (D) Parcelas com fogo intenso (1984). (E) Dados totais (levantamento de 1987). (F) Parcelas sem fogo (1987). (G) Parcelas com fogo moderado (1987). (H) Parcelas com fogo intenso (1987).

⁵ A diversidade, em sua acepção ecológica, depende da riqueza específica (número de espécies) e da freqüência de cada *taxon* na comunidade. Uma associação vegetal tem diversidade baixa se o número de espécies é baixo e se a distribuição das freqüências de cada *taxon* é desigual. Ao contrário, a diversidade é alta se o número de espécies é elevado e se sua abundância é equivalente. A número de espécies idêntico, a diversidade será mais alta se a distribuição das freqüências dos *taxa* é mais uniforme.

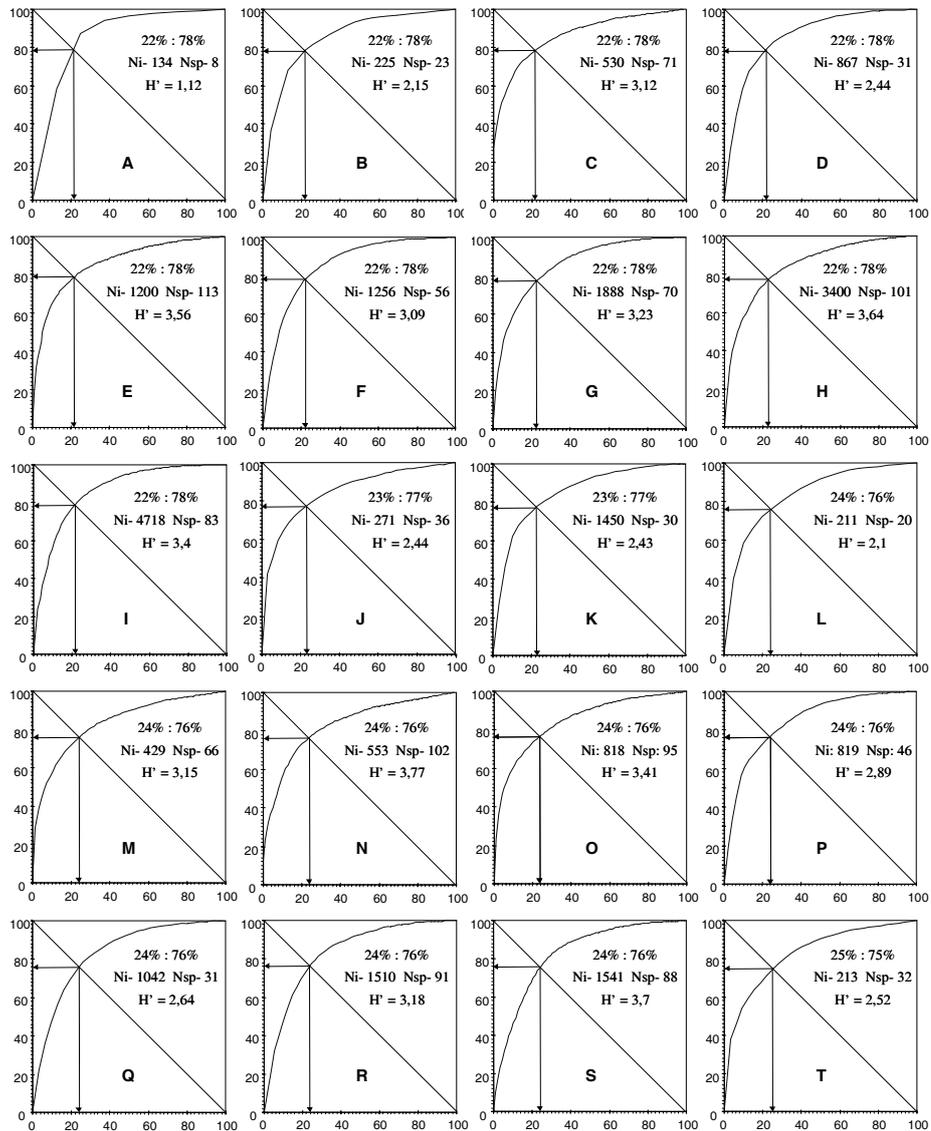


Fig.5- Curvas de Gini-Lorenz construídas para levantamentos fitossociológicos atuais. Amostras com índice "normal". (A) SIMONETTI, 1993. Várzea do Rio Paraná, Mato Grosso do Sul. Formação de tucum. (B) SIMONETTI, 1993. Várzea do Rio Paraná, Mato Grosso do Sul. Mata ciliar. Rio Ariranha. (C) CATHARINO, 1989. Mata da Pedreira, campus da ESALQ/USP, Piracicaba, SP. Mata mesófila semidecídua. (D) SUGIYAMA, 1993. Ilha do Cardoso, Cananéia, SP. Floresta de restinga. Área II. (E) CESAR & LEITÃO FILHO, 1990. Fazenda Barreiro Rico, Anhembi, SP. Mata mesófila semidecídua. (F) SUGIYAMA, 1993. Ilha do Cardoso, Cananéia, SP. Floresta de restinga. Área I. (G) OLIVEIRA FILHO *et al.*, 1989. Região de Salgadeira, entre a Baixada Cuiabana e a Chapada dos Guimarães, MT. Cerrado *sensu stricto*. (H) CESAR *et al.*, 1988. APA de Corumbataí, Corumbataí, SP. Cerradão (protegido há mais de 25 anos). (I) CASTRO, 1987. Parque Estadual de Vaçununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Cerrado *sensu stricto*. (J) SIMONETTI, 1993. Várzea do Rio Paraná, Mato Grosso do Sul. Floresta de transição mata ciliar/mata mesófila. (K) PEREIRA & ARAÚJO, 1995. Parque Estadual de Setiba, Guarapari, ES. Restinga (área entre moitas). (L) RIZZINI, 1975. Fazenda Jaguará, Pedro Leopoldo, MG. Cerrado. Cerrado menos alto e denso. (M) VASCONCELLOS *et al.*, 1992. Parque Estadual do Turvo, Tenente Portela, RS. Mata subtropical. Componente arbustivo. (N) SÁ, 1993. Reserva Ecológica de Jacarepiá, Saquarema, RJ. Floresta de Restinga. Formação arbustivo/arbórea. (O) VINCENT *et al.*, 1992. Cerrado de Emas, Pirassununga, SP. Cerrado (transição campo sujo/cerrado *sensu stricto*). Componente herbáceo/sub-arbustivo. (P) VINCENT *et al.*, 1992. Cerrado de Emas, Pirassununga, SP. Cerrado (transição campo sujo/cerrado *sensu stricto*). Componente arbustivo/arbóreo. (Q) HERINGER & PAULA, 1989. Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF. Mata ripária. Área 2. (R) SILVA, 1990. Ilha do Mel, Paranaguá, PR. Floresta de Restinga. (S) FABRIS, 1995. Parque Estadual de Setiba, Guarapari, ES. Floresta de restinga. (T) SIMONETTI, 1993. Várzea do Rio Paraná, Mato Grosso do Sul. Mata ciliar. Rio do Peixe.

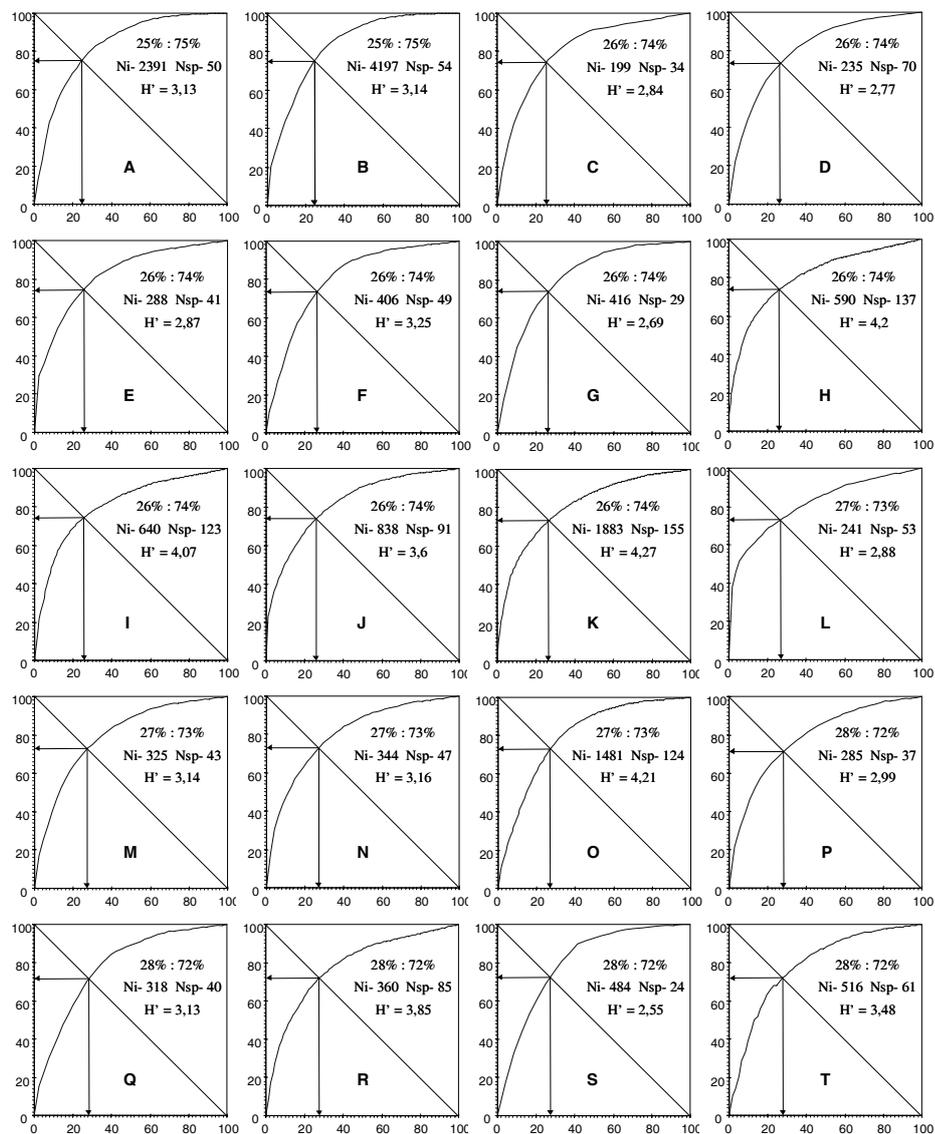


Fig.6- Curvas de Gini-Lorenz construídas para levantamentos fitossociológicos atuais. Amostras com índice "normal". (A) TRINDADE, 1991. Parque Estadual das Dunas de Natal, RN. Habitat misto de Mata Atlântica, Tabuleiro Litorâneo e Caatinga. (B) SILBERBAUER-GOTTSBERGER & EITEN, 1987. Botucatu, SP. Cerrado *sensu stricto* (bem protegido). (C) MENCACCI & SCHLITTLER, 1992. Ribeirão Claro, Rio Claro, SP. Mata ciliar. (D) RIZZINI, 1975. Fazenda Jaguará, Pedro Leopoldo, MG. Cerrado. Cerrado mais alto e denso. (E) SIMONETTI, 1993. Várzea do Rio Paraná, Mato Grosso do Sul. Cerrado. (F) SIMONETTI, 1993. Várzea do Rio Paraná, Mato Grosso do Sul. Cerradão. (G) SILVA, 1990. Ilha do Mel, Paranaguá, PR. Floresta de Restinga. Transição 2 (paludosa/arenosa). (H) KURTZ, 1994. Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, RJ. Mata Atlântica. (I) SILVA & LEITÃO FILHO, 1982. Estação Experimental do Instituto Agrônomo do Estado de São Paulo, Ubatuba, SP. Mata Atlântica. (J) VASCONCELLOS *et al.*, 1992. Parque Estadual do Turvo, Tenente Portela, RS. Mata subtropical. (K) PAGANO *et al.*, 1987. Fazenda São José, Rio Claro, SP. Mata mesófila semidecídua. (L) COSTA, 1992. Estação Ecológica de Ibicatú, Piracicaba, SP. Mata mesófila semidecídua. Indivíduos maiores que 10m de altura. (M) SILVA, 1990. Ilha do Mel, Paranaguá, PR. Floresta de Restinga. Transição 1 (paludosa/arenosa). (N) GIBBS & LEITÃO FILHO, 1978. Mata da Figueira, Estação Experimental do Instituto Florestal, Mogi Guaçu, SP. Mata ciliar (protegida há mais de 25 anos). (O) SILVA *et al.*, 1995. Margem do rio Tibagi, Fazenda Bom Sucesso, Sapopema, PR. Mata ciliar. (P) SILVA, 1990. Ilha do Mel, Paranaguá, PR. Floresta de Restinga. Floresta paludosa. (Q) SIMONETTI, 1993. Várzea do Rio Paraná, Mato Grosso do Sul. Floresta de transição cerrado/mata mesófila. (R) NASTRI *et al.*, 1992. Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Mata atlântica com elementos de mata mesófila. (S) SILVA, 1990. Ilha do Mel, Paranaguá, PR. Floresta de Restinga. Floresta arenosa. (T) CAVASSAN *et al.*, 1984. Reserva Estadual de Bauru, Bauru, SP. Mata mesófila semidecídua.

Isto explica porque os índices calculados para formações vegetais de zona temperada e mediterrânea são, em média, mais altos que os índices obtidos para formações tropicais. Os resultados aqui apresentados mostram que os índices inferiores a 20/80 são os mais frequentes (Tab.1, Fig.8), o que é um reflexo do fato de que em zona tropical a diversidade vegetal é maior.

O índice de Shannon é um dos mais utilizados em fitossociologia vegetal. MARTINS (1993) considera que este índice fornece uma boa indicação da diversidade específica, apesar dele ser influenciado pela amostragem. Enquanto os índices mais altos encontrados em florestas temperadas variam entre 2.0 e 3.0, em florestas tropicais eles estão entre 3.83 e 5.85, no Panamá. No Brasil, os índices de diversidade de Shannon variam normalmente entre

3.63 e 4.76 para a Amazônia, entre 3.61 e 4.07 para a Mata Atlântica, e entre 3.16 e 3.63 para a floresta semidecídua (MARTINS, 1993).

Nossos resultados mostram que os índices de Gini-Lorenz correspondem, grosso modo, aos índices de diversidade de Shannon. Os índices de Gini-Lorenz “muito altos” correspondem sempre a baixos índices de diversidade de Shannon, enquanto que os índices de Gini-Lorenz mais baixos correspondem a índices de Shannon que são em geral superiores a 4.0 (Tab.1). No entanto, para os valores intermediários a correspondência entre os dois índices é pouco clara. Isto poderia indicar que o índice de Gini-Lorenz representa melhor a diversidade vegetal que o de Shannon, pois GODRON (1984) considera que a fórmula de Shannon fornece um índice que é mais de equitabilidade do que de diversidade.

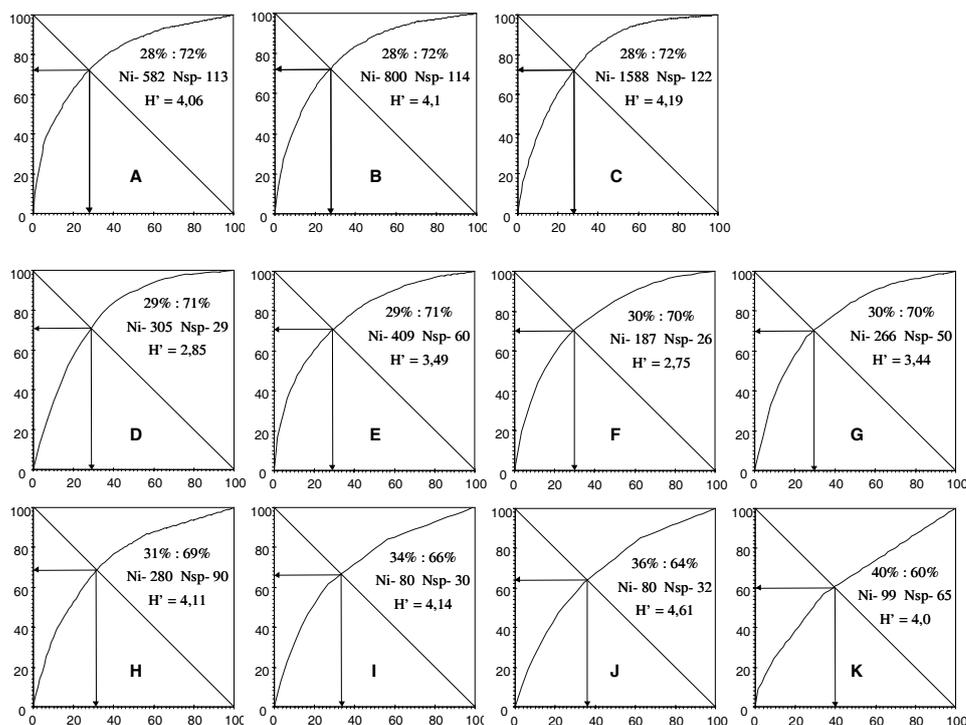


Fig.7- Curvas de Gini-Lorenz construídas para levantamentos fitossociológicos atuais. Amostras com índices “normal” (A-C) e “muito baixo” (D-K). (A) NEGREIROS *et al.*, 1995. Parque Estadual de Carlos Botelho, Serra de Paranapiacaba, entre São Miguel Arcanjo, Sete Barras e Capão Bonito, SP. Mata Atlântica. (B) SÁ & ARAÚJO, inédito. Reserva Ecológica de Jacarepiá, Saquarema, RJ. Floresta de Restinga. (C) PAGANO *et al.*, 1989. APA de Corumbataí, entre Analândia, Corumbataí, Itirapina e Santa Maria da Serra, SP. Cerrado sensu amplo. (D) RIZZINI, 1975. Curvelo, MG. Cerrado. (E) VASCONCELLOS *et al.*, 1992. Parque Estadual do Turvo, Tenente Portela, RS. Mata subtropical. Componente arbóreo. (F) GUARIM NETO *et al.*, 1994. Nossa Senhora da Guia, Cuiabá, MT. Cerrado sensu stricto. (G) SIMONETTI, 1993. Várzea do Rio Paraná, Mato Grosso do Sul. Floresta de transição mata mesófila/mata ciliar. (H) GUEDES, 1988. Sopé da Serra dos Orgãos, Magé, RJ. Mata Atlântica. (I) MEGURO *et al.*, 1996. Serra do Cipó, entre Santana do Riacho e Jaboticatubas, MG. Mata ciliar. (J) MEGURO *et al.*, 1996. Serra do Cipó, entre Santana do Riacho e Jaboticatubas, MG. Capão de mata. (K) PEIXOTO & GENTRY, 1990. Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce, Linhares, ES. Mata de tabuleiro.

Tabela 1. Índices de concentração de Gini-Lorenz dos levantamentos fitossociológicos atuais e informações sobre o número de indivíduos observados (Ni), número de espécies (Nsp), índice de diversidade de Shannon (H'), área amostrada, critério de inclusão dos indivíduos, perturbação da vegetação e formação vegetal estudada.

ÍNDICE	Ni	Nsp	H'	ÁREA	CRITÉRIO DE INCLUSÃO	MÉTODO	PERTURBAÇÃO	VEGETAÇÃO	AUTOR
9/91	2816	69	2,01	0,76 ha	CAP 5	parcelas	(antiga?)	Mata semidecídua (H < 5 m)	Costa, 1992
12/88	3757	103	2,44	0,76 ha	CAP 5	parcelas	(antiga?)	Mata semidecídua (dados totais)	Costa, 1992
14/86	1577	42	2,1	1 ha	DAP 5	parcelas	não	Mata ciliar	Silva <i>et al.</i> , 1992
18/82	372	41	2,08	?	?	parcelas	?	Trans. semidecídua/cerradão	Simonetti, 1993
18/82	375	36	2,3	0,925 ha	DAP 10	transects	?	Mata ciliar	Heringer & Paula, 1989
18/82	700	68	2,7	0,76 ha	CAP 5	parcelas	(antiga?)	Mata semidecídua (5m<H<10m)	Costa, 1992
20/80	612	21	1,9	?	?	parcelas	?	Mata ciliar	Simonetti, 1993
21/79	640	91	3,13	3200m	Hmax 2 m	pontos	trator (6 anos)	Mata restinga (herb./subarb.)	Sá, 1993
21/79	3172	103	3,54	0,5 ha	DAB 3	parcelas	não	Cerradão	Toledo Filho <i>et al.</i> , 1989
18/82	2331	152	3,72	0,105 ha			fogo 1981	dados completos (1984)	
20/80	1995	129	3,72	0,105 ha			fogo 1981	dados completos (1987)	
19/81	1016	92	3,24	0,0475 ha			fogo intenso	Mata semidecídua (1984)	
22/78	823	82	3,36	0,0475 ha	Hmin 0,5 m	parcelas	fogo intenso	Mata semidecídua (1987)	Matthes, 1992
23/77	629	73	3,3	0,0275 ha			fogo moderado	Mata semidecídua (1984)	
23/77	553	68	3,25	0,0275 ha			fogo moderado	Mata semidecídua (1987)	
22/78	681	82	3,58	0,03 ha			sem fogo	Mata semidecídua (1984)	
24/76	619	75	3,59	0,03 ha			sem fogo	Mata semidecídua (1987)	
22/78	134	8	1,12	?	?	parcelas	?	Formação de tucum	Simonetti, 1993
22/78	225	23	2,15	?	?	parcelas	?	Mata ciliar	Simonetti, 1993
22/78	530	71	3,12	0,4 ha	DAP 5	parcelas	fogo 1981	Mata semidecídua	Catharino, 1989
22/78	867	31	2,44	0,1 ha	CAP 5	parcelas	?	Mata de restinga (Área 2)	Sugiyama, 1993
22/78	1200	113	3,56	300 pts	DAP 3	quadrantes	?	Mata semidecídua	Cesar & Leitão F°, 1990
22/78	1256	56	3,09	0,27 ha	CAP 8	parcelas	?	Mata de restinga (Área 1)	Sugiyama, 1993
22/78	1888	70	3,23	1 ha	DAB 3	transects	não	Cerrado <i>sensu stricto</i>	Oliveira Filho <i>et al.</i> , 1989
22/78	3400	101	3,64	0,375 ha	DAB 3	parcelas	não	Cerradão	Cesar <i>et al.</i> , 1988
22/78	4718	83	3,4	0,6 ha	DAB 3	parcelas	antrópico	Cerrado <i>sensu stricto</i>	Castro, 1987
23/77	271	36	2,44	?	?	parcelas	?	Trans. mata ciliar /semidecídua	Simonetti, 1993
23/77	1450	30	2,43	0,014 ha	tudo	parcelas	?	Restinga (vegetação na areia)	Pereira & Araujo, 1995
24/76	211	20	2,1	1 ha	Hmin 2 m	parcelas	antrópico	Cerrado	Rizzini, 1975
24/76	429	66	3,15	107 pts	Hmin 1 m	quadrantes	fogo (5 anos)	Mata subtropical (arbustivo)	Vasconcellos <i>et al.</i> , 1992
24/76	553	102	3,77	0,2 ha	DAB 2,5	parcelas	trator (6 anos)	Mata de restinga	Sá, 1993
24/76	818	95	3,41	1 ha	PA10 <8	pontos	fogo frequente	Cerrado (herb./subarbustivo)	Vincent <i>et al.</i> , 1992
24/76	819	46	2,89	0,4 ha	PA10 8	parcelas	fogo frequente	Cerrado	Vincent <i>et al.</i> , 1992
24/76	1042	31	2,64	2,6 ha	DAP 10	transects	?	Mata ciliar	Heringer & Paula, 1989
24/76	1510	91	3,18	0,56 ha	DAP 5	parcelas	?	Mata de restinga (total)	Silva, 1990
24/76	1541	88	3,7	0,5 ha	PAP 15	parcelas	não	Mata de restinga	Fabris, 1995
25/75	213	32	2,52	?	?	parcelas	?	Mata ciliar	Simonetti, 1993
25/75	2391	50	3,13	1,65 ha	CAP 15	parcelas	antrópico	Mata de restinga	Trindade, 1991
25/75	4197	54	3,14	1 ha	DAB 10	parcelas	não	Cerrado <i>sensu stricto</i>	Silberbauer <i>et al.</i> , 1987
26/74	199	34	2,84	50 pts	Hmin 1,3m	quadrantes	antrópico	Mata ciliar	Mencacci <i>et al.</i> , 1992
26/74	235	70	2,77	1 ha	Hmin 2m	parcelas	antrópico	Cerrado	Rizzini, 1975

continua...

...continuação

ÍNDICE	Ni	Nsp	H'	ÁREA	CRITÉRIO DE INCLUSÃO	MÉTODO	PERTURBAÇÃO	VEGETAÇÃO	AUTOR
26/74	288	41	2,87	?	?	parcelas	?	Cerrado	Simonetti, 1993
26/74	406	49	3,25	?	?	parcelas	?	Cerradão	Simonetti, 1993
26/74	416	29	2,69	?	DAP 5	parcelas	?	Mata de restinga (transição 2)	Silva, 1990
26/74	590	137	4,2	2,5 ha	DAP 5	quadrantes	não	Mata Atlântica	Kurtz, 1994
26/74	640	123	4,07	160 pts	DAP 10	quadrantes	não	Mata Atlântica	Silva & Leitão F°, 1982
26/74	838	91	3,6	107 pts	Hmin 1m	quadrantes	fogo (5 anos)	Mata subtropical (total)	Vasconcellos <i>et al.</i> , 1992
26/74	1883	155	4,27	301 pts	Hmin 1,3m	quadrantes	antrópico	Mata semidecídua	Pagano <i>et al.</i> , 1987
27/73	241	53	2,88	0,76 ha	CAP 5	parcelas	(antiga?)	Mata semidecídua (H>10m)	Costa, 1992
27/73	325	43	3,14	?	DAP 5	parcelas	?	Mata de restinga (transição 1)	Silva, 1990
27/73	344	47	3,16	0,72 ha	DAP 10	quadrantes	não	Mata ciliar	Gibbs & Leitão F°, 1978
27/73	1481	124	4,21	1 ha	DAP 5	parcelas	não	Mata ciliar	Silva <i>et al.</i> , 1995
28/72	285	37	2,99	?	DAP 5	parcelas	?	Mata de restinga (inundada)	Silva, 1990
28/72	318	40	3,13	?	?	parcelas	?	Trans. cerradão/semidecídua	Simonetti, 1993
28/72	360	85	3,85	90 pts	DAP 4,77	quadrantes	antrópico	Mata semidecídua urbana	Nastri <i>et al.</i> , 1992
28/72	484	24	2,55	?	DAP 5	parcelas	?	Mata de restinga (arenosa)	Silva, 1990
28/72	516	61	3,48	129 pts	DAP 10	quadrantes	fogo antigo	Mata semidecídua	Cavassan <i>et al.</i> , 1984
28/72	582	113	4,06	?	?	relascopia	possível	Mata Atlântica	Negreiros <i>et al.</i> , 1995
28/72	800	114	4,1	200 pts	DAP 5	ponto-quadrante	?	Mata de restinga	Sá & Araujo, inédito
28/72	1588	122	4,19	?	Hmin 1,3m	quadrantes	antrópico, fogo	Cerrado	Pagano <i>et al.</i> , 1989
29/71	305	29	2,85	0,36 ha	Hmin 2m	parcelas	antrópico, fogo	Cerrado	Rizzini, 1975
29/71	409	60	3,49	107 pts	DAP 10	quadrantes	fogo (5 anos)	Mata subtropical (arbóreo)	Vasconcellos <i>et al.</i> , 1992
30/70	187	26	2,75	0,25 ha	DAP 10	parcelas	?	Cerrado <i>sensu stricto</i>	Guarim Neto <i>et al.</i> , 1994
30/70	266	50	3,44	?	?	parcelas	?	Trans. semidecídua / ciliar	Simonetti, 1993
31/69	280	90	4,11	0,2 ha	DAP 5	parcelas	antrópico, fogo	Mata Atlântica	Guedes, 1988
34/66	80	30	4,14	< 0,008 ha	DAB 2	quadrante centrado	?	Mata ciliar	Meguro <i>et al.</i> , 1996
36/64	80	32	4,61	< 0,008 ha	DAB 2	"	?	Mata de altitude	Meguro <i>et al.</i> , 1996
40/60	99	65	4	0,1 ha	DAP 10	transects	não	Forêt de tabuleiro	Peixoto & Gentry, 1990

As datas entre parênteses indicam o ano do levantamento. Os números de anos entre parênteses indicam o tempo passado desde a última perturbação.

Condições favoráveis ao estabelecimento de uma sucessão secundária, ou desequilíbrios que afetam a vegetação como um todo (p.ex., um incêndio), também tendem a elevar os índices de concentração de Gini-Lorenz. De fato, estádios iniciais de sucessão secundária são associados a baixos índices de diversidade.

MATTHES (1992), que estudou a dinâmica da sucessão secundária numa floresta semidecídua após um incêndio, fez levantamentos fitossociológicos em diversas parcelas, três e seis anos depois da perturbação. Os índices de concentração de Gini-Lorenz obtidos para a maior parte dos levantamentos de parcelas sem fogo ou submetidas a fogo moderado são próximos de 25/75, enquanto que os obtidos em parcelas submetidas a fogo intenso são próximos de 20/80, indicando uma diversidade mais baixa do que nas parcelas menos perturbadas (Fig.4). É interessante observar que, com exceção das parcelas submetidas a fogo moderado, os índices de concentração tendem a diminuir com o tempo (ou seja, acompanhando o aumento da diversidade).

Além disso, também neste caso, o índice de concentração de Gini-Lorenz fornece resultados mais eloquentes que o índice de Shannon, para o qual a diferença do resultado nas várias parcelas não é significativa (Fig.4, Tab.1).

Por outro lado, o grau de perturbação da vegetação aparentemente não tem relação com índices de Gini-Lorenz “baixos”. Entre os levantamentos assinalados como perturbados ou como não perturbados pelos fitossociólogos, os índices “muito baixos” e “normais” estão em proporções equivalentes.

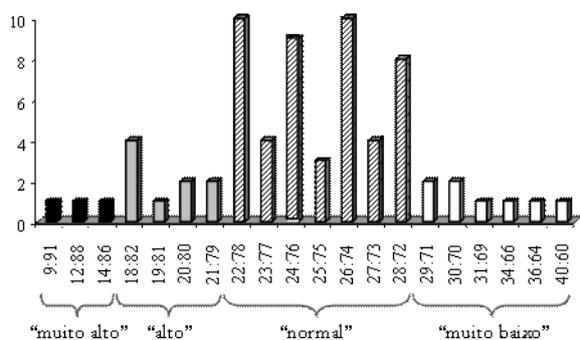


Fig.8- Distribuição dos índices de concentração de Gini-Lorenz em 68 levantamentos fitossociológicos atuais.

Análise das amostras arqueológicas

O Sambaqui do Forte (Cabo Frio, Estado do Rio de Janeiro) foi escolhido como piloto para um estudo de validade amostral, devido ao grande número de amostras analisadas. Para cada nível estratigráfico deste sítio foram construídas curvas de saturação e curvas de Gini-Lorenz (Figs.9-17). Para todos os níveis nos quais o número de fragmentos disponíveis foi superior a 200 construíram-se curvas de Gini-Lorenz para um número crescente de fragmentos (correspondendo aos 25, 50, 100, 150... primeiros fragmentos analisados). Embora a construção de curvas de Gini-Lorenz para amostras em que o número de indivíduos é inferior a 100 conduza a resultados aberrantes, buscou-se com isso verificar experimentalmente o efeito do baixo número amostral sobre as curvas construídas, além de produzir subsídios que permitissem interpretar o significado do índice.

Os resultados tendem a demonstrar uma nítida elevação do índice de Gini-Lorenz correlacionada ao aumento do número de fragmentos estudados:

- As curvas correspondentes aos 25-50 primeiros fragmentos são em geral fortemente assimétricas e sempre apresentam índices de concentração muito baixos, normalmente inferiores a 35/65.
- A partir de 100-150 fragmentos, a maior parte das curvas apresenta índices que se aproximam de 30/70.
- A partir de 200 fragmentos, 60 % das curvas têm índices de cerca de 25/75.
- Dos seis níveis que forneceram 300 fragmentos ou mais, apenas um apresenta índice de concentração “muito baixo”.
- Dos quatro níveis que forneceram mais de 400 fragmentos determináveis, três apresentam índices de concentração de cerca de 25/75, e o outro um índice de concentração “alto” (21/79).

Pode-se concluir que, a partir de 200 fragmentos estudados, a maior parte das amostras apresenta índices de concentração que se aproximam do que é normalmente encontrado na vegetação atual. Efetivos menores que 150 fragmentos apresentam quase sempre índices “muito baixos”, o que indica uma amostragem insuficiente.

Índices de concentração de cerca de 20/80 (“altos”) foram às vezes encontrados. Embora índices desta ordem indiquem uma diversidade baixa, eles são aceitáveis numa amostra fóssil.

Estes resultados corroboram aqueles obtidos pelo estudo das curvas de saturação, e indicam que um mínimo de 200 ou 300 fragmentos de carvão por nível estratigráfico é necessário e suficiente para se obter uma imagem representativa da vegetação circundante. Efetivos menores podem às vezes fornecer resultados corretos, mas eles são menos fiáveis e seu estudo deveria sempre se restringir a considerações qualitativas. No entanto, o estudo de um número maior de fragmentos (ca. de 400) é recomendável, a fim de reforçar o valor das interpretações paleoecológicas propostas.

ANÁLISES MULTIVARIADAS

Além de respeitar o efetivo mínimo a analisar, as

interpretações paleoambientais devem ser validadas por análises estatísticas, comparando-se o resultado das análises antracológicas com formas de vegetação atual. Uma amostra suficientemente grande permite identificar as principais espécies das formações vegetais consideradas, e assim caracterizar qualitativa e quantitativamente o ambiente. A coerência entre as diversas análises e a similitude entre o paleoambiente deduzido das análises antracológicas e as formas de vegetação atual corroboram e validam as interpretações paleoecológicas.

Os resultados da análise antracológica, assim como os dados fitossociológicos, são melhor interpretados pela análise fatorial de correspondência (AFC).

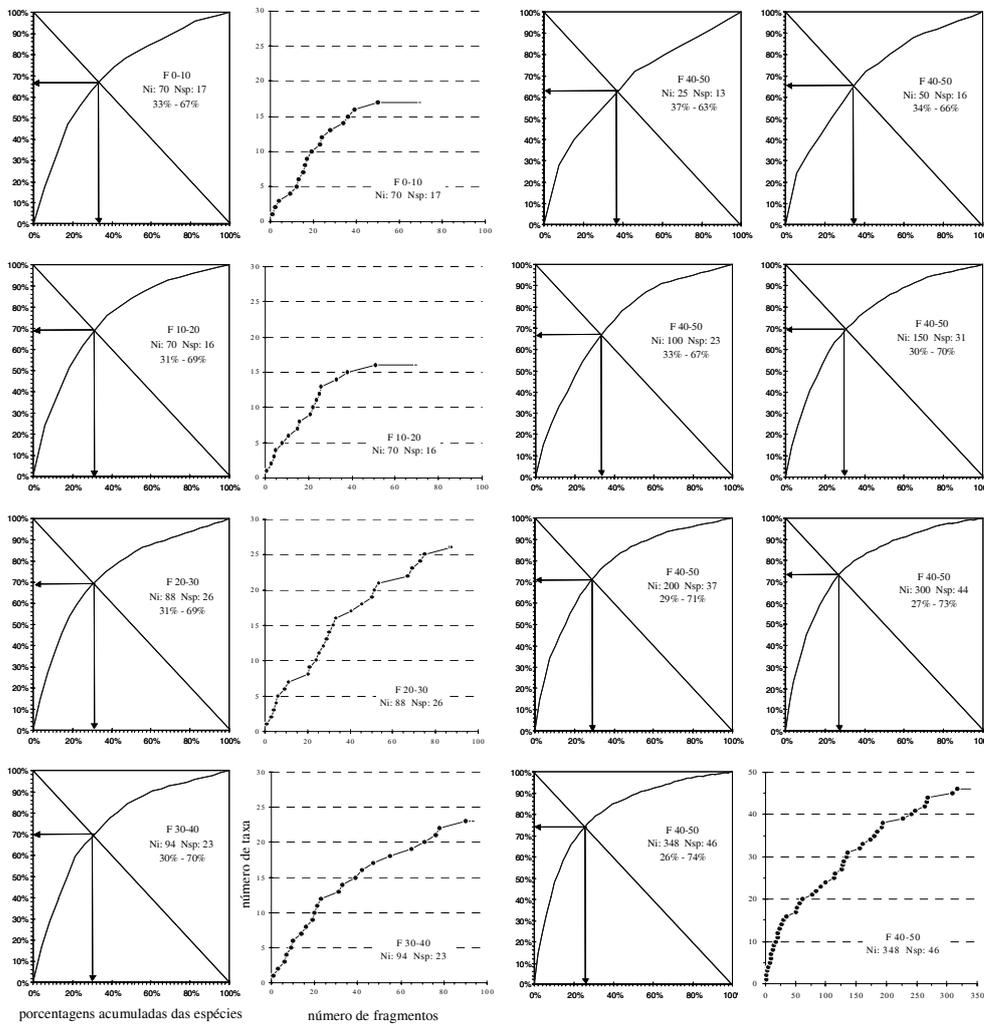


Fig.9- Curvas de Gini-Lorenz e curvas de saturação construídas para as amostras analisadas no Sambaqui do Forte. Níveis 0-10 a 40-50cm.

Esta análise estatística consiste em extrair, por ordem de importância decrescente, gradientes sucessivos não correlacionados entre eles, baseados na dispersão dos vetores linha e dos vetores coluna de uma tabela. Este método é próximo da análise em componentes principais (ACP), mas as características inerentes a cada um fazem com que a ACP seja mais adaptada ao tratamento de variáveis contínuas, enquanto a AFC permite a análise de tabelas de efetivos (tabelas de contingência) ou de tabelas cujas colunas representam variáveis qualitativas (ROUX & DE NAMUR, 2000). Os dados botânicos e paleobotânicos, que se apresentam em geral sob forma de contagem de indivíduos (árvores, fragmentos de carvão, palinórfos etc.) ou como presença ou ausência dos mesmos, são mais adaptados ao uso da AFC.

A fim de exemplificar a aplicação das análises fatoriais de correspondência em estudos paleoambientais, apresentaremos a seguir alguns resultados obtidos para análises fitossociológicas e antracológicas (SCHEEL-YBERT, 2000).

Aplicação à vegetação atual

A aplicação de análises fatoriais de correspondência a formas de vegetação atual permite evidenciar as similitudes e diferenças entre associações vegetais. No presente estudo, as AFC foram sempre realizadas ao nível de gênero, a fim de poder compará-los aos resultados da análise antracológica (SCHEEL-YBERT, 2000).

Diversos levantamentos fitossociológicos foram analisados, buscando comparar sua composição florística e sua estrutura fitossociológica, a fim de verificar se as várias formações vegetais consideradas seriam estatisticamente diferentes. Para a floresta de restinga: dois levantamentos realizados na Reserva Ecológica de Jacarepiá, município de Saquarema, Estado do Rio de Janeiro, sendo uma zona de vegetação bem conservada (SÁ & ARAUJO, *inédito*), e uma área de sucessão secundária num local devastado por tratores seis anos antes (SÁ, 1993); um levantamento na região de Guarapari, Estado do Espírito Santo (FABRIS, 1995); uma área da região de Natal, Estado do Rio Grande do Norte (TRINDADE, 1991); duas zonas

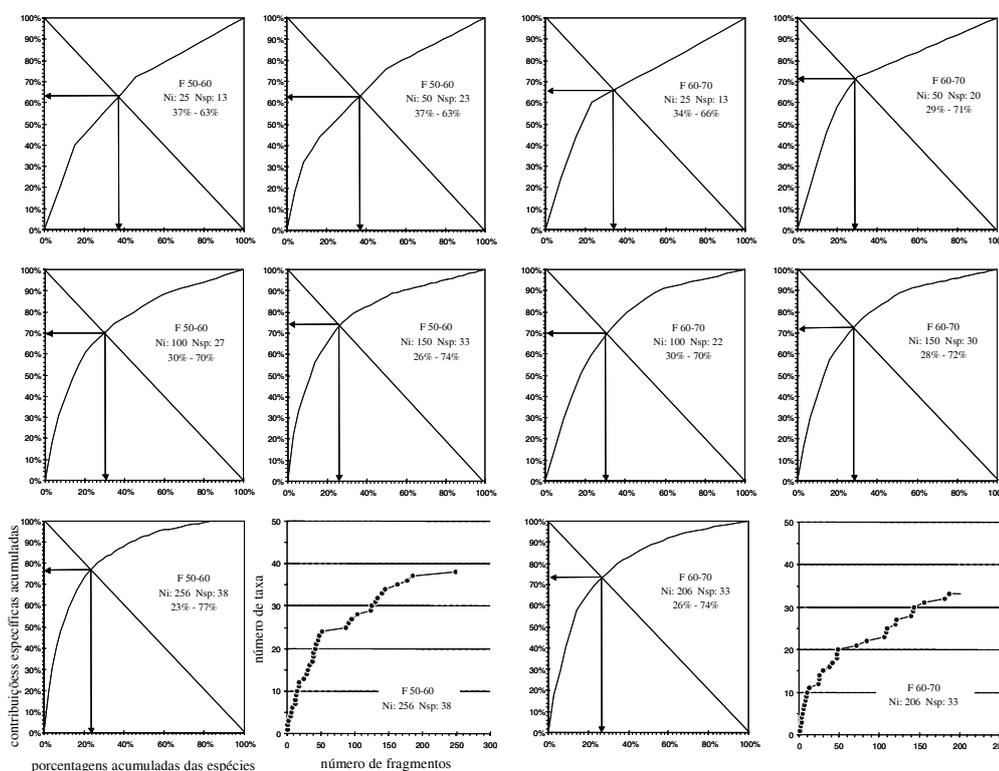


Fig. 10- Curvas de Gini-Lorenz e curvas de saturação construídas para as amostras analisadas no Sambaqui do Forte. Níveis 50-60 e 60-70cm.

distintas da região de Cananéia, Estado de São Paulo (SUGYIAMA, 1993); quatro zonas com fisionomias diversas da Ilha do Mel, Estado do Paraná (SILVA, 1990), assim como os dados globais deste levantamento. Para a Mata Atlântica: o levantamento de uma floresta bem preservada, num estágio de sucessão próximo ao clímax, realizado na região de Cachoeiras de Macacu (KURTZ & ARAÚJO, 2000), e o levantamento de uma floresta perturbada pela exploração seletiva na região de Magé (GUEDES, 1988), ambos no Estado do Rio de Janeiro; um levantamento da região de Ubatuba (SILVA & LEITÃO FILHO, 1982), e um levantamento na Reserva de Carlos Botelho (NEGREIROS *et al.*, 1995), ambos no Estado de São Paulo.

O tratamento realizado sobre estes levantamentos fitossociológicos mostra um agrupamento muito nítido por tipo de vegetação, com exceção do trabalho referente à mata de restinga secundária (SÁ, 1993), que fica muito isolada. Este levantamento foi feito numa área de vegetação muito diferente das outras, em fase de regeneração

e com forte predominância de espécies pioneiras. Por isso, foi feita uma AFC colocando estes dados como suplementares (Fig.18). A análise dos dois primeiros eixos fatoriais mostra uma individualização clara em três grupos: Mata Atlântica, formações de restinga da zona tropical (Rio de Janeiro, Espírito Santo, Rio Grande do Norte), e formações de restinga da zona subtropical (São Paulo, Paraná). Estes três grupos são claramente discriminados pelo eixo 2, enquanto o eixo 1 opõe fortemente os dois primeiros grupos ao grupo de formações de restinga subtropical.

Note que diversos autores consideram que a flora da restinga é muito semelhante à da Mata Atlântica. A ausência de um cortejo de espécies próprio ao ecossistema de restinga seria devido à sua origem recente, pois a flora atual da restinga é provavelmente oriunda do conjunto florístico da Mata Atlântica (RIZZINI, 1979; ARAUJO, 2000). O número de espécies endêmicas à vegetação de restinga é muito baixo (ARAUJO & LACERDA, 1987). Apesar disso, uma AFC

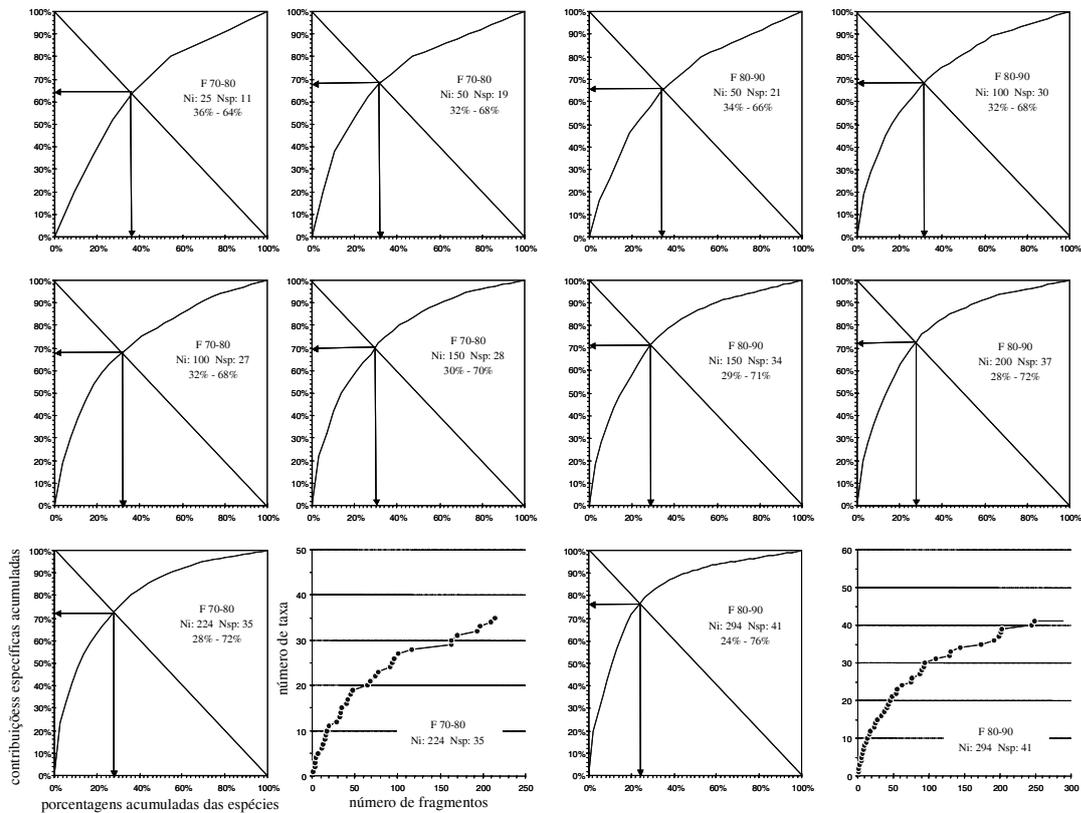


Fig.11- Curvas de Gini-Lorenz e curvas de saturação construídas para as amostras analisadas no Sambaqui do Forte. Níveis 70-80 e 80-90cm.

considerando as freqüências relativas globais dos *taxa* permite uma separação muito clara das diferentes formações, mesmo somente ao nível de gênero (Fig. 18). Os levantamentos dos diversos locais se agrupam primeiro por formação vegetal, e somente em seguida por localização geográfica, o que demonstra que, pela sua composição, as diferentes parcelas de Mata Atlântica se parecem mais entre elas do que com as parcelas de floresta de restinga mais próximas geograficamente, e vice-versa.

As diversas parcelas de floresta de restinga analisadas formam dois grupos bem distintos, permitindo a separação das estações localizadas acima do Trópico de Capricórnio daquelas situadas abaixo. É interessante observar que o grupo de levantamentos referentes às matas de restinga “tropicais” ocupa uma extensão geográfica muito maior do que o grupo das matas de restinga “subtropicais”. Assim, o levantamento do Estado do Rio Grande do Norte, considerado como uma “floresta de dunas litorais” e que corresponderia a

um “habitat misto entre Mata Atlântica, floresta de tabuleiro costeira e caatinga” (TRINDADE, 1991), se insere muito claramente no grupo das matas de restinga tropicais.

Aplicação às análises antracológicas

Os resultados da análise antracológica de seis sambaquis estudados no litoral sudeste do Estado do Rio de Janeiro foram comparados com os levantamentos fitossociológicos apresentados acima, comprovando a importante contribuição da mata de restinga e da Mata Atlântica em cada sítio (SCHEEL-YBERT, 2000). As análises fatoriais de correspondência considerando ao mesmo tempo a vegetação atual e os resultados da análise antracológica evidenciam as correspondências entre os espectros antracológicos e as diferentes formas de vegetação atual (SCHEEL-YBERT, 2000). Os resultados antracológicos foram também comparados entre si, através de uma AFC global para o conjunto dos sítios arqueológicos, por nível, considerando todos os *taxa* identificados (Fig. 19).

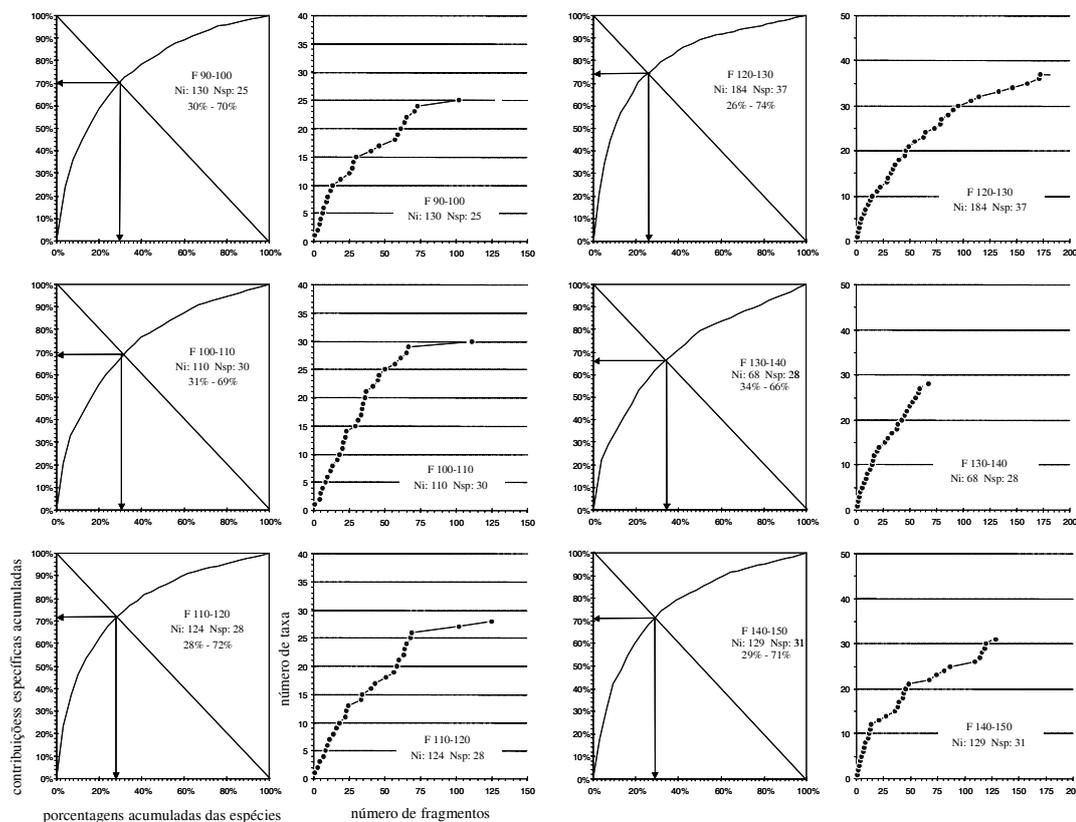


Fig. 12- Curvas de Gini-Lorenz e curvas de saturação construídas para as amostras analisadas no Sambaqui do Forte. Níveis 90-100 a 140-150cm.

O exame dos dois primeiros eixos fatoriais mostra uma individualização muito boa dos diferentes sítios, que se agrupam segundo a vegetação predominante. Cinco grupos podem ser identificados:

1. todos os níveis dos Sambaquis da Beirada e da Pontinha, que apresentam valores negativos no eixo 1 e, em geral, positivos no eixo 2;
2. todos os níveis do Sambaqui da Ponta da Cabeça, com valores negativos nos eixos 1 e 2;

3. a parte superior do Sambaqui Salinas Peroano, que apresenta valores positivos nos dois eixos;
4. a parte inferior deste sambaqui, com valores positivos no eixo 1 e negativos no eixo 2;
5. os Sambaquis do Forte e Boca da Barra, com valores sempre positivos no eixo 1; a maior parte dos níveis do Sambaqui do Forte têm valores negativos no eixo 2, enquanto a maior parte dos níveis do Sambaqui Boca da Barra têm valores positivos.

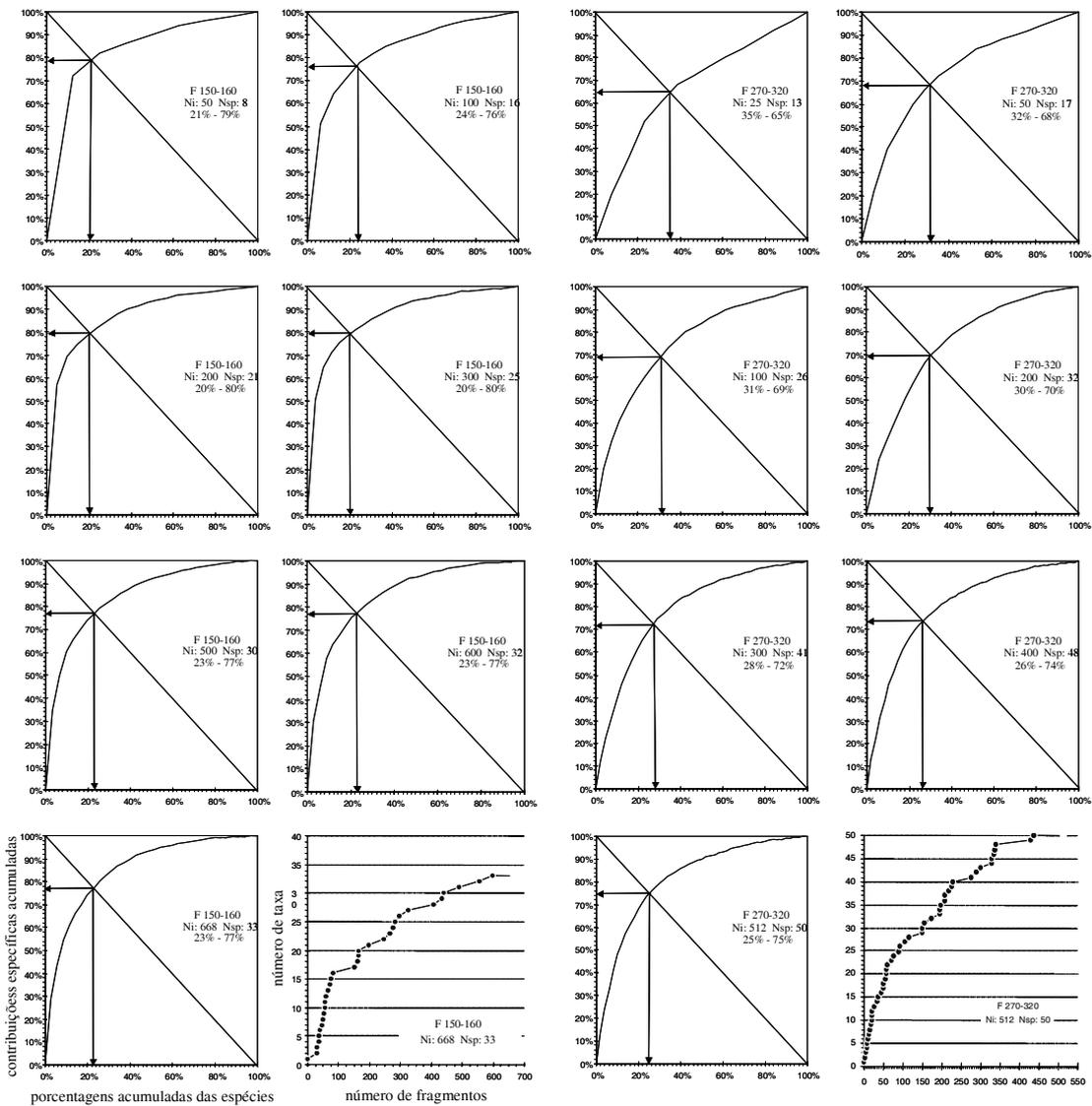


Fig.13- Curvas de Gini-Lorenz e curvas de saturação construídas para as amostras analisadas no Sambaqui do Forte. Níveis 150-160 e 270-320cm (amostra de sedimento arenoso). Os níveis 270 a 320cm deste sambaqui apresentaram, numa metade do perfil, sedimento arenoso e, na outra, sedimento com grande quantidade de conchas, cada metade correspondendo a uma camada arqueológica diferente; os fragmentos de carvão coletados em cada uma destas camadas foram analisados separadamente em duas amostras.

Pode-se deduzir que o eixo 1 opõe os elementos de restinga aberta aos elementos florestais, enquanto o eixo 2 opõe a presença do mangue à ausência desta formação. Os resultados da AFC confirmam as interpretações paleoecológicas propostas para cada sítio (SCHEEL-YBERT, 2000):

1. Os Sambaquis da Beirada e da Pontinha (Saquarema) mostram uma nítida predominância da restinga aberta; os elementos de mangue são raros.
2. O Sambaqui da Ponta da Cabeça (Arraial do Cabo) tem predominância da restinga aberta, e apresenta também alguns elementos florestais; os elementos de mangue são bastante importantes, principalmente nos níveis superiores.
3. No Sambaqui Salinas Peroano (Cabo Frio), com predominância de elementos florestais, os taxa de mangue são mais abundantes nos níveis inferiores do que na sua parte superior.

4. Os Sambaquis do Forte e Boca da Barra (Cabo Frio) têm elementos de mangue em praticamente todos os níveis analisados, mas em proporções bastante variáveis; os níveis nos quais a contribuição do mangue é mais importante têm valores mais negativos no eixo 2. Estes dois sítios apresentam elementos tanto de restinga aberta quanto de floresta, o que explica sua posição mais ou menos central em relação ao eixo 1. Entretanto, no Sambaqui Boca da Barra os elementos de mata de restinga e mata seca predominam sobre os de restinga aberta, como mostram os valores ligeiramente mais positivos no eixo 1.

Os resultados da análise fatorial de correspondência corroboram as interpretações paleoecológicas feitas para cada sítio, ao mesmo tempo em que evidenciam as semelhanças e diferenças no ambiente vegetal de cada um. Esta validação estatística das interpretações empíricas é muito importante.

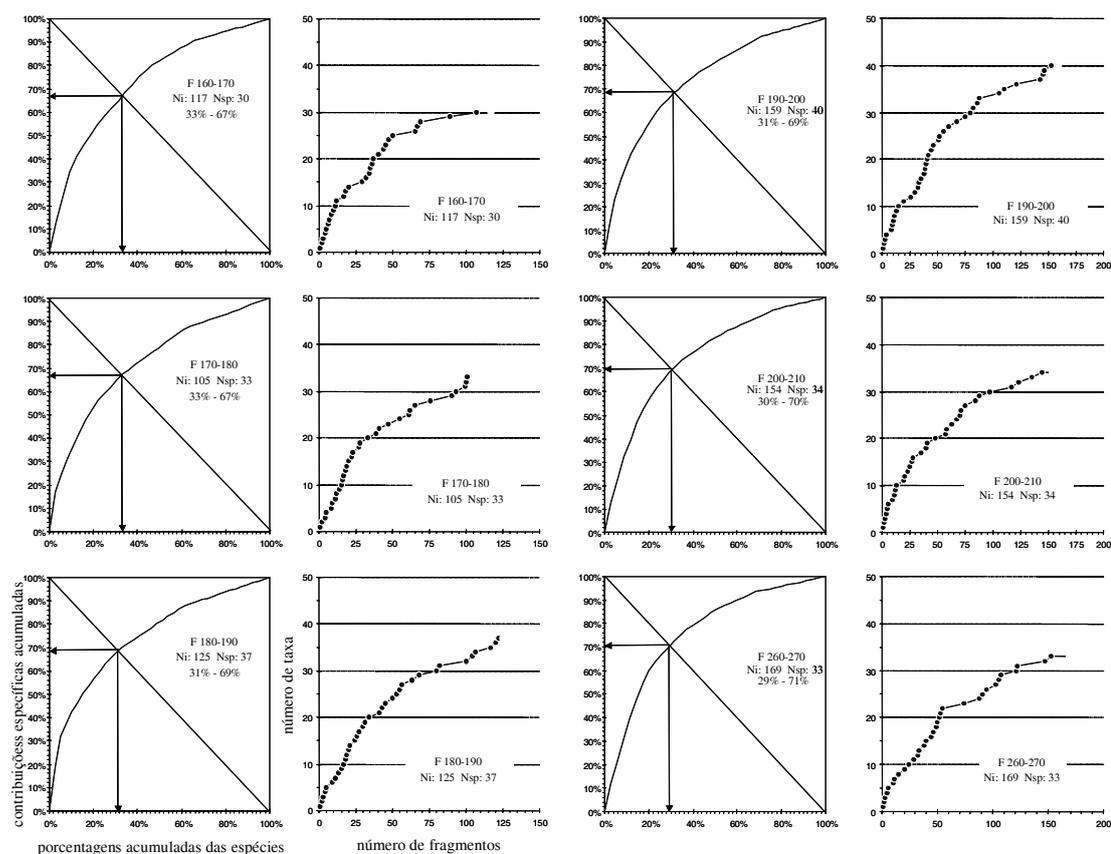


Fig. 14- Curvas de Gini-Lorenz e curvas de saturação construídas para as amostras analisadas no Sambaqui do Forte. Níveis 160-170 a 200-210 e 260-270cm.

CONCLUSÕES

Em estudos da vegetação tropical, sejam estes baseados em antracologia, palinologia ou análises fitossociológicas da vegetação, a estabilização das curvas de saturação é muito rara. A estabilização relativa de curvas construídas para um sambaqui do litoral sudeste do Estado do Rio de Janeiro sugere que amostras de no mínimo 200 fragmentos são necessárias para garantir a fiabilidade das análises antracológicas.

O índice de concentração de Gini-Lorenz, que expressa a frequência de cada espécie amostrada em função da riqueza florística da amostra, fornece uma medida de diversidade vegetal. Ele também pode ser utilizado para avaliar a suficiência amostral, pois uma amostra insuficiente apresenta em geral uma diversidade excessivamente alta.

As formações vegetais brasileiras são caracterizadas por índices de concentração que se situam normalmente em torno de 25/75. Índices de concentração próximos de 20/80 são em geral associados a processos de sucessão secundária, mas não exclusivamente. Índices superiores a 15/85 são devidos a um desequilíbrio importante da vegetação, ou a associações vegetais muito especializadas, nas quais fatores ambientais limitantes induzem à preponderância de um número reduzido de *taxa* bem adaptados, logo a uma redução na diversidade. Índices inferiores a 30/70 são devidos a uma amostragem insuficiente. Ao lado de outros índices de diversidade e de equitabilidade, o índice de Gini-Lorenz, gráfico e de fácil utilização, pode oferecer uma abordagem complementar bastante interessante. É importante, no entanto, que estudos mais aprofundados sejam realizados, em particular no que se refere a verificar se existem faixas de valores

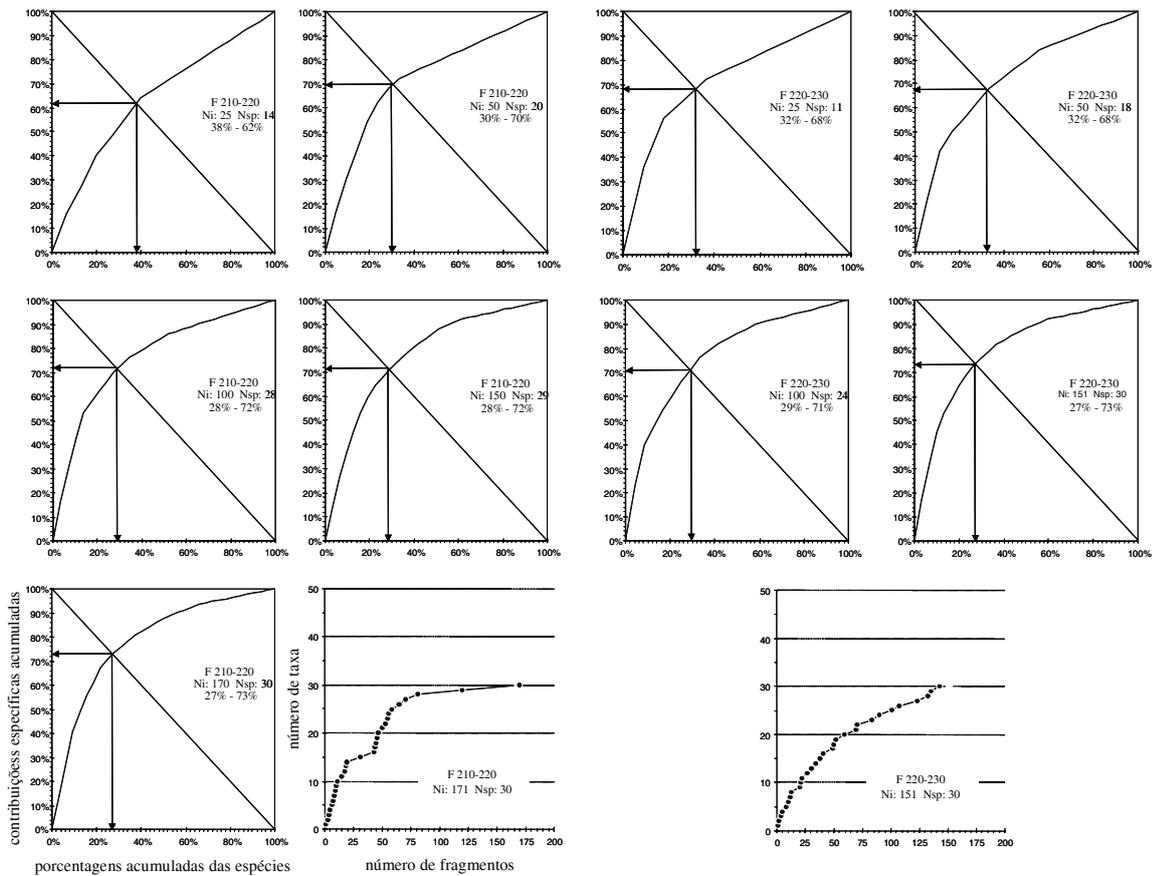


Fig.15- Curvas de Gini-Lorenz e curvas de saturação construídas para as amostras analisadas no Sambaqui do Forte. Níveis 210-220 e 220-230cm.

deste índice que sejam mais características de cada formação vegetal brasileira, e até que ponto ele pode ser útil na comparação de diversas associações vegetais entre elas.

A análise de curvas de concentração de Gini-Lorenz construídas para o sambaqui supra-citado corroborou o estudo de curvas de saturação, mostrando que um número de 200 a 300 fragmentos de carvão por amostra é necessário e suficiente para se obter uma imagem representativa da paleovegetação.

Estes estudos indicam que, apesar das diferenças em termos de diversidade florística, o número mínimo de fragmentos a analisar em regiões temperadas e tropicais é essencialmente o mesmo, e que surpreendentemente este número às vezes pode ser menor nos trópicos do que em regiões temperadas. Isto é devido ao fato de que, em regiões temperadas, a forte dominância de algumas poucas espécies na

vegetação faz com que seja necessário analisar um número muito grande de fragmentos antes de se encontrar os *taxa* mais raros.

Além de respeitar o efetivo mínimo a analisar, as interpretações paleoambientais devem ser validadas por análises estatísticas multivariadas, em particular as análises fatoriais de correspondência, comparando-se o resultado das análises antracológicas com formas de vegetação atual. Os resultados da análise fatorial de correspondência podem corroborar as interpretações paleoecológicas baseadas na antracologia, ao mesmo tempo em que evidenciam as semelhanças e diferenças no ambiente vegetal de cada sítio estudado.

Além disso, análises fatoriais de correspondência aplicadas somente aos levantamentos fitossociológicos permitem a discriminação de diversas formações vegetais atuais, e isto mesmo ao nível genérico.

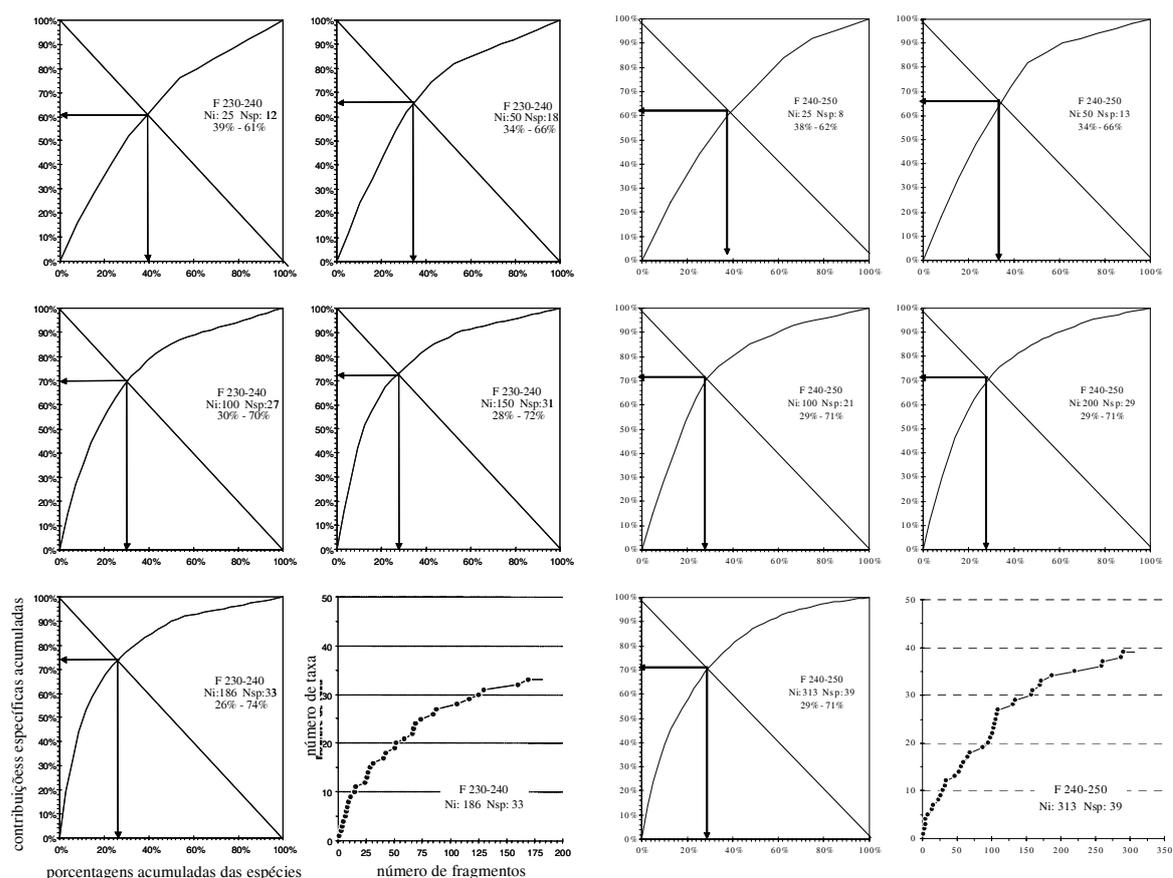


Fig. 16- Curvas de Gini-Lorenz e curvas de saturação construídas para as amostras analisadas no Sambaqui do Forte. Níveis 230-240 e 240-250cm.

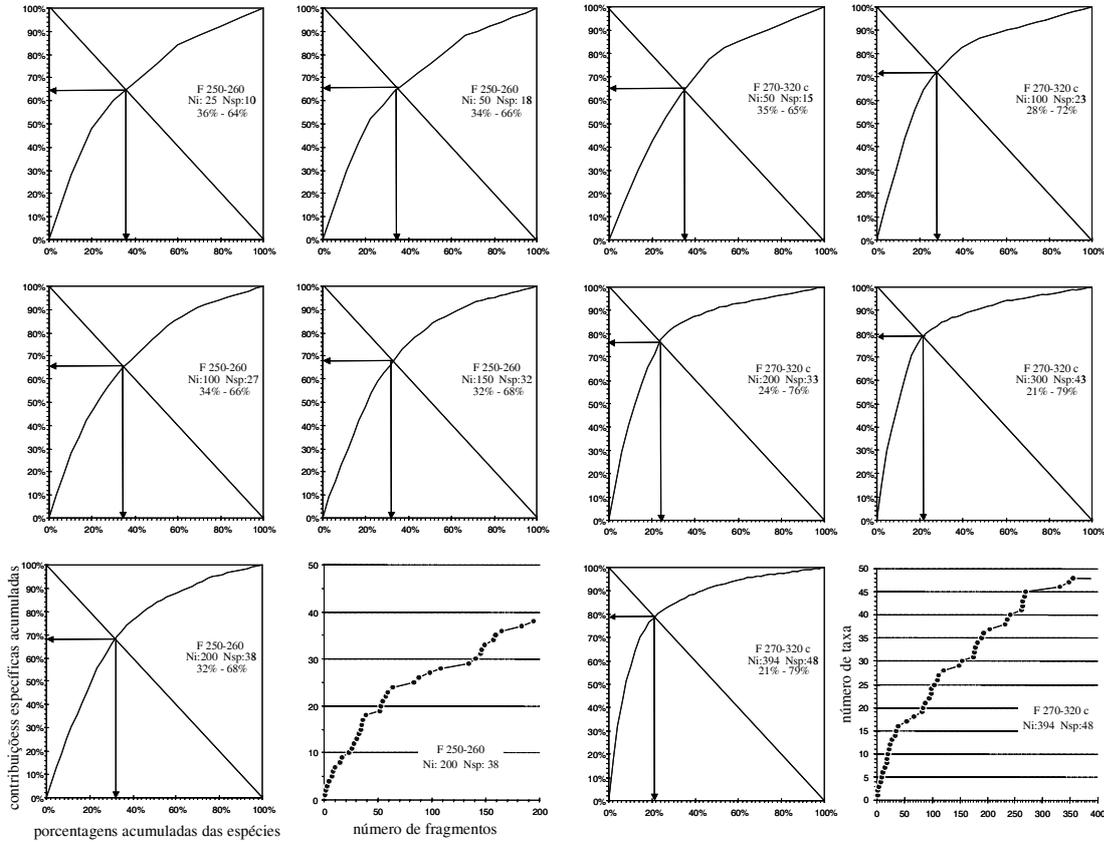


Fig.17- Curvas de Gini-Lorenz e curvas de saturação construídas para as amostras analisadas no Sambaqui do Forte. Níveis 250-260 e 270-320cm (amostra de sedimento com conchas).

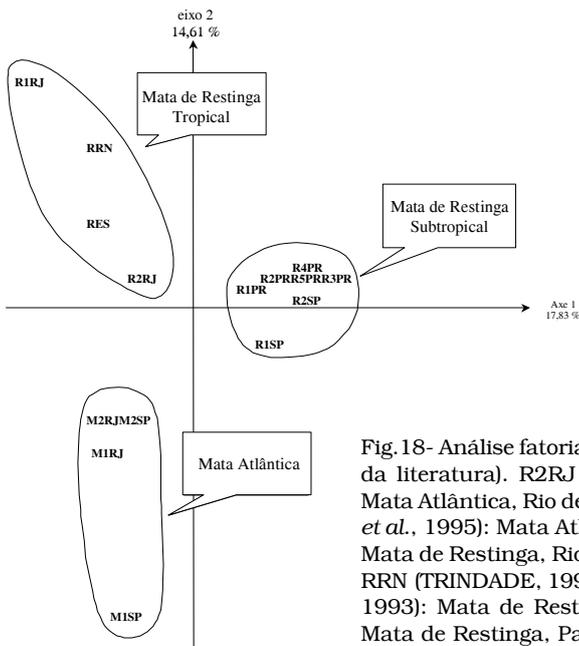
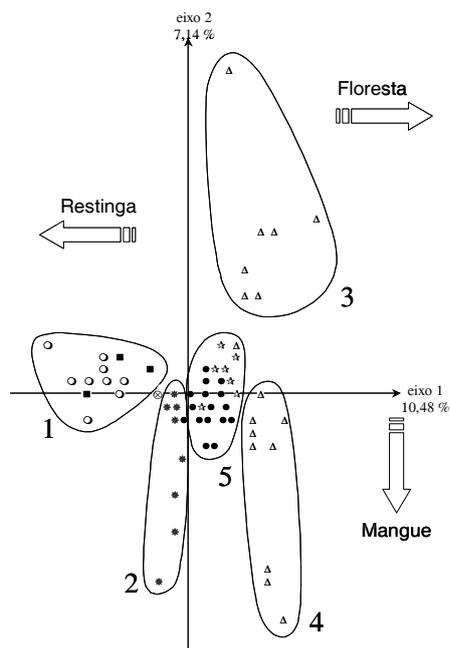


Fig. 18- Análise fatorial de correspondência. Levantamentos fitossociológicos atuais (dados da literatura). R2Rj em suplementar. M1Rj (KURTZ, 1994), M2Rj (GUEDES, 1988): Mata Atlântica, Rio de Janeiro; M1SP (SILVA & LEITÃO FILHO, 1982), M2SP (NEGREIROS *et al.*, 1995): Mata Atlântica, São Paulo; R1Rj (SÁ & ARAUJO, inédito), R2Rj (SÁ, 1993): Mata de Restinga, Rio de Janeiro; RES (FABRIS, 1995): Mata de Restinga, Espírito Santo; RRN (TRINDADE, 1991): Mata de Restinga, Rio Grande do Norte; R1SP, R2SP (SUGYIAMA, 1993): Mata de Restinga, São Paulo; R1PR, R2PR, R3PR, R4PR, R5PR (SILVA, 1990): Mata de Restinga, Paraná. (Adaptado de SCHEEL-YBERT, 2000)



Os sedimentos arqueológicos contêm quase sempre uma grande quantidade de fragmentos de carvão, e seu estudo pode oferecer importantes informações paleoecológicas. Análises fatoriais de correspondência realizadas sobre levantamentos fitossociológicos e sobre dados antracológicos mostraram que, apesar de todos os processos que intervêm desde a coleta da madeira até a análise da amostra, tais como as transformações físicas sofridas pela madeira durante a carbonização e pelos carvões durante os processos pós-depositivos, o cortejo taxonômico obtido pela análise antracológica se aparenta muito ao de associações vegetais atuais.

Fig.19- Análise fatorial de correspondência. Resultados de análise antracológica em sítios do sudeste do Estado do Rio de Janeiro. Sambaqui do Meio em suplementar. (●) Sambaqui do Forte; (Δ) Sambaqui Salinas Peroano; (☆) Sambaqui Boca da Barra; (⊗) Sambaqui do Meio (amostra de carvões sub-atuais); (✱) Sambaqui da Ponta da Cabeça; (○) Sambaqui da Beirada; (■) Sambaqui da Pontinha. (Adaptado de SCHEEL-YBERT, 2000)

REFERÊNCIAS

- AITCHINSON, J. & BROWN, J., 1966. **The lognormal distribution with special reference to it in economics**. Cambridge: Cambridge University Press. 176p.
- ARAUJO, D.S.D., 2000. **Análise florística e fitogeográfica das restingas do estado do Rio de Janeiro**. 176p. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Biologia, Depto. de Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- ARAUJO, D.S.D. & LACERDA, L.D., 1987. A natureza das restingas. **Revista Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, **6(33)**:26-32.
- BADAL-GARCIA, E. & HEINZ, C., 1991. Méthodes utilisées en anthracologie pour l'étude de sites préhistoriques. In: WALDREN, W.H.; ENSENYAT, J.A. & KENNARD, R.C. (Eds.) **IInd Deya International Conference of Prehistory. Recent development in Western Mediterranean prehistory: Archaeological techniques, technology and theory. vol. 1. British Archaeological Reports International Series**, Oxford, **573**:17-47.
- BADAL-GARCIA, E., 1990. **Aportaciones de la antracología al estudio del paisaje vegetal y su evolución en el cuaternario reciente, en la costa mediterranea del País Valenciano y Andalucía (18000-3000 B.P.)**. 321p. Tese (Doutorado em Arqueologia). Universidad de Valencia, Valencia.
- CASTRO, A.A.J.F., 1987. **Florística e fitossociologia de um cerrado marginal brasileiro, Parque Estadual de Vaçununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP**. 231p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas.
- CATHARINO, E.L.M., 1989. **Estudos fisionômico-florísticos e fitossociológicos em matas residuais secundárias no município de Piracicaba, SP**. 181p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas.
- CAVASSAN, O.; CESAR, O. & MARTINS, F.R., 1984. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, **7(2)**:91-106.
- CESAR, O. & LEITÃO FILHO, H.F., 1990. Estudo fitossociológico de mata mesófila semidecídua na Fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **50(2)**:443-452.
- CESAR, O.; PAGANO, S.N.; LEITÃO FILHO, H.F.; MONTEIRO, R.; SILVA, O.A.; MARINIS, G. & SHEPHERD, G.J., 1988. Estrutura fitossociológica do estrato arbóreo de uma área de vegetação de cerrado no município de Corumbataí (Estado de São Paulo). **Naturalia**, São Paulo, **13**:91-101.
- CHABAL, L., 1982. **Méthodes de prélèvement des bois carbonisés protohistoriques pour l'étude des relations homme-végétation**. 54p. Dissertação (DEA em Ecologia Terrestre). USTL, Université Montpellier II, Montpellier.
- CHABAL, L., 1988. Pourquoi et comment prélever les charbons de bois pour la période antique: les méthodes utilisées sur le site de Lattes (Hérault). **Lattara**, Lattes, **1**:187-222.
- CHABAL, L., 1991. **L'Homme et l'évolution de la végétation méditerranéenne des Âges des Métaux à la Période Romaine : recherches anthracologiques théoriques, appliquées principalement à des sites du Bas-Languedoc**. 435p. Tese (Doutorado em Fisiologia e Biologia dos Organismos e das Populações). USTL, Université Montpellier II, Montpellier.

- CHABAL, L., 1997. Forêts et sociétés en Languedoc (Néolithique final, Antiquité tardive). L'anthracologie, méthode et paléoécologie. **Documents d'archéologie française**, Paris, **63**:1-188.
- COSTA, L.G.S., 1992. **Estrutura e dinâmica de trecho de mata mesófila semidecídua, na Estação Ecológica de Ibicatu, Piracicaba, SP**. 187p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- DAGET, Ph. & POISSONET, J., 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. Critères d'application. **Annales Agronomiques**, Paris, **22**(1):5-41.
- DAGET, Ph., 1968. Quelques remarques sur les distributions de fréquences spécifiques dans les phytocénoses. **Oecologia Plantarum**, Amsterdam, **3**:299-312.
- FABRIS, L.C., 1995. **Composição florística e fitossociologia de uma faixa de floresta arenosa litorânea do Parque Estadual de Setiba, município de Guarapari, ES**. 195p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- FIGUEIRAL, I., 1990. **Le nord-ouest du Portugal et les modifications de l'écosystème, du Bronze Final à l'époque romaine, d'après l'anthracanalyse de sites archéologiques**. 162p. Tese (Doutorado em Fisiologia e Biologia dos Organismos e das Populações). USTL, Université Montpellier II, Montpellier.
- GALTON, F., 1879. The geometric mean in vital and social statistics. **Proceedings of the Royal Society**, Londres, **1**(29):365-367.
- GIBBS, P.E. & LEITÃO FILHO, H.F., 1978. Floristic composition of an area of gallery forest near Mogi-Guaçu, State of São Paulo, S.E. Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, **1**:151-156.
- GIBRAT, R., 1930. Une loi des répartitions économiques: l'effet proportionnel. **Bulletin de la Statistique Générale de la France**, Paris, **19**:469.
- GODRON, M., 1984. **Écologie de la végétation terrestre**. Paris: ed. Masson. Collection Abrégés. 196p.
- GODRON, M.; DAGET, Ph.; POISSONET, J. & POISSONET, P., 1971. Some aspects of heterogeneity in grasslands of Cantal (France). In: PATIL, C.P.; PIELOU, E.C. & WATERS, W.E. (Eds.) **International Symposium on Statistical Ecology**. London: The Pennsylvania State Univ. Press. p.597-415.
- GRAU-ALMERO, E., 1990. **El uso de la madera en yacimientos valencianos de la Edad del Bronce a la época visigoda. Datos etnobotánicos y reconstrucción ecológica según la Antracología**. 282p. Tese (Doutorado em Arqueologia). Facultad de Geografía e Historia. Universidad de Valencia, Valencia.
- GUARIM NETO, G.; GUARIM, V.L.M.S. & PRANCE, G.T., 1994. Structure and floristic composition of the trees of an area of cerrado near Cuiabá, Mato Grosso, Brazil. **Kew Bulletin**, Kew, **49**(3):499-509
- GUEDES, R., 1988. Composição florística e estrutura de um trecho de mata perturbada de baixada no município de Magé, Rio de Janeiro. **Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, **29**:155-200.
- HEINZ, C., 1990. Dynamique des végétations Holocènes en Méditerranée nord occidentale d'après l'anthracanalyse de sites préhistoriques: méthodologie et paléoécologie. **Paléobiologie Continentale**, Montpellier, **16**(2):1-212.
- HERINGER, E.P. & PAULA, J.E., 1989. Contribuição para o conhecimento ecodendrométrico de matas ripárias da região centro-oeste brasileira. **Acta Botanica Brasileira**, São Paulo, **3**(2):33-42
- JACQUARD, P.; DAGET, Ph.; POISSONET, J. & LAROCHE, C., 1968. The expression of production potential and botanical composition of a dense herbaceous formation. In: **Proceedings of Symposium on hill land productivity**. Berkshire: European Grassland Federation. p.96-108.
- JANZEN, D.H., 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **The American Naturalist**, Chicago, **104**:501-528.
- JOHANNESSEN, S. & HASTORF, C.A., 1990. A history of fuel management (AD 500 to the present) in the Mantaro valley, Peru. **Journal of Ethnobiology**, Chapel Hill, **10**:61-90.
- KURTZ, B. & ARAÚJO, D.S.D., 2000. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, **51**(78/79):69-111.
- LEDRU, M.P., 1991. **Étude de la pluie pollinique actuelle des forêts du Brésil central: climat, végétation, application à l'étude de l'évolution paléoclimatique des 30 000 dernières années**. 193p. Tese (Doutorado em Geologia do Quaternário). Institut de Paléontologie Humaine, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- MARTINS, F.R., 1993. **Estrutura de uma floresta mesófila**. 2.ed. Campinas: Edit. UNICAMP. Série Teses. 246p.
- MATTHES, L.A.F., 1992. **Dinâmica da sucessão secundária em mata, após a ocorrência de fogo. Santa Genebra - Campinas, São Paulo**. 216p. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas.
- MEGURO, M.; PIRANI, J.R.; MELLO-SILVA, R. & GIULIETTI, A.M., 1996. Caracterização florística e estrutural de matas ripárias e capões de altitude da Serra do Cipó, Minas Gerais. **Boletim de Botânica, USP**, São Paulo, **15**:13-29.
- MENCACCI, P.C. & SCHLITTLER, F.H.M., 1992. Fitossociologia da vegetação arbórea da mata ciliar de Ribeirão Claro, município de Rio Claro, SP. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais...**, São Paulo: Instituto Florestal. p.245-251.

- MILLER, N.F., 1985. Paleoethnobotanical evidence for deforestation in ancient Iran: a case study of urban Malyan. **Journal of Ethnobiology**, Chapel Hill, **5**:1-19.
- NASTRI, V.D.F.; CATHARINO, E.L.M.; ROSSI, L.; BARBOSA, L.M.; PIRRÉ, E.; BEDINELLI, C.; ASPERTI, L.M.; DORTA, R.O. & COSTA, M.P., 1992. Estudos fitossociológicos em uma área do Instituto de Botânica de São Paulo utilizados em programas de educação ambiental. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais...**, São Paulo: Instituto Florestal. p.219-225.
- NEGREIROS, O.C.; CUSTODIO FILHO, A.; DIAS, A.C.; FRANCO, G.A.D.C.; COUTO, H.T.Z.; VIEIRA, M.G.L. & MOURA NETTO, B.V., 1995. Análise estrutural de um trecho de floresta pluvial tropical, Parque Estadual de Carlos Botelho, Núcleo Sete Barras (SP, Brasil). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, **7**(1):1-33.
- NEWSON, L.A., 1991. Paleoethnobotanical analysis of midden remains from the Wanapa site (B-016), Bonaire. In: HAVISER, J.B. (Ed.). **The First Bonaireans**. Appendix I. Curaçao: Archaeological-Anthropological Institute of the Netherlands Antilles, Report n°10. p.242-262.
- OGEREAU, P. & POISSONET, J., 1988. Relations entre les fréquences des espèces et leurs rangs, dans une phytocénose prairiale. **Colloques phytosociologiques, Phytosociologie et Pastorisme**, Paris, **16**:757-768.
- OLIVEIRA FILHO, A.T.; SHEPHERD, G.J.; MARTINS, F.R. & STUBBLEBINE, W.H., 1989. Environmental factors affecting physiognomic and floristic variation in an area of cerrado in central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, **5**:413-431.
- PAGANO, S.N.; CESAR, O & LEITÃO FILHO, H.F., 1989. Estrutura fitossociológica do estrato arbustivo-arbóreo da vegetação de cerrado da Área de Proteção Ambiental (APA) de Corumbataí, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **49**(1):49-59.
- PAGANO, S.N.; LEITÃO FILHO, H.F. & SHEPHERD, G.J., 1987. Estudo fitossociológico em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, **10**:49-61.
- PARETO, V., 1971. **Manual of political economy**. Traduzido de *Manuale di economia politica* (1906) por SCHWIER, A.S. In: SCHWIER, A.S. & PAGE, A.N. (Eds.) New York: A.M.Kelley.
- PARIZZI, M.G., 1993. **A gênese e a dinâmica da Lagoa Santa com base em estudos palinológicos, geomorfológicos e geológicos de sua bacia**. 55p. Dissertação (Mestrado em Geologia). Instituto de Geociências, Depto. de Geologia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- PEIXOTO, A.L. & GENTRY, A., 1990. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, **13**:19-25.
- PEREIRA, O.J. & ARAÚJO, D.S.D., 1995. Estrutura da vegetação entre moitas da formação aberta de Ericaceae no Parque Estadual de Setiba, ES. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, **1**:245-257.
- POISSONET, J., 1968. **Recherche sur les lois générales d'équilibre dans la composition floristique des formations herbacées denses. Premiers résultats et hypothèses**. Montpellier: CEPE. 18p.
- POISSONET, J., 1979. Équilibre et déséquilibre des phytocénoses herbacées. In: **Dixièmes Journées du Grenier de Theix**. INRA. p.461-468.
- POISSONET, P. & POISSONET, J., 1969. **Essai de comparaison de méthodes d'analyse phytosociologiques et agronomiques des formations herbacées denses permanentes**. Montpellier: CNRS-CEPE. Document n°50. 120p.
- PRESTON, F., 1948. The commonness and rarity of species. **Ecology**, Washington, **29**:254-283.
- PRESTON, F., 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. **Ecology**, Washington, **43**(2):185-215; **Ecology**, Washington, **43**(3):410-432.
- RIBEIRO, M.B., 1994. **Paleovegetação e paleoclima no Quaternário tardio da Vereda de Águas Emendadas**. 110p. Dissertação (Mestrado em Geologia). Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília.
- RIZZINI, C.T., 1975. Contribuição ao conhecimento da estrutura do cerrado. **Brasil Florestal**, Brasília, **6**(22):3-15.
- RIZZINI, C.T., 1979. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. vol.2. São Paulo: Hucitec. 373p.
- RODRIGUEZ-ARIZA, M.O., 1992. **Las relaciones hombre-vegetación en el sureste de la península Ibérica durante las edades del Cobre y Bronce a partir de siete yacimientos arqueológicos**. 429p. Tese (Doutorado em Arqueologia e Território). Depto. de Prehistoria e Arqueologia, Universidad de Granada, Granada.
- ROUX, M. & DE NAMUR, C., 2000. Analyses factorielles des correspondances (AFC) sur la végétation dans quelques stations forestières (exemple du Mayombe Congolais et des forêts littorales). In: SERVANT, M. & SERVANT-VILDARY, S. (Eds.) **Dynamique à long terme des écosystèmes forestiers intertropicaux**. Paris: UNESCO. p.281-287.
- SÁ, C.F.C. & ARAÚJO, D.S.D., *inédito*. Dados fitossociológicos, Reserva Ecológica de Jacarepiá, município de Saquarema, RJ. Dados não publicados.
- SÁ, C.F.C., 1993. **Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, município de Saquarema, RJ**. 168p. Dissertação (Mestrado em Botânica). Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- SALGADO-LABOURIAU, M.L. & SCHUBERT, C., 1976. Palynology of Holocene peat bogs from the central Venezuelan Andes. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, Amsterdam, **19**:147-156.

- SALGADO-LABOURIAU, M.L. & SCHUBERT, C., 1977. Pollen analysis of a peat bog from Laguna Victoria (Venezuelan Andes). **Acta Científica Venezolana**, Caracas, **28**:328-332.
- SCARRY, C.M. & NEWSON, L.A., 1992. Archaeobotanical research in the Calusa heartland. In: MARQUARDT, W.H. (Ed.) **Culture and environment in the domain of the Calusa**. Gainesville: Institute of Archaeology and Paleoenvironmental Studies, University of Florida. Monograph 1. p.375-401.
- SCHEEL-YBERT, R., 1998. **Stabilité de l'écosystème sur le littoral sud-est du Brésil à l'Holocène Supérieur (5500-1400 ans BP). Les pêcheurs-cueilleurs-chasseurs et le milieu végétal: apports de l'antracologie**. 520p. Tese (Doutorado em Biologia de Populações e Ecologia), USTL, Université Montpellier II, Montpellier.
- SCHEEL-YBERT, R., 2000. Vegetation stability in the Southeastern Brazilian coastal area from 5500 to 1400 ¹⁴C yr BP deduced from charcoal analysis. **Review of Palaeobotany and Palynology**, Amsterdam, **110**:111-138.
- SCHEEL-YBERT, R., 2002. Evaluation of sample reliability in extant and fossil assemblages. In: THIÉBAULT, S. (Ed.) **Charcoal analysis: methodological approaches, palaeoecological results and wood uses. British Archaeological Reports International Series**, Oxford, **1063**:9-16.
- SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. & EITEN, G., 1987. A hectare of cerrado. I. General aspects of the trees and thick-stemmed shrubs. **Phyton**, Horn, **27**(1):55-91.
- SILVA, A.F. & LEITÃO FILHO, H.F., 1982. Composição florística e estrutura de um trecho da mata atlântica de encosta no município de Ubatuba (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, **5**:43-52.
- SILVA, F.C.; FONSECA, E.P.; SOARES-SILVA, L.H.; MULLER, C. & BIANCHINI, E., 1995. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 3. Fazenda Bom Sucesso, município de Sapopema, PR. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, **9**(2):289-302
- SILVA, S.M., 1990. **Composição florística e fitossociologia de um trecho de floresta de restinga na Ilha do Mel, município de Paranaguá, PR**. 146p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas.
- SILVA, S.M.; SILVA, F.C.; VIEIRA, A.O.S.; NAKAJIMA, J.N.; PIMENTA, J.A. & COLLI, S., 1992. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi, Paraná: 2. Várzea do rio Bitumirim, município de Ipiranga, PR. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais...**, São Paulo: Instituto Florestal. p.192-198.
- SIMONETTI, C., 1993. **Relatório de Impacto Ambiental para a CESP**. Consórcio THEMAG-ENGEA-UMAH. Relatório interno.
- SMART, T.L. & HOFFMAN, E.S., 1988. Environmental interpretation of archaeological charcoal. In: HASTORF, C.A. & POPPER, V.S. (Eds.) **Current paleoethnobotany: analytical methods and cultural interpretation of archaeological plant remains**. Chicago/London: The University of Chicago Press. p.167-205.
- SOLARI, M.E., 1993. **L'Homme et le bois en Patagonie et Terre de Feu au cours des six derniers millénaires: recherches anthracologiques au Chili et en Argentine**. 267p. Tese (Doutorado em Ambiente e Arqueologia). USTL, Université Montpellier II, Montpellier.
- SUGIYAMA, M., 1993. **Estudo de florestas na restinga da Ilha do Cardoso, Cananéia, SP**. 115p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- THOMPSON, G.B., 1994. Wood charcoals for tropical sites: a contribution to methodology and interpretation. In: HATHER, J.G. (Ed.) **Tropical archaeobotany. Applications and new developments**. London, New York: Routledge. p.9-33.
- TOLEDO FILHO, D.V.; LEITÃO FILHO, H.F. & SHEPHERD, G.J., 1989. Estrutura fitossociológica da vegetação de cerrado em Mogi-Mirim (SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, **1**(2):1-12.
- TRINDADE, A., 1991. **Estudo florístico e fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo de um trecho de floresta arenícola costeira do Parque Estadual das Dunas. Natal (RN)**. 168p. Dissertação (Mestrado em Botânica). Depto. de Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- VASCONCELLOS, J.M.O.; DIAS, L.L.; SILVA, C.P. & SOBRAL, M., 1992. Fitossociologia de uma área de mata subtropical no Parque Estadual do Turvo, RS. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais...**, São Paulo: Instituto Florestal. p.252-259.
- VICENTINI, K.R.C.F., 1993. **Análise palinológica de uma vereda em Cromínia, GO**. 99p+anexos. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília. Brasília.
- VINCENT, R.C.; MIYAZAKI, S.L.; GOMES, E.P.C. & MANTOVANI, W., 1992. Estrutura e composição florística do cerrado de Emas, Pirassununga, SP. In: CONGRESSO DA SBSP, 8., 1992, São Paulo. **Anais...**, São Paulo: SBSP, p.139-151.