

Universidade de São Paulo  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

**Amostragem da diversidade de espécies arbóreas em florestas  
tropicais: padrões e limitações de algumas medidas**

Ana Cristina Schilling

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Recursos Florestais. Opção em Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba  
2007

Ana Cristina Schilling  
Engenheira Florestal

**Amostragem da diversidade de espécies arbóreas em florestas  
tropicais: padrões e limitações de algumas medidas**

Orientador:

Prof. Dr. **JOÃO LUIS FERREIRA BATISTA**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Recursos Florestais. Opção em Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba  
2007

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Schilling, Ana Cristina

Amostragem da diversidade de espécies arbóreas em florestas tropicais:  
padrões e limitações de algumas medidas / Ana Cristina Schilling. - -  
Piracicaba, 2007.

83 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2007.  
Bibliografia.

1. Biodiversidade 2. Botânica (Classificação) 3. Comunidades vegetais  
4. Ecologia vegetal 5. Florestas tropicais I. Título

CDD 634.90913

**“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”**

## Agradecimentos

Ao professor João Luis Ferreira Batista, pelos exemplos, pela orientação, pela companhia nas leituras, nos tropeços, nos desânimos e nas reviravoltas da tese e da vida.

Ao professor Jaime Martinez, que me fez descobrir esse caminho, depois de muitas mudas de araucária em saquinhos de leite e suas aulas muito além da biologia dos vestibulares.

Aos meus pais, Liane e Irineu, pelas oportunidades, por sempre estarem presentes, mesmo nas ausências, e por todo o apoio. À minha avó, Dora, que sempre me acompanhou, e Dedé, que desde 79 se faz presente, nas risadas e nas birras, com seu jeito quieto, mas certo.

À UESC, pela oportunidade e apoio.

Aos colegas da UESC, e especialmente meus colegas/amigos da estatística: Faria, Irene, Jaenes, Marcelo e Sergio, pela ajuda na saída e pela (ótima) expectativa da volta.

À FAPESB, pela bolsa de estudos.

À FAPESP, pelo financiamento do projeto “Métodos de Inventário da Biodiversidade de Espécies Arbóreas”.

Aos professores Adriana Martini, Hilton Thadeu Zarate do Couto, Paulo Inácio Prado, Ricardo Rodrigues e Sergius Gandolfi, pelas valiosas sugestões ao trabalho feitas no exame de qualificação.

À todos do LMQ, pela melhor das acolhidas, pelas conversas, cafés, risadas, pela convivência sempre agradável em todos os momentos, mesmo os nem tão agradáveis, com todos os professores e os colegas que ao longo desses quatro anos chegaram, partiram e algumas vezes voltaram. E em especial, meus “irmãos de orientador”, Carol, Edgar, Mauricio, Melissa e Robson, pelo companheirismo e apoio fundamental e constante.

Ao Jeferson, a quem não existem palavras suficientes para agradecer, por toda a ajuda, toda a calma, amizade, paciência e principalmente pelos belíssimos exemplos.

Aos professores e funcionários do LCF, pela ajuda, pela perene boa vontade e simpatia na convivência quase diária, e pelas conversas nos cafés das 9, que deixaram saudades.

Aos amigos e colegas do curso, pela convivência e aprendizado.

À maravilhosa família Batista – Michele, Debora, João e as “meninas” – pela acolhida, conversas, boa música, apoio e amizade.

Aos amigos infinitamente improváveis, em especial Ana Rochadel, Benilton, Carlos Irineu e Leandro, pela companhia nas madrugadas e pelas risadas e conversas aleatórias sobre assuntos bem distantes da tese (ufa!), pelas dicas de livros, de músicas, da vida, do universo e tudo mais.

Ao Fernando, pela presença e suas 1342 formas de tornar os dias cinzentos mais coloridos.

Ao Benilton, Moli e Pedro pelas ajudas salvadoras de R e LaTeX (afinal, essa tese precisava de margens), e pela paciência infinda para responder as banalidades que eu perguntava.

À Daniela Talora, pelas sugestões, discussões, ajuda, companhia e amizade ao longo desses quatro anos.

Ao Valerio Melo, por ler e reler, pelos palpites (mesmo os ignorados) e pela ajuda na correria final.

Aos amigos, mesmo os não diretamente envolvidos com a tese, mas que sempre estiveram presentes, com carinho, paciência e bom humor. A vida se fragmenta, e nesses fragmentos o que importa são as pessoas, que inúmeras vezes estão interligadas. Amigos de Ilhéus, de antes, durante e depois: Adri e Gil, Adriana e Paulo Inácio, Alexandre, Ana Amélia, André Amorin, Andrea e Lucio, Candida e Jaenes, Cintia, Claudia, Debora e Julio, Dio e Marcelo, Jaque e Jorge (e as “minhas” meninas), Lindomar, Licia e Olimpio, Maria Eugênia, Mariana, Paulo César, Sofia, Solange, Talita, Valeria, Vania Torga, Vania e Gustavo, Raquel, Zeca e . . . todos! Amigos de Piracicaba, de durante e para sempre, espero: Ana Alice, Ana Clara, Carol e PC, Claudia Coelho, Claudia Ianelli, Dani “Cut”, Denise, Gisele, Joyce, Luiz Faria, Melissa e Bruno, Oka, Rafinha, Robson, Sem Rumo, Thiago, Vania, Wiri, Zé Mauro e . . . me falta fôlego para a lista completa de tantas e tão importantes presenças. Que ninguém se perca nas voltas da vida, e que a gente sempre se encontre, por aí . . .

“It is a tribute to our ignorance about these forests that the most obvious question: *Why are they so rich in tree species?* continues to poses a difficult challenge.”  
(Hubbel e Foster, 1983)

# SUMÁRIO

RESUMO . . . . .	8
ABSTRACT . . . . .	9
1 INTRODUÇÃO . . . . .	10
Referências . . . . .	12
2 CURVA DE ACUMULAÇÃO DE ESPÉCIES E SUFICIÊNCIA AMOSTRAL EM FLORESTAS TROPICAIS . . . . .	13
Resumo . . . . .	13
Abstract . . . . .	13
2.1 Introdução . . . . .	14
2.2 A curva espécie-área . . . . .	14
2.3 A Curva do Coletor . . . . .	16
2.4 O Conceito de Suficiência Amostral . . . . .	21
2.5 Considerações finais . . . . .	24
Referências . . . . .	25
3 AUSÊNCIA DE ESTABILIZAÇÃO DA CURVA DE ACUMULAÇÃO DE ESPÉCIES EM FLORESTAS TROPICAIS . . . . .	31
Resumo . . . . .	31
Abstract . . . . .	31
3.1 Introdução . . . . .	31
3.2 Material e Métodos . . . . .	35
3.2.1 Áreas de estudo . . . . .	35
3.2.2 Amostragem . . . . .	35
3.2.3 Análise . . . . .	36
3.3 Resultados e Discussão . . . . .	37
3.4 Conclusões . . . . .	42
Referências . . . . .	42
4 UMA ABORDAGEM COMPARATIVA DOS PADRÕES DE ACUMULAÇÃO DE ESPÉCIES EM FLORESTAS TROPICAIS . . . . .	46
Resumo . . . . .	46
Abstract . . . . .	46
4.1 Introdução . . . . .	46
4.2 Material e Métodos . . . . .	49
4.2.1 Áreas de estudo . . . . .	49
4.2.2 Amostragem . . . . .	50

4.2.3 Análise . . . . .	50
4.3 Resultados . . . . .	52
4.4 Discussão . . . . .	54
4.5 Conclusão . . . . .	64
Referências . . . . .	64
5 ESTIMATIVAS DE DIVERSIDADE ARBÓREA EM FLORESTAS TROPICAIS ATRAVÉS DE ÍNDICES DE DIVERSIDADE E DISTINÇÃO TAXONÔMICA . . . . .	67
Resumo . . . . .	67
Abstract . . . . .	67
5.1 Introdução . . . . .	67
5.2 Material e métodos . . . . .	70
5.2.1 Áreas de estudo . . . . .	70
5.2.2 Amostragem . . . . .	71
5.2.3 Tabela de espécies . . . . .	71
5.2.4 Cálculo dos índices . . . . .	72
5.2.5 Simulações de amostragem . . . . .	73
5.3 Resultados . . . . .	73
5.4 Discussão . . . . .	76
5.5 Conclusão . . . . .	81
Referências . . . . .	81

## RESUMO

### **Amostragem da diversidade de espécies arbóreas em florestas tropicais: padrões e limitações de algumas medidas**

A descrição dos padrões de acumulação de espécies com o aumento da área amostrada, através da curva de acumulação de espécies, tem diversas aplicações no estudo de comunidades vegetais. Porém o uso dessa relação como uma ferramenta para determinar a suficiência amostral em estudos fitossociológicos apresenta problemas metodológicos, como a arbitrariedade da ordem de entrada das unidades amostrais na construção da curva e a pressuposição de que um patamar será obtido no ponto em que o aumento da área amostrada não acrescentar novas espécies à amostra; e também problemas relacionados ao conceito de comunidade vegetal utilizado, que é considerada como uma entidade espacialmente discreta com composição de espécies fixa e definida. Em florestas tropicais a definição desses limites é dificultada pela alta riqueza de espécies e pela falta de estabilização da curva mesmo com grandes tamanhos de amostra. Utilizando dados de três formações florestais tropicais, foram obtidas curvas médias de acumulação de espécies e seus intervalos de confiança empíricos através de procedimentos de aleatorização, que enfatizaram o caráter assintótico da curva e evidenciaram a ausência de um ponto de inflexão para a determinação objetiva de um tamanho ótimo de amostra. Entretanto, o uso dos padrões de acumulação de espécies em estudos comparativos, seja em formações diferentes ou locais dentro de uma mesma formação, mostrou ser mais informativo. A análise das variações das estimativas de riqueza e do padrão de acumulação de espécies com tamanhos crescentes de amostra indicam que é possível identificar níveis de amostragem que permitem a distinção e a comparação entre locais. Por fim, considerando as limitações das medidas tradicionais de diversidade, como a dependência do esforço amostral, foram utilizados os índices de diversidade e distinção taxonômica para caracterizar e comparar a diversidade das diferentes formações estudadas. Além da vantagem de incorporar as diferenças taxonômicas entre as espécies à estimativa de diversidade, esses índices ainda apresentaram independência do esforço amostral e menor variabilidade, permitindo sua utilização na comparação entre áreas que tenham sido amostradas com diferentes intensidades.

Palavras-chave: Relação espécie-área; Curva de acumulação de espécies; Suficiência amostral; Diversidade de espécies; Diversidade taxonômica; Distinção taxonômica

## **ABSTRACT**

### **Sampling of tree species diversity in tropical forests: patterns and limitations of some measures**

The description of species accumulation patterns with the increase of sampled area using the species accumulation curve has many applications to plant community studies. The use of this relation as a tool to determine the sampling sufficiency in phytosociological studies, therefore, shows methodological problems such as the arbitrariness in the order of sampling units for the curve construction and the assumption that this curve tend to a flat line with the increase of sampled area. Another constraint is the plant community concept adopted, where the plant community is saw like a spatially discrete entity with fixed species composition. In tropical forests, the identification of communities boundaries is particularly difficult and, due to their high species richness, the species accumulation curves do not become flat, even with large sample sizes. Data from a sample of 5,74ha in three tropical forests showed a mean species accumulation curves, with empiric confidence intervals obtained by randomization procedures, which emphasized the asymptotical character of the curve. The curve also stressed the absence of a inflection point and indicated that it is not possible to objectively define a optimum sample size. Therefore the use of species accumulation patterns is more informative in comparative studies, either within or between plant formations, than in the description of a given individual study area. The analysis of the variations in richness estimates and species accumulation patterns with increasing sample sizes indicated that is possible to identify optimal sampling sizes in the comparison of different forest areas that allows to distinguish them. Finally, considering the limitations of traditional diversity measures, such as sampling effort dependency, diversity and distinctness taxonomic indexes were used to characterize and compare the diversity of the three different plant formations. Besides the advantage of incorporating the taxonomic differences among species, these indexes showed independence of sampling sizes and had estimates of low variability, which allows their utilization in comparisons of areas sampled with different intensities.

**Keywords:** Species-area relations; Species-accumulation curve; Sampling sufficiency; Species diversity; Taxonomic diversity; Taxonomic distinctness

# 1 INTRODUÇÃO

O estudo da biodiversidade, conceito que inclui todos os aspectos da diversidade biológica, desde a variação genética até a de ecossistemas, adquiriu maior importância a partir do crescimento das preocupações com a conservação dos recursos naturais.

Nesse contexto, as florestas tropicais são de particular importância, pois uma das suas características mais marcantes é a riqueza de espécies excepcionalmente alta, combinada ao grande número de espécies raras e endêmicas. Apesar de cobrirem apenas cerca de 7% da superfície terrestre, as florestas tropicais contêm mais da metade das espécies da biota mundial, e estima-se que cerca de dois terços das espécies vegetais ocorram nos trópicos (WILSON, 1988; WHITMORE, 1998).

As decisões políticas e de gerenciamento, destinadas tanto a avaliar e conservar a biodiversidade como a mitigar os impactos de sua perda devem basear-se na compreensão da sua natureza e amplitude de mudanças (YOUNÉS, 2001). Nesse sentido, assume grande importância a ênfase no aspecto mensurável da diversidade biológica, que permite quantificá-la localmente e comparar diferentes regiões.

Em geral são reconhecidas três formas de quantificação da biodiversidade: através da determinação do número de espécies presentes (riqueza de espécies); pela descrição da abundância de indivíduos dessas espécies (modelos de abundância) ou usando medidas (índices de diversidade) que combinem esses dois componentes – riqueza e abundância (MAGURRAN, 2004; KREBS, 1999).

Apesar de considerar apenas um dos aspectos da biodiversidade, a riqueza de espécies é sua medida mais utilizada, e esses termos muitas vezes são usados com sentido comum. Ainda assim, segundo Gaston (1996), há evidências de que diferenças na riqueza de espécies entre comunidades podem estar relacionadas com diferenças em algumas outras medidas de diversidade, justificando o seu uso como estimador da diversidade de um local.

Uma das formas de estimar a riqueza de espécies é através da curva espécie-área (ou, mais especificamente, da curva de acumulação de espécies), onde o número de espécies observadas é uma função do esforço amostral, medido geralmente em número ou densidade de indivíduos (MAGURRAN, 2004). As discussões sobre as relações espécie-área e suas implicações para a descrição de comunidades biológicas, são relativamente antigas (ARRHENIUS, 1921; GLEASON, 1922), e pode-se afirmar que essa relação é simplesmente a compilação do número de espécies por unidade de área, observando-se que o aumento da área amostrada implica em encontrar mais espécies, mas a uma taxa decrescente, o que deveria levar a uma estabilização da curva. Devido à expectativa de ocorrência desse patamar, tornou-se usual estimar a chamada suficiência amostral

em levantamentos florísticos e fitossociológicos através do ponto de estabilização da curva de acumulação de espécies.

Assim, é importante distinguir entre o uso da relação espécie-área para caracterizar comunidades vegetais e o uso dessa relação para definir questões relativas à amostragem dessas comunidades, como a suficiência amostral. Em relação ao primeiro aspecto, a curva espécie-área permite observar características importantes da comunidade, como o número máximo de espécies e o padrão de acumulação da curva, que deve ser diferente para diferentes ambientes. Por outro lado, o uso da relação espécie-área, através da chamada curva do coletor, para determinar o tamanho ótimo da amostra apresenta diversas limitações, relacionadas tanto com a forma como é feita a amostragem quanto com a construção da curva propriamente dita.

Os índices de diversidade (como Shannon e Simpson), que combinam informações sobre a riqueza e a abundância de espécies numa única medida, são frequentemente utilizados a despeito de suas limitações na descrição da diversidade de florestas tropicais. Essas medidas são dependentes do esforço amostral e assumem pressuposições dificilmente verificáveis para o estrato arbóreo desses ambientes, como a distribuição aleatória das espécies (MAGURRAN, 2004). Além disso, ao se comparar a diversidade entre diferentes áreas, pode ser importante considerar não somente o número de espécies, mas as diferenças taxonômicas entre elas, conforme discutido por Vane-Wright, Humphries e Williams (1991).

Neste trabalho serão discutidos alguns aspectos relacionados à amostragem do componente arbóreo em florestas tropicais e formas de quantificar e caracterizar a sua diversidade.

O segundo capítulo aborda questões relativas ao uso da curva de acumulação de espécies como forma de determinar a suficiência amostral em florestas tropicais, e como alguns dos conceitos de uso corriqueiro nessa área são empregados de forma dúbia ou mesmo equivocada.

No terceiro capítulo é feita a demonstração da inadequação da curva de acumulação de espécies para determinar o tamanho da amostra em estudos florísticos e fitossociológicos. Para isso foram utilizados dados de quatro grandes levantamentos feitos em florestas tropicais distintas, com uma intensidade de amostragem muito maior que a usual nesse tipo de levantamento.

A curva de acumulação de espécies pode ser utilizada como descritor dos padrões de acumulação de espécies de um ambiente e, possivelmente, como ferramenta para comparar ambientes distintos. Assim, no quarto capítulo, os padrões de acumulação de espécies utilizando tamanhos de amostra crescentes em diferentes formações florestais são comparados, visando caracterizar essas áreas.

Por fim, o quinto capítulo aborda a utilização e as propriedades dos índices de diversidade e distinção taxonômica, desenvolvidos por Warwick e Clarke (1995), como estimadores da diversidade arbórea em diferentes formações florestais. Esses índices, que consideram as diferenças taxonômicas entre os indivíduos, ainda apresentam importantes propriedades estatísticas, como a

independência do esforço amostral, tornando-os possíveis alternativas às formas tradicionais de mensuração da diversidade.

### **Referências**

ARRHENIUS, O. Species and area. **Journal of Ecology**, London, v. 9, p. 95-99, 1921.

GASTON, K.J. Species richness: measure and measurement. In: GASTON, K.J. (Ed.). **Biodiversity, a biology of numbers and difference**. Oxford: Blackwell Science, 1996. chap. 4, p.77-113.

GLEASON, H.A. On the relation between species and area. **Ecology**, Washington, v. 3, p. 158-162, 1922.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. 2nd ed. Menlo Park: Benjamin Cummings, 1999. 620 p.

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 256 p.

VANE-WRIGHT, R.I.; HUMPHRIES, C.J.; WILLIAMS, P.H. What to protect? – Systematis and the agony of choice. **Biological Conservation**, Liverpool, v. 55, p. 235-254, 1991.

WARWICK, R.M., CLARKE, K.R. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 129, p. 301-305, 1995.

WILSON, E.O. A situação atual da diversidade biológica. In: WILSON, E.O. (Ed.). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1988. p. 3-24.

WHITMORE, T.C. An introduction to tropical rain forests. 2nd ed. Oxford: Oxford University Press, 1998. 282 p.

YOUNÉS, T. Ciência da biodiversidade: questões e desafios. In: GARAY, I.; DIAS, B.F.F (Ed.). **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Petrópolis: Vozes, 2001. p. 29-42.

## **2 CURVA DE ACUMULAÇÃO DE ESPÉCIES E SUFICIÊNCIA AMOSTRAL EM FLORESTAS TROPICAIS**

### **Resumo**

O uso da relação espécie-área, ou curva de acumulação de espécies, para determinar a suficiência amostral em estudos fitossociológicos é uma técnica usual, porém controversa. A definição de um tamanho ótimo de amostra está baseado na idéia de que quanto maior o tamanho da amostra, maior o número de espécies que será encontrado, mas a uma taxa decrescente, até o ponto em que a curva estabiliza e torna-se horizontal. Esse ponto seria a área mínima necessária para representar a comunidade. Entretanto, esse conceito assume que a comunidade vegetal é uma entidade espacialmente discreta com composição de espécies fixa e definida. Em florestas tropicais, por sua vez, a definição dos limites das comunidades torna-se particularmente difícil e, devido à alta riqueza de espécies, a curva não apresenta estabilização mesmo com grandes tamanhos de amostra. Assim, a curva de acumulação de espécies é inapropriada como técnica de determinação do tamanho ótimo de amostra em florestas tropicais, por não apresentar o comportamento esperado. Além disso, o conceito de suficiência amostral em si está baseado numa definição problemática de comunidade vegetal.

Palavras-chave: Relação espécie-área; Curva de acumulação de espécies; Suficiência amostral; Fitossociologia

### **Abstract**

The use of the species-area relationship, or the accumulation species curve, to determine sampling sufficiency in phytosociological studies is a current technique, despite of being a controversial issue. The definition of an optimum sample size is based on the idea that the larger the sample size, the greater the number of species in the sample, but the rate of increase becomes progressively smaller so the curve tend to flat line. The point where the curve becomes horizontal is the minimal area to represent the plant community: the sampling sufficiency. This concept assumes that the plant community is a spacially discrete entity with fixed species composition. In tropical forests, the identification of communities boundaries is particularly difficult and, due to their high species richness, the species accumulation curves do not become flat, even with large sample sizes. The species accumulation curve is unsuitable to determine optimum sample size in tropical forests because these curves do not behave as expected, and the concept of sampling sufficiency itself rests upon a problematic definition of plant community.

Keywords: Species-area relation; Species-accumulation curve; Sampling sufficiency; Phytosociology

## 2.1 Introdução

A suficiência amostral é um conceito quantitativo (ou quasi-quantitativo) utilizado em estudos fitossociológicos para informar se a amostra utilizada é “representativa” da comunidade vegetal em estudo. A idéia de representatividade nesse caso está relacionada à indicação de que a composição florística e a densidade de árvores por espécie está adequadamente amostrada. A curva do coletor, por sua vez, é uma técnica que surgiu da relação espécie-área, considerada de grande importância na caracterização de comunidades vegetais, e que vem sendo extensivamente utilizada em estudos de fitossociologia (particularmente no Brasil) para indicar a suficiência amostral. Entretanto, vários autores (HOPKINS, 1957; MARTINS; SANTOS, 1999; RICE; KELTING, 1955) já expressaram desconforto com o conceito de suficiência e com o uso da curva do coletor como forma de determinar a adequação de uma amostra para estudos de ecologia vegetal.

Nesse contexto, é importante distinguir o uso da relação espécie-área na caracterização de comunidades vegetais do uso dessa relação na definição de questões relativas à amostragem dessas comunidades. Segundo Kilburn (1966) as pesquisas sobre a relação espécie-área se concentraram em quatro aspectos principais: 1) predição do número de espécies em grandes áreas; 2) determinação da expressão matemática precisa da relação; 3) determinação do tamanho ótimo da amostra e 4) determinação da área mínima de uma comunidade. O foco do presente trabalho é discutir o terceiro aspecto: a determinação do tamanho ótimo da amostra como forma de abordar a questão da suficiência amostral.

Assim, os objetivos desse trabalho são revisar a utilização da curva espécie-área como forma de determinar a adequação de uma amostra; analisar o conceito de suficiência amostral como forma de assegurar uma representação apropriada da comunidade vegetal em estudos ecológicos e, finalmente, discutir métodos alternativos à suficiência amostral e à curva espécie-área para analisar a adequação de amostras em estudos de ecologia vegetal.

## 2.2 A curva espécie-área

Em 1835, Watson apud Hill, Curran e Foody (1994) foi o primeiro a citar que o número de espécies tende a aumentar contínua e monotonicamente com a área. Porém, a ênfase na expressão matemática da relação ocorreu somente a partir dos trabalhos de Arrhenius (1921) e Gleason (1922, 1925). Esses autores alimentaram uma controvérsia sobre a validade da fórmula empírica proposta por Arrhenius (1921), em que a soma das probabilidades de encontrar cada espécie em particular em uma área dava o número provável de espécies dessa área, e que teve sua correção demonstrada para diversos tamanhos de amostra. Numa crítica a esse trabalho, Gleason (1922) sustenta que a equação proposta por Arrhenius está totalmente errada, pois, caso estivesse correta, o número de espécies deveria aumentar continuamente com o aumento da área. Ou seja, se a associação fosse

uniforme em relação à sua composição, e se uma parcela tivesse tamanho suficiente para conter todas as espécies, áreas maiores não acarretariam um aumento no número de espécies. Outro ponto destacado por Gleason na sua crítica ao trabalho de Arrhenius é a ausência de informação sobre a alocação das parcelas, se contíguas ou distribuídas sobre a área de estudo, e justifica essa preocupação com o argumento de que o uso de parcelas disjuntas provoca uma taxa de crescimento do número de espécies a princípio mais rápida, para então diminuir até se equiparar aos valores para parcelas contíguas. Dessa forma, o tamanho da amostra (que é baixo quando o número de espécies cresce rapidamente) não é uma constante - apenas pode parecer uma constante em pequenas áreas.

O estudo da curva espécie-área levou Braun-Blanquet (1932) a propor o uso dessa curva para indicar o “tamanho mínimo” de uma comunidade (associação). Essa “área mínima” foi definida como a menor área que pode conter uma representação adequada da comunidade, e o ponto em que a curva espécie-área torna-se aproximadamente horizontal determina o chamado “número mínimo” ou “combinação característica” de espécies. Porém, segundo Cain (1938), esse tamanho mínimo não garante por si só a representatividade da amostra, pois Braun-Blanquet utilizara povoamentos menores que a área mínima sob o argumento de que de qualquer forma seria necessário observar a presença da combinação característica de espécies na área escolhida, e que mesmo uma área maior do que a área mínima poderia não conter todas as espécies características daquela associação. Cain (1938) também comenta os trabalhos de alguns fitossociólogos americanos usando a curva espécie-área para estudar problemas de amostragem relacionados à seleção de um tamanho apropriado de parcela e ao menor número de parcelas necessário para amostragem.

Mueller-Dombois e ElleMBERG (1974) enfatizam a necessidade de distinguir a questão da amostragem de comunidades vegetais nos métodos de classificação e de ordenação. Nos métodos de classificação, relacionados à escola de Zürich-Montpellier e ao método relevé, de Braun-Blanquet, o objetivo é a descrição de uma comunidade (associação, segundo o conceito original) em termos principalmente florísticos, visando determinar a área mínima necessária para representar a comunidade. Nesse caso, a presença ou ausência de espécies é mais importante que variações menores nos aspectos quantitativos. Já no método de ordenação, relacionado à escola Anglo-Americana, o objetivo é obter uma representatividade estatística de atributos quantitativos da comunidade, como densidade, frequência e cobertura (dominância) por espécie. Para isso são utilizadas diversas parcelas distribuídas, aleatória ou sistematicamente, sobre a área de estudo, e a presença ou ausência de espécies é considerada menos importante do que as variações, mesmo que pequenas, nos aspectos quantitativos.

Os diferentes objetivos dos métodos de amostragem descritos acima implicam em diferenças fundamentais na forma de construção da curva espécie-área. A curva construída pela agregação, ligada ao conceito de área mínima da associação, pressupõe o uso de uma parcela única formada a partir da lista de espécies em uma parcela relativamente pequena, que é gradativamente aumentada

(normalmente dobrando seu tamanho) e tem as espécies adicionais contadas. Esse procedimento continua até que a adição de novas áreas não acrescenta mais novas espécies ou, ao menos, um número significativo delas (BRAUN-BLANQUET, 1932; MUELLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974). Por esse sistema, a maior parcela sempre contém todas as anteriores, e é então definida uma ordem não-arbitrária para a construção da curva espécie-área. Porém, quando essa curva é construída de acordo com o conceito de representação quantitativa da comunidade vegetal, são utilizadas várias parcelas, geralmente pequenas e disjuntas, e a ordem de entrada das parcelas torna-se arbitrária.

Assim, pode-se dizer que a discussão sobre a utilização de uma parcela única, em geral de um hectare, ou de uma série de parcelas disjuntas, remete a uma distinção histórica entre a escola de Zürich-Montpellier, que apresenta uma abordagem mais qualitativa, e a escola Anglo-Americana, com uma abordagem mais quantitativa e estatística. A amostragem por parcela única remete a uma abordagem científica em que a comunidade vegetal é entendida como uma associação de espécies de plantas que pode ser espacialmente delimitada, reconhecida e identificada no campo, na forma de “stands” (BRAUN-BLANQUET, 1932; DAUBENMIRE, 1968) e entendida principalmente em termos da composição florística de cada stand. Já a amostragem através de parcelas disjuntas está relacionada a uma abordagem científica onde a comunidade é representada por atributos quantitativos das espécies, individualmente, de modo a ter representatividade estatística. Entretanto, apesar de suas diferenças, as duas abordagens buscaram na curva espécie-área uma forma objetiva de determinar o tamanho ótimo da amostra, entendendo-se esse “ótimo” como a combinação característica de espécies da comunidade.

Pielou (1977) comenta que a construção de uma verdadeira curva espécie-área requer parcelas independentes, e sugere o uso do termo “curva do coletor” para se referir ao caso de parcelas agrupadas, como na metodologia consagrada para determinação da área mínima da comunidade (CAIN, 1959), em que uma parcela única tem seu tamanho aumentado gradativamente, podendo-se considerar a parcela toda como um agrupamento de parcelas. Porém, em estudos fitossociológicos no Brasil (Tabela 2.1), usa-se a denominação “curva do coletor” indistintamente, tanto em parcelas únicas como disjuntas.

### **2.3 A Curva do Coletor**

A distinção entre os termos “curva espécie-área” e “curva do coletor” torna-se importante devido às diferentes questões ecológicas que são abordadas em cada caso. Colwell e Coddington (1994) utilizam o termo “curva de acumulação de espécies” para as curvas construídas com dados de habitats aproximadamente homogêneos no tempo e no espaço, e a expressão “curva espécie-área” é reservada para padrões biogeográficos, o que torna implícita a heterogeneidade da área.

No presente trabalho, o termo “curva do coletor” tem sentido equivalente ao da expressão “curva

Tabela 2.1 – Trabalhos publicados em periódicos nacionais, nos últimos 5 anos, utilizando a curva do coletor para determinar a suficiência amostral

<b>Citação</b>	<b>Formação Florestal</b>	<b>Parcelas</b>
Fonseca e Rodrigues, 2000	Estacional semidecídua	Disjuntas
Kurtz e Araújo, 2000	Ombrófila densa	Disjuntas
Longui et al., 2000	Estacional decídua	Disjuntas
Melo et al., 2000	Ombrófila densa	Disjuntas
Nappo, Fontes e Oliveira-Filho, 2000	Estacional semidecídua e ombrófila mista	Disjuntas
Nappo, Oliveira-Filho e Martins, 2000	Estacional semidecídua e ombrófila mista	Disjuntas
Rondon Neto et al., 2000	Estacional semidecídua montana	Disjuntas
Yared, Couto e Leite, 2000	Ombrófila densa	Disjuntas
Armelin e Mantovani, 2001	Ombrófila densa	Disjuntas
Gama et al., 2001	Ombrófila densa	Disjunta
Negrelle e Lechtenberger, 2001	Ombrófila mista	Disjuntas
Bentes-Gama et al., 2002	Ombrófila densa	Disjuntas
Rondon Neto et al., 2002a	Ombrófila mista	Disjuntas
Rondon Neto et al., 2002b	Ombrófila mista montana	Disjuntas
Sztutman e Rodrigues, 2002	Restinga e Ombrófila	Contíguas
Coelho et al., 2003	Ombrófila densa	Disjuntas
Gama et al., 2003	Várzea baixa e alta	Disjuntas
Araújo et al., 2004	Estacional decídua	Disjuntas
Assunção e Felfili, 2004	Cerrado	Disjuntas
Budke et al., 2004	Estacional decídua	Disjuntas
Costa, 2004	Ombrófila densa	Disjuntas
Dorneles e Waechter, 2004a	Restinga	Disjuntas
Dorneles e Waechter, 2004b	Restinga	Disjuntas
Fonseca e Silva Jr, 2004	Cerrado	Disjuntas
Silva e Scariot, 2004	Estacional decídua	Disjuntas
Silva et al., 2004	Estacional semidecídua	Disjuntas
Silva Jr., 2004	Cerrado	Disjuntas
Nappo et al., 2005	Estacional semidecídua e ombrófila mista	Disjuntas
Oliveira e Amaral, 2005	Ombrófila densa	Disjuntas

de acumulação de espécies” usada por Colwell e Coddington (1994). Admitindo-se essa definição, o estudo de uma comunidade vegetal homogênea no tempo e no espaço pode ter sua relação entre riqueza de espécies e unidades amostrais representada pela curva do coletor (ou curva de acumulação de espécies). Essas unidades amostrais podem ser o número de parcelas, a área acumulada das parcelas, pontos amostrais (método de quadrantes) ou o número acumulado de indivíduos.

O uso da curva do coletor na definição do tamanho ótimo da amostra, ou para determinação da suficiência amostral, apresenta uma série de limitações. A primeira delas está relacionada à arbitrariedade da ordem de entrada das unidades amostrais na construção da curva (COLWELL; CODDINGTON, 1994; MARTINS; SANTOS, 1999), possibilitando gerar uma curva diferente para cada ordenação. Como conseqüência disso, tem-se que qualquer interpretação a respeito da forma da curva, ou de variações nessa forma a partir de um padrão básico esperado, é inválido se essa curva tiver sido gerada a partir de uma ordem arbitrária. Por exemplo, a observação de pequenas variações depois do ponto de estabilização da curva poderiam ser interpretados como a amostragem de uma comunidade diferente da original. Porém, se a curva tivesse sido construída observando uma outra ordem arbitrária qualquer tais saltos poderiam nem sequer ter sido observados. Uma exceção a esse caso é o estudo de gradientes no tempo ou no espaço, onde há uma ordem natural das unidades ao longo do gradiente (COLWELL; CODDINGTON, 1994).

Diversos autores utilizam técnicas de modelagem da curva do coletor, baseadas em regressão linear ou não-linear, para tentar definir um ponto de estabilização para a curva de acumulação de espécies (BENTES-GAMA et al., 2002; BUDKE et al., 2004; GAMA et al, 2001,2003; NAPPO; FONTES; OLIVEIRA-FILHO, 1999, 2000; NAPPO; OLIVEIRA- FILHO; MARTINS, 2000; RON-DON NETO et al., 2000). Entretanto, se a ordem das unidades é arbitrária, essa alternativa também não é válida, pois não há como utilizar o número acumulado das unidades amostrais como variável numa regressão e, de forma análoga à representação gráfica da curva, cada ordem das unidades amostrais resultaria num modelo de regressão diferente.

Assim, considerando-se que qualquer ordem das unidades amostrais é arbitrária, a única forma apropriada de se construir uma curva do coletor seria obter um grande número de curvas a partir de várias ordenações distintas, geradas aleatoriamente, e então calcular uma curva média (COLEMAN et al., 1982). Essa curva média resultante é bastante distinta da maior parte das observadas em trabalhos de fitossociologia, pois é suave, com curvatura geralmente inferior à curva gerada com ordem arbitrária e não apresenta patamares (Figura 2.1). Outra vantagem da aleatorização da ordem de entrada das unidades amostrais é a possibilidade de construir intervalos de confiança empíricos para a curva do coletor.

Contudo, tradicionalmente o procedimento mais usado para definir a suficiência amostral a partir da curva do coletor, apesar de equivocado, é a “inspeção visual” da curva para identificar o “ponto onde se inicia o patamar”. Cain (1938) já argumentava que a visualização do patamar é

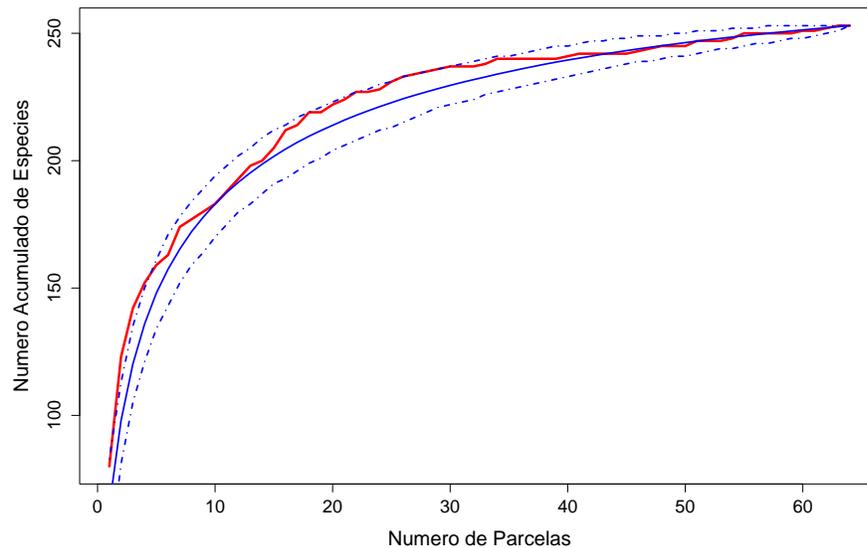


Figura 2.1 – Curva média de acumulação de espécies (linha contínua suavizada), intervalos de confiança de 95% (linhas tracejadas) e curva de acumulação de espécies utilizando a ordem de observação dos dados (linha irregular) para floresta ombrófila densa, P. E. de Carlos Botelho

fundamentalmente um artifício gráfico, pois dependendo da relação entre o comprimento dos eixos  $x$  e  $y$  (abscissas e ordenadas) o patamar pode ou não ser visualizado. Por exemplo, uma abscissa longa grafada contra uma ordenada curta sempre resultará na visualização de um “patamar” (Figura 2.2).

A própria idéia da existência de um patamar, entendido como o ponto em que a inclusão de unidades amostrais não resultaria na inclusão de novas espécies na amostra, é outro aspecto limitante da curva do coletor. Mesmo que esse ponto seja atingido em florestas de altas latitudes ou em comunidades vegetais herbáceas, ele provavelmente não será observado em biomas florestais tropicais onde a diversidade de espécies é muito grande (CAIN; CASTRO, 1959; MÜELLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974). A obtenção de grandes amostras em florestas tropicais confirma o fato de que os patamares observados nas curvas do coletor são fundamentalmente ilusões gráficas. Os gráficos apresentados na Figura 2.2, por exemplo, foram obtidos a partir da amostragem de uma área total de 5,76 ha, utilizando 64 parcelas disjuntas de 900 m<sup>2</sup>. Nessa amostra, bem maior que as usuais em estudos de ecologia vegetal, foram encontradas 9544 árvores com DAP mínimo de 5 cm, e ainda assim não foi possível determinar um patamar para a curva. De forma semelhante, Condit et al. (1996), trabalhando com parcelas de 50 ha, não encontraram estabilização da curva espécie-área.

Dessa forma, admitindo-se a inexistência do patamar na curva do coletor, torna-se impossível definir objetivamente, sem arbitrariedade, um ponto na curva onde o tamanho da amostra é con-

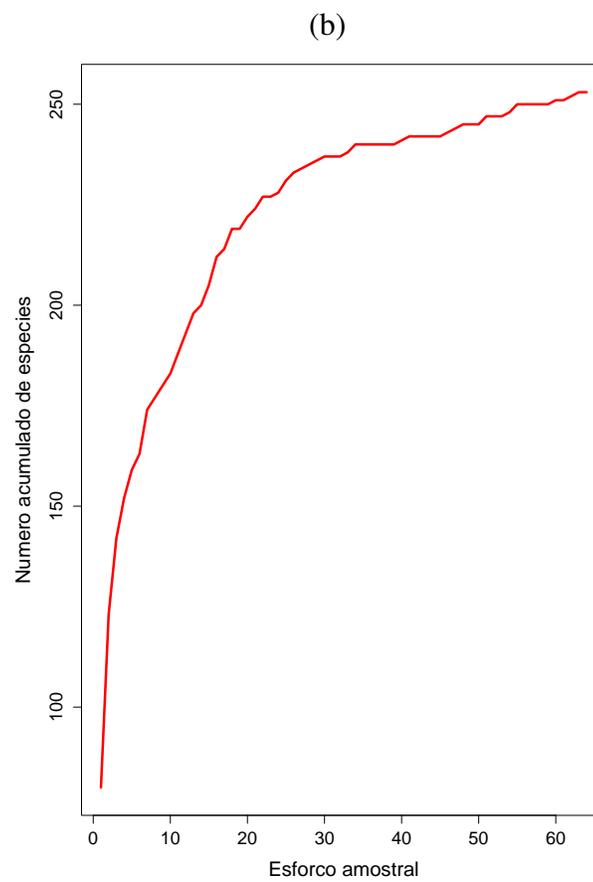
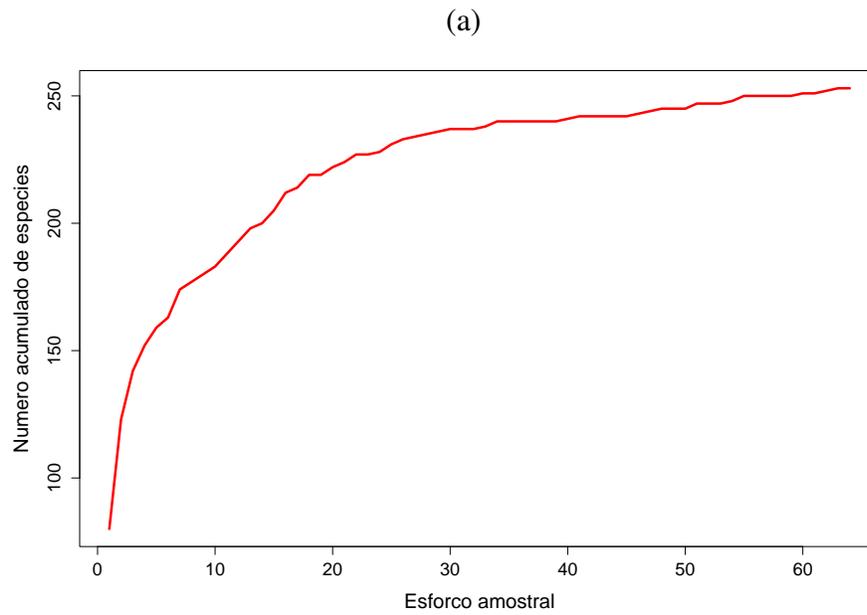


Figura 2.2 – Curvas de acumulação de espécies para floresta ombrófila densa, P. E. de Carlos Botelho. (a) razão x:y de 2:1, (b) razão x:y de 1:2

siderado adequado ou suficiente para representar a comunidade. A forma assintótica da curva do coletor nem sempre é observada nas curvas geradas com uma ordem arbitrária, mas fica clara na curva média obtida por aleatorização da ordem das unidades amostrais. Assim, se a curva do coletor é assintótica, ela tende a um valor limite com uma taxa de crescimento decrescente, mas sem apresentar um ponto específico onde ocorre a estabilização (RICE; KELTING, 1955).

Cain (1938) propôs um método para definir o tamanho ótimo da amostra definido pelo ponto em que a curva atinge determinada taxa de crescimento, que seria de fácil localização em qualquer curva do coletor, independente da razão entre os eixos. Nesse trabalho, ele sugeriu que a amostragem estaria adequada quando a um aumento de 10 % na área amostrada correspondesse um aumento de 10 % no número de espécies. Conforme explicou em trabalho posterior (CAIN, 1943) esse é o ponto na curva em que o incremento em novas espécies é igual à média desse incremento (número total de espécies encontradas dividido pela área total amostrada). Porém, a localização desse ponto depende da área total amostrada, e em estudo realizado por Rice e Kelting (1955) foram comparadas curvas baseadas em amostras de tamanho crescente, obtendo-se valores diferentes de área mínima com o aumento do tamanho da amostra – quanto maior a área total amostrada, maior a área mínima obtida.

Assim, uma análise detalhada dos métodos de construção da curva, de suas características implícitas e das propriedades que se verificam quando a curva é aplicada a formações florestais tropicais, revela que a curva do coletor é totalmente inapropriada para determinar a suficiência amostral nos estudos de ecologia vegetal em florestas tropicais, apesar dessa prática ser ainda bastante corriqueira (ASSUNÇÃO; FELFILI, 2004; COSTA, 2004; DORNELES; WAECHTER, 2004a, 2004b; FONSECA; SILVA JUNIOR, 2004; SILVA; SCARIOT, 2004). Porém, antes de discutir possíveis métodos alternativos para determinar o tamanho ideal de amostra, é conveniente analisar o próprio conceito de suficiência amostral.

## **2.4 O Conceito de Suficiência Amostral**

Nas escolas tradicionais de fitossociologia, a suficiência amostral é definida como uma área mínima que garanta a “composição característica” da associação ou comunidade vegetal. Essa área mínima pode ser composta de uma única área referente a um “stand” observado no campo (BRAUN-BLANQUET, 1932) ou pode ser composta de várias parcelas de mesma área, locadas em diferentes “stands” e que juntos compõem uma amostra da associação ou comunidade (DAUBENMIRE, 1968). Porém, apesar do conceito teórico de suficiência amostral estar ligado à composição característica da comunidade, o uso da curva do coletor como método para determinação da área mínima não implica numa composição característica, mas sim num número mínimo de espécies presentes na amostra.

A pressuposição de uma composição florística característica, fixa e definida, para a comunidade

está estreitamente ligada ao conceito de comunidade como associação vegetal, conforme definido por Braun-Blanquet (1932). De forma semelhante, Daubenmire (1968) e Müeller-Dombois e Elleberg (1974) apresentam a definição proposta em 1910 no Congresso Internacional de Botânica, em Bruxelas, em que a associação é tida como uma comunidade vegetal com composição definida, que apresenta uniformidade fisionômica e se desenvolve em condições uniformes de habitat. Já Clements (1936) define associação de forma um pouco diferente (apesar de igualmente baseada na florística), como a primeira subdivisão de um bioma, formação vegetal ou mesmo de um clímax, que é caracterizada floristicamente por apenas duas espécies dominantes.

Dessa forma, o conceito de suficiência amostral está ligado à definição de associação vegetal. Inicialmente as associações eram consideradas uma realidade empírica, observável em campo. Para Braun-Blanquet (1932) as associações eram observadas na forma de “stands” e Daubenmire (1968) afirmava que eram unidades discretas e delimitadas no espaço e no tempo. Com base nessas definições, seria possível delimitar a associação de modo objetivo e previamente ao levantamento de campo, tornando-se possível verificar a adequação da amostragem. Essa visão está ligada a um conceito de comunidade fechada, em que as espécies encontram-se fortemente relacionadas (associadas) e com limites de distribuição coincidentes (RICKLEFS; MÜLLER, 1999). Porém, segundo os mesmos autores, essa visão pode ser contraposta pela idéia de comunidade aberta, como proposta por Gleason (1926), em que cada espécie tem distribuição independente das demais e, dessa forma, não apresentam limites naturais – seus limites são arbitrários em relação às distribuições geográficas e ecológicas de suas espécies componentes, que independentemente podem fazer parte de diferentes “associações”. Essa visão parece mais condizente com o que é observado nas formações florestais dos trópicos.

Colinvaux (1993) afirma que o conceito de associação é insustentável. Conforme esse autor, as pesquisas em paleobotânica permitiram demonstrar a inconsistência da idéia de comunidades vegetais discretas e existindo através de longos períodos de tempo, e que as chamadas associações sempre foram “meras acomodações efêmeras entre espécies”, um fato obscurecido pelo “hábito de observar comunidades vegetais como sistemas sociais”. Por outro lado, DiMichele et al. (2004) concluíram que o registro fóssil oferece evidências da persistência de comunidades, inclusive de plantas, em várias escalas espaciais e temporais e que isso sugere a existência de uma hierarquia na organização ecológica, onde alguns níveis apresentam maior persistência desses padrões do que outros.

Considerando apenas a possibilidade de definir os limites de uma comunidade vegetal, Wilson e Chiarucci (2000) apresentaram um teste para a hipótese de comunidades discretas de plantas, através da extrapolação da relação espécie-área, e concluíram que não há evidências de um nível determinado no continuum espacial que possa ser chamado de comunidade, pois observa-se o mesmo tipo de heterogeneidade na composição de espécies em todas as escalas.

Assim, se o conceito de associação vegetal é considerado inadequado, a definição de suficiência amostral torna-se inconsistente. Mesmo que o conceito de comunidade vegetal não pressuponha delimitação espaço-temporal, ao atrelar a suficiência amostral à representação de uma composição florística característica da comunidade, a aferição da qualidade de um levantamento de campo fica condicionada ao conhecimento prévio dessa composição.

Pode-se considerar a “tabela fitossociológica” como a forma mais apropriada para caracterizar uma comunidade vegetal. Porém essa tabela também é função de uma composição florística, em que cada espécie é associada a medidas de frequência, densidade e dominância (MARTINS, 1993). Dessa forma, além das limitações impostas pela dificuldade de se determinar uma composição florística característica, a tabela fitossociológica traz o problema da representatividade amostral necessária para obter estimativas confiáveis dos parâmetros quantitativos. Isso é particularmente grave em florestas tropicais. A grande riqueza e a alta proporção de espécies com baixa densidade (obtendo-se longas tabelas fitossociológicas) implicam que as estimativas desses parâmetros, para um significativo número de espécies, sejam baseadas em um pequeno número de indivíduos amostrados, tornando-as imprecisas e de baixa confiabilidade.

A impossibilidade de operacionalizar o conceito de suficiência amostral através de uma técnica quantitativa vai além da questão da curva do coletor, e remete ao próprio conceito de comunidade vegetal. O uso da amostragem como método científico se fundamenta na amostragem estatística, e nesse contexto não é possível avaliar a qualidade da amostra sem uma definição objetiva e empírica da população (em sentido estatístico) a ser amostrada. Assim, sem uma definição objetiva e empírica de comunidade vegetal não é possível se discutir suficiência amostral.

Outro aspecto fundamental na avaliação da qualidade de uma amostra estatística e que é ignorado nas definições de suficiência amostral é o aspecto do “custo” da informação gerada pela amostra. O conceito de suficiência amostral remete à qualidade com que a composição florística é representada, o que pode ser interpretado estatisticamente como a “precisão” da informação gerada pela amostra. Porém, o tamanho ótimo de uma amostra estatística é encontrado comparando a “precisão” desejada com o “custo” de se obter a informação. O tamanho ótimo da amostra será aquele que maximize a precisão, mantendo o custo constante ou, de forma equivalente, minimize o custo mantendo a precisão constante (SHIVER; BORDERS, 1996). Estatisticamente esse é o maior problema com o conceito de suficiência amostral e com a própria curva do coletor, quando aplicada a florestas tropicais. Na curva do coletor, à medida que se observam mais unidades amostrais (parcelas ou pontos), a representação florística sempre melhora, isto é, aumenta a precisão da informação obtida. Porém, em florestas tropicais não há ponto de estabilização da curva em termos do número de espécies que são observadas à medida que se aumenta o tamanho da amostra (CAIN; CASTRO, 1959; MÜELLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974) e, se não for fixado o custo (seja em dias de trabalho de campo, número de árvores amostradas ou qualquer outro aspecto), o tamanho da

amostra tende ao infinito. De forma alternativa, também pode-se fixar a precisão (em termos do número de espécies ou do número de árvores a ser amostrado) e, nesse caso, se buscaria o menor tamanho de amostra (menor custo) que satisfizesse a condição de precisão fixada.

## 2.5 Considerações finais

Ao se rejeitar o conceito de comunidade vegetal como uma associação recorrente de espécies uma lista de composição não irá representar o sistema, pois as interações espaço-temporais tornam essa lista variável no espaço e no tempo.

A variabilidade espaço-temporal é entendida como o padrão resultante dos processos ecológicos que atuam no ecossistema florestal e, dessa forma, pode ser considerada ecologicamente mais relevante que a caracterização florística de um único trecho de uma floresta. Assim, apesar das grandes diferenças florísticas entre biomas tropicais e temperados, é a alta variabilidade espacial na composição que distingue ecologicamente uma floresta tropical de uma temperada.

Dessa forma, não é possível representar a variabilidade espaço-temporal da composição e estrutura de uma floresta tropical com base em uma parcela única, a menos que a concepção de comunidade vegetal em florestas tropicais fique restrita a um hectare ou, no máximo, a algumas poucas dezenas de hectares. A parcela única pode ser adequada quando se busca estudar diretamente os processos ecológicos que atuam numa floresta tropical, pois apesar da pouca relevância ecológica da caracterização de somente um trecho da floresta, pode-se obter importantes resultados florísticos através dessa técnica.

Do mesmo modo, a “caracterização fitossociológica” de um trecho de floresta tropical, seja através de parcela única, várias parcelas ou pontos quadrantes, também terá pouca relevância ecológica, uma vez que esses estudos têm como pressuposto a idéia de comunidade florestal como uma associação de espécies. Rejeitar o conceito de associação implica em também rejeitar a abordagem fitossociológica como metodologia ecológica, apesar de sua possível relevância em estudos florísticos e fitogeográficos.

Com base nessas considerações, torna-se necessária a adequação dos métodos utilizados tradicionalmente nos estudos visando a caracterização ecológica de florestas tropicais. Uma abordagem mais apropriada seria obtida pela caracterização da variabilidade espaço-temporal da composição e estrutura das comunidades, buscando padrões que podem emergir em diferentes escalas. Essa abordagem deve ser colocada como objetivo do estudo, de modo que a metodologia empregada em diferentes formações e em diferentes escalas seja a mesma, permitindo a caracterização espacial da comunidade. Para isso poderiam ser utilizados os levantamentos fitossociológicos já realizados, desde que houvesse completa coerência na metodologia empregada. Porém, além das diferenças metodológicas (como formas e tamanhos diferentes de parcela) outro problema nesse tipo de meta-estudo seria o fato de não serem fundamentados em uma amostra estatística aleatória, invalidando

as comparações, pois o padrão emergente em cada caso pode ser função da alocação da amostra segundo a concepção do pesquisador, e não dos atributos naturais da formação sendo estudada.

### Referências

- ARAÚJO, M.M.; LONGUI, S.J.; BRENA, D.A.; BARROS, P.L.C.; FRANCO, S. Análise de agrupamento da vegetação de um fragmento de floresta estacional decidual aluvial, Cachoeira do Sul, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, p. 133-147, 2004.
- ARMELIN, R.S.; MANTOVANI, W. Definições de clareira natural e suas implicações no estudo da dinâmica sucessional em florestas. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 52, p. 5-15, 2001.
- ARRHENIUS, O. Species and area. **Journal of Ecology**, London, v. 9, p. 95-99, 1921.
- ASSUNÇÃO, S.L.; FELFILI, J.M. Fitossociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá, DF, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, p. 903-909, 2004.
- BENTES-GAMA, M.M.; SCOLFORO, J.R.S.; GAMA, J.R.V.; OLIVEIRA, A.D. Estrutura e valorização de uma floresta de várzea alta na Amazônia. **Cerne**, Lavras, v. 8, p. 88-102, 2002.
- BRAUN-BLANQUET, J. **Plant sociology**. New York: McGraw Hill, 1932. 439 p.
- BUDKE, J.C.; GIEHL, E.L.H.; ATHAYDE, E.A.; EISINGER, S.M.; ZÁCHIA, R.A. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, p. 581-589, 2004.
- CAIN, S.A. The species-area curve. **The American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 19, p.573-581, 1938.
- CAIN, S. A. Sample-plot technique applied to alpine vegetation in Wyoming. **American Journal of Botany**, St. Louis, v. 30, p. 240-247, 1943.
- CAIN, S.A.; CASTRO, G.M.O. **Manual of vegetation analysis**, New York: Harper & Brothers, 1959. 325 p.
- CLEMENTS, F.E. Nature and structure of the climax. **Journal of Ecology**, London, v. 24, p.252-284, 1936.

- COELHO, R.F.R.; ZARIN, D.J.; MIRANDA, I.S.; TUCKER, J.M. Análise florística e estrutural de uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal, Pará. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 33, p. 563-582, 2003.
- COLEMAN, B.D.; MARES, M.A.; WILLIG, M.R.; HSIEH, Y. Randomness, area and species richness. **Ecology**, Washington, v. 63, p. 1121-1133, 1982.
- COLINVAUX, P. **Ecology 2**, New York: John Wiley, 1993. 688 p.
- COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v. B345, p. 101-118, 1994.
- CONDIT, R.; HUBBEL, S. P.; LAFRANKIE, J. V.; SUKUMAR, R.; MANOKARAN, N.; FOSTER, R. B.; ASHTON, P. S. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots. **Journal of Ecology**, London, v. 84, p. 549-562, 1996.
- COSTA, F.R.C. Structure and composition of the ground-herb community in a terra-firme Central Amazonian forest. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 34, p. 53-59, 2004.
- DAUBENMIRE, R. **Plant communities**, New York: Harper & Row, 1968. 300 p.
- DIMICHELE, W.A.; BEHRENSMEYER, A.K.; OLSZEWSKI, T.D.; LABANDEIRA, C.C.; PANDOLFI, J.M.; WING, S.L.; BOBE, R. Long-term stasis in ecological assemblages: evidence from de fossil record. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 35, p. 285-322, 2004.
- DORNELES, L.P.; WAECHTER, J.L. Estrutura do componente arbóreo da floresta arenosa de restinga do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul. **Hoehnea**, São Paulo, v. 31, p. 61-72, 2004a.
- DORNELES, L.P.; WAECHTER, J.L. Fitossociologia do componente arbóreo na floresta turfosa do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, p. 815-824, 2004b.

FONSECA, M.C.; SILVA JUNIOR, M.C. Fitossociologia e similaridade florística entre trechos de Cerrado sentido restrito em interflúvio e em vale no Jardim Botânico de Brasília, DF. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, p. 19-29, 2004.

FONSECA, R.C.B.; RODRIGUES, R.R. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 7, p. 1-11, 2000.

GAMA, J.R.V.; BOTELHO, S.A.; BENTES-GAMA, M.M.; SCOLFORO, J.R.S. Tamanho de parcela e suficiência amostral para estudo da regeneração natural de floresta de várzea na Amazônia. **Cerne**, Lavras, v. 7, p. 1-11, 2001.

GAMA, J.R.V.; BOTELHO, S.A.; BENTES-GAMA, M.M.; SCOLFORO, J.R.S. Estrutura e potencial futuro de utilização da regeneração natural de floresta de várzea alta no município de Afuá, Estado do Pará. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, p. 71-82, 2003.

GLEASON, H.A. On the relation between species and area. **Ecology**, Washington, v. 3, p. 158-162. 1922.

GLEASON, H.A. Species and area. **Ecology**, Washington, v. 6, p. 66-74, 1925.

GLEASON, H.A. The individualistic concept of plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, Lawrence, v. 53, p. 7-26, 1926.

HILL, J.L.; CURRAN, P.J.; FOODY, G.M. The effect of sampling on the species-area curve. **Global Ecology and Biogeography Letters**, Oxford, v. 4, p. 97-106, 1994.

HOPKINS, B. The concept of minimal area. **Journal of Ecology**, London, v. 45, p. 441-449, 1957.

KILBURN, P.D. Analysis of the species-area relation. **Ecology**, Washington, v. 47, p. 831-843, 1966.

KURTZ, B.C.; ARAÚJO, D.S.D. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de mata atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras do Macau, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 51, p. 69-112, 2000.

LONGUI, S.J.; ARAÚJO, M.M., KELLING, M.B.; HOPPE, J.M.; MÜELLER, I.; BORSOI, G.A. Aspectos fitossociológicos de fragmento de floresta estacional decidual, Santa Maria, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 10, p. 59-74, 2000.

MARTINS, F.R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: Editora da Unicamp, 1993. 2 ed. 246 p.

MARTINS, F.R., SANTOS, F.A.M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Holos**, Campinas, v. 1, p. 236-267, 1999.

MELO, M.M.R.F.; OLIVEIRA, R.J.; ROSSI, L.; MAMEDE, M.C.H.; CORDEIRO, I. Estrutura de um trecho de floresta atlântica da planície na Estação Ecológica Juréia-Itatins, Iguape, SP, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 27, p. 299-322, 2000.

MÜELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation analysis**. New York:Wiley, 1974. 574 p.

NAPPO, M.E.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Suficiência amostral e análise do tamanho de parcelas para o estudo da regeneração natural do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth., em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 23, p. 443-454, 1999.

NAPPO, M.E.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Regeneração natural em sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth., implantados em áreas mineradas, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 24, p. 297-307, 2000.

NAPPO, M.E.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MARTINS, S.V. A estrutura do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth., em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 10, p. 17-29, 2000.

NAPPO, M.E.; GRIFFITH, J.J.; MARTINS, S.V.; DE MARCO JUNIOR, P.; SOUZA, A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Dinâmica da estrutura diamétrica da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque de povoamento puro de *Mimosa scabrella* Benth., em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, p. 35-46, 2005.

NEGRELLE, R.R.B.; LEUCHTENBERGER, R. Composição e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de floresta ombrófila mista. **Floresta**, Curitiba, v. 31, p. 42-51, 2001.

OLIVEIRA, A.N.; AMARAL, I.L. Aspectos florísticos, fitossociológicos e ecológicos de um sub-bosque de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 35, p. 1-16, 2005.

PIELOU, E.C. **Mathematical ecology**, New York: John Wiley, 1977. 385 p.

RICE, E.L.; KELTING, R.W. The species-area curve. **Ecology**, Washington, v. 36, p. 7-11, 1955.

RICKLEFS, R.E.; MILLER, G.L. **Ecology**, New York: W. H. Freeman, 1999.

RONDON NETO, R. M.; WATZLAWICK, L. F.; CALDEIRA, M. V. W.; SCHOENINGER, E.R. (a). Análise florística e estrutural de um fragmento de floresta ombrófila mista montana, situado em Criúva, RS – Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, p. 29-37, 2002.

RONDON NETO, R.M.; BOTELHO, S.A.; FONTES, M.A.L.; DAVIDE, A.C.; FARIA, J.M.R. Estrutura e composição florística da comunidade arbustivo arbórea de uma clareira de origem antrópica em uma floresta estacional semidecídua montana, Lavras, MG. **Cerne**, Lavras, v. 6, p. 79-94, 2000.

RONDON NETO, R.M.; KOZERA, C.; ANDRADE, R.R.; CECY, A.T.; HUMMES, A.P.; FRITZSONS, E.; CALDEIRA, M.V.; MACIEL, N.M.N.; SOUZA, M.K.F. (b) Caracterização florística e estrutural de um fragmento de floresta ombrófila mista em Curitiba, PR, Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 32, p. 3-16, 2002.

SHIVER, B.D.; BORDERS, B.E. **Sampling techniques for forest resource inventory**. New York: John Wiley, 1996. 356 p.

SILVA, L.A.; SCARIOT, A. Composição e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta estacional decidual sobre o afloramento calcário no Brasil Central. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, p.69-75, 2004.

SILVA, N.R.S.; MARTINS, S., MEIRA NETO, J.A.A.; SOUZA, A.L. Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, p. 397-405, 2004.

SILVA JUNIOR, M.C. Fitossociologia e estrutura diamétrica da mata de galeria do Taquara, na Reserva Biológica do IBGE, DF. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, p. 419-428, 2004.

SZTUTMAN, M.; RODRIGUES, R.R. O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua da planície litorânea, Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariqueira-Açú, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, p. 161-176, 2002.

WILSON, J.B.; CHIARUCCI, A. Do plant communities exist? Evidence from scaling-up local species-area relations to the regional level. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 11, p.773-775, 2000.

YARED, J.A.G.; COUTO, L.; LEITE, H. G. Diversidade de espécies em floresta secundária e primária, sob efeito de diferentes sistemas silviculturais, na Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 24, p. 83-90, 2000.

### **3 AUSÊNCIA DE ESTABILIZAÇÃO DA CURVA DE ACUMULAÇÃO DE ESPÉCIES EM FLORESTAS TROPICAIS**

#### **Resumo**

A definição do tamanho da amostra é um dos principais problemas em levantamentos fitossociológicos. A curva de acumulação de espécies é comumente utilizada para definir a suficiência amostral, mas este método apresenta algumas limitações, como a ausência de um ponto de estabilização que possa ser determinado objetivamente e a arbitrariedade da ordem de entrada das unidades amostrais na construção da curva. Uma solução para esse problema é o uso de procedimentos de aleatorização, como a permutação, para obter curvas médias de acumulação de espécies e seus intervalos de confiança empíricos. Entretanto, esses procedimentos enfatizam o caráter assintótico da curva, que não apresenta ponto de inflexão, tornando-se impossível a determinação de um ponto objetivo para definir o tamanho ótimo da amostra.

Palavras-chave: Curva de acumulação de espécies; Fitossociologia; Suficiência amostral

#### **Abstract**

The definition of the sample size is a major problem in studies of phytosociology. The species accumulation curve is used to define the sampling sufficiency, but this method presents some limitations, such as the absence of a stabilization point that can be objectively determined and the arbitrariness of the order of sampling units in the curve. A solution to this problem is the use of randomization procedures, e.g. permutation, for obtaining a mean species accumulation curve and empirical confidence intervals. However, the randomization process emphasizes the asymptotical character of the curve. Moreover, the inexistence of a inflection point in the curve makes impossible to define objectively the point of optimum sample size.

Keywords: Phytosociology; Sampling sufficiency; Species-accumulation curve

#### **3.1 Introdução**

O número de espécies (também chamado riqueza de espécies) é o mais comum e mais simples descritor da diversidade biológica (GASTON, 1996). Porém, de acordo com Magurran (2004), a simplicidade dessa medida é ilusória, pois a quantificação objetiva da riqueza apresenta uma série de problemas, tais como o conceito de espécie a ser adotado, as dificuldades na discriminação das espécies e, particularmente, o processo de amostragem em si, pois geralmente é inviável inventariar toda a comunidade ou mesmo definir seus limites.

A principal dificuldade nos estudos que visam estimar a riqueza de espécies de um local é determinar o quanto é necessário amostrar para se obter uma estimativa acurada dessa variável, pois

é importante saber se a amostra é grande o suficiente para permitir estimar com precisão a riqueza de espécies de uma comunidade que muitas vezes não tem tamanho conhecido. Para isso, uma ferramenta muito utilizada é a curva de amostragem, ou curva de acumulação de espécies (algumas vezes também chamada de curva do coletor), que mede a taxa em que novas espécies são adicionadas com o aumento do esforço amostral, dado pelo número de indivíduos observados ou por alguma medida substituta, como a área, o número de amostras ou o tempo (MAGURRAN, 2004). Nesse contexto, é importante ressaltar que há duas formas de curva espécie-área: as que plotam o número de espécies em função da área, para diferentes áreas (com limites bem definidos, como ilhas), descrevendo a riqueza de espécies de uma região, e as que descrevem a riqueza local, construídas com áreas crescentes (parcelas acumuladas) numa área relativamente homogênea. Somente essas últimas podem ser consideradas curvas de acumulação de espécies (CHAZDON et al., 1998, COLWELL; CODDINGTON, 1994; MAGURRAN, 2004).

No estudo de comunidades vegetais, a determinação da suficiência amostral (assumida como o ponto a partir do qual um aumento no esforço não aumenta significativamente a precisão da amostragem) está relacionada à idéia de área mínima, entendida como a “menor área que pode conter uma representação adequada da comunidade, tanto em relação ao número de espécies como à combinação característica dessas espécies” (BRAUN-BLANQUET, 1932; HOPKINS, 1957), que seria definida pela assíntota da curva espécie-área. Entretanto, Cain (1938) mostrou que a determinação visual de um patamar onde ocorre a estabilização é impossível, porque esse ponto depende das razões dos eixos usados para a construção da curva, propondo então a utilização de uma determinada inclinação da curva (em geral 10%) para definir a área mínima. Porém Rice e Kelting (1955) demonstraram que esse valor muda constantemente de acordo com o tamanho de amostra utilizado, tendo pouco valor como indicador de tamanho ótimo de amostra, ou da “suficiência amostral”, já que, mesmo que a curva se torne horizontal, o ponto continua a mudar para a direita à medida que se aumenta o esforço amostral.

Alguns autores sustentam que a riqueza de espécies de árvores nos trópicos encontra um patamar entre 1 e 3 ha (BOOM, 1986; GENTRY, 1988; VAN DER MAAREL, 2005). Todavia, essa suposição provavelmente está baseada em trabalhos com florestas temperadas, onde as comunidades podem ser nitidamente delimitadas por características edáficas e climáticas bem definidas espacialmente. Nas florestas tropicais a definição de uma comunidade é bem menos nítida, e a grande quantidade de espécies raras faz com que a curva de acumulação de espécies tenda a crescer indefinidamente (CONDIT et al., 1996).

Cain (1956), em estudo realizado na Amazônia, em duas matas de terra firme na região de Belém, utilizando parcelas de 2 ha, não encontrou patamar para as curvas de acumulação de espécies desses locais. Oliveira (2000), numa avaliação de inventários florísticos realizados em matas de terra firme na Amazônia brasileira, concluiu que o método padrão de levantamento fitossociológico

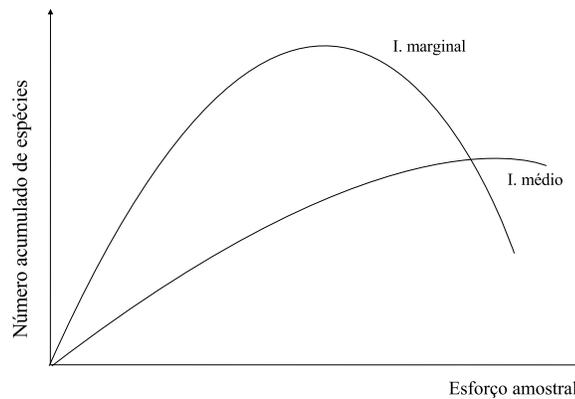


Figura 3.1 – Relação entre incremento médio e incremento corrente

nessas áreas, utilizando parcelas de 1 ha, precisa ser melhor avaliado, já que seus resultados de estrutura e composição não podem ser extrapolados para a floresta adjacente, mesmo em áreas muito próximas e em condições similares de topografia e solo. Condit et al. (1996), trabalhando com parcelas de 50 ha em três florestas tropicais distintas, em que foram medidos todos os indivíduos com mais de 1 cm de DAP, não observaram estabilização em nenhuma das curvas de acumulação de espécies.

A definição do tamanho ótimo da amostra através da curva de acumulação de espécies deve considerar a natureza assintótica dessa relação. Somente é possível determinar um ponto objetivo em uma curva assintótica se houver um ponto de inflexão, a partir do qual diminui a eficiência da amostragem. Para verificar a existência desse ponto na curva de acumulação de espécies pode-se utilizar os conceitos de incremento médio e marginal no número de espécies. O incremento marginal pode ser definido como o aumento na riqueza de espécies obtido com o aumento do tamanho da amostra, e o incremento médio é dado pela relação entre o número de espécies e determinado esforço amostral (PRODAN et al. 1997). A representação gráfica dessas variáveis (Figura 3.1) permite observar que o ponto de máximo incremento médio ocorre na intersecção entre as duas curvas, posteriormente ao máximo incremento marginal, que definiria o ponto de inflexão da curva de acumulação de espécies. Ainda é possível verificar que, até seu ponto de máximo, o incremento médio está abaixo do marginal, e essa relação se inverte após esse ponto. Assim, cada unidade amostral acrescentada além do ponto de cruzamento das duas curvas dará um retorno abaixo da média obtida até o momento, indicando redução da eficiência da coleta.

Finalmente, outro aspecto limitante na determinação do tamanho ótimo da amostra através da

curva de acumulação de espécies é a arbitrariedade da ordem de entrada das unidades amostrais, que já foi discutida por diversos autores (COLWELL; CODDINGTON, 1994; CHAZDON et al., 1998; MARTINS; SANTOS, 1999). Em princípio, cada possível ordenação das unidades pode gerar uma curva diferente e, assim, qualquer interpretação sobre a forma da curva gerada com uma dessas ordens é inválida. Do mesmo modo, se a ordem das unidades é arbitrária não pode ser utilizada como variável numa regressão, inviabilizando o uso de técnicas de modelagem para definir o ponto de estabilização da curva, como utilizado por alguns autores (GAMA et al. 2001, 2003; BENTES-GAMA et al., 2002; BUDKE et al., 2004). Uma solução para o problema da arbitrariedade da ordem das unidades na construção da curva é a utilização de uma curva suavizada (CHAZDON et al., 1998; MAGURRAN, 2004) obtida por procedimentos de aleatorização, como a permutação (EFRON; TIBSHIRANI, 1993), em que um grande número de curvas é obtido a partir de vários ordenamentos distintos, permitindo obter a curva média e o intervalo de confiança empírico para essa curva.

A escolha do tipo de curva a ser utilizada, baseada em indivíduos ou amostras, é função dos dados disponíveis. Se a coleta for baseada em indivíduos não há alternativa, mas se for baseada em amostras pode-se construir os dois tipos de curva. Segundo Gotelli e Colwell (2001), em geral é preferível construir curvas baseadas em amostras, para que sejam considerados os níveis naturais de heterogeneidade da área, principalmente quando as espécies ocorrem muito agrupadas. Por outro lado, quando o objetivo é comparar a riqueza de espécies entre locais, Condit et al. (1996) e Gotelli e Colwell (2001) sustentam que curvas de acumulação de espécies baseadas em indivíduos são mais adequadas, pois os conjuntos de dados podem diferir sistematicamente no número médio de indivíduos por amostra, e então as diferenças em riqueza poderiam ter sido ocasionadas pelas diferenças em densidade de cada local.

Mesmo com todas as limitações e recomendações contrárias, o uso da curva de acumulação de espécies (ou curva do coletor) continua sendo uma prática bastante comum para determinar a suficiência amostral em estudos de ecologia vegetal, particularmente no Brasil (ASSUNÇÃO; FELFILI, 2004; COSTA, 2004, DORNELES; WAECHTER, 2004; SILVA; SCARIOT, 2004). O conceito de suficiência amostral está relacionado com a qualidade da representação da composição florística obtida com a amostragem e, estatisticamente, é interpretada como a precisão da informação gerada pela amostra. Porém, a definição estatística de tamanho ótimo de amostra combina a precisão desejada com o custo de obtenção da informação. Assim, o tamanho ótimo da amostra será aquele que maximize a precisão, mantendo o custo constante ou, de forma equivalente, minimize o custo mantendo a precisão constante (SHIVER; BORDERS, 1996). Considerando a composição florística das florestas tropicais, com predominância de espécies raras, não há ponto de estabilização da curva em termos do número de espécies que são observadas à medida que se aumenta o tamanho da amostra (CONDIT et al., 1996) e, se um dos fatores não for fixado (custo ou precisão), o tamanho

da amostra tenderá ao infinito.

Assim, o objetivo deste trabalho é demonstrar empiricamente a ausência de patamar na curva de acumulação de espécies arbóreas em florestas tropicais e, dessa forma, a inadequação do uso da curva de acumulação de espécies para determinar a suficiência amostral.

## **3.2 Material e Métodos**

### **3.2.1 Áreas de estudo**

Os dados utilizados nesse trabalho são provenientes de três Unidades de Conservação do Estado de São Paulo, que representam diferentes formações florestais da região tropical: Floresta Ombrófila Densa Montana (Parque Estadual de Carlos Botelho), Floresta Estacional Semidecidual (Estação Ecológica dos Caetetus) e Cerrado lato sensu ou Savana florestada (Estação Ecológica de Assis), onde foram instaladas as grades de amostragem do Projeto “Métodos de Inventário da Biodiversidade de Espécies Arbóreas”, do Programa Biota da FAPESP.

A Estação Ecológica de Assis situa-se numa área de domínio do cerrado, com área de vegetação natural (cerrado e cerradão) de 1.600 ha, localizada entre as coordenadas 22° 33’ e 22° 36’ S e 50° 22’ e 50° 23’ W, e com altitudes variando de 520 a 590 m. A área sofreu pastoreio intensivo e exploração de madeira até o início da década de 70, quando passou a ser protegida. Foi incorporada à Estação Experimental de Assis em 1982 e em 1992 transformada em Estação Ecológica, estando assegurada por lei a sua preservação definitiva (DURIGAN, 1994).

A Estação Ecológica de Caetetus é considerada uma das maiores áreas com vegetação natural em bom estado de conservação em todo o Centro-Oeste do Estado de São Paulo. A estação tem área de 2.178 ha, com topografia ondulada e altitude variando de 500 a 680 m, entre as coordenadas 22° 22’ e 22° 27’ S e 49° 40’ e 49° 43’ W. A vegetação é de Floresta Estacional Semidecidual, com altura do dossel entre 25 e 30 m e alta densidade de plantas herbáceo-arbustivas no sub-bosque (ROCHA, 2003).

O Parque Estadual de Carlos Botelho, localizado na região sul do estado de São Paulo, é um remanescente bem preservado de Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana, dentro dos domínios da Mata Atlântica, com área total de 37.797 ha. O relevo é acidentado, a altitude varia entre 30 e 1003 m e localiza-se entre as coordenadas 24°00’ e 24°15’ S e 47°45’ e 48°10’ W (DIAS, 2005).

### **3.2.2 Amostragem**

As grades de amostragem instaladas nas três áreas consistem de uma malha de 8 x 8 pontos distribuídos sistematicamente a cada 100 metros (Figura 3.2). Os 64 pontos de cada grade foram georreferenciados e monumentados no campo.

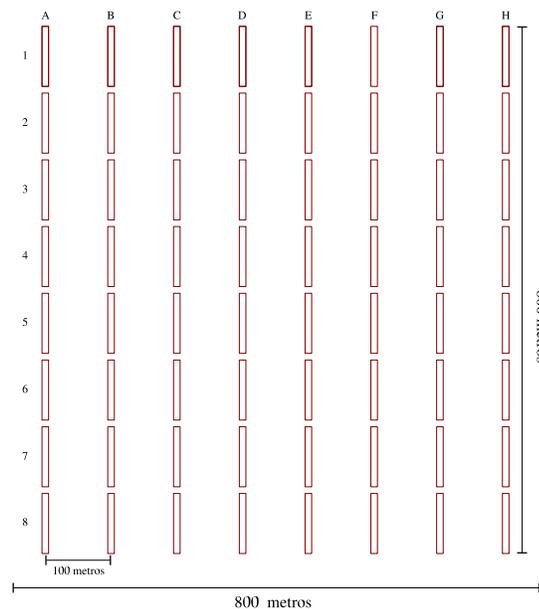


Figura 3.2 – Esquema das grades de amostragem utilizadas no estudo, representando as parcelas retangulares de  $900 \text{ m}^2$

Em cada grade há 64 parcelas retangulares de  $90 \times 10 \text{ m}$  ( $900 \text{ m}^2$ ) e em cada uma delas foram contados e identificados todos os indivíduos com diâmetro (DAP) maior ou igual a 5 cm. Cada linha de amostragem é formada por 8 parcelas que por sua vez são divididas em 9 subparcelas de  $10 \times 10 \text{ m}$  ( $100 \text{ m}^2$ ), com um intervalo de 10 m não amostrado entre as parcelas nas linhas. Dessa forma, cada grade tem uma área de abrangência de 64 ha, porém com uma área efetivamente amostrada de 5,76 ha.

### 3.2.3 Análise

#### Curvas de acumulação de espécies

Os levantamentos florísticos referentes às grades de amostragem de cada uma das áreas foram usados para produzir matrizes de presença/ausência de espécies, com as quais foram obtidas as curvas usuais de acumulação de espécies, as curvas médias aleatorizadas e os intervalos de confiança empíricos em nível de parcela. As curvas de acumulação de espécies baseadas em indivíduos (usuais, médias e intervalos empíricos) foram obtidas através das matrizes de indivíduos por espécie, conforme Batista e Schilling (2006).

As curvas usuais, resultantes da acumulação das espécies na ordem de coleta dos dados (parcelas ou árvores) foram construídas observando-se a ordem das parcelas nas linhas das grades, para preservar a estrutura espacial dos dados. As curvas médias, independentes da ordem de entrada dos

dados, e os intervalos de confiança empíricos, utilizando-se os quantis 2,5 e 97,5 %, foram obtidos através de reamostragem por permutação (EFRON; TIBSHIRANI, 1993). Para cada grade foram geradas 1000 simulações com ordem aleatória em nível de unidade amostral (parcelas e árvores).

#### Curvas de incremento médio e marginal

A partir do vetor com os valores médios de riqueza de espécies, obtidos pelo procedimento de aleatorização descrito acima, foram construídos os gráficos de incremento médio e marginal no número de espécies. O incremento médio é obtido pela divisão do número de espécies pelo número de unidades amostrais observadas, e o incremento marginal expressa o aumento no número de espécies à medida que as unidades amostrais são acumuladas (PRODAN et al., 1997).

### 3.3 Resultados e Discussão

Os biomas estudados (savana florestada, floresta estacional semidecidual e floresta ombrófila densa) representam um gradiente ambiental com influência crescente do déficit hídrico e na Tabela 3.1 pode-se observar um aumento na riqueza de espécies ao longo desse gradiente. Além disso, a Estação Ecológica de Assis (Savana Florestada) apresenta uma grande densidade de árvores e menor riqueza de espécies quando comparada às outras áreas.

Tabela 3.1 – Características de densidade e riqueza nas grades amostrais dos três biomas avaliados

Unidade de Conservação	Número de árvores	Número de espécies
E. E. de Assis	10.929	104
E. E. de Caetetus	7.520	141
P. E. de Carlos Botelho	9.544	253

Na Figura 3.3 são apresentadas as curvas de acumulação de espécies por parcela, para as três áreas do estudo. Em nenhuma das áreas foi possível observar a ocorrência de patamar nas curvas, particularmente nas construídas por aleatorização, mesmo com um esforço amostral considerado grande para esse tipo de estudo (64 parcelas de 900 m<sup>2</sup> e área efetiva de 5,76 ha), que é feito predominantemente em parcelas de 1 ha (OLIVEIRA, 2000; MARTINS, 1989). As curvas de acumulação de espécies por indivíduo são apresentadas na Figura 3.4, também para as três áreas. Da mesma forma que nas curvas de acumulação por parcelas, nenhum patamar é verificado.

Pode-se observar que as curvas usuais de acumulação de espécies, obtidas na ordem de observação dos dados (seja acumulação de parcelas ou de indivíduos), podem algumas vezes apresentar indícios de estabilização (Figuras 3.3 e 3.4, linhas irregulares). Porém, como essa ordem é arbitrária, a forma dessa curva não representa o comportamento da taxa de acumulação de espécies nessas

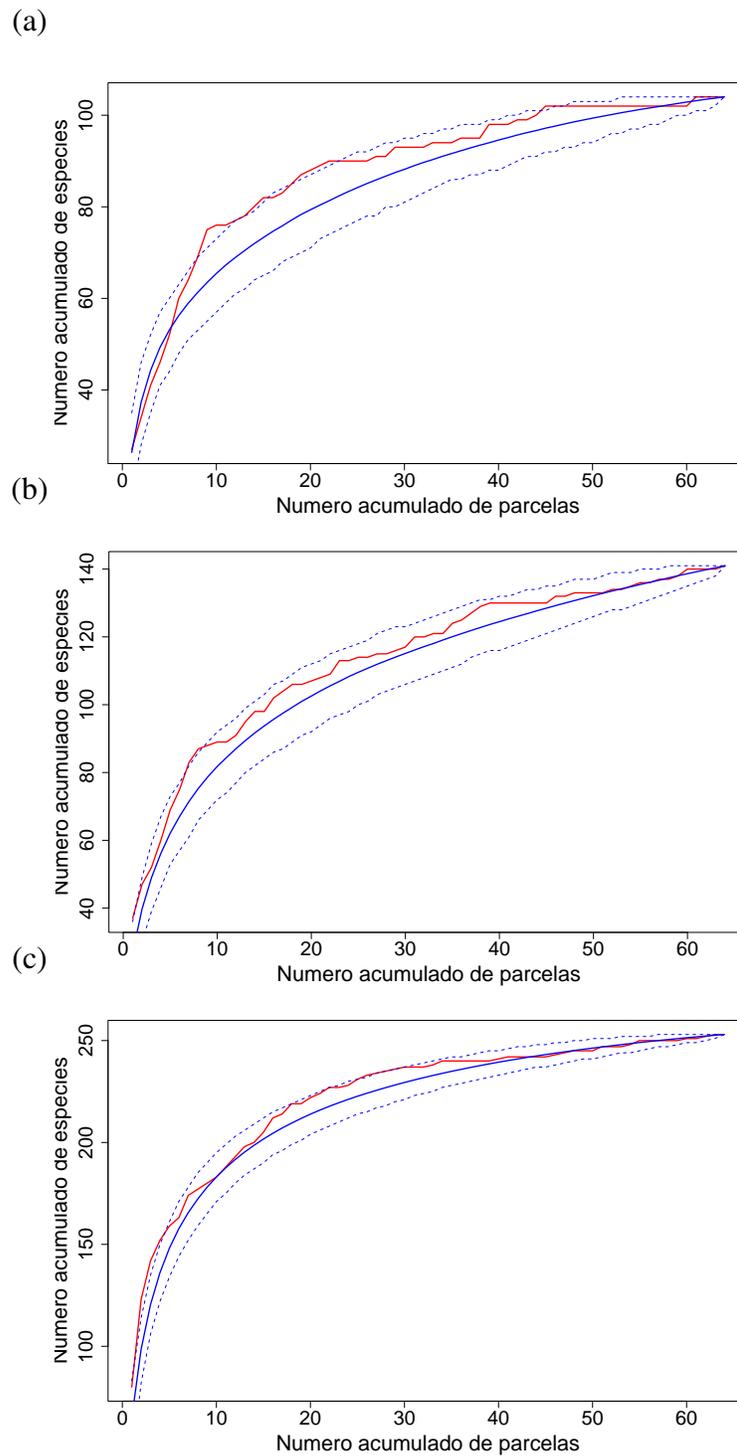


Figura 3.3 – Curvas de acumulação de espécies médias (linhas contínuas suavizadas), intervalos de confiança de 95% (linhas tracejadas) e as curvas usuais, utilizando a ordem das parcelas (linhas irregulares). (a) E. E. de Assis, (b) E. E. de Caetetus e (c) P. E. de Carlos Botelho

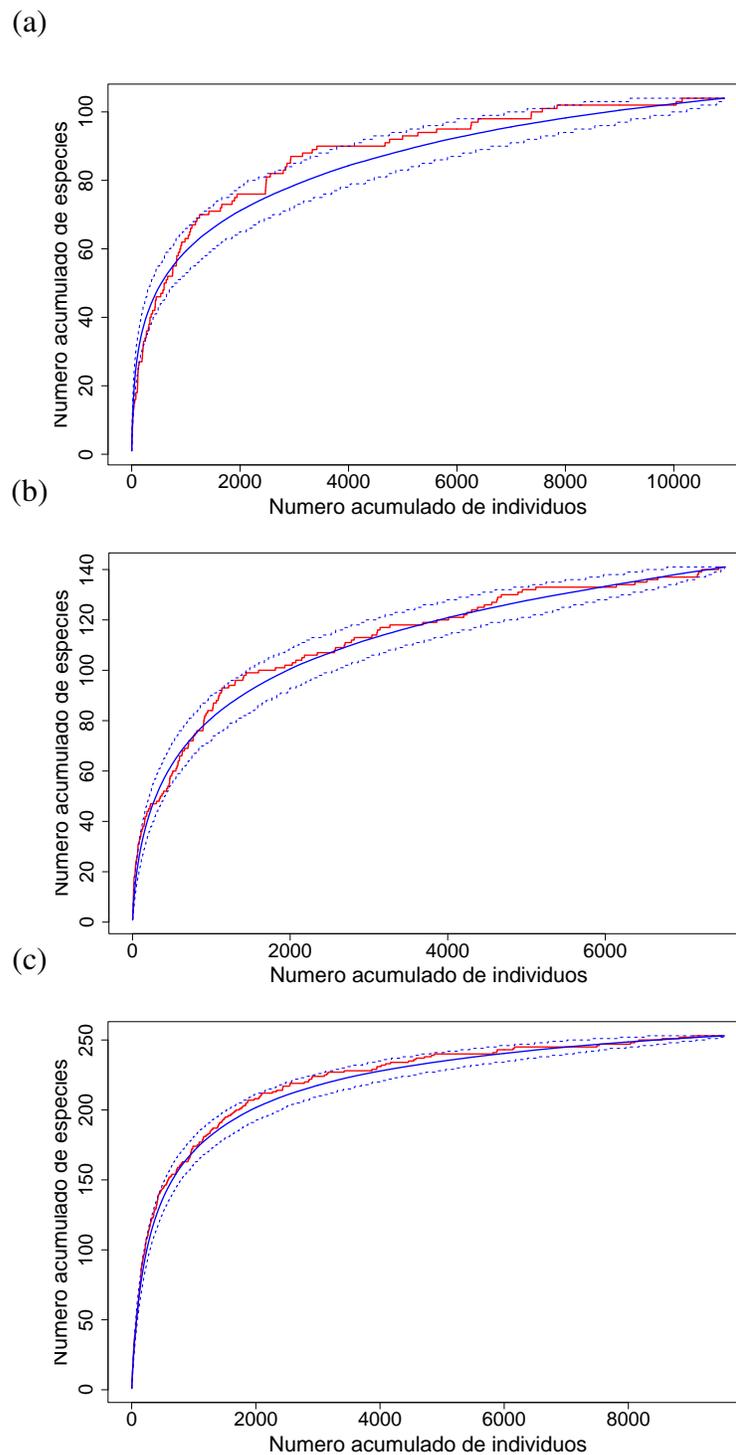


Figura 3.4 – Curvas de acumulação de espécies médias (linhas contínuas suavizadas), intervalos de confiança de 95% (linhas tracejadas) e as curvas usuais, utilizando a ordem de observação dos indivíduos (linhas irregulares). (a) E. E. de Assis, (b) E. E. de Caetetus e (c) P. E. de Carlos Botelho

comunidades, pois qualquer outra ordem dos dados resultaria numa curva diferente e, conseqüentemente, em um ponto de estabilização também diferente.

Como é inadequado determinar o tamanho ideal da amostra baseado em uma informação completamente dependente de um fator arbitrário como o caminho percorrido na floresta para a coleta, a curva usual mostra-se ineficiente. Da mesma forma, o uso de técnicas de ajuste da curva por regressão linear ou não-linear para tentar estimar o ponto de estabilização da curva também não é válido, pois está baseado numa ordem arbitrária das unidades amostrais, em que cada ordenação dos dados resultaria num modelo de regressão diferente.

O uso da curva média obtida por permutação (EFRON; TIBSHIRANI, 1993) pressupõe a completa aleatoriedade na ocorrência das espécies, o que em geral não é observado nas formações florestais dos trópicos. Nessas formações as espécies geralmente ocorrem agrupadas, fazendo com que a curva média gerada por aleatorização tenha uma inclinação menor que a curva observada. Assim, quanto maior a discrepância entre a curva usual e a curva média, maior a evidência de um efeito estrutural da comunidade. Nas Figuras 3.3 e 3.4 pode-se observar que todas as curvas médias tiveram menor curvatura que as respectivas curvas usuais, e que estas extrapolaram (por acréscimo ou decréscimo) os intervalos de confiança empíricos em diversos pontos, evidenciando algum grau de agrupamento na ocorrência das espécies. Além disso, as curvas médias obtidas por aleatorização têm seu caráter assintótico enfatizado, tornando-se impossível observar qualquer tendência de estabilização (Figuras 3.3 e 3.4, linhas suavizadas) pois somente é possível definir um ponto objetivo sobre uma curva assintótica se essa curva apresentar um ponto de inflexão.

Na Figura 3.5 são apresentados os gráficos com o incremento médio e marginal de inclusão de novas espécies para as três áreas em estudo. Na primeira coluna são apresentados os gráficos construídos com o número acumulado de parcelas como medida do esforço amostral, e na segunda coluna, a medida utilizada foi o número acumulado de indivíduos. Em nenhum dos casos ocorre o cruzamento das curvas de incrementos médio e marginal. Nas curvas de incremento construídas com o esforço amostral medido em número acumulado de indivíduos observa-se uma sobreposição inicial das duas curvas pois, para um único indivíduo amostrado, naturalmente o incremento médio será igual ao marginal.

Conforme Prodan et al. (1997) o ponto de cruzamento das curvas de incremento médio e marginal define o ponto de máximo incremento médio, a partir do qual a curva se tornaria assintótica, e isso ocorre num ponto posterior ao máximo incremento marginal. As relações entre essas curvas podem ser derivadas matematicamente, e é possível demonstrar que o máximo incremento marginal corresponde ao ponto de inflexão na curva de acumulação de espécies. Como as curvas dos incrementos não se cruzam em nenhum ponto, pode-se dizer que a curva de acumulação de espécies é apenas assintótica, sem apresentar um ponto de inflexão. Assim, não é possível definir um ponto objetivo na curva de acumulação de espécies a partir do qual ocorre a estabilização, e que

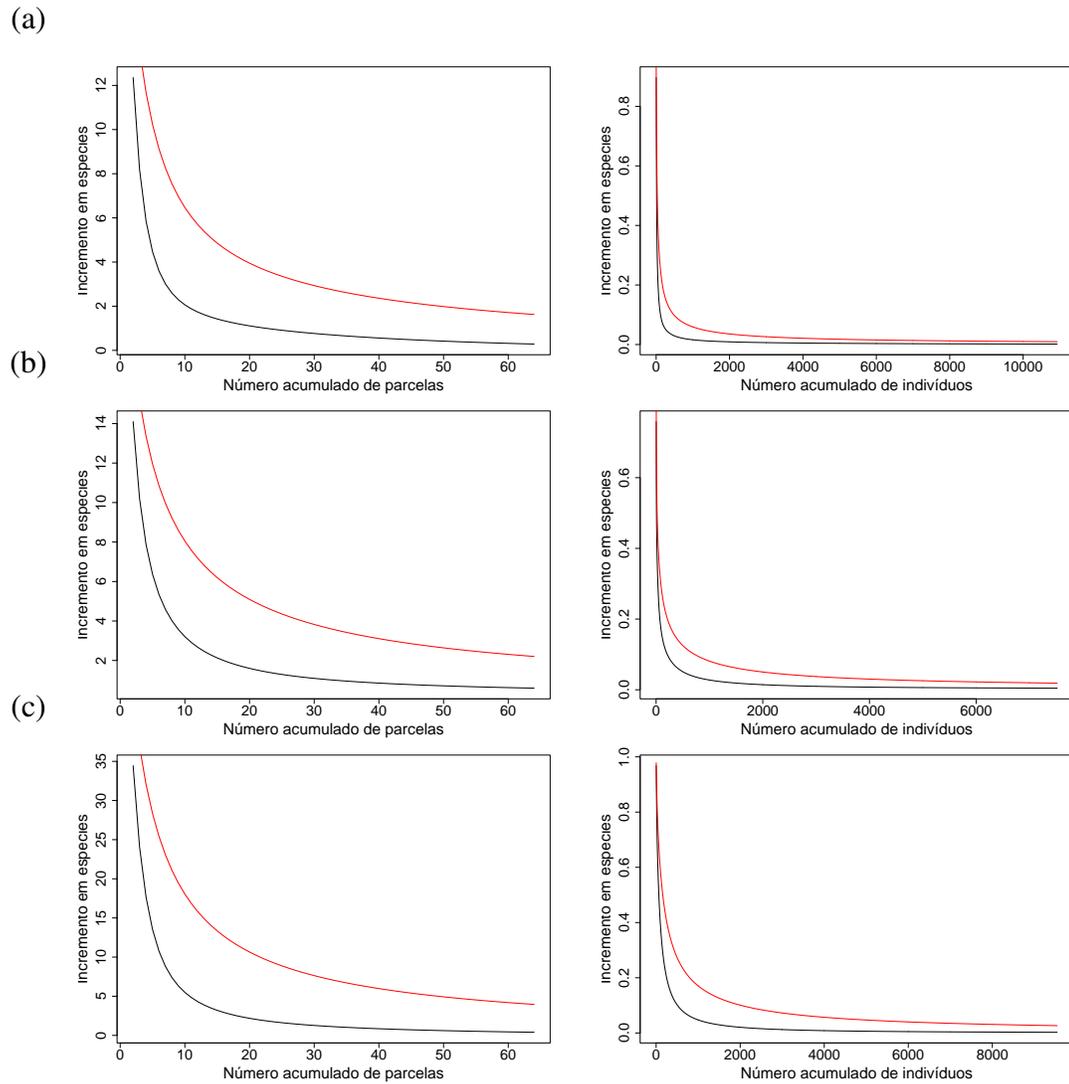


Figura 3.5 – Curvas de incremento médio (linha preta) e incremento marginal (linha vermelha) na inclusão de novas espécies, para (a) E.E. Assis, (b) E.E. de Caetetus, e (c) P. E. de Carlos Botelho

seria o tamanho ótimo da amostra.

### 3.4 Conclusões

Mesmo quando o patamar da curva usual de acumulação de espécies (construída na ordem de coleta dos dados) aparentemente é obtido, a curva média obtida pela aleatorização dos mesmos dados não apresenta ponto de estabilização, já que o caráter assintótico da curva é enfatizado por esse procedimento.

As curvas usuais de acumulação de espécies apresentaram maior curvatura que suas respectivas curvas médias, o que evidencia a falta de aleatoriedade na ocorrência das espécies.

A ausência de cruzamento entre as curvas de incrementos médio e marginal no número de espécies demonstra que não há ponto de inflexão na curva de acumulação de espécies, o que inviabiliza a determinação de um ponto objetivo sobre a curva assintótica.

A agregação de espécies é uma característica intrínseca das florestas tropicais, o que contraria a premissa de completa aleatoriedade necessária para a utilização de uma curva média de acumulação de espécies para determinar a suficiência amostral.

### Referências

ASSUNÇÃO, S.L.; FELFILI, J.M. Fitosociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá, DF, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, p. 903-909, 2004.

BATISTA, J.L.F.; SCHILLING, A.C. Um algoritmo matricial para construção da curva de acumulação de espécies. **METRVM**, Piracicaba, n. 3, 12 p., 2006. Disponível em <<http://lmq.esalq.usp.br/METRVM/>>. Acesso em: 25 jul. 2006.

BENTES-GAMA, M.M.; SCOLFORO, J.R.S.; GAMA, J.R.V.; OLIVEIRA, A.D. Estrutura e valoração de uma floresta de várzea alta na Amazônia. **Cerne**, Lavras, v. 8, p. 88-102, 2002.

BOOM, B.M. A forest inventory in Amazonian Bolivia. **Biotropica**, Lawrence, v. 18, p. 287-294, 1986.

BRAUN-BLANQUET, J. **Plant Sociology**. New York: McGraw Hill, 1932. 439 p.

BUDKE, J.C.; GIEHL, E.L.H.; ATHAYDE, E.A.; EISINGER, S.M.; ZÁCHIA, R.A. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, p. 581-589, 2004.

CAIN, S.A. The species-area curve. **The American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 19, p.573-581, 1938.

CAIN, S.A. Application of some phytosociological techniques to brazilian rain forest. **American Journal of Botany**, St. Louis, v. 43, p. 911-941, 1956.

CHAZDON, R.L.; COLWELL, R.K.; DENSLOW, J.S.; GUARIGUATA, M.R. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica. In: DALLMEIER, F.B.; COMISKEY, J.A. (Ed.). **Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and old world case studies**. Paris: Parthenon Publishing, 1998. chap. 16, p. 285-309.

COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v. B345, p. 101-118, 1994.

CONDIT,R.; HUBBEL,S.P.; LAFRANKIE,J.V.; SUKUMAR,R.; MANOKARAN, N.; FOSTER, R.B.; ASHTON, P.S. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots. **Journal of Ecology**, London, v. 84, p. 549-562, 1996.

COSTA, F.R.C. Structure and composition of the ground-herb community in a terra-firme Central Amazonian forest. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 34, p. 53-59, 2004.

DIAS, A.C. **Composição florística, fitossociologia, diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na floresta ombrófila densa do Parque Estadual de Carlos Botelho/ SP-Brasil**. 2005. 202 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

DORNELES,L.P.; WAECHTER, J.L. Estrutura do componente arbóreo da floresta arenosa de restinga do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul. **Hoehnea**, São Paulo, v.31, p. 61-72, 2004.

DURIGAN, G. **Florística, fitossociologia e produção de folheto em matas ciliares da região oeste do estado de São Paulo**. 1994. 161 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1994.

EFRON, B.; TIBSHIRANI, R.J. **An introduction to the bootstrap**. New York: Chapman & Hall, 1993. 436 p.

GAMA, J.R.V.; BOTELHO, S.A.; BENTES-GAMA, M.M.; SCOLFORO, J.R.S. Tamanho de parcela e suficiência amostral para estudo da regeneração natural de floresta de várzea na Amazônia. **Cerne**, Lavras, v. 7, p. 1-11, 2001.

GAMA, J.R.V.; BOTELHO, S.A.; BENTES-GAMA, M.M.; SCOLFORO, J.R.S. Estrutura e potencial futuro de utilização da regeneração natural de floresta de várzea alta no município de Afuá, Estado do Pará. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, p. 71-82, 2003.

GASTON, K.J. Species richness: measure and measurement. In: GASTON, K.J. (Ed.). **Biodiversity, a biology of numbers and difference**. Oxford: Blackwell Science, 1996. chap. 4, p.77-113.

GENTRY, A.H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, St. Louis, v. 75, p. 1-34, 1988.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, Edinburgh, v. 4, p. 379-391, 2001.

HOPKINS, B. The concept of minimal area. **Journal of Ecology**, London, v. 45, p. 441-449, 1957.

MAGURRAN, A.E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford:Blackwell Publishing, 2004. 256 p.

MARTINS, F.R. Fitossociologia de florestas do Brasil – um histórico bibliográfico. **Pesquisas - Série Botânica**, São Leopoldo, v. 40, p. 103-164, 1989.

MARTINS, F.R., SANTOS, F.A.M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Holos**, Campinas, v. 1, p. 236-267, 1999.

OLIVEIRA, A.A. Inventários quantitativos de árvores em matas de terra firme: histórico com enfoque na Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 30, p. 543-567, 2000.

PRODAN, M.; PETERS, R.; COX, F.; REAL, P. **Mensura forestal**. San José: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ): Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), 1997. 586 p.

RICE, E.L.; KELTING, R.W. The species-area curve. **Ecology**, Washington, v. 36, p. 7-11, 1955.

ROCHA, F.T. **Levantamento florestal na Estação Ecológica dos Caetetus como subsídio para laudos de desapropriação ambiental**. 2003. 172 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

SHIVER, B.D.; BORDERS, B.E. **Sampling techniques for forest resource inventory**. New York: John Wiley, 1996. 356 p.

SILVA, L.A.; SCARIOT, A. Composição e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta estacional decidual sobre o afloramento calcário no Brasil Central. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, p.69-75, 2004.

VAN DER MAAREL, E. **Vegetation ecology**. Malden: Blackwell Publishing, 2005. 395 p.

## **4 UMA ABORDAGEM COMPARATIVA DOS PADRÕES DE ACUMULAÇÃO DE ESPÉCIES EM FLORESTAS TROPICAIS**

### **Resumo**

Os métodos tradicionais para estimar a riqueza de espécies apresentam como principal limitação a forte dependência do esforço amostral, o que é acentuado pela grande heterogeneidade ambiental característica de formações florestais nos trópicos. Entretanto, mesmo considerando a impossibilidade de obter uma amostra representativa para a descrição florística de uma área, a comparação dos padrões observados em formações distintas pode prescindir da observação do patamar das curvas de acumulação de espécies e, ainda assim, permitir a definição de níveis mínimos de amostragem necessários para distinguir diferentes formações e mesmo áreas dentro de uma formação.

Palavras-chave: Amostragem florestal; Curva de acumulação de espécies; Estimadores de riqueza de espécies

### **Abstract**

The traditional methods to estimate species richness have as main limitation the strong dependence on sampling effort, which is further emphasized by environmental heterogeneity which characterizes forest formations in the tropics. Therefore, even considering the impossibility to obtain a representative sample for floristic description of an area, the comparison of observed patterns in distinct plant formations does not require that the species accumulation curves flatten, and still make possible the definition of the minimum sampling intensity needed to distinguish different formations and even different areas within a formation.

Keywords: Forest sampling; Species accumulation curve; Species-richness estimators

### **4.1 Introdução**

A abordagem tradicional para a descrição de comunidades vegetais, utilizando uma parcela “representativa” da área de estudo com o objetivo de caracterizá-la floristicamente, apresenta-se limitada pela dependência do tamanho da amostra, além do próprio conceito de comunidade e seus limites (RICE; KELTING, 1955; MARTINS; SANTOS, 1999; MAGURRAN, 2004). Essa constatação torna-se ainda mais evidente em formações florestais nos trópicos, devido à estrutura espacial agregada das espécies e ao número expressivo de espécies raras.

Entretanto, ainda que a descrição de um local apresente problemas conceituais e seja pouco informativa, as medidas de diversidade de espécies têm sua importância justificada como ferramentas para a comparação de comunidades no espaço ou no tempo. Conforme Magurran (2004), uma medida de diversidade somente tem significado quando se comparam dois ou mais locais, e

ao compará-los, mesmo que as estimativas sejam viesadas, pode-se assumir a pressuposição de forte relação entre as estimativas e os valores reais (BALTANÁS, 1992). Assim, mesmo com a dependência do esforço amostral, que impede que se determine um tamanho ótimo de amostra para descrever a composição florística de um local, pode ser viável definir um nível mínimo de amostragem que permita distinguir os padrões inerentes às diferentes formações ou mesmo áreas distintas de uma mesma formação.

A medida mais simples da diversidade é a riqueza de espécies, possivelmente o conceito mais fundamental no estudo de comunidades e que pode ser utilizado para formar uma base quantitativa na identificação de padrões espaciais ou temporais, na determinação de áreas prioritárias para conservação e em comparações entre levantamentos realizados em diferentes locais (CHAZDON et al., 1998; MAGURRAN, 2004). Nesse contexto, as curvas de acumulação de espécies são consideradas uma ferramenta importante, particularmente em estudos comparativos de diversidade.

De acordo com Magurran (2004), a riqueza de espécies pode ser expressa de duas formas: pelo número de espécies presente em um número determinado de indivíduos (a “riqueza” propriamente dita) ou como o número de espécies em determinada área (a “densidade” de espécies). Essas duas abordagens definem o que Gotelli e Colwell (2001) chamaram de protocolos de amostragem baseados em indivíduos ou amostras (parcelas). Esses autores afirmam que a escolha da abordagem poderá levar a conclusões diferentes a respeito da riqueza de espécies, sendo geralmente preferível construir as curvas baseadas em amostras, para considerar os níveis naturais de heterogeneidade presentes nos dados e evitar que a construção de curvas médias de acumulação de espécies baseadas em indivíduos superestimem o número de espécies que se poderia encontrar com menores tamanhos de amostra, no caso de espécies com padrão espacial muito agrupado. Porém essa é uma questão controversa, e outros autores, como Condit et al. (1996) sustentam que as curvas baseadas em indivíduos são mais úteis para comparar a diversidade de diferentes locais, além de gerarem melhores predições.

Os diversos métodos para estimar a riqueza de espécies são geralmente agrupados em três categorias: métodos baseados na extrapolação da relação espécie-área; métodos paramétricos, baseados no ajuste de funções que descrevem a distribuição de abundância das espécies; e estimadores não-paramétricos, que podem ser baseados em dados de presença e ausência ou de abundância relativa (MAGURRAN, 2004).

Segundo Chazdon et al. (1998) a extrapolação de curvas de acumulação de espécies tem sido, ao longo do tempo, o método mais utilizado para estimar a riqueza de espécies de um local, através de modelos assintóticos, como o de Michaelis-Menten, ou funções não-assintóticas, como a função potência, sugerida por Arrhenius (1921) e o modelo log-normal, proposto por Gleason (1922, 1925). Entretanto, Colwell e Coddington (1994) sustentam que a extrapolação somente seria viável em situações que representassem um processo de amostragem uniforme para uma po-

pulação minimamente estável, restringindo o uso dessa técnica a áreas de habitat razoavelmente homogêneo.

Recentemente, com o desenvolvimento de técnicas computacionais intensivas, tem sido dada maior atenção a métodos não-paramétricos na estimação da riqueza, como os estimadores Chao 1 e Chao 2 e Bootstrap (COLWELL; CODDINGTON, 1994; CHAZDON et al., 1998, MAGURRAN, 2004). Esses estimadores diferem basicamente na forma como as espécies raras são consideradas: Chao 1 é baseado no número de *singletons* e *doubletons* (espécies representadas por um e dois indivíduos na amostra), e quanto maior o número dessas espécies, maior a diferença entre a riqueza observada e a estimada. Já o estimador de Chao 2 é baseado no número de *uniques* e *duplicates* (espécies que ocorrem em somente uma ou duas unidades amostrais), e, de forma similar ao Chao 1, quanto maior o número dessas espécies, maior o viés das estimativas. O estimador bootstrap, por sua vez, é baseado na proporção de unidades amostrais contendo cada espécie, e assim, requer somente dados de incidência (presença/ausência) de espécies. Dessa forma, considerando as características desses estimadores, nota-se que a distribuição espacial das espécies tem consequências importantes na estimação da riqueza. Se a distribuição for aleatória, a taxa inicial de acumulação de novas espécies será maior do que se fosse agrupada e, assim, os estimadores que utilizam dados de abundância (como Chao 1 e Chao 2) serão mais sensíveis ao agrupamento do que o estimadores baseados em dados de incidência, como bootstrap. Chao 2 ainda apresenta o problema adicional de que, se o número de parcelas for maior que o número de indivíduos de muitas espécies, o número de uniques tenderá a ser alto, mesmo que o padrão espacial das espécies seja aleatório.

Para os métodos de estimação em uso, pode-se dizer que a riqueza é melhor estimada em comunidades com alta equitabilidade, alta densidade e baixo número de espécies, e a equitabilidade aparece como o fator que mais influencia a confiabilidade do estimador (BALTANÁS, 1992). Entretanto, ao considerar os problemas conceituais e estatísticos envolvidos na estimativa da riqueza, Gotelli e Graves (1996) sugerem que se abandone a idéia de incorporar a equitabilidade e a riqueza em um único índice, pois consideram que os dois componentes da diversidade são distintos e devem ser analisados separadamente.

De forma geral, um estimador ideal da riqueza de espécies, de acordo com Chazdon et al (1998), deve apresentar três características: ser independente do tamanho da amostra, a partir de um determinado nível mínimo de amostragem; não ser afetado pelo padrão espacial das espécies, e não ser influenciado pela ordem em que as amostras são tomadas. Entretanto, a questão da dependência do tamanho da amostra é uma das principais limitações operacionais para estimar a riqueza (CHAZDON et al., 1998; MAGURRAN, 2004).

Gotelli e Graves (1996) sustentam que a amostragem de uma área com o propósito de enumerar as espécies presentes é basicamente um processo probabilístico, em que a probabilidade de amostrar uma espécie em particular, assumindo que ela está presente na grande área de interesse,

é o produto de duas probabilidades condicionais: a probabilidade da espécie estar presente na área amostrada, dado que ocorre na grande área, multiplicada pela probabilidade de detectar a espécie dado que ela ocorre na área amostrada. Assim, o número de espécies observado na amostra dá uma estimativa não viesada da riqueza somente em situações em que a probabilidade de detecção é igual a 1. Porém, considerando o agrupamento geralmente observado no padrão espacial das espécies em florestas tropicais, isso dificilmente se verifica. Dessa forma, as curvas de acumulação de espécies irão refletir não somente o aumento real da riqueza com a área, mas também o efeito da amostragem, o que também irá afetar as estimativas de riqueza de um local.

Assim, considerando as características espaciais das espécies arbóreas em florestas tropicais, a grande heterogeneidade ambiental, percebida mesmo em áreas relativamente pequenas, e a alta riqueza de espécies, esse trabalho tem como objetivo verificar as mudanças no padrão de acumulação e nas estimativas de riqueza de espécies com tamanhos de amostra crescentes, em diferentes formações florestais tropicais, buscando identificar níveis de amostragem que permitam, se não a representação da composição florística de um local, a distinção e comparação entre locais.

## **4.2 Material e Métodos**

### **4.2.1 Áreas de estudo**

Os dados utilizados nesse trabalho são provenientes de três Unidades de Conservação do Estado de São Paulo, que representam diferentes formações florestais da região tropical: Floresta Ombrófila Densa Montana (Parque Estadual de Carlos Botelho), Floresta Estacional Semidecidual (Estação Ecológica dos Caetetus) e Cerradão ou Savana florestada (Estação Ecológica de Assis), onde foram instaladas as grades de amostragem do Projeto “Métodos de Inventário da Biodiversidade de Espécies Arbóreas”, do Programa Biota da FAPESP.

A Estação Ecológica de Assis situa-se numa área de domínio do cerrado, com área de vegetação natural (cerrado e cerradão) de 1.600 ha, localizada entre as coordenadas 22° 33' e 22° 36' S e 50° 22' e 50° 23' W, e com altitudes variando de 520 a 590 m. A área sofreu pastoreio intensivo e exploração de madeira até o início da década de 70, quando passou a ser protegida. Foi incorporada à Estação Experimental de Assis em 1982 e em 1992 transformada em Estação Ecológica, estando assegurada por lei a sua preservação definitiva (DURIGAN, 1994).

A Estação Ecológica de Caetetus é considerada uma das maiores áreas com vegetação natural em bom estado de conservação em todo o Centro-Oeste do Estado de São Paulo. A estação tem área de 2.178 ha, com topografia ondulada e altitude variando de 500 a 680 m, entre as coordenadas 22° 22' e 22° 27' S e 49° 40' e 49° 43' W. A vegetação é de Floresta Estacional Semidecidual, com altura do dossel entre 25 e 30 m e alta densidade de plantas herbáceo-arbustivas no sub-bosque (ROCHA, 2003).

O Parque Estadual de Carlos Botelho, localizado na região sul do estado de São Paulo, é um remanescente bem preservado de Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana, dentro dos domínios da Mata Atlântica, com área total de 37.797 ha. O relevo é acidentado, a altitude varia entre 30 e 1003 m e localiza-se entre as coordenadas 24°00' e 24°15' S e 47°45' e 48°10' W (DIAS, 2005).

#### 4.2.2 Amostragem

As grades de amostragem instaladas nas três áreas consistem de uma malha de 8 x 8 pontos distribuídos sistematicamente a cada 100 metros (Figura 4.1). Os 64 pontos de cada grade foram georreferenciados e monumentados no campo.

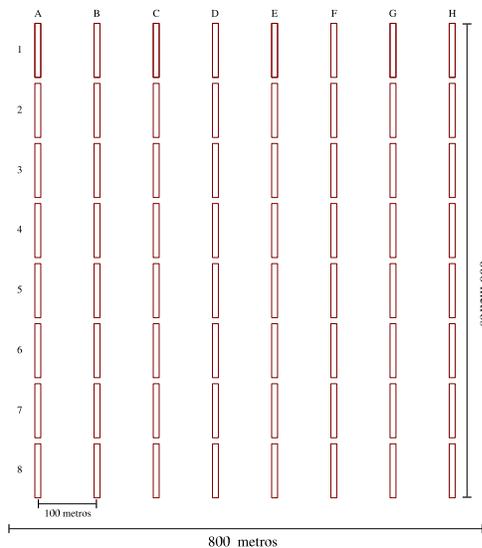


Figura 4.1 – Esquema das grades de amostragem utilizadas no estudo, representando as parcelas retangulares de 900 m<sup>2</sup>

Em cada grade há 64 parcelas retangulares de 90 x 10 m (900 m<sup>2</sup>) e em cada uma delas foram contados e identificados todos os indivíduos com diâmetro (DAP) maior ou igual a 5 cm. Cada linha de amostragem é formada por 8 parcelas que por sua vez são divididas em 9 subparcelas de 10 x 10 m (100 m<sup>2</sup>), com um intervalo de 10 m não amostrado entre as parcelas nas linhas. Dessa forma, cada grade tem uma área de abrangência de 64 ha, porém com uma área efetivamente amostrada de 5,76 ha.

#### 4.2.3 Análise

##### Composição das amostras

Para verificar os padrões da curva de acumulação de espécies com tamanhos crescentes de

amostra foram utilizados dois procedimentos de acumulação. No primeiro caso, para cada grade de amostragem, as linhas foram adicionadas sucessivamente, na ordem em que estão colocadas no campo. Assim, a menor amostra é composta pela primeira linha da grade, e os aumentos sucessivos se dão pela adição das linhas subsequentes.

No segundo caso, a construção das curvas de acumulação de espécies foi feita a partir de amostras tomadas aleatoriamente em cada grade, compostas por 10, 20, 30, 40, 50 e 60 parcelas de 10 x 90 m.

#### Curvas de acumulação de espécies

Os levantamentos florísticos referentes às grades de amostragem de cada uma das áreas foram usados para produzir as matrizes de presença/ausência de espécies. A partir dessas matrizes foram obtidas as curvas espécie-área usuais, que resultam da acumulação das espécies na ordem de coleta dos dados (parcelas ou árvores) e as curvas médias, independentes da ordem de entrada dos dados. Para isso, foram feitas permutações em nível de unidade amostral (parcelas e árvores), gerando 1000 simulações com ordem aleatória em cada um dos casos (EFRON; TIBSHIRANI, 1993). Com essas simulações obtiveram-se as curvas espécie-área médias e os intervalos de confiança empíricos, utilizando-se os quantis 2.5 e 97.5 %.

Para visualizar o efeito da variabilidade espacial dentro das grades de amostragem no padrão de acumulação de espécies e na riqueza, foram construídas as curvas de acumulação de espécies e seus intervalos de confiança empíricos de 95% para cada linha, em cada uma das grades de amostragem, baseadas na acumulação de indivíduos e de parcelas de 10 x 10 m (totalizando 72 parcelas em cada linha).

#### Estimadores não-paramétricos

Foram utilizados os estimadores não-paramétricos de riqueza de espécies Chao 1, Chao 2 e bootstrap (COLWELL; CODDINGTON, 1994, MAGURRAN, 2004), calculados através do pacote Vegan do programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2006).

O cálculo do estimador Chao 1 é baseado no número de espécies que aparecem somente uma (*singletons*) e duas (*doubletons*) vezes na amostra e é dado por:

$$S_{Chao1} = S_{obs} + (a^2/2b) \quad (4.1)$$

Onde  $S_{obs}$  é o número observado de espécies na amostra,  $a$  é o número de espécies com somente um indivíduo presente na amostra (*singletons*) e  $b$  é o número de espécies com exatamente dois indivíduos presentes na amostra (*doubletons*).

O estimador Chao 2 é análogo ao Chao 1, porém considera a distribuição de espécies nas parcelas que compõem a amostra, sendo dado por:

$$S_{Chao2} = S_{obs} + (L^2/2M) \quad (4.2)$$

Onde  $L$  é o número de espécies que ocorrem em somente uma parcela (*uniques*) e  $M$  é o número de espécies que ocorrem em exatamente duas parcelas (*duplicates*).

Chao (1987) *apud* Colwell e Coddington (1994) desenvolveu um estimador de variância que se aplica tanto a *Chao1* quanto a *Chao2*, apenas substituindo  $a$  por  $L$  e  $b$  por  $M$ , e é dado por:

$$\text{var}(S_{Chao1}) = b\left[\left(\frac{a/b}{4}\right)^4 + (a/b)^3 + \left(\frac{a/b}{2}\right)^2\right] \quad (4.3)$$

A estimativa bootstrap da riqueza de espécies foi desenvolvida por Smith e Van Belle (1984) e é baseada na proporção de parcelas ( $p_j$ ) contendo cada espécie  $j$ , sendo dada por:

$$S_{boot} = S_{obs} + \sum_{j=1}^{S_{obs}} (1 - p_j)^n \quad (4.4)$$

### 4.3 Resultados

Na Figura 4.2 são apresentadas as curvas médias de acumulação de espécies para as grades amostrais das três formações florestais estudadas, utilizando-se tamanhos crescentes de amostra. Nesse caso, as linhas das grades, compostas por 8 parcelas de 10 x 90 m, foram adicionadas sucessivamente à amostragem, respeitando a ordem espacial das mesmas. No gráfico são apresentadas as curvas de acumulação médias para cada tamanho de amostra e os intervalos de confiança de 95% para o maior tamanho, em cada grade. Observa-se, em cada caso, as diferenças de inclinação das curvas médias à medida que mais linhas são adicionadas, tornando evidente a estrutura espacial dos dados e as formas distintas de acumulação nas diferentes formações.

Quando as amostras de tamanho crescente (10, 20, 30, 40, 50 e 60 parcelas de cada grade) são selecionadas aleatoriamente, o padrão observado nas curvas de acumulação de espécies (Figura 4.3) é alterado. Nesse caso, ocorre a sobreposição das curvas médias e dos intervalos de confiança empíricos, já que a variabilidade espacial não está mais incorporada à análise.

Entretanto, independente da forma como as amostras são acumuladas, os tamanhos de amostra que permitem diferenciar as formações florestais estudadas são os mesmos. O padrão de acumulação de espécies das grades instaladas em Floresta Ombrófila Densa (Parque Estadual de Carlos Botelho) é marcadamente diferente dos demais, e seus intervalos de confiança empíricos praticamente não apresentam nenhuma sobreposição com os intervalos das grades instaladas nas outras formações. Ainda, essas duas grades também apresentam diferenças significativas entre si, a partir de um tamanho de amostra relativamente pequeno: cerca de 12 parcelas (pouco mais de 1 ha).

Por outro lado, a distinção entre as áreas de Floresta Estacional Semidecidual (Estação Ecológica de Caetetus) e a área de Cerradão (Estação Ecológica de Assis) já não é tão evidente, pois

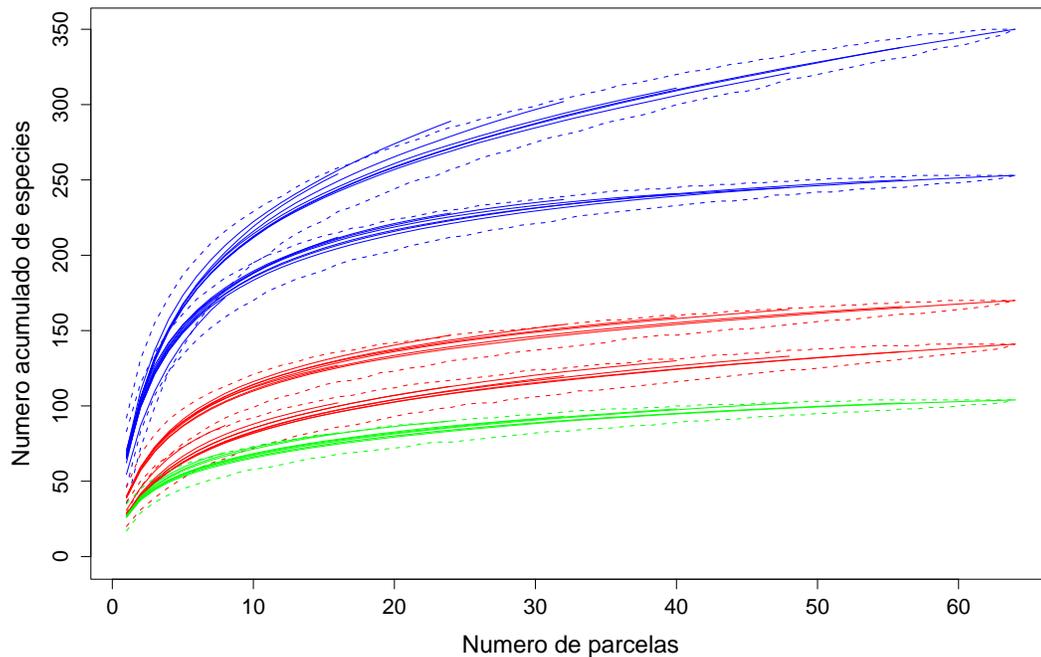


Figura 4.2 – Curvas de acumulação de espécies para tamanhos de amostra crescentes, em grades amostrais nas três formações florestais estudadas: Cerradão (E.E. de Assis), em verde; Floresta Estacional Semidecidual (E.E. de Caetetus), em vermelho; e Floresta Ombrófila Densa (P.E. de Carlos Botelho), em azul

as curvas (Figuras 4.2 e 4.3) apresentam inclinações similares e os intervalos de confiança apresentam sobreposição até níveis maiores de amostragem. Ainda assim, com cerca de 20 parcelas (aproximadamente dois hectares) já não ocorre sobreposição dos intervalos de confiança dessas grades.

Em relação à heterogeneidade espacial dentro das grades, pode-se verificar nas Figuras 4.4, 4.5, 4.6, 4.7 e 4.8 que em todas as grades de amostragem aparecem diferenças expressivas de riqueza e de abundância entre as linhas, não seguindo necessariamente a ordem das linhas no espaço. As diferenças mais pronunciadas em riqueza total são observadas na grade amostral da Estação Ecológica de Assis (Cerradão), e na grade 1 da Estação Ecológica de Caetetus (Floresta Estacional Semidecidual), conforme pode ser visto na Tabela 4.1. Porém, em todas as grades, tanto na acumulação de parcelas como de indivíduos, verifica-se que não há sobreposição dos intervalos de confiança empíricos para ao menos algumas linhas a partir de determinado tamanho de amostra, que é variável conforme a grade e a formação florestal.

Os estimadores não-paramétricos de riqueza de espécies, mostrados nas Tabelas 4.2, 4.3, 4.4, 4.5 e 4.6 ressaltam as diferenças na distribuição das espécies e dos indivíduos no espaço, mesmo

considerando linhas contíguas das grades de amostragem, e fazendo com que, ao se considerar a grade como a população estatística de estudo, nenhuma das linhas seria uma amostra representativa dessa população, já que em nenhum dos casos os valores estimados de riqueza de espécies a partir de cada linha se aproximam do valor observado para toda a grade. As estimativas de riqueza dadas por Chao 1 e Chao 2 são semelhantes para as linhas, em todas as grades, apesar de Chao 1 ter valores ligeiramente superiores na maior parte dos casos, com exceção das linhas que apresentam densidade de indivíduos proporcionalmente alta em relação ao número de espécies (por exemplo, as linhas 2, 5 e 7 na Tabela 4.2). As estimativas obtidas por bootstrap apresentam os menores valores, tanto para as linhas, individualmente, como para toda a grade. Entretanto, as diferenças nas estimativas de riqueza obtidas são mais acentuadas para as linhas, e tendem a ser menores quando obtidas para as grades inteiras.

#### 4.4 Discussão

A grande heterogeneidade espacial presente nos dados de todas as grades, nas três formações

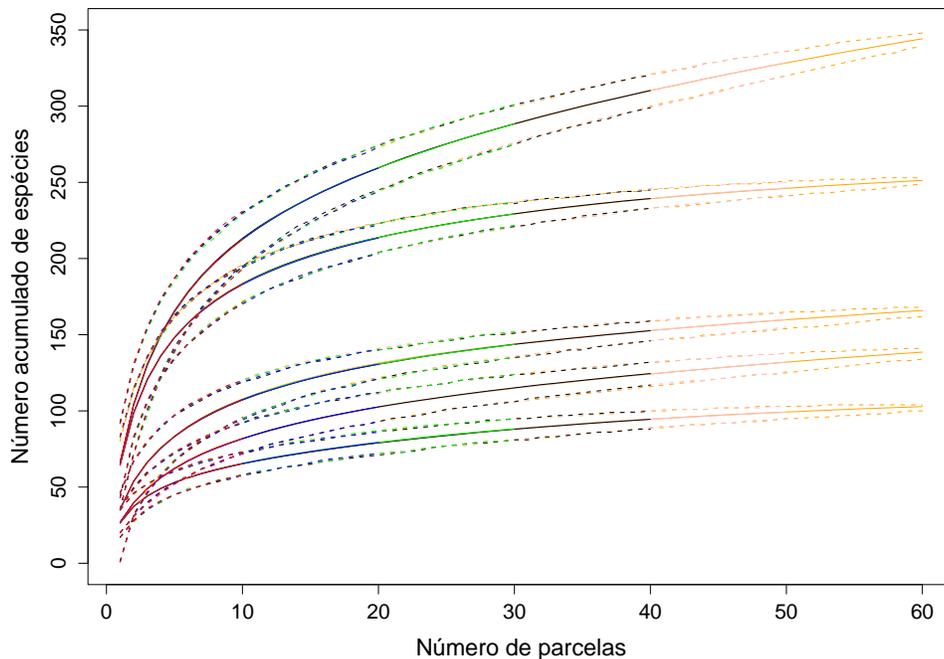


Figura 4.3 – Curvas de acumulação de espécies para tamanhos de amostra crescentes, em grades amostrais nas três formações florestais estudadas: grade amostral no Cerradão (E.E. de Assis), grades 1 e 2 na Floresta Estacional Semidecidual (E.E. de Caetetus), e grades 1 e 2 na Floresta Ombrófila Densa (P.E. de Carlos Botelho). As parcelas que compõem as amostras de diferentes tamanhos foram selecionadas aleatoriamente

Tabela 4.1 – Riqueza de espécies (S) e número de indivíduos (N) nas linhas das grades amostrais instaladas em área de Cerradão (Estação Ecológica de Assis, EEA), Floresta Estacional Semidecidual (Estação Ecológica de Caetetus, EEC 1 e 2) e Floresta Ombrófila Densa (Parque Estadual de Carlos Botelho, PECB 1 e 2)

Linha	EEA		PECB 1		PECB 2		EEC 1		EEC 2	
	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N
1	69	1243	177	1119	172	1116	87	1056	105	968
2	68	1407	176	1078	215	1474	71	916	106	944
3	64	1281	184	1280	206	1682	68	989	104	1005
4	54	1298	178	1150	181	976	67	973	98	1113
5	60	1398	180	1241	187	1288	80	951	103	1215
6	62	1397	161	1257	187	1174	60	868	98	1171
7	53	1517	160	1256	203	1195	72	878	88	1035
8	52	1388	158	1163	187	1163	68	889	89	1068
Grade	104	10929	253	9544	350	10068	141	7520	170	8517
$\bar{x}$	60,25	1366,13	171,75	1193	192,25	1258,5	71,63	940	98,88	1064,88
$s$	6,69	87,77	10,32	75,00	14,35	222,67	8,37	64,70	7,06	96,06

estudadas, traz diversos problemas para a caracterização da composição florística de uma área com base em amostragem, mesmo que intensiva. Como é mostrado na Figura 4.2, que apresenta as mudanças na curva de acumulação de espécies de cada uma das grades à medida que vão sendo adicionadas linhas contíguas (distantes 100 m umas das outras) à amostra, e na Tabela 4.1, as variações no número de espécies e de indivíduos, mesmo com pequenas distâncias entre amostras, são expressivas e demonstram o quanto a amostragem padrão em estudos florísticos (com parcelas de 1 ha) pode produzir resultados pouco confiáveis.

Porém, apesar das limitações para a caracterização florística de uma área, quando a construção das curvas de acumulação com tamanhos crescentes de amostra foi feita considerando amostras selecionadas aleatoriamente em toda a grade (Figura 4.3) ocorreu a sobreposição das curvas médias e dos intervalos de confiança empíricos, facilitando a visualização dos padrões de acumulação de espécies em cada local. Assim, mesmo que nenhuma das curvas tenha atingido um patamar que permitisse falar da representatividade da amostra com finalidade descritiva, as diferenças observadas nos padrões de acumulação das grades permitem uma distinção clara entre as formações florestais em estudo (e, particularmente no caso da floresta ombrófila densa, entre áreas pertencentes a uma mesma formação) e, a partir de um nível de amostragem de aproximadamente 20 parcelas (18.000 m<sup>2</sup>) não se verifica mais a sobreposição dos intervalos de confiança empíricos de nenhuma das grades amostrais, indicando ser possível distinguir áreas com uma amostra relativamente pequena, mesmo que esta não seja “representativa” para caracterização florística. Isso está de acordo com as

Tabela 4.2 – Número de espécies ( $S_{obs}$ ), número de indivíduos ( $N$ ) e estimadores de riqueza ( $S_{Chao1}$ ,  $S_{Chao2}$  e  $S_{boot}$ ) e suas medidas de erro amostral ( $SE$ ) para as linhas da grade amostral da Estação Ecológica de Assis

Linhas	$S_{obs}$	$N$	$S_{Chao1}$	$SE_{Chao1}$	$S_{Chao2}$	$SE_{Chao2}$	$S_{boot}$	$SE_{boot}$
1	69	1243	84,2	11,65	82,69	10,26	76,84	2,48
2	68	1407	82,0	10,04	85,20	12,22	76,46	2,69
3	64	1281	95,0	28,55	89,75	21,81	71,51	2,30
4	54	1298	62,0	8,00	61,97	8,00	59,06	1,88
5	60	1398	71,8	9,57	85,75	21,81	66,86	2,33
6	62	1397	71,6	7,59	72,06	7,60	69,17	2,56
7	53	1517	64,3	10,04	68,36	14,36	58,75	2,15
8	52	1388	67,2	13,08	67,13	12,23	58,61	2,30
Grade	104	10929	114,5	7,63	114,51	7,63	112,54	2,56

conclusões obtidas por Gotelli e Colwell (2001), que sustentam ser viável comparar comunidades através das curvas de acumulação de espécies a partir de um determinado esforço amostral, já que as curvas tendem a convergir em pequenos tamanhos de amostra.

Palmer et al. (2000) sustentam que a dependência entre riqueza e densidade pode dificultar a comparação entre locais, de forma que em florestas tropicais essas comparações devem ser feitas a partir de amostras que contenham no mínimo 1000 indivíduos. Nesse trabalho, cada linha (com exceção das grades em Floresta Estacioanal Semidecidual) apresenta mais de 1000 indivíduos, e as curvas construídas para as grades foram baseadas em amostragem de no mínimo 7500 árvores.

Ainda em relação ao protocolo de amostragem, Gotelli e Colwell (2001) afirmam que a decisão por uma abordagem baseada em indivíduos ou em amostras pode levar a conclusões diferentes sobre a riqueza de espécies de um local. Porém, o padrão observado nas curvas de acumulação de espécies por parcelas e por indivíduos e as estimativas de riqueza de Chao 1 e Chao 2 foram semelhantes tanto nos valores estimados quanto nas medidas de erro padrão em todas as áreas amostradas.

Palmer (1990), em trabalho comparando diversos tipos de estimadores de riqueza (número observado de espécies, extrapolação da curva de acumulação de espécies e métodos não-paramétricos) concluiu que os métodos não-paramétricos apresentaram a melhor performance. Dentre estes, Chazdon et al. (1998) encontrou melhores resultados para Chao 1 e Chao 2, mas ambos com boa performance apenas com espécies distribuídas aleatoriamente. Chao 2, entretanto, foi o menos sensível ao tamanho da amostra e a um grau moderado de agrupamento das espécies. O estimador bootstrap, por sua vez, apresentou extrema dependência do tamanho da amostra. Os autores concluíram que nenhum dos estimadores testados satisfaz os critérios para ser considerado um bom estimador. No presente trabalho, os estimadores não-paramétricos apresentaram comportamen-

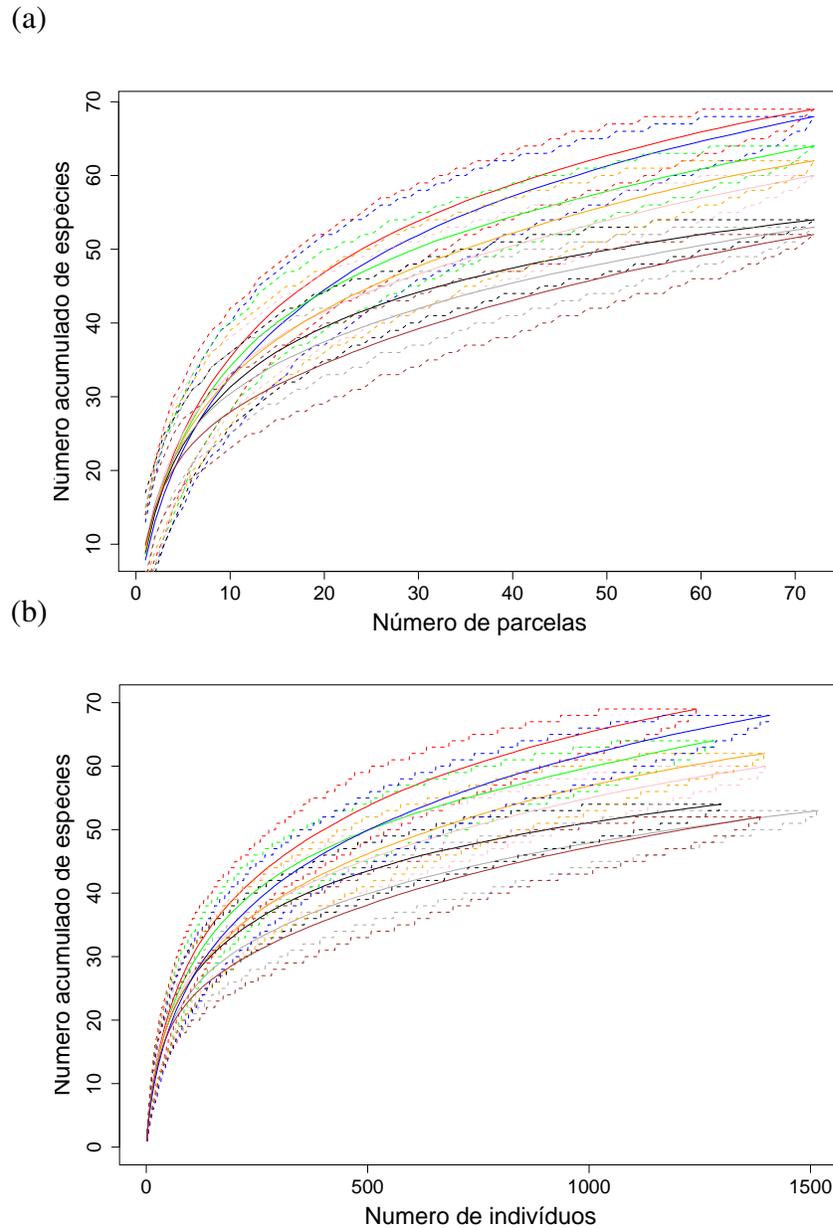


Figura 4.4 – Curvas de acumulação de espécies médias e intervalos de confiança de 95% para as linhas das grades de amostragem, na Estação Ecológica de Assis (a) amostragem baseada em parcelas, (b) amostragem baseada em indivíduos. Ordem das linhas: linha 1, em vermelho; linha 2, em azul; linha 3, em verde; linha 4, em preto; linha 5, em rosa; linha 6, em laranja; linha 7, em cinza e linha 8, em marrom

tos muito similares entre si, nas três formações avaliadas, e em todos os casos as linhas, quando consideradas como amostras isoladas (mesmo apresentando tamanho considerado adequado para amostragem em comunidades vegetais), não produziram estimativas que se aproximassem dos valores de riqueza observados (ou mesmo estimados) para toda a grade.

Tabela 4.3 – Número de espécies ( $S_{obs}$ ), número de indivíduos ( $N$ ) e estimadores de riqueza ( $S_{Chao1}$ ,  $S_{Chao2}$  e  $S_{boot}$ ) e suas medidas de erro amostral ( $SE$ ) para as linhas da grade 1 do Parque Estadual de Carlos Botelho

Linhas	$S_{obs}$	$N$	$S_{Chao1}$	$SE_{Chao1}$	$S_{Chao2}$	$SE_{Chao2}$	$S_{boot}$	$SE_{boot}$
1	177	1119	212,4	14,65	210,4	13,60	199,0	5,25
2	176	1078	277,8	39,99	259,2	31,26	202,2	5,23
3	184	1280	205,2	9,40	210,6	11,17	205,3	5,23
4	178	1150	240,7	24,85	237,3	22,38	202,8	5,03
5	180	1241	222,3	16,59	219,9	15,39	204,0	5,00
6	161	1257	193,3	13,66	192,2	13,17	181,3	4,83
7	160	1256	190,0	14,20	190,3	14,07	177,6	4,52
8	158	1163	209,3	23,91	206,3	22,23	176,0	4,21
Grade	253	9544	266,8	8,10	266,2	7,70	265,5	3,04

Tabela 4.4 – Número de espécies ( $S_{obs}$ ), número de indivíduos ( $N$ ) e estimadores de riqueza ( $S_{Chao1}$ ,  $S_{Chao2}$  e  $S_{boot}$ ) e suas medidas de erro amostral ( $SE$ ) para as linhas da grade 2 do Parque Estadual de Carlos Botelho

Linhas	$S_{obs}$	$N$	$S_{Chao1}$	$SE_{Chao1}$	$S_{Chao2}$	$SE_{Chao2}$	$S_{boot}$	$SE_{boot}$
1	172	1116	258,0	32,11	252,7	29,05	200,0	6,70
2	215	1474	270,0	20,84	261,7	17,19	241,3	5,81
3	206	1682	281,2	28,78	271,9	24,33	232,1	5,81
4	181	976	227,3	16,84	230,5	17,35	209,1	5,93
5	187	1288	246,3	22,38	244,0	20,92	213,0	5,25
6	187	1174	248,6	23,41	246,2	22,06	212,5	6,04
7	203	1195	303,1	33,63	320,1	39,39	235,7	6,73
8	187	1163	256,4	26,54	244,0	21,17	212,6	5,67
Grade	350	10068	455,7	32,69	460,80	33,97	387,3	5,31

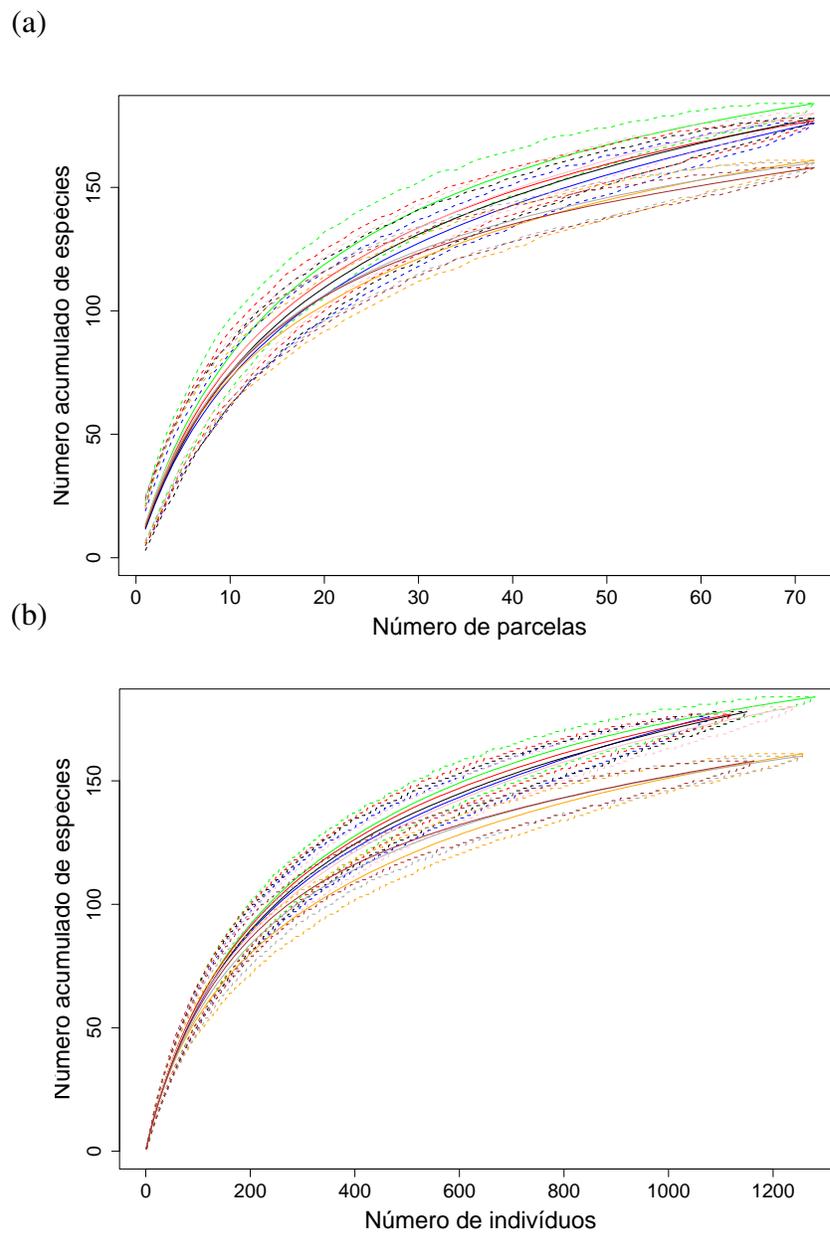


Figura 4.5 – Curvas de acumulação de espécies médias e intervalos de confiança de 95% para as linhas das grades de amostragem, na grade 1 do Parque Estadual de Carlos Botelho (a) amostragem baseada em parcelas, (b) amostragem baseada em indivíduos. Ordem das linhas: linha 1, em vermelho; linha 2, em azul; linha 3, em verde; linha 4, em preto; linha 5, em rosa; linha 6, em laranja; linha 7, em cinza e linha 8, em marrom

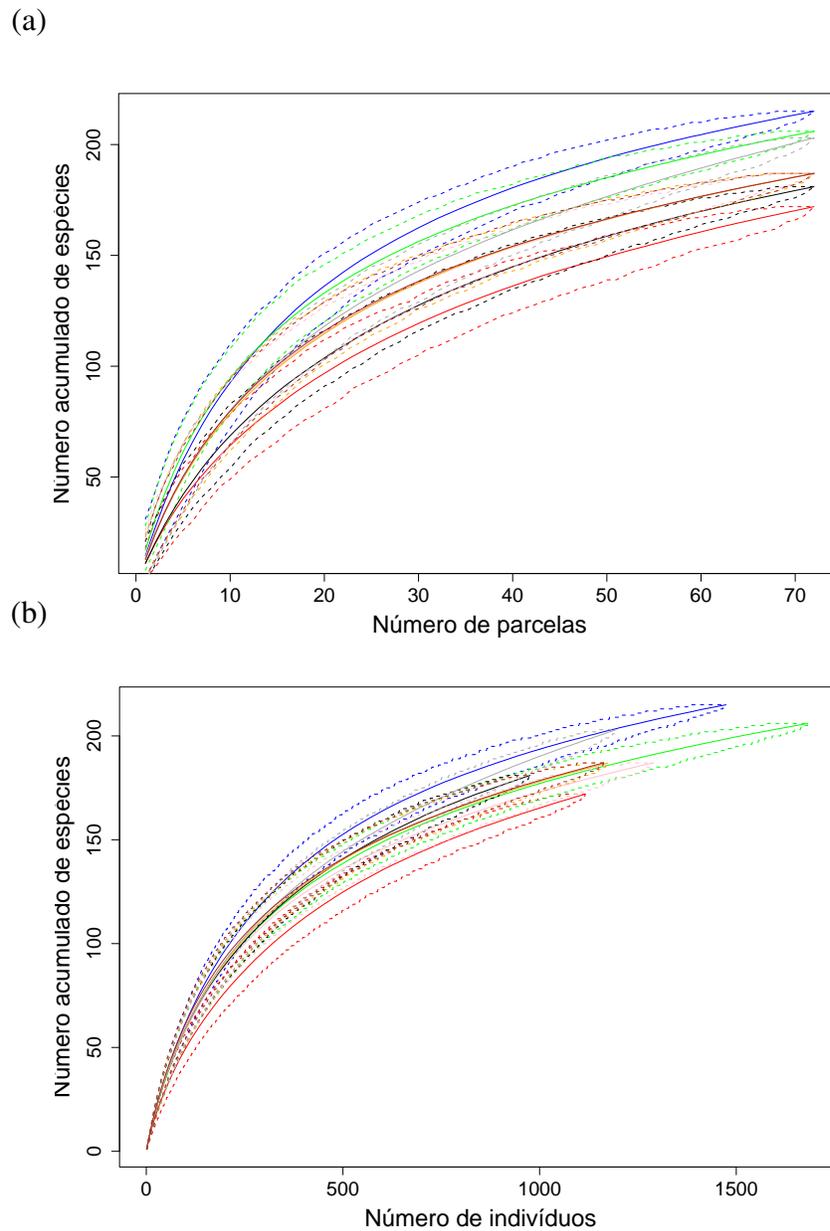


Figura 4.6 – Curvas de acumulação de espécies médias e intervalos de confiança de 95% para as linhas das grades de amostragem, na grade 2 do Parque Estadual de Carlos Botelho (a) amostragem baseada em parcelas, (b) amostragem baseada em indivíduos. Ordem das linhas: linha 1, em vermelho; linha 2, em azul; linha 3, em verde; linha 4, em preto; linha 5, em rosa; linha 6, em laranja; linha 7, em cinza e linha 8, em marrom

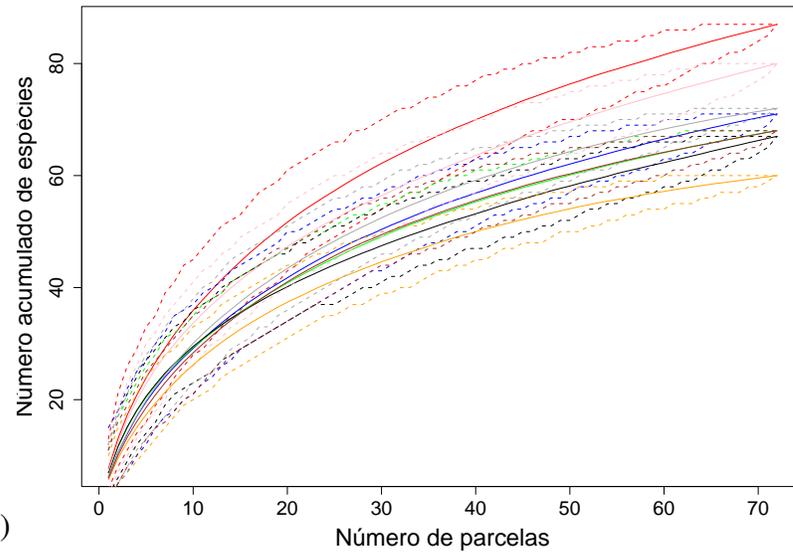
Tabela 4.5 – Número de espécies ( $S_{obs}$ ), número de indivíduos ( $N$ ) e estimadores de riqueza ( $S_{Chao1}$ ,  $S_{Chao2}$  e  $S_{boot}$ ) e suas medidas de erro amostral ( $SE$ ) para as linhas da grade 1 da Estação Ecológica de Caetetus

Linhas	$S_{obs}$	$N$	$S_{Chao1}$	$SE_{Chao1}$	$S_{Chao2}$	$SE_{Chao2}$	$S_{boot}$	$SE_{boot}$
1	87	1056	126,7	22,75	129,4	24,02	100,3	3,74
2	71	916	101,1	19,02	94,2	13,82	82,1	3,10
3	68	989	85,6	11,54	82,0	8,98	77,9	2,84
4	67	973	94,7	17,79	111,1	29,00	78,0	3,17
5	80	951	116,4	20,40	116,4	20,40	92,9	3,44
6	60	868	67,5	5,86	67,5	5,86	67,6	2,38
7	72	878	82,1	6,78	83,9	7,79	81,9	2,95
8	68	889	82,7	9,77	85,6	11,54	77,6	2,93
Grade	141	7520	181,2	20,71	196,6	28,86	156,6	3,47

Tabela 4.6 – Número de espécies ( $S_{obs}$ ), número de indivíduos ( $N$ ) e estimadores de riqueza ( $S_{Chao1}$ ,  $S_{Chao2}$  e  $S_{boot}$ ) e suas medidas de erro amostral ( $SE$ ) para as linhas da grade 2 da Estação Ecológica de Caetetus

Linhas	$S_{obs}$	$N$	$S_{Chao1}$	$SE_{Chao1}$	$S_{Chao2}$	$SE_{Chao2}$	$S_{boot}$	$SE_{boot}$
1	105	968	130,1	14,32	128,9	12,83	118,4	3,89
2	106	944	129,7	13,01	133,6	14,03	120,4	3,67
3	104	1005	120,3	9,12	118,2	7,90	117,0	3,56
4	98	1113	125,1	15,62	125,2	14,49	111,6	3,56
5	103	1215	141,2	20,54	154,1	28,02	117,6	3,56
6	98	1171	118,4	11,60	120,0	12,29	110,5	3,24
7	88	1035	122,5	20,31	119,6	18,23	100,3	3,17
8	89	1068	120,1	16,93	118,1	15,61	102,1	3,35
Grade	170	8517	205,5	18,78	201,1	16,04	184,3	3,17

(a)



(b)

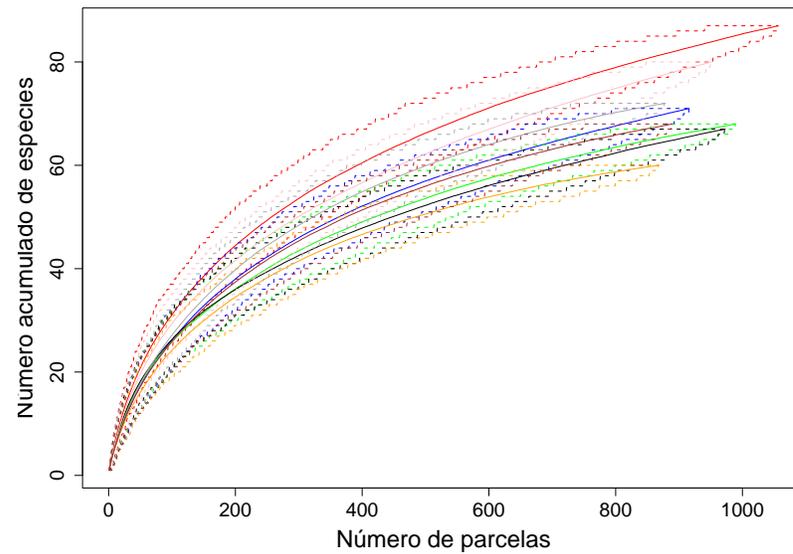
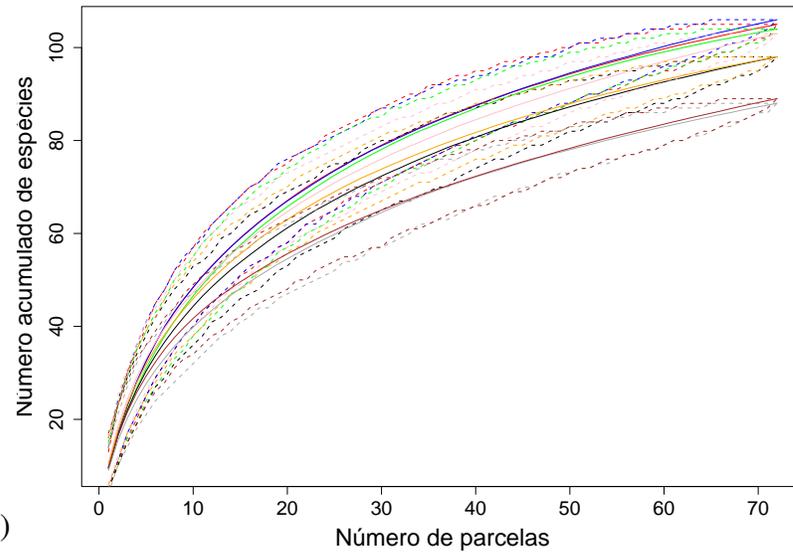


Figura 4.7 – Curvas de acumulação de espécies médias e intervalos de confiança de 95% para as linhas das grades de amostragem, na grade 1 da Estação Ecológica de Caetetus (a) amostragem baseada em parcelas, (b) amostragem baseada em indivíduos. Ordem das linhas: linha 1, em vermelho; linha 2, em azul; linha 3, em verde; linha 4, em preto; linha 5, em rosa; linha 6, em laranja; linha 7, em cinza e linha 8, em marrom

(a)



(b)

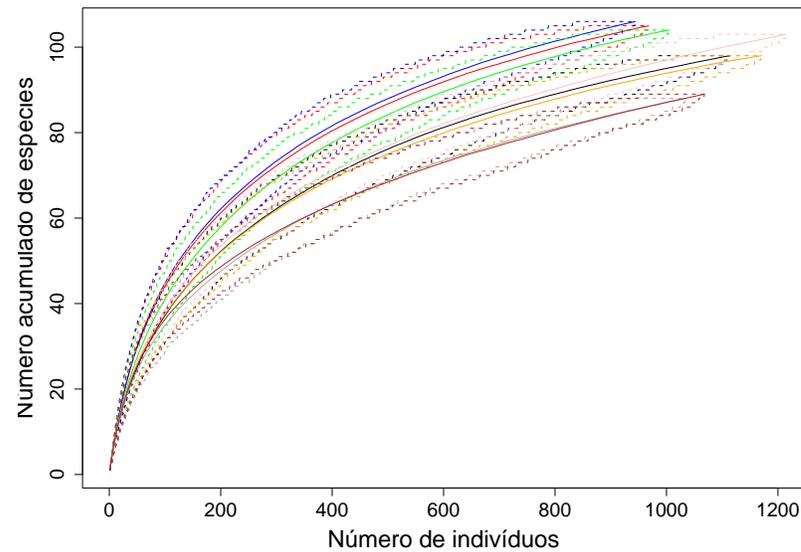


Figura 4.8 – Curvas de acumulação de espécies médias e intervalos de confiança de 95% para as linhas das grades de amostragem, na grade 2 da Estação Ecológica de Caetetus (a) amostragem baseada em parcelas, (b) amostragem baseada em indivíduos. Ordem das linhas: linha 1, em vermelho; linha 2, em azul; linha 3, em verde; linha 4, em preto; linha 5, em rosa; linha 6, em laranja; linha 7, em cinza e linha 8, em marrom

## 4.5 Conclusão

A determinação de um tamanho ótimo de amostra para descrever a composição florística de uma comunidade, suas relações de abundância e padrões de acumulação de espécies revela-se cercada de problemas operacionais e conceituais. Já a utilização de algumas dessas ferramentas para realizar comparações entre diferentes formações, ou entre diferentes áreas numa mesma formação, aparenta ser mais promissora, no sentido de definir o nível mínimo de amostragem necessário para distinguir entre esses locais. Assim, mesmo não sendo possível definir um patamar na curva de acumulação de espécies, é possível definir um tamanho de amostra a partir do qual as formações florestais ou áreas diferentes numa mesma formação podem ser distinguidas.

## Referências

- ARRHENIUS, O. Species and area. **Journal of Ecology**, London, v. 9, p. 95-99, 1921.
- BALTANÁS, A. On the use of some methods for the estimation of species richness. **Oikos**, Lund, v. 65, p. 484-492, 1992.
- CHAZDON, R.L.; COLWELL, R.K.; DENSLOW, J.S.; GUARIGUATA, M.R. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica. In: DALLMEIER, F.B.; COMISKEY, J.A. (Ed.). **Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and old world case studies**. Paris: Parthenon Publishing, 1998. chap. 16, p. 285-309.
- COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v. B345, p. 101-118, 1994.
- CONDIT, R.; HUBBEL, S.P.; LAFRANKIE, J.V.; SUKUMAR, R.; MANOKARAN, N.; FOSTER, R.B.; ASHTON, P.S. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots. **Journal of Ecology**, London, v. 84, p. 549-562, 1996.
- DIAS, A.C. **Composição florística, fitossociologia, diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na floresta ombrófila densa do Parque Estadual de Carlos Botelho/ SP-Brasil**. 2005. 202 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

- DURIGAN, G. **Florística, fitossociologia e produção de folhedo em matas ciliares da região oeste do estado de São Paulo**. 1994. 161 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1994.
- EFRON, B.; TIBSHIRANI, R.J. **An introduction to the bootstrap**. New York: Chapman & Hall, 1993. 436 p.
- GLEASON, H.A. On the relation between species and area. **Ecology**, Washington, v. 3, p. 158-162, 1922.
- GLEASON, H.A. Species and area. **Ecology**, Washington, v. 6, p. 66-74, 1925.
- GOTELLI, N.J.; GRAVES, G.R. **Null models in ecology**, Washington: Smithsonian Institution Press, 1996. 366 p.
- GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, Edinburgh, v. 4, p. 379-391, 2001.
- MARTINS, F.R., SANTOS, F.A.M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Holos**, Campinas, v. 1, p. 236-267, 1999.
- MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford:Blackwell Publishing, 2004. 256 p.
- PALMER, M.W. The estimation of species richness by extrapolation **Ecology**, Washington, v. 71, p. 1195-1198, 1990.
- PALMER, M.W.; CLARK, D.; CLARK, D. Is the number of tree species in small tropical forest plots nonrandom? **Community Ecology**, Budapest, v. 1, p. 95-101, 2000.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. 2006. Disponível em <<http://www.r-project.org/>>. Acesso em: 05 fev. 2007.
- RICE, E.L.; KELTING, R.W. The species-area curve. **Ecology**, Washington, v. 36, p. 7-11, 1955.

ROCHA, F.T. **Levantamento florestal na Estação Ecológica dos Caetetus como subsídio para laudos de desapropriação ambiental**. 2003. 172 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

SMITH, E.; BELLE, G.V. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics**, Arlington, v. 40, p. 119-129, 1984.

## 5 ESTIMATIVAS DE DIVERSIDADE ARBÓREA EM FLORESTAS TROPICAIS ATRAVÉS DE ÍNDICES DE DIVERSIDADE E DISTINÇÃO TAXONÔMICA

### Resumo

Foram avaliados os índices de diversidade e distinção taxonômica ( $\Delta$  e  $\Delta^*$ ) do componente arbóreo de três formações florestais tropicais (Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão) em relação às suas propriedades estatísticas e uso potencial para comparação entre as áreas. Observou-se que os valores dos índices são fortemente afetados pela presença de espécies com maior distância taxonômica, mesmo que apresentem baixa abundância, particularmente quando são usados dados de presença/ausência. Por outro lado, o índice de diversidade taxonômica ( $\Delta$ ), mesmo com a vantagem de ser independente do esforço amostral, pode apresentar problemas em locais caracterizados pela ocorrência de uma ou poucas espécies muito abundantes. Já o índice de distinção taxonômica ( $\Delta^*$ ), que também apresenta independência do tamanho da amostra e menor variabilidade das estimativas, aparenta ser uma alternativa viável para incorporar as diferenças taxonômicas à uma medida de diversidade, permitindo a caracterização e comparação entre áreas.

Palavras-chave: Diversidade taxonômica; Distinção taxonômica; Medidas de diversidade

### Abstract

The statistical properties and application potential of taxonomic diversity and taxonomic distinctness indexes ( $\Delta$  and  $\Delta^*$ ) of tree species were evaluated in three tropical forest types: tropical rain forest, seasonal semideciduous forest and forested savannah. The values of the indexes were strongly affected by the presence of species of larger taxonomic distance, even when they have low abundance, particularly when only presence/absence data is used. On the other hand, taxonomic diversity index ( $\Delta$ ) might have problems when the one or few very abundant species occur, although it has the advantage of being independent of sampling effort. The taxonomic distinctness index also showed independence of sampling size and had estimates of low variability. Therefore, it seems to be a viable option to include taxonomic differences in a measure of diversity and to characterize and compare forest areas.

Keywords: Taxonomic diversity; Taxonomic distinctness; Diversity measures

### 5.1 Introdução

As medidas de diversidade podem ser consideradas a forma mais prática de resumir as informações sobre a estrutura de uma comunidade, porém é consenso que o uso somente de estimativas da diversidade de espécies pode ser uma abordagem muito simplista. Segundo Silva e Batalha (2006), é conveniente utilizar informações de toda a hierarquia taxonômica das espécies presentes

na amostra para compreender melhor as diferenças entre locais ou mesmo os efeitos de impactos ou restrições ambientais sobre a estrutura das comunidades pois, como é esperado que exista uma relação positiva entre uma medida de relação filogenética entre as espécies e sua similaridade ecológica, a análise da estrutura filogenética de uma comunidade deve dar informações sobre os processos que a organizam (WEBB, 2000).

Os índices de diversidade tradicionais foram desenvolvidos considerando dois componentes principais: o número de espécies e suas abundâncias relativas. Dessa forma, todas as espécies tornam-se equivalentes e as diferenças taxonômicas entre elas não são consideradas. Entretanto, isso pode levar a equívocos quando diferentes locais são comparados buscando alguma forma de hierarquização da diversidade, pois é intuitivo pensar que dois locais que apresentem o mesmo número de espécies e a mesma distribuição de abundância, mas diferentes números de gêneros e famílias, devem ter medidas de diversidade distintas. Assim, é importante obter alguma medida que permita incorporar a natureza hierárquica da classificação taxonômica às estimativas de diversidade de espécies, principalmente em estudos comparativos (PIELOU, 1975; MAGURRAN, 2004).

Tanto a estimativa do número de espécies como os índices que combinam a riqueza e a equitabilidade apresentam como principais limitações a dependência do esforço amostral e a necessidade de conhecimento taxonômico suficiente para determinar o número de espécies do local de interesse. Porém, ao incorporar a taxonomia às estimativas de diversidade deve-se, além de diferenciar adequadamente as espécies, também quantificar a distinção que existe entre elas (VANE-WRIGHT; HUMPRHIES; WILLIAMS, 1991), que pode ser medida basicamente de duas formas: pela similaridade (ou distância genética) ou através das relações cladísticas, expressas de forma hierárquica, entre as espécies.

A primeira proposta de incorporar informação taxonômica a uma medida de diversidade foi feita por Pielou (1975), adaptando o índice de Shannon a essa finalidade. Por sua vez, os trabalhos de May (1990), Vane-Wright, Humphries e Williams (1991) e Faith (1994) utilizaram a topologia da árvore filogenética para medir o grau de relacionamento entre as espécies presentes em determinado local, visando principalmente a definição de critérios para determinar prioridades de conservação. Essas medidas requerem essencialmente uma lista das espécies presentes, supostamente baseada em um inventário completo da comunidade em estudo, e têm como objetivo obter uma seleção de espécies prioritárias para conservação. Entretanto Webb (2000) salienta que esse método apresenta duas limitações principais: a primeira é de que as medidas obtidas são relativas e podem somente ser usadas para comparar comunidades cujas espécies sejam um subconjunto das espécies da árvore filogenética de referência. A segunda limitação é que a riqueza de espécies em um clado influenciará o nível de relação entre duas espécies nesse nível, pois a distância entre os nós não é independente dos eventos subsequentes de especiação. Isso significa que duas espécies retiradas aleatoriamente de um clado com alta riqueza (contendo 100 espécies, por exemplo) irão aparecer

como menos relacionadas do que duas outras espécies de um clado menos rico (por exemplo, com 10 espécies), mesmo que o evento de especiação basal dos dois clados seja o mesmo. Porém, o autor ainda ressalta que quanto mais espécies houver em uma comunidade, mais distribuídas essas espécies tenderão a estar sobre a árvore filogenética de referência e a estimativa da relação entre as espécies será então menos afetada pela riqueza dos clados.

Finalmente, em contraposição a essa abordagem, baseada na distinção de uma espécie em particular do resto da comunidade, Warwick e Clarke (1995) desenvolveram dois índices de diversidade que incorporam os conceitos de riqueza de taxons e equitabilidade, com ênfase para a aplicação nas áreas de avaliação e monitoramento ambiental, e que são uma medida da relação filogenética “média” entre todos os indivíduos da comunidade. Nesse caso, os dados necessários são um conjunto de amostras das áreas de estudo, com o registro da abundância de cada espécie observada, e como resultado obtém-se uma avaliação quantitativa dos padrões de diversidade das comunidades amostradas através do espaço ou do tempo.

O *índice de diversidade taxonômica* ( $\Delta$ ), que considera a abundância das espécies e a relação taxonômica entre elas, é a distância taxonômica média entre quaisquer dois indivíduos escolhidos ao acaso na amostra. O *índice de distinção taxonômica* ( $\Delta^*$ ), por sua vez, é uma medida pura da relação taxonômica, definido também pela distância taxonômica média entre dois indivíduos, com a restrição de que sejam de espécies diferentes. Ainda, de acordo com a notação usada pelos autores, quando são utilizados dados de presença/ausência,  $\Delta$  e  $\Delta^*$  convergem para  $\Delta^+$ , que é a distância taxonômica média entre quaisquer duas espécies (CLARKE; WARWICK, 1998). O peso ( $\omega$ ) que se dá a cada nível da hierarquia taxonômica é um aspecto do cálculo desses índices que pode ser alterado conforme a ênfase que se deseja dar aos diferentes níveis na determinação da diversidade de um local, ou em comparações entre locais. Warwick e Clarke (1998) fixaram esse valor em 1 e, assim, cada passo na hierarquia incrementa o valor de  $\omega$  em uma unidade fazendo com que, por exemplo, a distância entre duas espécies diferentes pertencentes ao mesmo gênero seja de 1 e a de duas espécies que pertencem à mesma família, mas não ao mesmo gênero, seja de 2, e assim por diante. Clarke e Warwick (1999) discutem alguns casos em que pode ser conveniente estabelecer diferentes valores de  $\omega$  aos níveis taxonômicos considerados, mas ressaltam que isso pode dificultar a comparação entre comunidades.

A principal vantagem dos índices de diversidade e distinção taxonômica reside em suas propriedades estatísticas. Price et al. (1999) ressaltaram a independência desses índices do esforço amostral, e Clarke e Warwick (1998) demonstraram a ausência de viés das estimativas de  $\Delta$  e  $\Delta^*$  para diferentes tamanhos de amostra, o que permite a comparação de áreas que tenham sido amostradas com diferentes métodos ou intensidades, tornando-os apropriados para avaliar diferenças entre locais ou o efeito de distúrbios no tempo. Além disso, também é possível utilizar testes de significância comparando um valor de  $\Delta_m^+$ , que é uma medida da distância média entre  $m$  espécies

de um local, em relação ao valor de  $\Delta^+$  calculado para uma lista global de espécies da região. Nesse caso, a hipótese nula de que a distância taxonômica média entre as espécies de um local não é significativamente diferente da lista global é testada por reamostragens sucessivas, de amostras de tamanho  $m$  extraídas aleatoriamente da lista global, para a construção de um intervalo de confiança empírico com o qual o valor observado de  $\Delta_m^+$  é comparado (CLARKE; WARWICK, 1998). Entretanto, a dificuldade na obtenção de uma lista de espécies regional pode restringir o uso desses testes.

Assim, os objetivos desse trabalho consistem em avaliar o comportamento dos índices de diversidade e distinção taxonômica propostos por Warwick e Clarke (1995) para o componente arbóreo em diferentes formações florestais tropicais, verificando a independência do tamanho da amostra e o comportamento dos índices nas comparações entre amostras na mesma formação e entre formações diferentes.

## 5.2 Material e métodos

### 5.2.1 Áreas de estudo

Os dados utilizados nesse trabalho são provenientes de três Unidades de Conservação do Estado de São Paulo, que representam diferentes formações florestais da região tropical: Floresta Ombrófila Densa Montana (Parque Estadual de Carlos Botelho), Floresta Estacional Semidecidual (Estação Ecológica dos Caetetus) e Cerrado lato sensu ou Savana florestada (Estação Ecológica de Assis), onde foram instaladas as grades de amostragem do Projeto “Métodos de Inventário da Biodiversidade de Espécies Arbóreas”, do Programa Biota da FAPESP.

A Estação Ecológica de Assis situa-se numa área de domínio do cerrado, com área de vegetação natural (cerrado e cerradão) de 1.600 ha, localizada entre as coordenadas 22° 33' e 22° 36' S e 50° 22' e 50° 23' W, e com altitudes variando de 520 a 590 m. A área sofreu pastoreio intensivo e exploração de madeira até o início da década de 70, quando passou a ser protegida. Foi incorporada à Estação Experimental de Assis em 1982 e em 1992 transformada em Estação Ecológica, estando assegurada por lei a sua preservação definitiva (DURIGAN, 1994).

A Estação Ecológica de Caetetus é considerada uma das maiores áreas com vegetação natural em bom estado de conservação em todo o Centro-Oeste do Estado de São Paulo. A estação tem área de 2.178 ha, com topografia ondulada e altitude variando de 500 a 680 m, entre as coordenadas 22° 22' e 22° 27' S e 49° 40' e 49° 43' W. A vegetação é de Floresta Estacional Semidecidual, com altura do dossel entre 25 e 30 m e alta densidade de plantas herbáceo-arbustivas no sub-bosque (ROCHA, 2003).

O Parque Estadual de Carlos Botelho, localizado na região sul do estado de São Paulo, é um remanescente bem preservado de Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana, dentro dos domínios da

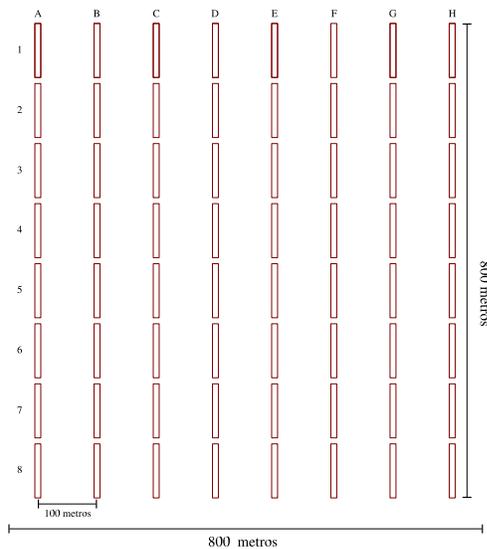


Figura 5.1 – Esquema das grades de amostragem utilizadas no estudo, representando as parcelas retangulares de 900 m<sup>2</sup>

Mata Atlântica, com área total de 37.797 ha. O relevo é acidentado, a altitude varia entre 30 e 1003 m e localiza-se entre as coordenadas 24°00' e 24°15' S e 47°45' e 48°10' W (DIAS, 2005).

### 5.2.2 Amostragem

As grades de amostragem instaladas nas três áreas consistem de uma malha de 8 x 8 pontos distribuídos sistematicamente a cada 100 metros (Figura 5.1). Os 64 pontos de cada grade foram georreferenciados e monumentados no campo. Ao todo, foram instaladas cinco grades: uma em área de Cerradão, na Estação Ecológica de Assis (EEA), duas na Floresta Estacional Semidecidual da Estação Ecológica de Caetetus (EEC1 e EEC2) e duas em Floresta Ombrófila Densa, no Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB1 e PECB2).

Em cada grade há 64 parcelas retangulares de 90 x 10 m (900 m<sup>2</sup>) e em cada uma delas foram contados e identificados todos os indivíduos com diâmetro (DAP) maior ou igual a 5 cm. Cada linha de amostragem é formada por 8 parcelas que por sua vez são divididas em 9 subparcelas de 10 x 10 m (100 m<sup>2</sup>), com um intervalo de 10 m não amostrado entre as parcelas nas linhas. Dessa forma, cada grade tem uma área de abrangência de 64 ha, porém com uma área efetivamente amostrada de 5,76 ha.

### 5.2.3 Tabela de espécies

Foram usados seis níveis de informação taxonômica (espécie, gênero, família, ordem, classe

e divisão) de acordo com a classificação do “Integrated Taxonomic Information System” (ITIS, 2007).

Da tabela de indivíduos original de cada grade foram excluídas todas as árvores com classificação indeterminada ou incompleta.

### 5.2.4 Cálculo dos índices

O cálculo dos índices de diversidade e distinção taxonômica foi feito de acordo com Clarke e Warwick (1998). O índice de diversidade taxonômica ( $\Delta$ ) pode ser definido como a distância taxonômica esperada entre quaisquer dois indivíduos selecionados aleatoriamente na amostra, e é dado por:

$$\Delta = \frac{\left[ \sum \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j \right]}{[n(n-1)/2]} \quad (5.1)$$

Onde  $x_i$  ( $i = 1, \dots, s$ ) é a abundância da  $i$ -ésima espécie;  $n (= \sum_i x_i)$  é o número total de indivíduos na amostra, e  $\omega_{ij}$  é o peso dado à distância a espécie  $i$  à espécie  $j$  na classificação hierárquica.

O índice de distinção taxonômica ( $\Delta^*$ ) é uma modificação do índice de diversidade taxonômica, visando ponderar a dependência de  $\Delta$  da distribuição de abundância das espécies. Assim,  $\Delta^*$  é definido como o comprimento médio do caminho entre quaisquer dois indivíduos, desde que de diferentes espécies, e é dado por:

$$\Delta^* = \frac{\left[ \sum \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j \right]}{\left[ \sum \sum_{i < j} x_i x_j \right]} \quad (5.2)$$

Por fim, quando são usados somente dados de presença/ausência, os valores de  $\Delta$  e  $\Delta^*$  se reduzem a uma medida da distância taxonômica média entre as espécies, dada por:

$$\Delta^+ = \frac{\left[ \sum \sum_{i < j} \omega_{ij} \right]}{[s(s-1)/2]} \quad (5.3)$$

Nesse estudo, foram usados os valores mais simples de  $\omega$ , adicionando uma unidade a cada “degrau” da hierarquia taxonômica:  $\omega = 1$  (espécies diferentes do mesmo gênero),  $\omega = 2$  (gêneros diferentes de uma mesma família),  $\omega = 3$  (famílias diferentes de uma mesma ordem),  $\omega = 4$  (ordens diferentes de uma mesma classe),  $\omega = 5$  (classes diferentes de uma mesma divisão), e  $\omega = 6$  (diferentes divisões). Assim, o valor máximo possível para os índices apresentados seria de 6.

### 5.2.5 Simulações de amostragem

Para verificar o efeito do tamanho da amostra sobre os valores estimados de  $\Delta$ ,  $\Delta^*$  e  $\Delta^+$  foram feitas 1000 simulações de amostragem utilizando amostras de tamanho crescente (1, 10, 20, 30, 40, 50 e 60 parcelas) com base nas 64 parcelas das 5 grades de amostragem. As estimativas obtidas em cada uma das grades, em cada tamanho de amostra, foram comparadas com os valores de referência, obtidos para toda a grade.

### 5.3 Resultados

Na Tabela 5.1 são apresentados os valores dos índices de diversidade, distinção e distância taxonômicas ( $\Delta$ ,  $\Delta^*$  e  $\Delta^+$ ) para cada uma das grades de amostragem nas três formações estudadas, além dos valores de densidade total e das contagens de cada taxon. Observa-se que os valores dos índices sofrem maiores variações em função das diferenças em níveis hierárquicos mais elevados, como pode ser visto na comparação dos valores de diversidade taxonômica ( $\Delta$ ) para a amostra em Cerradão (EEA) e em Floresta Estacional Semidecidual (EEC1), onde a primeira apresenta menor número de espécies, gêneros, famílias e ordens, porém com uma classe e uma divisão a mais que na grade EEC1, fazendo com que o valor de  $\Delta$  seja mais elevado na área de Cerradão. Os valores de  $\Delta^*$  e  $\Delta^+$  também são maiores na grade de Cerradão, porém apresentam uma diferença menos expressiva.

Através da comparação da distribuição das espécies nos diferentes níveis hierárquicos percebe-se que as maiores diferenças entre as formações florestais amostradas ocorre nos menores níveis taxonômicos. A relação espécie/gênero é bem maior nas grades instaladas em Floresta Ombrófila Densa, onde o número de espécies é quase o dobro do número de gêneros. Porém, à medida que essa relação é feita entre maiores níveis taxonômicos, as diferenças entre as formações vão ficando menores (a relação família/ordem fica entre 1,6 e 1,8 para todas as grades).

Outro aspecto que pode ser observado nos resultados apresentados na Tabela 5.1 é a relação entre a distribuição de abundância das espécies nas grades e as diferenças entre os valores de  $\Delta$  e  $\Delta^*$ . As quatro espécies mais abundantes na grade EEA, instalada em área de Cerradão, representam 52% das árvores da amostra, e a diferença entre a diversidade e a distinção taxonômicas é de 8,3%. Já uma das grades instaladas em área de Floresta Estacional Semidecidual (EEC1), em que a dominância de uma única espécie é mais acentuada (somente os indivíduos de *Metrodorea nigra* representam 48% das árvores amostradas), apresenta também a maior diferença entre  $\Delta$  e  $\Delta^*$ , de 24,5%. Por outro lado, as amostras em área de Floresta Ombrófila Densa (PECB1 e PECB2), em que a espécie mais abundante (*Euterpe edulis*) representa somente cerca de 13% dos indivíduos amostrados em ambas as grades, tem também a menor diferença entre diversidade e distinção taxonômicas, de 2,5% para PECB1 e de 2,8% para PECB2.

Tabela 5.1 – Valores de diversidade ( $\Delta$ ) e distinção ( $\Delta^*$  e  $\Delta^+$ ) taxonômicas e totais de indivíduos e de taxons para as grades instaladas em área de Cerradão (Estação Ecológica de Assis – EEA), Floresta Estacional Semidecidual (Estação Ecológica de Caetetus – EEC) e Floresta Ombrófila Densa (Parque Estadual de Carlos Botelho – PECB)

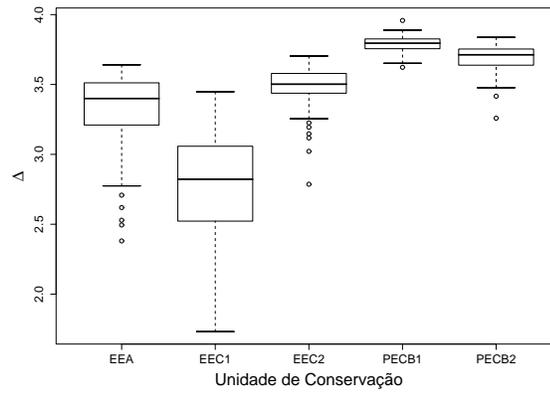
	Formação Florestal				
	Cerradão	Estacional Semidecidual		Ombrófila Densa	
	EEA	EEC 1	EEC 2	PECB 1	PECB 2
$\Delta$	3,53	2,83	3,58	3,84	3,76
$\Delta^*$	3,85	3,75	3,74	3,94	3,87
$\Delta^+$	3,97	3,86	3,87	3,81	3,83
<b>Espécies</b>	93	121	162	212	257
<b>Gêneros</b>	68	94	112	118	134
<b>Famílias</b>	40	41	46	54	56
<b>Ordens</b>	24	26	29	31	31
<b>Classes</b>	3	2	2	3	2
<b>Divisões</b>	2	1	1	2	1
<b>Número de indivíduos</b>	10.414	7.054	7.727	8.497	8.881

Os valores dos índices  $\Delta$ ,  $\Delta^*$  e  $\Delta^+$  obtidos para as 64 parcelas das cinco grades de amostragem encontram-se resumidos na Figura 5.2. Os valores do índice de diversidade taxonômica ( $\Delta$ ), calculados utilizando-se todas as parcelas de 10 x 90 m em cada área, foram os que tiveram maior variação entre as grades. Isso se deve, em grande parte, ao agrupamento e à distribuição de abundância das espécies.

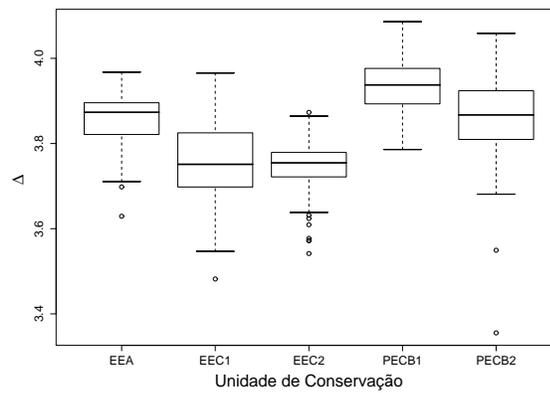
O índice de diversidade taxonômica ( $\Delta$ , Figura 5.2a) é a distância média entre quaisquer indivíduos da amostra, selecionados aleatoriamente e que podem ser da mesma espécie (nesse caso, a distância taxonômica é igual a zero). Assim, onde uma espécie é predominante (caso da grade EEC 1, em que a espécie mais abundante – *Metrodorea nigra* – representa 48 % dos indivíduos) o valor de  $\Delta$  será influenciado pelo grande número de distâncias nulas. Além disso, o agrupamento das espécies que em geral é observado em formações florestais tropicais é causa da variação dos valores dos índices entre uma parcela e outra, pois as unidades localizadas em pontos onde uma espécie é predominante terão valores consideravelmente mais baixos.

O índice de distinção taxonômica ( $\Delta^*$ , Figura 5.2b) apresentou menor variação dentro das grades, pois apesar de considerar a abundância das espécies em seu cálculo, tem a restrição de não considerar as distâncias (nulas) entre indivíduos da mesma espécie, ponderando o efeito da abundância no cálculo do índice. Dessa forma, seus resultados, comparando as diferentes grades, são mais coerentes: ao ponderar o efeito da abundância, as grades na Floresta Estacional Semidecidual (EEC 1 e 2) apresentam valores mais próximos entre si, diferenciando-se da grade instalada

(a)



(b)



(c)

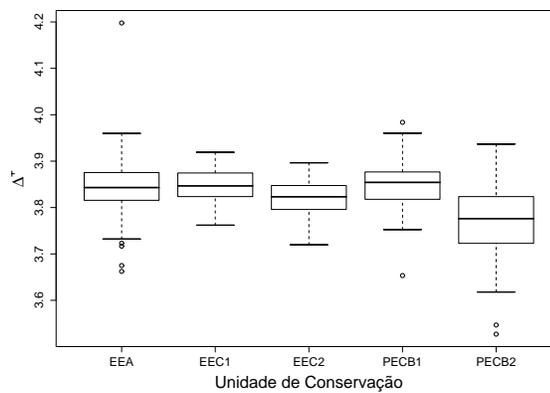


Figura 5.2 – Índices de diversidade e distinção taxonômicas para as três formações florestais em estudo: Cerradão (EEA), Floresta Estacional Semidecidual (EEC 1 e 2) e Floresta Ombrófila Densa (PECB 1 e 2). (a)  $\Delta$ , (b)  $\Delta^*$  e (c)  $\Delta^+$

em área de Cerradão (EEA) e das instaladas em Floresta Ombrófila (PECB 1 e 2).

Por fim, ao usar somente a lista de espécies obtém-se uma medida da distância taxonômica

média entre as espécies das parcelas em cada grade ( $\Delta^+$ , Figura 5.2c). Nesse caso, todas as áreas apresentam valores muito próximos, com menor variabilidade. Além disso, a grade com maior riqueza de espécies (PECB 2) é a que apresenta menor mediana de  $\Delta^+$ , indicando um possível agrupamento das espécies, que provocou a maior variabilidade das estimativas por parcela.

A influência do tamanho da amostra sobre o índice de diversidade taxonômica ( $\Delta$ ) foi testada por simulação, através de 1000 amostras de 1, 10, 20, 30, 40 e 50 parcelas de 10 x 90 m, em cada uma das grades de amostragem. Os valores obtidos para os diferentes tamanhos de amostra foram comparados com o valor total para a grade. Os resultados das simulações são mostrados na Figura 5.3, onde é evidenciada a independência das estimativas de  $\Delta$  do esforço amostral. Em todas as grades, o menor tamanho de amostra ( $n = 1$  parcela de 10 x 90 m) apresentou maior variabilidade, já que as estimativas obtidas nesse caso tendem a ser mais influenciadas pelo padrão agrupado das espécies.

Quando as mesmas simulações são feitas com o índice de distinção taxonômica  $\Delta^*$  (Figura 5.4) a independência do esforço amostral é mantida e a variabilidade das estimativas para os menores tamanhos de amostra é menor. Isso pode ser explicado pela menor influência que as espécies muito abundantes têm sobre o valor de  $\Delta^*$ .

Por fim, os resultados das simulações com diferentes tamanhos de amostra utilizando somente dados de presença/ausência ( $\Delta^+$ ) são mostrados na Figura 5.5 e apresentam comportamento distinto dos demais índices. Nesse caso, com exceção da grade EEC1 instalada em Floresta Estacional Semidecidual e da grade PECB1, instalada em Floresta Ombrófila Densa (Figura 5.5b e d), que apresentam as estimativas das simulações para os diferentes tamanhos de amostra distribuídas em torno do valor de referência (a grade como um todo), a independência do esforço amostral não é mais evidente.

## 5.4 Discussão

A comparação dos valores de diversidade ( $\Delta$ ) e distinção ( $\Delta^*$ ) taxonômicas obtidos para as diferentes grades amostrais (Tabela 5.1), evidenciam a influência marcante dos maiores níveis hierárquicos da classificação taxonômica sobre o valor final dos índices. Porém, as maiores diferenças entre as grades são encontradas entre os menores níveis taxonômicos (a relação espécie/gênero é mais variável entre grades do que a relação família/ordem), que têm menor influência sobre o valor final dos índices. Dessa forma, a presença de uma única espécie que apresente maior distância taxonômica das demais irá aumentar a diversidade e a distinção taxonômica da comunidade como um todo, independente de sua riqueza e da abundância da espécie em particular. Esse aspecto já havia sido ressaltado por Ricotta (2004), que afirmou que pode ser considerado ou não um problema, de acordo com os objetivos do trabalho, e no caso de comparações entre comunidades teria importância menor.

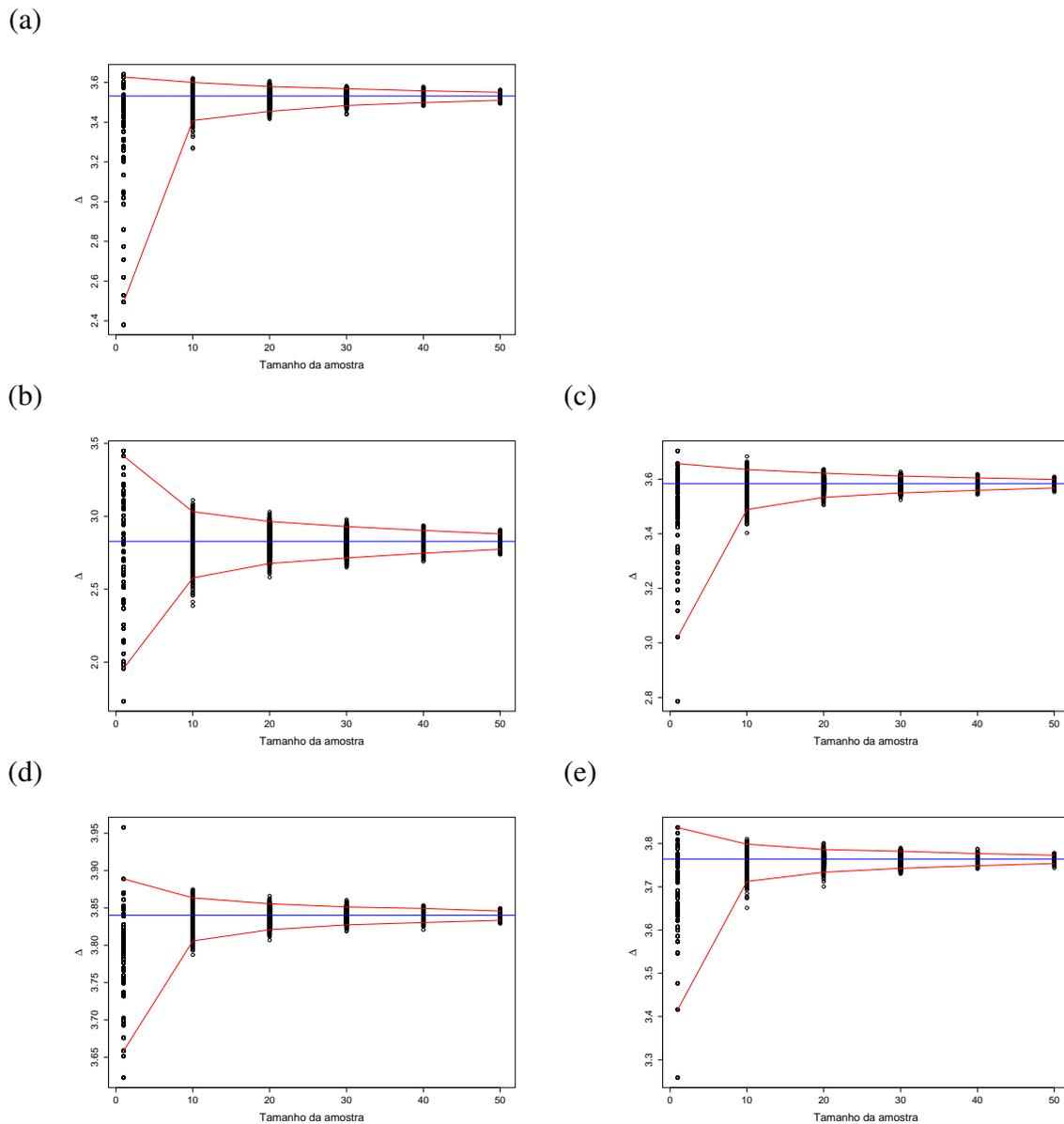


Figura 5.3 – Simulação dos efeitos do tamanho da amostra sobre o índice de diversidade taxonômica ( $\Delta$ ) em área de (a) Cerradão, na Estação Ecológica de Assis, (b) e (c) Floresta Estacional Semidecidual, grades 1 e 2 na Estação Ecológica de Caetetus e (d) e (e) Floresta Ombrófila Densa, grades 1 e 2 no Parque Estadual de Carlos Botelho. Os quantis de 2,5 e 97,5% são representados pelas linhas vermelhas, e o valor do índice para toda a grade está identificado pela linha azul

Entretanto, nota-se que, além dos valores dos índices não apresentarem relação direta com a riqueza de espécies nas grades (fazendo com que a grade com maior riqueza não apresente os maiores valores de diversidade e distinção taxonômicas), também observa-se que  $\Delta$ ,  $\Delta^*$  e  $\Delta^+$  são afetados de forma diferente pela distribuição das espécies entre os níveis hierárquicos da clas-

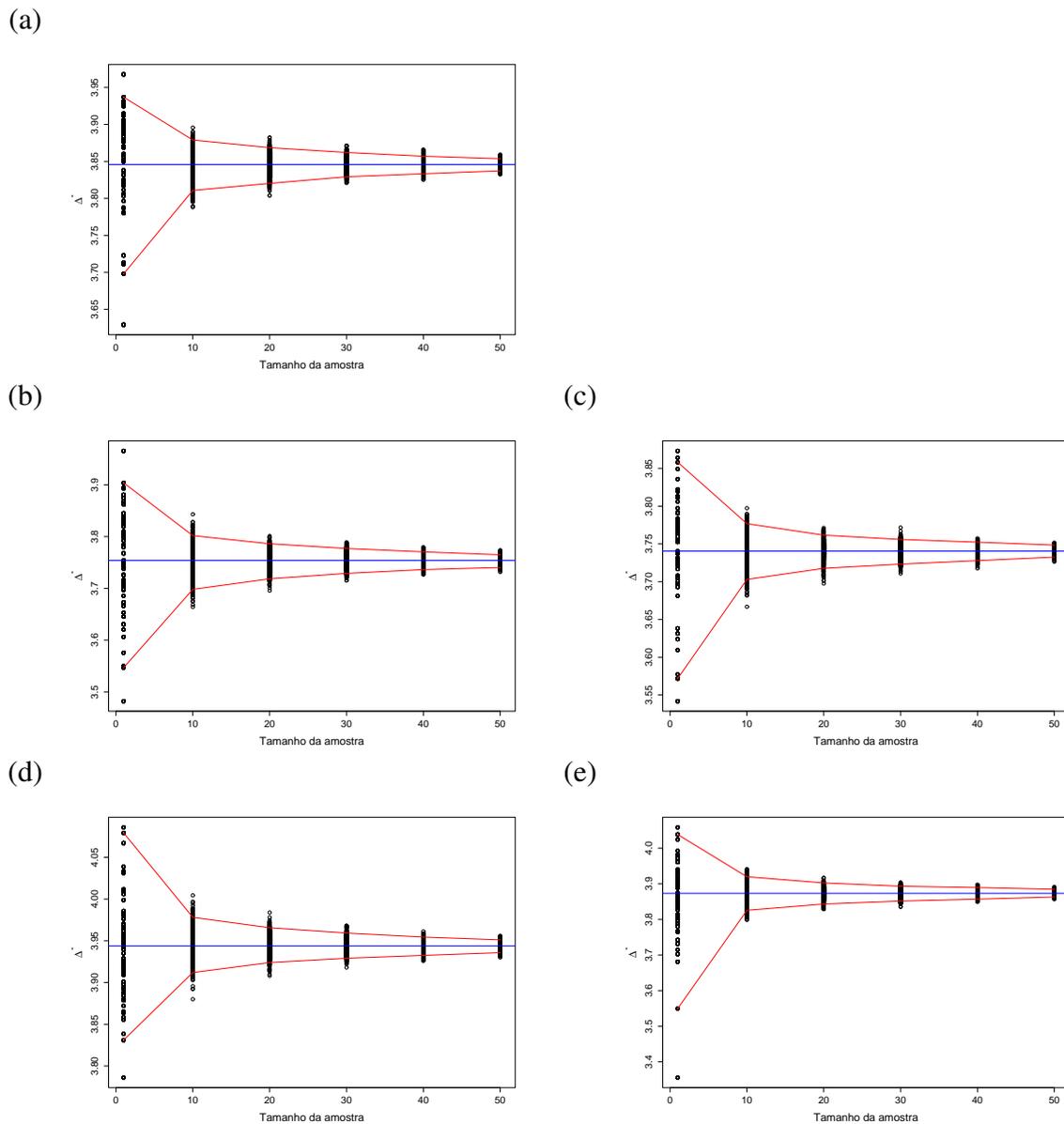


Figura 5.4 – Simulação dos efeitos do tamanho da amostra sobre o índice de distinção taxonômica ( $\Delta^*$ ) em área de (a) Cerradão, na Estação Ecológica de Assis, (b) e (c) Floresta Estacional Semidecidual, grades 1 e 2 na Estação Ecológica de Caetetus e (d) e (e) Floresta Ombrófila Densa, grades 1 e 2 no Parque Estadual de Carlos Botelho. Os quantis de 2,5 e 97,5% são representados pelas linhas vermelhas, e o valor do índice para toda a grade está identificado pela linha azul

sificação taxonômica. Por exemplo, a grade EEA (instalada na Estação Ecológica de Assis, em área de Cerradão), com o menor número de espécies, apresenta o maior valor de  $\Delta^+$  (em que as abundâncias das espécies não são consideradas), um valor também alto para o índice de distinção taxonômica e o segundo *menor* valor para o índice de diversidade taxonômica, que não tem ne-

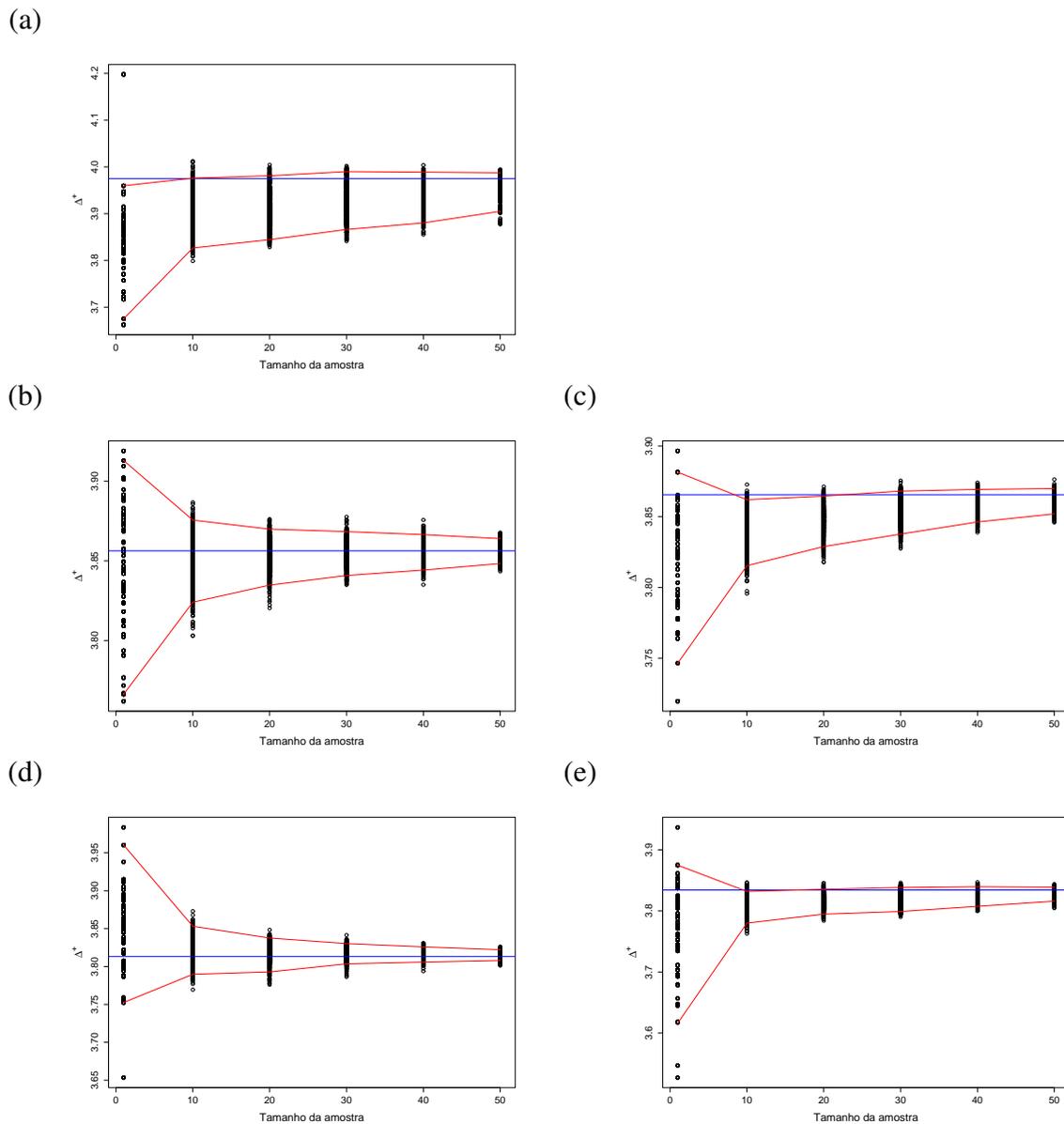


Figura 5.5 – Simulação dos efeitos do tamanho da amostra sobre a distinção taxonômica ( $\Delta^+$ ) em área de (a) Cerradão, na Estação Ecológica de Assis, (b) e (c) Floresta Estacional Semidecidual, grades 1 e 2 na Estação Ecológica de Caetetus e (d) e (e) Floresta Ombrófila Densa, grades 1 e 2 no Parque Estadual de Carlos Botelho. Os quantis de 2,5 e 97,5% são representados pelas linhas vermelhas, e o valor do índice para toda a grade está identificado pela linha azul

nhuma ponderação para a abundância das espécies.

Assim, com base nos resultados obtidos nesse trabalho, pode-se afirmar que o valor de  $\Delta^+$  é mais afetado pelas diferenças em níveis mais elevados da classificação taxonômica, pois ao não considerar a abundância das espécies, todas têm o mesmo peso no valor final do índice. Os valores

de  $\Delta$  e  $\Delta^*$ , que consideram a abundância das espécies em seu cálculo, sofrem menos influência desse fator, principalmente se as espécies em questão apresentarem baixa frequência na amostra. Afinal, o impacto da inclusão de uma espécie rara numa lista de espécies será maior do que no cálculo de um índice que considere também a abundância de cada uma das espécies. Ainda, de forma complementar, as diferenças observadas entre os valores de  $\Delta$  e  $\Delta^*$  em cada uma das grades evidenciam a importância de considerar esses índices em conjunto, de forma a obter informações adicionais sobre a área em estudo, pois maiores diferenças entre os valores de diversidade e distinção taxonômicas indicam a presença de uma ou poucas espécies muito abundantes.

Por outro lado, ao calcular os índices para cada uma das parcelas das grades (ao invés de calculá-los para a grade como um todo), o valor médio para os três índices em cada grade apresenta comportamento similar, porém pode-se perceber a variabilidade maior em determinadas grades. O valor de  $\Delta$ , por ser mais afetado pela presença de espécies muito abundantes, é o que apresenta maior variabilidade dentro e entre as grades, possivelmente dificultando a caracterização das diferenças entre as áreas, particularmente em locais em que uma ou poucas espécies são muito abundantes e apresentam padrão espacial agregado.

Pode-se dizer que, por definição, um índice é uma medida que resume as informações contidas em um ou mais conjuntos multivariados de dados e tem como finalidade ser uma ferramenta para caracterização e comparação desses conjuntos. Porém, como ressalta Ricotta (2004), ao se utilizar esse tipo de medida é inevitável a perda de informação em relação ao conjunto original de dados, podendo levar a ranqueamentos distintos conforme a medida utilizada, e a escolha do índice mais adequado será função dos objetivos do trabalho. Em geral, na quantificação da diversidade, a sensibilidade de uma medida à presença de espécies mais raras ou mais abundantes é uma característica importante para a identificação de padrões e comparação entre diferentes áreas, tornando as formas dos índices de diversidade e distinção taxonômicas que consideram a abundâncias das espécies em seu cálculo ( $\Delta$  e  $\Delta^*$ ) mais informativos. Warwick e Clarke (1995) consideram que a informação sobre a abundância é fundamental para que uma medida de diversidade tenha significado ecológico, e Silva e Batalha (2006) também enfatizaram a importância de considerar as abundâncias das espécies para uma melhor compreensão da estrutura filogenética de uma ou diversas áreas. Na Figura 5.2 pode-se observar que os índices  $\Delta$  e  $\Delta^*$  permitem uma melhor diferenciação entre as grades de amostragem, tanto dentro como entre as formações florestais amostradas.

Conforme Webb (2000), há diversas aplicações potenciais para essas medidas em análise de comunidades vegetais, principalmente por permitirem comparações entre áreas que tenham sido amostradas por diferentes métodos e com diferentes intensidades, possibilitando avaliar a diversidade ao longo de gradientes ambientais ou entre tipos de vegetação distintos. Isso se deve às propriedades estatísticas dos índices propostos por Warwick e Clarke (1995), particularmente em relação à independência do esforço amostral e à ausência de viés. Para as três formações avaliadas

nesse trabalho, pode-se observar (Figuras 5.3 e 5.4) que o valor do índice de distinção taxonômica,  $\Delta^*$ , é o que apresenta menor variabilidade e, da mesma forma que o índice de diversidade taxonômica ( $\Delta$ ), a independência do tamanho de amostra utilizado é mais evidente.

Assim, o uso das medidas de diversidade que incorporam as diferenças taxonômicas entre as espécies pode ser mais informativa se forem usadas as formas dos índices que consideram as informações sobre a distribuição de abundância das espécies, particularmente em formações com grande número de espécies raras e padrão espacial agrupado, como em geral é observado para o componente arbóreo em florestas tropicais.

A utilização apenas de dados de presença/ausência, obtendo-se a distância taxonômica  $\Delta^+$  entre as espécies observadas, pode levar à perda da independência do esforço amostral (Figura 5.5). Ou seja, se a obtenção de  $\Delta^+$  é função somente da lista de espécies, que é dependente do tamanho da amostra, o valor desse índice estará sujeito aos mesmos problemas dos índices tradicionais, que pressupõem o conhecimento de todas as espécies que ocorrem na área de estudo. Dessa forma, a maior vantagem do uso de  $\Delta^+$  seria a possibilidade de realizar testes de significância, por reamostragem de uma lista regional de espécies, para avaliação de gradientes ambientais ou do efeito de impactos sobre a diversidade, como proposto por Clarke e Warwick (1998).

## 5.5 Conclusão

Os maiores níveis da classificação taxonômica apresentaram forte influência sobre o valor dos índices de diversidade e distinção taxonômicas, mesmo que as espécies taxonomicamente mais distantes sejam pouco abundantes. O uso de dados de presença/ausência, por sua vez, acentua essa característica.

Em relação às propriedades estatísticas, tanto o índice de diversidade taxonômica ( $\Delta$ ) quanto o índice de distinção taxonômica ( $\Delta^*$ ) apresentaram independência do esforço amostral e menor variabilidade das estimativas. Porém o índice de diversidade taxonômica, ao considerar a distância nula entre pares de indivíduos da mesma espécie, pode subestimar a diversidade em áreas com forte dominância de uma ou poucas espécies. Já o índice de distinção taxonômica, ao ponderar o efeito da abundância, pode ser a melhor alternativa para incorporar as diferenças taxonômicas e a equitabilidade em uma medida de diversidade. Entretanto, ao considerar os dois índices em conjunto, através da diferença observada entre eles, pode-se obter informações sobre a presença de espécies dominantes na área estudada.

## Referências

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 35, p. 523-531, 1998.

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 184, p.21-29, 1999.

DIAS, A.C. **Composição florística, fitossociologia, diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na floresta ombrófila densa do Parque Estadual de Carlos Botelho/ SP-Brasil**. 2005. 202 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

DURIGAN, G. **Florística, fitossociologia e produção de folheto em matas ciliares da região oeste do estado de São Paulo**. 1994. 161 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1994.

FAITH, D.P. Phylogenetic pattern and the quantification of organismal biodiversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v. B345, p. 45-58, 1994.

ITIS. Disponível em <<http://www.itis.gov>>. Acesso em: 20 jan. 2007.

PIELOU, E.C. **Ecological Diversity**, New York: John Wiley, 1975. 165 p.

PRICE, A.R.G; KEELING, M.J.; O'CALLAGHAN, C.J. Ocean-scale patterns of 'biodiversity' of Atlantic asteroids determined from taxonomic distinctness and other measures. **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v. 66, p. 187-203, 1999.

MAGURRAN, A.E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford:Blackwell Publishing, 2004. 256 p.

MAY, R.M. Taxonomy as destiny. **Nature**, London, v. 347, p. 129-130, 1990.

RICOTTA, C. A parametric diversity measure combining the relative abundances and taxonomic distinctiveness of species. **Diversity and Distributions**, Matieland, v. 10, p. 143-146, 2004.

ROCHA, F.T. **Levantamento florestal na Estação Ecológica dos Caetetus como subsídio para laudos de desapropriação ambiental**. 2003. 172 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

SILVA, I. A. da; BATALHA, M. A. Taxonomic distinctness and diversity of a hyperseasonal savanna in central Brazil. **Diversity and Distributions**, Matieland, v. 12, p. 725-730, 2006.

VANE-WRIGHT, R.I.; HUMPHRIES, C.J.; WILLIAMS, P.H. What to protect? – Systematis and the agony of choice. **Biological Conservation**, Liverpool, v. 55, p. 235-254, 1991.

WARWICK, R.M., CLARKE, K.R. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf, v. 129, p. 301-305, 1995.

WARWICK, R.M., CLARKE, K.R. Taxonomic distinctness and environmental assessment. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 35, p. 532-543, 1998.

WEBB, C. O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example of rain forest trees. **The American Naturalist**, Chicago, v. 156, p. 145-155, 2000.