



Adalberto José dos Santos

DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO EM ESPÉCIES DE ARANHAS DA RESERVA FLORESTAL DA COMPANHIA VALE DO RIO DOCE (LINHARES - ES)

Este exemplar corresponde à redação final da tese defendida pelo(a) candidato(a) <i>Adalberto José dos Santos</i> e aprovada pela Comissão Julgadora.

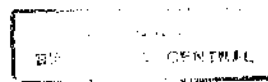
06/07/99
Leandro Vasconcellos Neto

Tese apresentada ao Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, para obtenção de título de Mestre em Ciências Biológicas, área de Ecologia

Orientador: Prof. Dr. João Vasconcellos Neto

Co-orientador: Dr. Antônio Domingos Brescovit

Campinas, UNICAMP, 1999



9316265

UNIDADE	IB
TIPO DE DOCUMENTO	TIUNICAMP
SERIAL	Sa59d
NUMERO DE FOLHAS	3856F
DATA DE AQUISIÇÃO	229/99
PREÇO	R\$ 11,00
DATA DE ENTRADA	22/08/99
Nº CPU	

CM-00125663-5

**FICHA CATALOGRAFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP**

Santos, Adalberto José dos
Sa59d Diversidade e composição em espécies de aranhas
da Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce
(Linhares - ES)./Adalberto José dos Santos. - - Campinas.
SP: [s.n.], 1999.
109f.:ilus.

Orientador: João Vasconcellos-Neto
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas.
Instituto de Biologia.

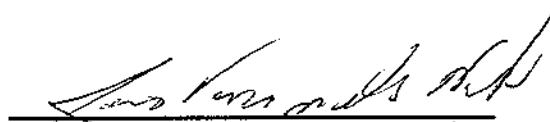
1. Aranhas. 2. Riqueza. 3. Mata Atlântica. 4. Comunidades.
I. Vasconcellos- Neto, João. II. Universidade Estadual de Campinas.
Instituto de Biologia. III. Título.

Campinas, 6 de julho de 1999

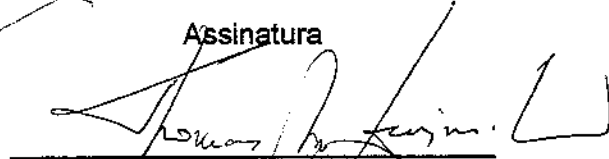
Banca examinadora

Titulares

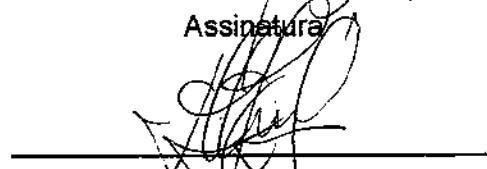
Prof. Dr. João Vasconcellos Neto
(orientador)


Assinatura

Prof. Dr. Thomas Michael Lewinsohn


Assinatura

Dr. Hilton Ferreira Japyassu


Assinatura

Suplente

Prof. Dr. George John Shepherd


Assinatura

Dedico este trabalho às pessoas, profissionais ou amadoras, que dedicam suas vidas a descrever e compreender a diversidade biológica

Agradecimentos

Aos meus orientadores, João Vasconcellos Neto e Antônio Domingos Brescovit, por todo o apoio e boas idéias oferecidos durante a realização deste estudo.

Aos membros da pré-banca e da banca examinadora: Thomas M. Lewinsohn, Hilton F. Japyassu, George J. Shepherd e Arno A. Lise pela rigorosa (e rápida) revisão do texto, e por todas as críticas e sugestões oferecidas.

Às pessoas que ajudaram nas coletas: Marcelo, Josué, Gustavo, Toninho e Alberto; por sua dedicação gratuita nos trabalhos de campo (eles nem imaginavam no que estavam se metendo...).

Ao diretor da Reserva Florestal de Linhares, Renato M. de Jesus, e a todos os funcionários da Reserva, pelo apoio logístico durante os trabalhos de campo.

À CAPES, pela bolsa de estudos concedida e pelo custeio de várias etapas do trabalho. Agradecimentos também ao CNPq e à FMB por financiar o curso de campo de Linhares, oferecido pela Pós-graduação em Ecologia da UNICAMP, durante o qual foram feitas as primeiras coletas.

Aos meus colegas sistematas: Arno Lise, Augusto Brail (PUCRS), Alexandre Bonaldo, Erica Buckup e Maria Aparecida Marques (Fundação ZooBotânica do Rio Grande do Sul), pela hospitalidade em seus laboratórios e por me ajudar a resolver vários problemas pendentes na identificação das aranhas. Ao Augusto um agradecimento especial pela hospitalidade em seu apartamento.

Ao amigo Marcelo por todas as boas sugestões, discussões aracnológicas, auxílio nas etapas críticas do trabalho e pelos constantes empréstimos da bicicleta.

À Ângela, pelo mapa da figura 1.1.

Aos amigos e/ou colegas de república Marcelo, Tiago, Cecília Patrícia, Guilherme e Flávia, pela ajuda concedida em várias etapas do trabalho, ou simplesmente pela agradável companhia.

Aos meus colegas da Pós-graduação em ecologia da Unicamp, pela agradável convivência.

Aos meus primeiros professores: Andréa e Mário De Maria, por terem me concedido a oportunidade de me iniciar na Aracnologia.

Aos meus pais (Rosária e Alfredo) e meus irmãos (Advar e Renata) pela torcida constante.

À Ângela Midori, por tornar o segundo ano do mestrado infinitamente melhor que o primeiro.

Que direi das aranhas, cuja multidão é quasi
innumeravel? Ha umas arruivadas, outras côm de
terra, outras pintadas, todas pelludas; a gente era
capaz de acreditar que eram caranguejos, tal é seu
porte...

Pe. José de Anchieta – *Fazendo a descripção das innumeras coisas naturaes, que se encontram
na provincia de S. Vicente hoje S. Paulo.*1584

Sumário

Agradecimentos	iv
Epígrafe	vi
Sumário	vii
Lista de Figuras	ix
Lista de Tabelas	x
Resumo	xi
Abstract	xiii
Introdução Geral	1
Referências	8
Capítulo 1 - Riqueza e Composição em espécies de aranhas em três formações vegetais na Reserva Florestal da CVRD (Linhares - ES)	
Resumo	11
Introdução	12
Materiais e Métodos	15
Resultados	22
Discussão	33
Referências	45
Capítulo 2 - Estimativas de riqueza de aranhas da Reserva Florestal da CVRD (Linhares - ES)	
Resumo	53

Introdução	54
Materiais e Métodos	57
Resultados	65
Discussão	76
Referências	85
Conclusões	90
Apêndice 1 - Lista de espécies de aranhas coletadas na Reserva Florestal de Linhares	94
Apêndice 2 - Lista de espécies adicionais	105

Lista de Figuras

Figura 1.1 - Localização e mapa da Reserva Florestal de Linhares	16
Figura 1.2 - Formações vegetais amostradas	19
Figura 1.3 - Distribuição de abundâncias das espécies coletadas	23
Figura 1.4 - Variações de riqueza e abundância entre as formações vegetais	25
Figura 1.5 - Riqueza relativa, por família, nas formações vegetais e nas épocas de coleta	26
Figura 1.6 - Análise de Correspondência	28
Figura 1.7 - Análise de Correspondência - amostras da Mata e da Mussununga	29
Figura 1.8 - Análise de Correspondência - espécies da Mata e da Mussununga	30
Figura 2.1 - Riqueza relativa, por famílias, entre os métodos de coleta	66
Figura 2.2 - Eficiência dos membros da equipe de coleta diurna	67
Figura 2.3 - Curva média de acumulação de espécies	69
Figura 2.4 - Desempenho dos métodos de estimativa de riqueza em relação ao esforço amostral.	72
Figura 2.5 - Intervalos de confiança das estimativas de riqueza em relação ao esforço amostral	74
Figura 2.6 - Intervalos de confiança das estimativas de Jackknife1, em relação ao esforço amostral	75

Lista de Tabelas

Tabela 1.1 - Resumo do número de amostras, da riqueza e da abundância de aranhas da Reserva Florestal de Linhares	22
Tabela 1.2 - Resultados dos testes Mann-Whitney para a riqueza e abundância entre as formações amostradas	24
Tabela 1.3 - Riqueza em espécies e abundância por famílias de aranhas coletadas na Reserva Florestal de Linhares	31
Tabela 2.1 - Estimativas de riqueza em espécies de aranhas da Reserva Florestal da CVRD	71

RESUMO

Neste estudo foi inventariada a fauna de aranhas da Reserva Florestal da CVRD, um fragmento de Mata Atlântica a 30 km de Linhares (Espírito Santo). A reserva foi amostrada em duas ocasiões: na estação seca (julho de 1997), por uma equipe de quatro pessoas, e na estação chuvosa (janeiro de 1998), por sete coletores. Foram empregados dois métodos de coleta: amostragem com batedores de vegetação durante o dia e coletas manuais noturnas com uso de lanternas de cabeça. As coletas foram divididas em amostras de tamanho padronizado, a fim de permitir análises estatísticas dos resultados. Cada amostra diurna foi composta por 20 arbustos amostrados por um mesmo coletor, e cada amostra noturna por uma parcela de 30 X 10 m, percorrida duas vezes por uma dupla de coletores. Para descrever o efeito de variações estruturais do ambiente sobre a fauna de aranhas, foram amostradas três formações vegetais típicas da região: nativo (uma formação semelhante a restingas), Mussununga (uma mata baixa de solo arenoso) e mata de tabuleiro (floresta madura com solo argiloso).

Foram coletadas em 252 amostras, 5775 aranhas, das quais apenas 1982 eram adultas. Os indivíduos adultos foram separados em 287 morfoespécies, divididas em 34 famílias. As famílias mais ricas em espécies e mais abundantes foram Salticidae, Araneidae e Theridiidae. A maioria das espécies coletadas foram raras nas amostras, sendo que 97 tiveram apenas um espécime amostrado e apenas duas tiveram mais de 100 indivíduos. As amostras da segunda expedição foram em média mais ricas em espécies que aquelas da primeira, embora esta diferença não seja estatisticamente significativa. A riqueza e abundância do nativo foram bem mais baixas do que aquelas da mata e Mussununga, que não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre si. Uma Análise de Correspondência mostrou que a fauna do nativo, embora menos rica, é completamente diferente das outras formações amostradas. Isto sugere que diferenças microclimáticas e estruturais entre estas formações vegetais podem influenciar sua colonização por aranhas.

A equipe da segunda expedição de coleta foi composta por um sistemata com ampla experiência de coleta em florestas, 4 aracnólogos menos experientes e

2 leigos. Para testar o efeito destas diferenças de experiência de coleta sobre os resultados, os responsáveis por cada amostra diurna foram identificados. Embora tenha sido observada uma grande variação no número de espécies e indivíduos por amostra entre os coletores, sendo o sistemata, um dos aracnólogos e um dos leigos os mais eficientes, estas diferenças não foram significativas. Este resultado mostra que uma equipe de coleta de aranhas pode ser montada com participantes leigos, que podem ser facilmente treinados. As coletas noturnas foram mais eficientes que as diurnas, levando-se em conta o número de indivíduos e espécies por amostra obtidos em cada uma. Apesar destas diferenças de eficiência, cada método amostrou uma porção diferente da fauna de aranhas, o que mostra a importância da combinação de métodos de coleta para inventários de aranhas.

Para estimar a riqueza em espécies total da reserva, foram utilizados oito modelos de estimativa de riqueza (equação de Michaelis-Menten, Bootstrap, Jackknife1, Jackknife2, Chao1, Chao2, ICE e ACE). Estes métodos geraram estimativas entre 329 e 531 espécies. Alguns deles provavelmente subestimaram a riqueza total da reserva, uma vez que somando-se ao total das amostras 65 espécies obtidas durante coletas adicionais, sabe-se que a reserva apresenta pelo menos 352 espécies de aranhas. Todos os métodos de estimativa foram sensíveis ao esforço de amostragem, apresentando resultados diferentes conforme o número de amostras utilizado para os cálculos. O pior de todos foi a equação de Michaelis-Menten, que mostrou-se muito instável com poucas amostras. Para testar o efeito da agregação na distribuição espacial das espécies sobre as estimativas de riqueza, as estimativas foram repetidas utilizando uma matriz aleatorizada. Esta matriz apresentava as mesmas morfoespécies da matriz original com as mesmas abundâncias, porém com os indivíduos aleatoriamente distribuídos entre as amostras. Foi construída também uma matriz com alto grau de agregação (com 0,6 de probabilidade de ocorrência na mesma amostra para os indivíduos de cada espécie), a fim de testar o quando um aumento nesta característica das comunidades amostradas afetaria as estimativas de riqueza. O uso da matriz aleatorizada mudou pouco nas estimativas de riqueza ou em seu desempenho em relação ao tamanho da amostra, o que sugere que as

comunidades amostradas apresentavam baixa agregação. As estimativas calculadas com a matriz agregada foram bem diferentes, principalmente em relação aos métodos de estimativa baseados em incidência de espécies. Em geral os métodos de estimativa testados mostraram-se pouco úteis para comparações entre inventários com diferenças de esforço de amostragem.

ABSTRACT

In this study we inventoried the spider fauna of the Reserva Florestal da CVRD, an Atlantic forest remnant close to Linhares (Espírito Santo State, Brazil). We sampled Linhares Forest Reserve twice: in the dry season (July 1997), with 4 collectors, and in the wet season (January 1998), with 7 collectors. To maximize sample efficiency, two collection methods were combined: diurnal beating on vegetation and nocturnal collection with head lamps. We organized the collection in standardized samples in order to allow statistical analysis: the beating samples, consisted of 20 brushes sampled by the same collector, and each nocturnal sample, by one 30 X 10 m quadrat sampled by two collectors. To describe the effects of variations in habitat structure on spiders species richness and composition, three vegetation formations were sampled: the *nativo* (a vegetation type similar to *restinga*), *Mussununga* (a sandy-soil forest) and *mata de tabuleiro* (mature clay-soil forest).

We collected, in 252 samples, 1982 adult spiders (from a total of 5775 individuals), comprising 287 morpho-species distributed in 34 families. The richest and most abundant families were Salticidae, Theridiidae and Araneidae. Most of the species collected was rare: 97 of them were represented by only one individual in the samples, and in only two species more than 100 specimens were collected. We observed a difference in the sample species richness between the two expeditions: more species were collected per sample in the wet season, although this result was not statistically significant. The samples of the *nativo* presented a number of species and individuals significantly smaller than those from other habitats. A Correspondence Analysis showed that the *nativo*'s spider assemblage

is completely different from the mata and Mussununga, which were grouped together. This difference in species composition suggests that structural and microclimatic factors of the environment can affect the colonization of an area by spider species.

The collection team of the second expedition was composed by a spider systematist with long experience in inventories, 4 arachnologists not so experienced and two non-biologist collectors. The beating samples of each collector was identified to test for the effect of collector experience on sample species richness and abundance. Although not significantly, the collectors' efficiency were different: the sistematist collected more species per sample, followed by an arachnologist and a non-biologist. This result suggest that non-biologists can be easily trained to collect spiders.

The nocturnal collection was more efficient than the beating collection, resulting in more species and individuals per sample. The beating sample, although less efficient, presented species which were not collected using the other method. Since each method collected different portions of the spider assemblage, the use of this methodological combination was an important strategy to sample a representative proportion of the spider fauna of the Reserve.

To estimate the total species richness of spider at Linhares Forest Reserve, we used 8 estimation methods: the Michaelis-Menten equation, Bootstrap, Jackknife1, Jackknife2, Chao1, Chao2, ICE, and ACE. The estimation results suggest that the Reserve presents 329 to 531 spider species. Some methods subestimated the richness of the Reserve's araneofauna, since adding to sample results 64 species collected using an informal method, the Reserve has, at least, 351 species of spiders. All the estimation methods employed were influenced by the sampling effort: the results varied with the number of samples used for the estimation. To test for the effect of patchiness in the spider spatial distribution on the performance of estimation methods, we repeated the analysis using a randomized species matrix. This matrix was composed by the same species, with the same abundances, but with the specimens randomly distributed through the samples. We also used a high-patchiness matrix, with na aggregation probability of

0,6 for each spider species. The performance of the estimation methods was not improved by the use of the randomized matrix, but the analysis of the high-patchiness matrix resulted in clearly different estimatives, specially for those methods based on species incidence. Neither of the methods tested in this study can be considered usefull for comparing results of spider inventories with differences in sampling effort.

INTRODUÇÃO GERAL

Desde os primórdios da civilização, a sobrevivência da espécie humana sempre dependeu da diversidade biológica. O conhecimento sobre as espécies animais e vegetais do ambiente, suas características, ciclos de vida e habitats preferidos, sempre foi extremamente importante para comunidades extrativistas de caçadores/coletores (Gadgil, 1995). O desenvolvimento da agricultura e da tecnologia, entretanto, não reduziu a necessidade de conhecimento sobre a diversidade de formas de vida do planeta. Ao contrário, estima-se que a manutenção das sociedades modernas esteja intimamente ligada à manutenção de "serviços" prestados pelos organismos vivos e ecossistemas do planeta (Constanza *et al.*, 1997).

A despeito da importância da biodiversidade para a sobrevivência da humanidade, e de todos os avanços da ciência moderna, conhece-se muito pouco sobre a riqueza biológica do planeta. Estima-se que no mundo existam entre 5 e 30 milhões de espécies de animais, plantas e microorganismos, o que é, no mínimo, 37 vezes o número de espécies descritas atualmente (Wilson, 1997). Mesmo a estimativa mais alta para a diversidade global pode estar muito abaixo do valor real, uma vez que os dados sobre os quais se baseiam todas as estimativas são bastante incompletos (Stork, 1988). Quando se avalia o quanto se sabe sobre a biologia das espécies descritas, suas preferências quanto à dieta, habitat, ritmos de atividade e sua distribuição geográfica, percebe-se que esta ignorância é ainda maior.

Além de escasso, o conhecimento atual sobre sistemática e ecologia é extremamente desigual em relação a grupos taxonômicos e tipos de ecossistemas.

Embora mamíferos e aves somem apenas 0,9 % de todas as espécies descritas (Wilson, 1997), o número de sistematas dedicados a estudar estes grupos é proporcionalmente alto, se comparado aos que estudam outros grupos muito mais diversos e muito menos conhecidos (Gaston & May, 1992). Embora seja possível montar listas completas de aves de uma região, identificando todas as espécies avistadas e ainda fazer observações sobre sua história natural, a maioria das espécies de grupos importantes para o funcionamento dos ecossistemas, como bactérias, ácaros e nematóides de solo sequer foi descrita (Hammond, 1992).

Quando se considera as diferenças entre ecossistemas, percebe-se mais distorções na distribuição do conhecimento biológico atual. Embora os oceanos ocupem 3/4 da superfície do planeta, abriguem espécies de 33 dos 34 filos animais conhecidos, sendo 14 exclusivamente marinhos (Ray & Grassle, 1991) e sejam extremamente importantes na regulação do clima e atmosfera da terra (Jordan & Chamberlain, 1997) e para a economia mundial (Pauly & Christensen, 1995), estes têm recebido atenção insuficiente da comunidade científica. O número de trabalhos publicados em periódicos científicos sobre biodiversidade, sistemática e conservação de organismos marinhos, especialmente de invertebrados e organismos bentônicos é muito baixo (France & Rigg, 1998). Como consequência disto, acredita-se que todas as estimativas sobre a riqueza em espécies dos oceanos e os impactos antrópicos sobre seus ecossistemas estejam longe de ser confiáveis (Cage & May, 1993; Gray, 1997).

Parte das desigualdades observadas na distribuição do conhecimento sobre a diversidade biológica pode ser explicada por diferenças de desenvolvimento econômico entre nações. A maior parte da diversidade biológica do planeta está

concentrada nos países subdesenvolvidos (Ricklefs *et al.*, 1995), que são justamente os menos preparados para inventariar e monitorar suas riquezas naturais (Hawksworth, 1995). Uma consequência óbvia disto é que estes países são também aqueles que sofrem maiores pressões sobre seu patrimônio natural, e que têm mais dificuldades para preservá-lo.

A diversidade biológica nunca foi estática no tempo. Ao contrário, ao longo da história geológica do planeta ocorreram vários eventos de diversificação e extinção em massa (Sepkoski, 1995) e provavelmente toda a biosfera atual constitui uma pequena fração de toda a diversidade que já existiu. Entretanto, atualmente tem se observado um processo de alteração de habitats e extinção de espécies excepcionalmente rápido (Wilson, 1997), e a causa deste processo é o desenvolvimento material humano. Desde a formação dos primeiros grupos de caçadores/coletores, há milhares de anos atrás, até o século XX, a humanidade é responsável por um processo intenso de destruição de ecossistemas naturais e perda de diversidade (Choquenot & Bowman, 1998; Gadgil, 1995). Segundo estimativas de Erlich & Wilson (1991), mantendo-se o ritmo atual de destruição, até um quarto de todas as espécies do planeta estarão extintas em 50 anos.

Diante do acelerado ritmo de destruição de habitats e extinção de espécies, há um consenso dentro das sociedades modernas em torno da necessidade da conservação e uso sustentado dos recursos naturais (UNEP, 1994). Para que estes objetivos sejam atingidos, são necessários investimentos materiais e humanos em projetos de delimitação de áreas de conservação, programas de avaliação e minimização de impactos antrópicos, recuperação de ecossistemas degradados e

mudanças na forma de exploração e uso de recursos naturais (Western, 1992). Tudo isto necessita dos conhecimentos biológicos descritos acima.

O estudo da diversidade biológica nunca foi tão importante quanto atualmente. Qualquer projeto ligado a conservação ou uso sustentado exige um mínimo de conhecimentos de ecologia e sistemática sobre os organismos e ecossistemas envolvidos (e.g. Hubbell & Foster, 1992). Entretanto, o tempo para obtenção destes dados, bem como os recursos logísticos e humanos disponíveis, são muito escassos, especialmente em países pobres e hiperdiversos (Cracraft, 1995). Diante destas dificuldades é essencial desenvolver estratégias de inventário e monitoramento rápido de diversidade biológica, assim como criar a infraestrutura necessária para gerar, armazenar e utilizar dados sobre biodiversidade.

Inventariar a fauna e flora de uma determinada porção de um ecossistema é o primeiro passo para sua conservação e uso racional. Sem um conhecimento mínimo sobre que organismos ocorrem neste local, e sobre quantas espécies podem ser encontradas nele, é virtualmente impossível desenvolver qualquer outro projeto nesta área. Porém, devido à altíssima diversidade de plantas, animais e microorganismos que podem ser encontrados em qualquer ambiente, por pequeno e aparentemente simples que seja, é impossível determinar a sua riqueza total. A única opção factível neste caso é inventariar alguns grupos taxonômicos e algumas características físicas do ambiente, na tentativa de construir uma visão geral sobre toda a biota. O que se espera destes organismos selecionados para o inventário é que sua diversidade em um determinado local reflita a diversidade total, ou pelo menos de uma parte de seus componentes (Pearson, 1994). Isto não significa que os táxons não selecionados para inventários rápidos não sejam im-

portantes, mas apenas que diante da urgência de se obter dados necessários para conservação da biodiversidade, é necessário concentrar esforços em alguns grupos.

A seleção de organismos indicadores de diversidade deve levar em conta características biológicas do grupo, o conhecimento já disponível sobre sistemática e ecologia deste e as dificuldades de coleta, preparação e identificação (veja, por exemplo, Lawton *et al.*, 1998). Embora o conhecimento sobre aves, mamíferos e alguns grupos de plantas superiores esteja bastante avançado e, apesar das facilidades de amostrar alguns destes, o conhecimento sobre uma área não deve se restringir a estes grupos. Isto porque decisões de conservação úteis para estes taxa podem não ser adequadas para outros componentes essenciais da biota (Lawton *et al.*, 1998). Grupos não tão populares, como insetos (Kim, 1993) ou nematóides de solo (Bongers, 1990) podem gerar dados muito interessantes se incluídos nestes estudos.

Esta dissertação apresenta os resultados de um inventário de diversidade de aranhas, um grupo não muito estudado, apesar de sua alta diversidade (Coddington & Levi, 1991), em uma área de Mata Atlântica, um ecossistema extremamente ameaçado (Dean, 1996). O estudo foi idealizado para responder às seguintes questões:

- 1 - Quantas e quais espécies de aranhas ocorrem na Reserva Florestal de Linhares?
- 2 - Comparada a outras localidades, a fauna desta área é mais ou menos rica em espécies?
- 3 - Qual o nível de similaridade faunística entre esta e outras áreas semelhantes?

4 - Quanto esforço de coleta seria necessário para amostrar esta área?

5 - A riqueza e composição em espécies de aranhas da Reserva é homogênea em relação a variações na estrutura do hábitat?

Apesar da simplicidade aparente destas questões, logo ficou claro que respondê-las demandaria um grande esforço de campo e laboratório. Em geral, algumas destas perguntas poderiam ser respondidas através de inventários de fauna tradicionais, feitos por sistematas e equipes de pesquisa de museus de história natural. Estes pesquisadores em geral têm grande experiência de coleta e são extremamente eficientes, obtendo um alto número de espécimes em apenas algumas horas de coleta. Entretanto, como o trabalho de campo não é organizado de modo a gerar réplicas dos ambientes amostrados ou padronizar o esforço de coleta, os resultados destes estudos têm pouco valor para análises estatísticas.

Inventários de fauna também podem ser feitos segundo uma metodologia padronizada, com divisão da coleta em unidades amostrais independentes, o que permite medir o esforço de amostragem, de acordo com os procedimentos normalmente adotados em estudos de ecologia de comunidades. Apesar das vantagens de permitir análises e comparações entre trabalhos, estes inventários não são tão eficientes na obtenção de espécimes quanto os tradicionais, o que é ruim considerando-se a necessidade de montar listas de espécies e abastecer coleções biológicas.

Nesta dissertação, a araneofauna da reserva de Linhares foi inventariada seguindo uma metodologia mista entre as ilustradas acima, utilizando métodos tradicionais de coleta de aranhas, mas com réplicas de tamanho padronizado. O

objetivo principal deste procedimento foi obter uma amostragem representativa da fauna de aranhas da reserva, permitindo ao mesmo tempo estimar sua riqueza total e analisar o efeito de variações estruturais do hábitat sobre estas comunidades. Além disto, neste trabalho foi avaliada a eficiência de diferentes métodos de coleta e de coletores com diferentes níveis de experiência. Isto permitiu discutir aspectos importantes sobre a metodologia de inventários de diversidade.

A dissertação está dividida em dois capítulos em forma de artigos a serem submetidos para publicação. O primeiro capítulo apresenta uma descrição da araneofauna da reserva de Linhares, apresentando uma lista de espécies e análises das variações na riqueza e composição em relação ao tipo de hábitat e às estações do ano. O segundo capítulo apresenta os resultados de estimativas de riqueza total de aranhas da reserva através de 8 métodos comumente utilizados em inventários deste tipo. Uma vez que estes métodos são relativamente novos, e pouco se sabe sobre suas deficiências e seu desempenho quando aplicados a dados biológicos, optou-se por utilizar todos simultaneamente, discutindo os efeitos do esforço amostral e da heterogeneidade na distribuição espacial das espécies sobre as estimativas.

Referências

- Bongers, T. (1990) The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14-19.
- Cage, J. D. & R. M. May (1993) A dip into the deep seas. *Nature* 365: 609-610.
- Choquenot, D. & D. M. J. S. Bowman (1998) Marsupial megafauna, Aborigenes and the overkill hypothesis: application of predator-prey models to the question of Pleistocene extinction in Australia. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 167-180.
- Coddington, J. A. & H. W. Levi (1991) Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 565-592.
- Constanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruello, R. G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Cracraft, J. (1995) The urgency of building global capacity for biodiversity science. *Biodiversity and Conservation* 4: 463-475.
- Dean, W. (1996) *A ferro e fogo - a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.
- Ehrlich, P. R. & E. O. Wilson (1991) Biodiversity studies: science and policy. *Science* 253: 758-762.
- France R. & C. Rigg (1998) Examination of 'founder effect' in biodiversity research: patterns and imbalances in the published literature. *Diversity and Distributions* 4: 77-86.

- Gadgil, M. (1995) The history of human impact on biodiversity. *In* , V. H. Heywood (ed.). *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, pp.: 718-732.
- Gaston, K. J. & R. M. May (1992) Taxonomy of taxonomists. *Nature* 356: 281-282.
- Gray, J. S. (1997) Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity and Conservation* 6: 153-175.
- Hammond, P. (1992) Species inventory. *In* Groombridge, B. (ed.) *Global biodiversity - status of the Earth's living resources*. Chapman & Hall, Londres, pp.: 17-39.
- Hawksworth, D. L. 1995. The resource base for biodiversity assessments. *In* V. H. Heywood (ed.) *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, 545-606.
- Hubbell, S. P. & R. B. Foster (1992) Short-term dynamics of a neotropical forest: why research matters to neotropical conservation and management. *Oikos* 63: 48-61.
- Jordan, R. W. & A. H. L. Chamberlain (1997) Biodiversity among haptophyte algae. *Biodiversity and Conservation* 6: 131-152.
- Kim, K. C. (1993) Biodiversity, conservation and inventory: why insects matter. *Biodiversity and Conservation* 2: 191-214.
- Lawton, J. H., D. E. Bignell, B. Bolton, G. F. Bloemers, P. Eggleton, P. M. Hammond, M. Hodda, R. D. Holt, T. B. Larsen, N. A. Mawdsley, N. E. Stork, D. S. Srivastava & A. D. Watt (1998) Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391: 72-76.

- UNEP - United Nations Environment Programme (1994) *Convention on Biological Diversity - text and annexes*, Geneva.
- Pauly, D. & V. Christensen (1995) Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255-257.
- Pearson, D. L. (1994) Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 345: 75-79
- Ray, G. C. & J. F. Grassle (1991) Marine biological diversity. *BioScience* 41: 453-457.
- Ricklefs, R. E., M. T. Kalin-Arroyo., R. E. Latham., T. M. Lewinsohn, D. J. Lodge, N. I. Platnick e D. Wright. (1995). The distribution of biodiversity. *In* , V. H. Heywood (ed.). *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 139-173
- Sepkoski, J. J. (1995) Large scale history of biodiversity. *In* , V. H. Heywood (ed.). *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, pp.: 202-212.
- Stork, N. E. (1988) Insect diversity: fact, fiction and speculation. *Biological Journal of the Linnean Society* 35: 321-337.
- Western, D. (1992) The biodiversity crisis: a challenge for biology. *Oikos* 63: 29-38.
- Wilson, E. O. (1997) A situação atual da diversidade biológica. *In* Wilson, E. O. & F. M. Peter (eds.) *Biodiversidade*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, pp.: 3-24

CAPÍTULO 1

**RIQUEZA E COMPOSIÇÃO EM ESPÉCIES DE ARANHAS EM TRÊS
FORMAÇÕES VEGETAIS NA RESERVA FLORESTAL DA CVRD.**

Resumo

Este trabalho apresenta os resultados de um inventário de aranhas na Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce, um fragmento de mata atlântica de 22000 ha de área, no norte do estado do Espírito Santo, Brasil. Foram feitas duas expedições de coleta, uma na estação seca (julho de 1997) e outra na estação chuvosa (janeiro de 1998). Em cada uma foram utilizados dois métodos de coleta, batedores de vegetação e coletas noturnas com lanternas de cabeça, com uma equipe de 4 coletores na primeira expedição e 7 na segunda. As coletas foram divididas em unidades amostrais a fim de permitir a análise estatística dos resultados. Cada amostra diurna foi formada por 20 arbustos amostrados, enquanto que cada amostra noturna foi composta pelos espécimes coletados em uma parcela de 30 m X 10 m. A fim de descrever variações na riqueza e composição da fauna da reserva em relação ao tipo de hábitat, nas duas expedições foram amostradas três formações vegetais: mata de tabuleiro (mata atlântica madura), Mussununga (mata de solo arenoso) e campo nativo (formação aberta, semelhante à restinga). Em um total de 252 amostras (176 diurnas e 76 noturnas), foram coletados 5775 indivíduos, sendo que os 1982 adultos encontrados foram separados em 287 morfoespécies, distribuídas em 34 famílias. Incluindo espécimes coletados informalmente durante as expedições, a

araneofauna de Linhares apresenta 352 espécies. Foram observadas diferenças significativas de riqueza e abundância entre o nativo e as demais formações, mas não entre a mata e a Mussununga. A comunidade de aranhas do nativo mostrou-se muito diferente daquelas das outras áreas, sendo que uma Análise de Correspondência distribuiu as amostras em dois grupos: um formado pelas amostras do nativo e outro pela mata e Mussununga juntos. Embora a coleta da estação seca tenha rendido menos espécies, as diferenças de riqueza e abundância entre as duas expedições não foram significativas. As diferenças observadas entre os três ambientes amostrados sugerem que variações na estrutura do ambiente podem influenciar a composição e riqueza de comunidades de aranhas.

Introdução

O conhecimento atual sobre a diversidade biológica do planeta é extremamente escasso (Wilson, 1997). Apesar de todos os avanços da ciência no século XX, dizer quantas espécies de um determinado grupo taxonômico existem no mundo, ou ainda em um pequeno fragmento de floresta, é extremamente difícil, se não impossível (May, 1988). O mesmo vale para conhecimentos relativos à distribuição geográfica e história natural da imensa maioria dos organismos descritos, assim como para a estrutura e dinâmica das comunidades biológicas. Isto é especialmente preocupante quando se considera o ritmo atual de destruição de ecossistemas naturais, aliado a altas taxas de extinção de espécies (Wilson, 1997), especialmente nas hiperdiversas florestas

tropicais (Myers, 1997). O desenvolvimento de programas de conservação e uso sustentado de recursos biológicos, a única forma conhecida para desacelerar a perda de biodiversidade global, exige uma ampliação urgente dos conhecimentos nestas áreas.

A escassez de dados sobre sistemática, biogeografia e ecologia é especialmente acentuada quando se considera grupos megadiversos e, muitas vezes, de grande importância para o funcionamento de vários ecossistemas, como artrópodes e nematóides (May, 1994). Historicamente, o esforço dedicado à pesquisa destes grupos sempre foi proporcionalmente muito baixo, se comparado a aves e mamíferos (France & Rigg, 1998; Gaston & May, 1992). É importante que isto seja revertido, uma vez que decisões relativas a conservação não podem ser tomadas apenas sobre os poucos grupos mais conhecidos (Wilson, 1987). Estudos sobre a biodiversidade de táxons megadiversos, como artrópodes, podem contribuir em muito com o avanço tanto do conhecimento básico sobre o funcionamento dos ecossistemas quanto para monitoramento e planejamento de programas de conservação e uso sustentado (Kremen *et al.*, 1993).

Aranhas constituem um exemplo de grupo megadiverso e pouco estudado. Embora não seja tão rico quanto as maiores ordens de insetos, ainda há muita pesquisa a ser feita para que se possa, pelo menos, identificar a maioria das espécies comuns nos trópicos (Coddington & Levi, 1991). Isto é lamentável considerando-se que elas ocorrem em todos os ecossistemas terrestres, em todos os continentes, exceto a Antártida, e que possivelmente têm grande importância no funcionamento dos ecossistemas onde ocorrem devido à sua atuação como predadores (Moulder & Reichle, 1972; Riechert & Bishop, 1990). Sua ampla

distribuição e diversidade, aliada à facilidade de coleta e separação em morfoespécies (Beatie & Oliver, 1994), tornam as aranhas um bom candidato para inventários de diversidade biológica (Coddington *et al.*, 1991) e estudos de impacto ambiental (Platen, 1993).

A maioria dos estudos sobre faunas de aranhas nos trópicos se restringem a levantamentos de espécies, nos quais não são consideradas sua abundância relativa ou ocorrência em diferentes ambientes. A metodologia destes trabalhos em geral consiste em visitar um local e coletar o máximo possível, desprezando-se indivíduos imaturos, algumas vezes enfatizando espécies mais raras, e sem preocupações com replicação ou medidas de esforço amostral. Embora sejam muito importantes por adicionar material para estudo a coleções biológicas, assim como por permitir a elaboração de listas de espécies, estes estudos raramente geram dados comparáveis de riqueza e estrutura das comunidades amostradas. Com um pouco mais de esforço no planejamento e execução das coletas, é possível responder perguntas interessantes sobre ecologia de aranhas, ao mesmo tempo em que se faz um inventário de fauna tradicional (e. g. Coddington *et al.*, 1991; Ott, 1997; Raizer, 1997).

Uma das questões a serem exploradas em inventários de aranhas é a resposta destas comunidades a variações na estrutura do ambiente, uma vez que diferenças ambientais, mesmo que sutis, como mudanças na altura ou cobertura da vegetação podem influenciar sua composição em espécies (Rushton *et al.*, 1987). Uma maior compreensão das relações entre a composição de comunidades de aranhas e a arquitetura do ambiente poderia ampliar o

conhecimento da história natural das espécies, além de gerar dados interessantes sobre o efeito de perturbações ambientais na fauna (Simmonds *et al.*, 1994).

Este trabalho apresenta os resultados de um inventário de aranhas da Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce, uma área de mata atlântica no sudeste do Brasil. Além de fornecer uma lista de espécies da Reserva, as coletas foram planejadas de modo a gerar dados sobre a variação sazonal da fauna e sobre a riqueza, abundância e composição em espécies em três formações vegetais outrora muito comuns na região.

Materiais e Métodos

Áreas de estudo

Este estudo foi realizado na Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce (CVRD), localizada a 30 Km de Linhares, ES (19° 06' S - 19° 18' S; 39° 45' W - 40° 19' W, Figura 1.1). A Reserva ocupa uma área de 22.000 ha, com altitudes entre 28 e 65 m, e é coberta predominantemente por solo podzólico com textura arenosa. O regime de chuvas é extremamente sazonal, sendo junho o mês mais seco (c. 30mm) e janeiro o mais úmido (c. 226mm), e a pluviosidade anual atinge 1320mm. A temperatura no inverno varia entre 10° e 30° C (Jesus 1988).

A Reserva de Linhares é, juntamente com a Reserva Biológica de Sooretama, seu limite norte, um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do Estado do Espírito Santo, sendo cercada por plantações de eucalipto, pomares e

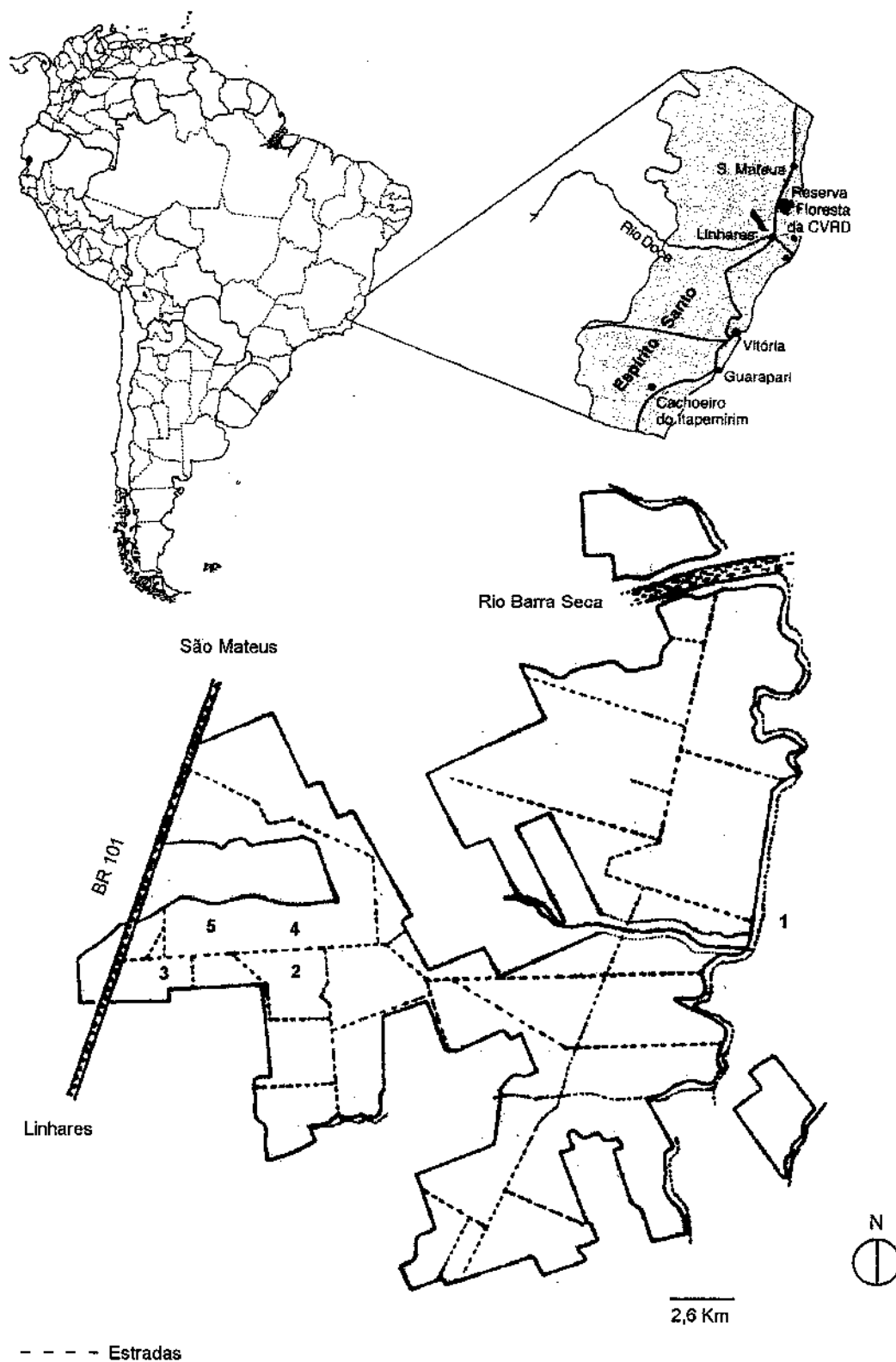


Figura 1.1 - Localização e mapa da Reserva Florestal de Linhares. Os números no mapa indicam as posições dos pontos de coleta: 1 - Nativo do Parajú, 2 - Mussununga junto à estrada do Flamengo, 3 - Mussununga junto à estrada do Roxinho, 4 - Mata junto à estrada do Flamengo, 5 - Mata do viveiro. (modificado de Collar & Gonzaga, 1988)

pastagens. Embora seja coberta predominantemente por floresta mesófila, a Reserva apresenta três tipos de formações vegetais típicas da região (Jesus 1988), que foram selecionados para coletas:

Campo Nativo - Trata-se de uma formação semelhante a restingas, com solo arenoso e cobertura vegetal escassa, formada principalmente por gramíneas e manchas de arbustos, incluindo Bromeliáceas e Cactáceas (Figura 1.2A). Para este estudo, foi escolhida uma área conhecida como Nativo do Parajú, que se localiza no limite leste da Reserva, no final da Estrada do Parajú.

Mata de Tabuleiro - Este tipo de vegetação é formado por matas altas, com sub-bosque não muito fechado, e ricas em cipós (Figura 1.2B). Ocorrem em áreas de solo mais argiloso, e apresentam alta diversidade de espécies vegetais (Peixoto & Gentry, 1990). As coletas foram realizadas em dois locais: uma faixa de mata junto à Estrada do Flamengo, próximo à torre de observação da Reserva (Mata da torre) e outra próximo ao viveiro de mudas (Mata do viveiro).

Mussununga - Considerada por muitos autores como uma fase sucessional anterior à mata de tabuleiro (Jesus, 1988), a Mussununga é composta por matas mais baixas e mais abertas, e portanto com sub-bosque mais denso (Figura 1.2C). Ocorrem em solos ricos em areia, e embora apresentem menor diversidade florística, este ambiente mantém algumas espécies exclusivas (Jesus, 1988). Foram amostrados dois pontos: o primeiro junto à estrada do Flamengo, entre a estrada da Bicuiba e a torre de observação (Mussununga da torre), em frente ao

primeiro ponto de amostragem de mata de tabuleiro. O segundo ponto localiza-se junto à Estrada do Roxinho, próximo da entrada da Reserva (Mussununga do Roxinho). Durante as coletas, foram observadas algumas diferenças entre as duas áreas, sendo a primeira aparentemente mais madura que a segunda, com árvores mais altas e espaçadas, dossel mais fechado, sub-bosque menos denso e solo com maior teor de argila. A segunda área apresentava árvores mais baixas, com sub-bosque mais fechado e maior densidade de lianas, o que em alguns pontos dificultava bastante a locomoção.

Coletas

Em cada área foram feitas coletas diurnas e noturnas, empregando dois métodos muito utilizados em inventários de aracnídeos. As coleta diurnas foram feitas usando batedores de vegetação, que consistiam de lençóis quadrados (1m X 1m) sustentados por armações de madeira, usados para coletar artrópodes derrubados da vegetação arbustiva com batidas repetidas. As batidas foram aplicadas em arbustos ou arvoretas de até aproximadamente 3 metros de altura, e as aranhas que caíram sobre o lençol foram recolhidas e transferidas para recipientes contendo álcool 70%. Este método foi utilizado sempre entre 8:00 e 11:30 horas, e cada amostra obtida (daqui para frente conhecida como "amostra diurna") foi composta por aranhas retiradas de 20 arbustos amostrados pelo mesmo coletor.

As coletas noturnas foram feitas sempre entre 21:00 e 01:30 horas, ao longo de parcelas de 30 metros de comprimento, percorridas duas vezes (ida e

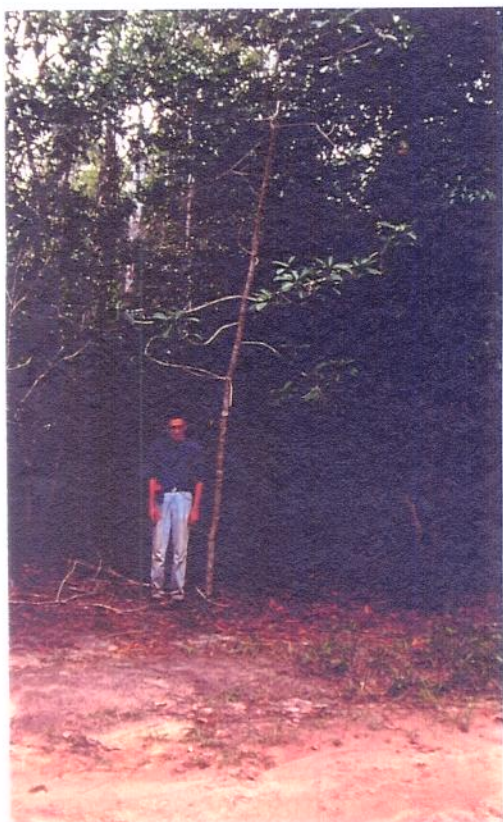
A**B****C**

Figura 1.2 – Áreas amostradas na Reserva Florestal de Linhares. A – Nativo do Parajú, B – Mussununga junto à estrada do Flamengo, C – Mata de Tabuleiro junto à mesma estrada (fotos de J. Vasconcellos Neto)

volta) por uma dupla de coletores, munidos de lanternas de cabeça. As parcelas foram dispostas paralelamente, a aproximadamente 20 metros uma da outra. Foram coletadas todas as aranhas avistadas a até 5 metros de distância perpendicular, dos dois lados da linha, sobre solo, em teias, sobre a vegetação ou em troncos de árvores. O material coletado em cada linha formava uma amostra (daqui para frente "amostra noturna").

Para obter indivíduos adultos do maior número de espécies possível, foram feitas expedições de coleta em duas épocas do ano, uma na estação seca e outra na estação chuvosa, procurando assim incluir espécies de ocorrência sazonal. A primeira coleta foi feita entre os dias 21 e 25 de julho de 1997, com uma equipe fixa de 3 coletores para as coletas diurnas e quatro para as noturnas. Esta equipe foi composta por um sistemata de aranhas com grande experiência em coletas de campo (que participou de todas as coletas) e três aracnólogos menos experientes. As áreas de amostragem foram novamente visitadas entre os dias 9 e 14 de janeiro de 1998, desta vez por uma equipe de sete pessoas. Além dos mesmos coletores da primeira expedição, faziam parte da equipe outro aracnólogo com pouca experiência, além de dois colaboradores leigos.

Todos os indivíduos coletados foram fixados e conservados em álcool 70%. Para a separação em morfoespécies e identificação foram considerados apenas os indivíduos adultos, uma vez que a identificação de aranhas imaturas é extremamente trabalhosa e imprecisa. Todas as morfoespécies foram identificadas em família e, sempre que possível, gênero ou espécie, e foram depositadas na coleção de aranhas do Instituto Butantan (São Paulo, SP). Testemunhos das espécies com mais de três indivíduos foram depositados

também na coleção de referência do Museu de História Natural da Unicamp (Campinas, SP).

Análise dos resultados

As diferenças de riqueza e abundância entre as formações vegetais e as estações do ano foram analisadas através dos testes Kruskal-Wallis e Mann-Whitney, respectivamente, com $\alpha = 0,05$ (Zar, 1996). Uma vez que foram detectadas diferenças significativas entre as formações vegetais, estas foram comparadas entre si *a posteriori* através de testes Mann-Whitney, com $\alpha = 0,05$ corrigido pelo método de Bonferroni ($\alpha/3 = 0,016$ - Rice, 1989).

A similaridade faunística entre as três formações vegetais foi descrita através de uma Análise de Correspondência (CA - Ter Braak, 1987), considerando apenas as espécies e amostras com pelo menos três indivíduos. Este procedimento foi adotado porque: (1) a Análise de Correspondência envolve o cálculo de médias ponderadas da distribuição de abundâncias das espécies e amostras (Ter Braak, 1995), o que não faz sentido quando se considera espécies ou amostras com apenas um indivíduo. Além disto, (2) espécies com um ou dois indivíduos nas amostras podem ocorrer em mais de um área de amostragem, porém, por serem raras, podem ter sido acidentalmente amostradas em apenas um local (para mais detalhes, veja Gauch, 1982). Como não existe um critério objetivo para determinar que espécies são raras e quais são comuns, o mínimo de três indivíduos foi adotado arbitrariamente.

Resultados

Foram coletadas em 252 amostras (176 diurnas e 76 noturnas) 5775 aranhas. Deste total, foram encontradas 1982 (34%) aranhas adultas, divididas em 287 morfoespécies e 34 famílias (Tabela 1.1, Apêndice 1). Foram excluídas das análises 9 amostras que continham apenas indivíduos imaturos. Dentre todas as morfoespécies coletadas, apenas 80 foram determinadas com certeza, e outras 148 foram identificadas até gênero (Apêndice 1). As demais não foram identificadas devido a deficiências da literatura ou ausência de especialistas, ou por serem espécies novas (14 morfoespécies).

Tabela 1.1 - Resumo do número de amostras, da riqueza e da abundância de aranhas da Reserva Florestal de Linhares em relação às formações vegetais amostradas, aos métodos de coleta (diurno - coleta com batedores durante o dia, noturno - coleta manual noturna) e à época de coleta. Spp. Excls. - espécies coletadas apenas em uma formação vegetal, por apenas um método ou em uma época do ano.

Formações	N. amostras	Riqueza		Abundância		Spp. Excls.
		total	$\bar{X} \pm DP$	total	$\bar{X} \pm DP$	
Nativo	64	33	2,6 $\pm$ 1,3	281	4,4 $\pm$ 4,6	24
Mussununga	72	169	6,12 $\pm$ 3,5	541	7,5 $\pm$ 5,2	64
Mata	107	196	7,4 $\pm$ 4,7	1160	11 $\pm$ 9,4	91
Métodos						
Diurno	168	218	4,9 $\pm$ 3	986	5,9 $\pm$ 4,1	128
Noturno	75	160	7,7 $\pm$ 5,6	996	13,5 $\pm$ 10,7	67
Época						
Jul/97	110	195	5,3 $\pm$ 3,4	634	6,5 $\pm$ 4,5	77
Jan/98	133	211	6,1 $\pm$ 4,7	1348	9,6 $\pm$ 9,3	90
Total	243	287	5,7$\pm$4,1	1982	8,2$\pm$7,7	

As morfoespécies coletadas apresentaram grande variação de abundância, com muitas espécies raras e poucas espécies comuns (Figura 1.3), sendo que 97 destas foram representadas por apenas um indivíduo, e apenas 2 espécies tiveram mais de 100 indivíduos amostrados (*Nephila clavipes* - 182 indivíduos e *Peucetia tranquillini* - 113).

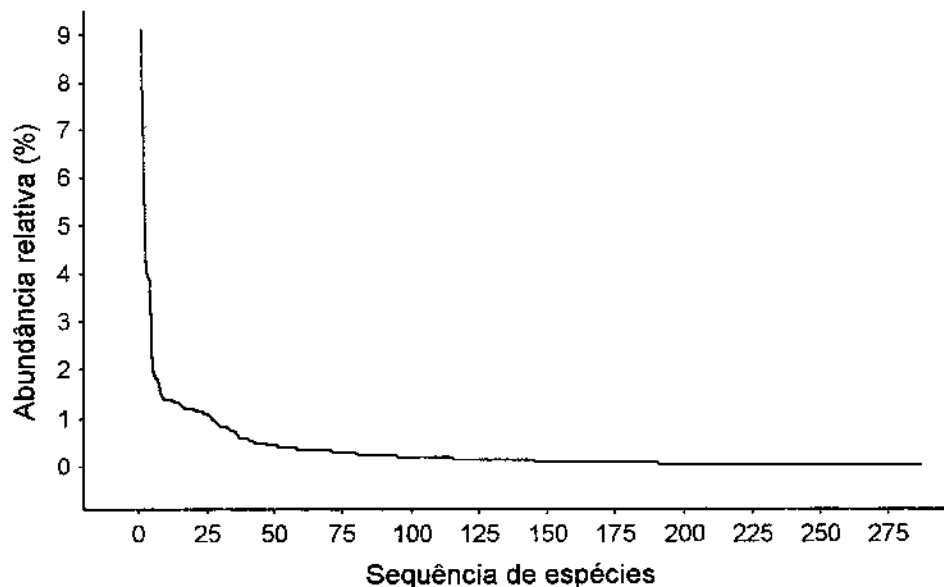


Figura 1.3 - distribuição de abundâncias das espécies de aranhas coletadas na Reserva Florestal da CVRD. As espécies foram alinhadas no eixo X da mais para a menos abundante.

Dentre as formações vegetais, o Nativo foi a que mostrou menor riqueza ($\bar{X} \pm$ desvio-padrão = 2.57 ± 1.29 espécies) e menor abundância ($4,39 \pm 4,57$ indivíduos) por amostra, sendo que as 33 morfoespécies desta área se distribuíram em 14 famílias. As médias de riqueza e abundância da Mata e da Mussununga estiveram relativamente próximas, superando os valores do Nativo

(respectivamente, Mata = $7,42 \pm 4,75$ espécies e $11 \pm 9,39$ indivíduos; Mussununga = $6,12 \pm 3,5$ espécies e $7,54 \pm 5,16$ indivíduos). As diferenças entre as áreas de coleta foram significativas tanto para a riqueza ($H = 75,5$, $P < 0,001$; Figura 1.4A), quanto para a abundância (Kruskal-Wallis, $H = 45,8$; $P < 0,001$; Figura 1.4B). Dentre as três comparações par a par entre as áreas, foram observadas diferenças significativas entre Nativo e Mussununga e entre Nativo e Mata, mas não entre Mata e Mussununga (Tabela 1.2).

Tabela 1.2 - Resultados dos testes Mann-Whitney para a riqueza e abundância entre as formações amostradas (Nat. - Nativo, Mata - Mata de tabuleiro, Muss. - Mussununga). Os asteriscos indicam resultados significativos ($P < 0,001$), para $\alpha = 0,016$.

	Riqueza		Abundância	
	Nat.	Mata	Nat.	Mata
Muss.	3887*	4396,5 ^a	3461*	4603,5 ^b
Mata	907,5*		1454*	

^a $P = 0,108$; ^b $P = 0,027$

Todas as formações vegetais apresentaram predominância de morfoespécies de Araneidae, Theridiidae e Salticidae (Figura 1.5A), embora cada área apresente uma distribuição de riqueza por famílias própria. Morfoespécies de Araneidae foram proporcionalmente mais comuns na mata, em relação às outras áreas. A fauna da Mussununga, por outro lado, apresentou proporcionalmente mais espécies de Salticidae e Theridiidae. Por fim, a comunidade de aranhas do nativo apresentou mais espécies de famílias pouco ricas nas outras áreas, como Lycosidae e Linyphiidae (Tabela 1.3).

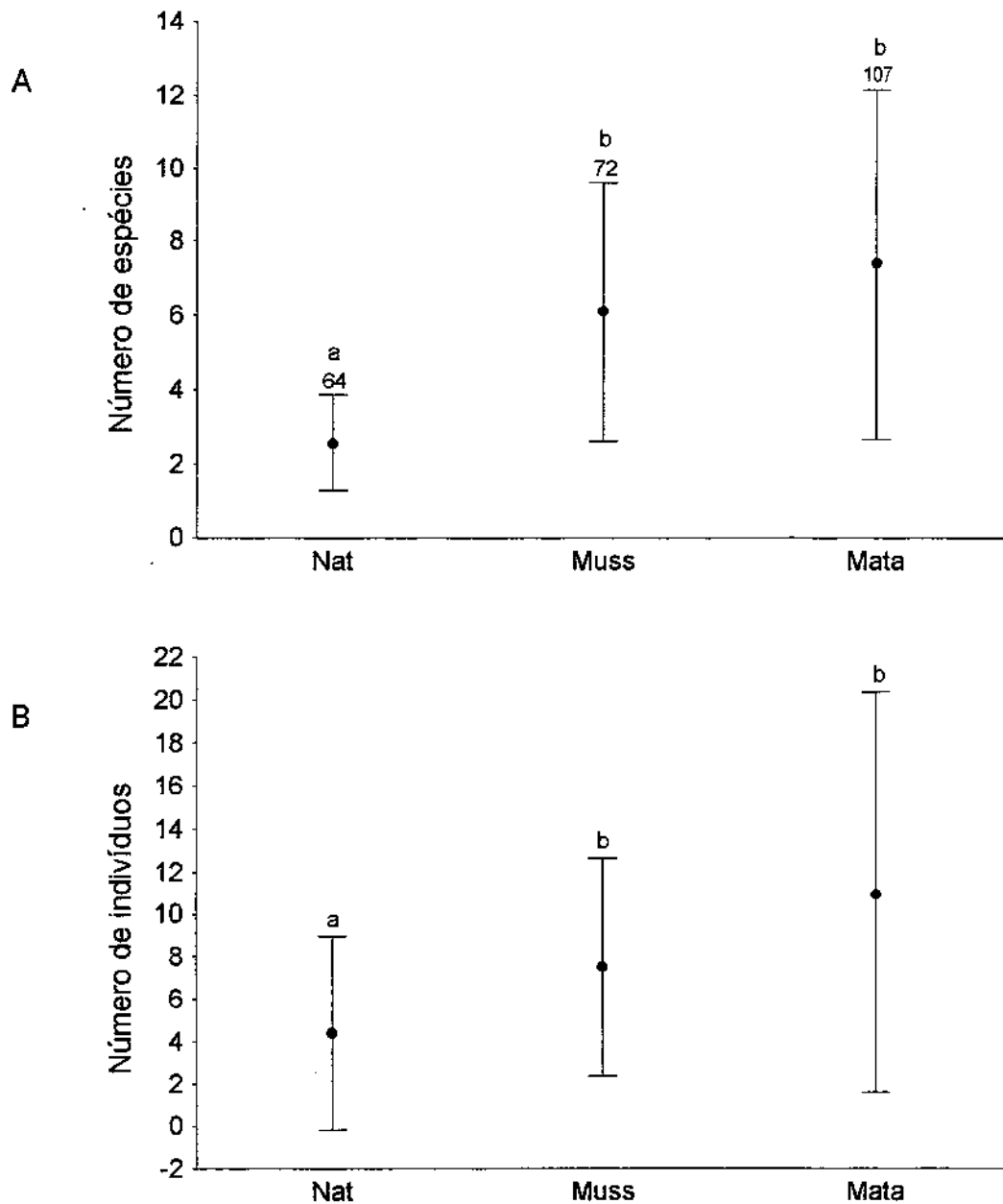


Figura 1.4 - Média e desvio-padrão da riqueza e da abundância de aranhas por amostra em três formações vegetais na Reserva Florestal de Linhares. A -riqueza em espécies, os números sobre as barras indicam o número de amostras. B - Abundância. As letras sobre as barras indicam resultados estatísticos: letras diferentes significam diferenças significativas (ver resultados dos testes na tabela 1.2).

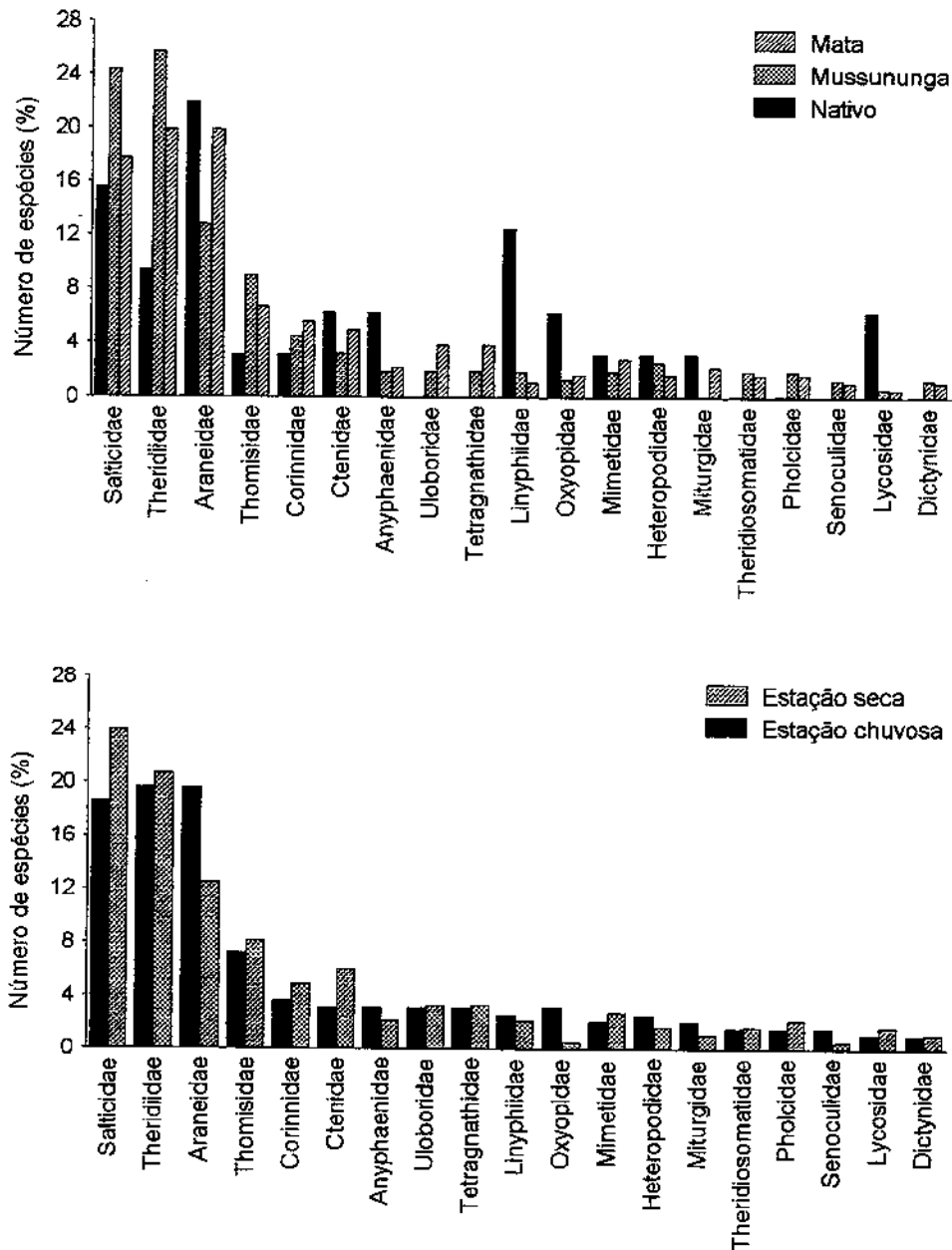


Figura 1.5 - Riqueza em espécies por família de aranhas nas três formações vegetais amostradas na Reserva Florestal de Linhares (A) e nas duas estações do ano (B). Foram incluídas apenas as famílias com no mínimo três espécies.

A coleta de janeiro de 98 (estação chuvosa, 133 amostras), se comparada àquela de julho de 97, apresentou maior riqueza (respectivamente $6,15 \pm 4,75$ e $5,28 \pm 3,49$) e abundância ($9,66 \pm 9,36$ e $6,5 \pm 4,48$) por amostra (Tabela 1.1), embora estas diferenças não sejam estatisticamente significativas (Mann-Whitney, respectivamente, $U = 7861$, $P = 0,31$ e $U = 8299$, $P = 0,07$). Dentre as 34 famílias coletadas, 4 mostraram maior variação de riqueza entre as épocas de coleta, sendo que Araneidae e Oxyopidae apresentaram mais espécies na estação chuvosa e Ctenidae e Salticidae na estação seca (Tabela 1.1, Figura 1.5B).

A análise de Correspondência separou as amostras em dois grupos, um formado pelas amostras da Mata e da Mussununga e o outro formado pelo Nativo. Examinando a figura 1.6, é impossível perceber qualquer diferença entre as amostras da Mata e da Mussununga, que se aglomeraram próximo ao centro, principalmente no lado negativo do eixo 1. Algumas amostras destas formações, por terem algumas espécies em comum com o Nativo, foram posicionadas no lado positivo do primeiro eixo. As amostras do Nativo, além de se separarem claramente das outras duas áreas, apresentaram maior dispersão, formando dois subgrupos aparentemente compostos pelas amostras noturnas e diurnas. O mesmo padrão foi observado plotando-se o terceiro eixo da análise com, respectivamente, o primeiro e o segundo.

Para descrever as diferenças entre as amostras da Mata e da Mussununga, que poderiam estar ocultas na figura 1.6, uma nova Análise de Correspondência foi feita, excluindo as amostras do Nativo. Não foram observados grupos distintos de amostras nesta análise (Figura 1.7 e 1.8), embora as amostras diurnas e

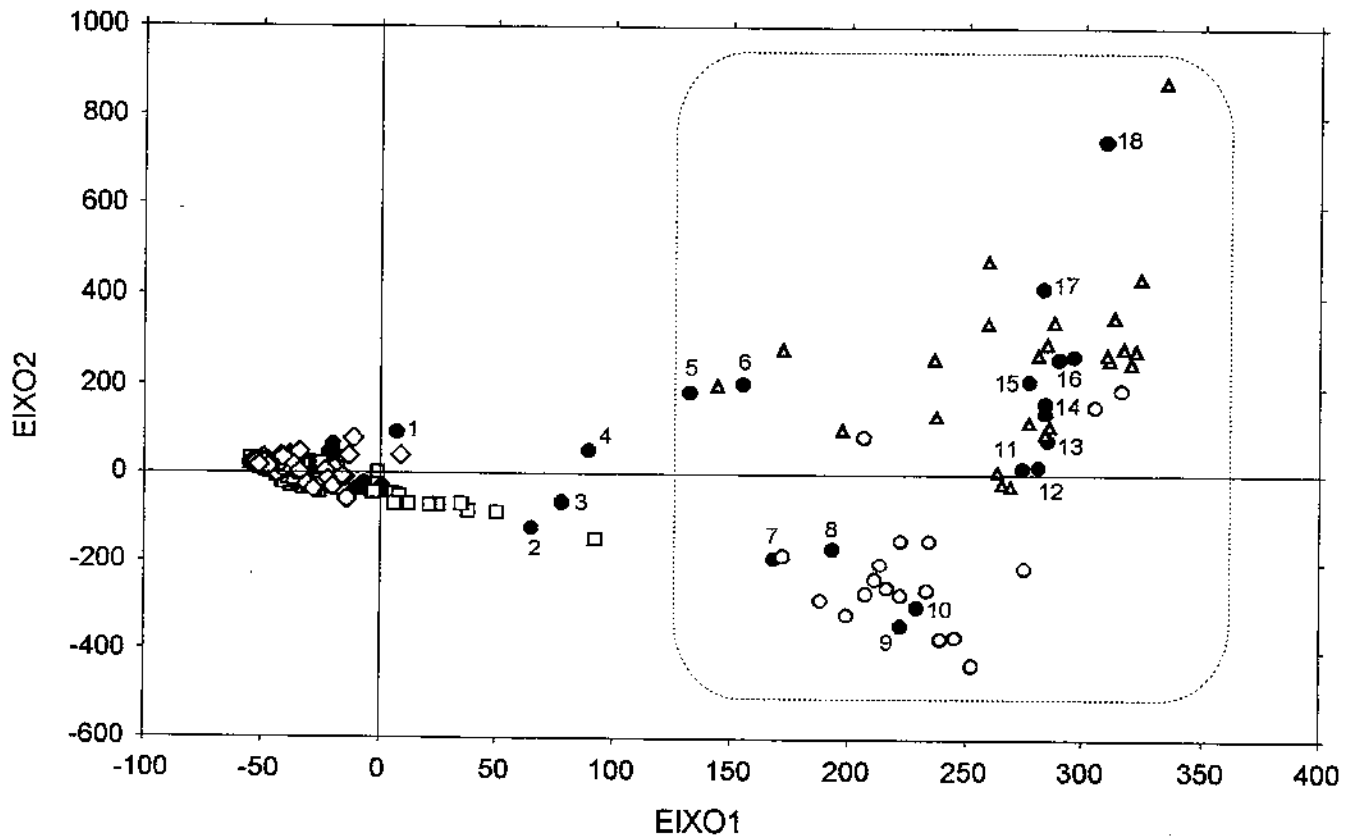


Figura 1.6 - Distribuição de amostras (símbolos vazios) e espécies (círculos cheios) de aranhas da Reserva Florestal de Linhares, resultante de uma análise de correspondência (Inércia total: 24,97, autovalores: eixo1 - 0,9; eixo2 - 0,72). As amostras e espécies dentro do retângulo à direita pertencem ao Nativo. Os símbolos indicam: Mata (quadrado), mussununga (losango), nativo, amostras diurnas (círculos), nativo, amostras noturnas (triângulos). Espécies identificadas: 1 - *Parawixia velutina*, 2 - *Trachelas* sp, 3 - *Acacesia hamata*, 4 - *Cyclosa* sp1, 5 - *Chrysso pulcherrima*, 6 - *Castianeira* sp, 7 - *Argiope argentata*, 8 - *Peucetia tranquillini*, 9 - *Olios* sp1, 10 - *Lycosa* sp, 11 - *Linyphiidae* sp2, 12 - *Metazygia* sp2, 13 - *Araneidae* msp1, 14 - *Cheiracanthium inclusum* e *Misumenops* sp, 15 - *Chira lucina*, 16 - *Umuara fasciata* e *Dipoena* sp1, 17 - *Beata* sp, 18 - *Phageia* sp.

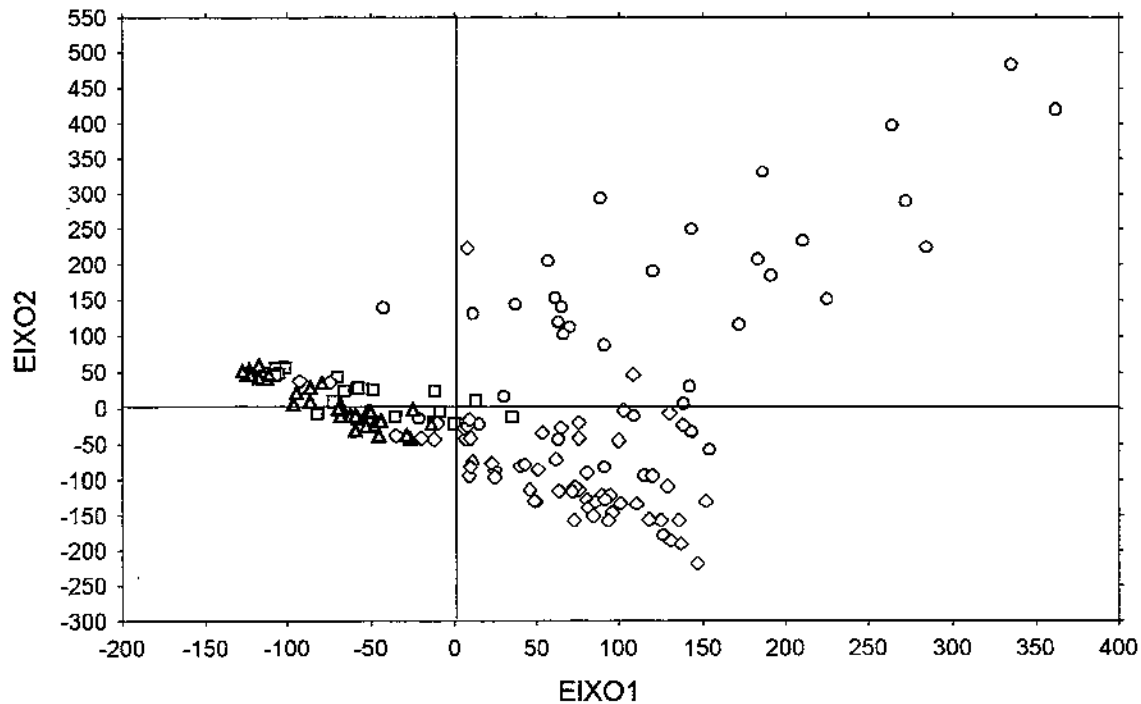


Figura 1.7 - Distribuição das amostras da Mata e da Mussununga, de acordo com uma Análise de Correspondência (Inércia Total: 18,98; Autovalores: eixo1 - 0,69; eixo2 - 0,66). Quadrados - Mussununga noite, Triângulos - Mata noite, Losangos - Mata dia, Círculos - Mussununga dia.

noturnas das duas formações tenham sido dispostas em um gradiente no eixo1. Como na análise anterior, os eixos 3 e 4 não acrescentaram nada ao padrão observado nos dois primeiros eixos. No gráfico da figura 1.7 as amostras diurnas da Mussununga apresentaram uma maior dispersão em relação aos outros métodos e à Mata, o que sugere uma maior heterogeneidade espacial na composição fauna de aranhas do sub-bosque desta formação.

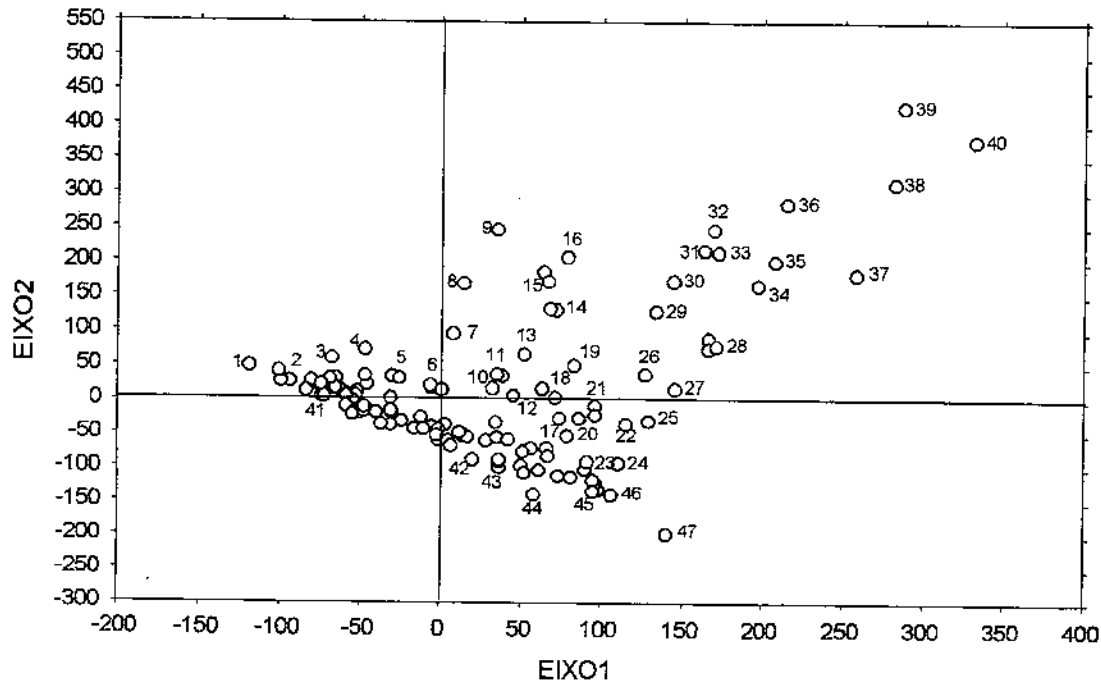


Figura 1.8 - Distribuição das espécies de aranhas coletadas nas áreas de Mata e Mussununga, resultante da Análise de Correspondência mostrada na figura 1.7. O gráfico anterior ilustra a distribuição das amostras, assim como os autovalores dos eixos. Espécies identificadas: 1 - *Eriophora* sp; 2 - *Nephila clavipes*, *Blechnoscelis* sp1 e *Eustala* sp2; 3 - *Achaeearanea nigrovittata*; 4 - *Argyrodes rioensis*; 5 - *Argyrodes elevatus* e *Argyrodes acuminatus*; 6 - *Scytodes championi*, *Gelanor* sp e *Synotaxus longicaudatus*; 7 - *Senoculus gracilis*; 8 - *Araneus vincibilis*; 9 - *Tmarus* sp5; 10 - *Episinus erythrophthalmus*; 11 - *Dipoena* aff. *Isthmia* e *Modisimus* sp; 12 - *Metagonia bifida*; 13 - *Epicadus* sp; 14 - *Euophrys* sp2 e *Corythalia vervloeti*; 15 - *Hypaeus flavipes* e *Tmarus* sp1; 16 - *Noegus* sp3; 17 - *Achaeearanea* sp2; 18 - *Argyrodes procerus* e *Salticidae* msp9; 19 - *Maeota dicrura*; 20 - *Castianeira* sp1; 21 - *Noegus* sp2 e *Dipoena atlantica*; 22 - *Vinnius maculaticeps*; 23 - *Mago fonseci* e *Alpaida delicata*; 24 - *Dipoena niteroi*; 25 - *Ero* sp1; 26 - *Tmarus* sp2; 27 - *Wulfilia* sp2; 28 - *Elaver brevipes*, *Chthonos* sp1 e *Onocolus* sp1; 29 - *Chirothecia* sp; 30 - *Thymoites* sp1; 31 - *Chrysso albomaculata*; 32 - *Achaeearanea isana*; 33 - *Salticidae* msp10; 34 - *Trachelas* sp; 35 - *Thymoites anicus*; 36 - *Cylistella* sp; 37 - *Chrysso pulcherrima*; 38 - *Chirothecia clavimana*; 39 - *Rethenor* sp; 40 - *Thymoites* sp2; 41 - *Aglaoctenus castaneum*, *Arocha* sp e *Azilia* sp; 42 - *Hypognatha* sp.n.; 43 - *Titidius* sp2, *Orchestina* sp2 e *Araneidae* msp2; 44 - *Bucranium* sp; 45 - *Theridion* aff. *quadripartitum*, *Dictynidae* msp1, *Mysmenopsis* sp e *Psecas* sp; 46 - *Scopocira* sp; 47 - *Tmarus* sp4.

Tabela 1.3 - Riqueza em espécies (riq) e abundância (abu) por famílias de aranhas coletadas na Reserva Florestal de Linhares, nas formações vegetais amostradas (muss. - mussununga), por método de coleta (diurno - coleta com batadores diurna, noturno - coleta manual noturna) e nas épocas de coleta (julho de 1997 e janeiro de 1998).

Famílias	mata		muss.		nativo		diurno		noturno		jul/97		jan/98		Total	
	riq	abu	riq	abu	riq	abu	riq	abu	riq	abu	riq	abu	riq	abu	riq	abu
Anyphaenidae	4	11	3	6	2	24	8	32	2	9	4	16	6	25	8	41
Araneidae	36	166	20	54	7	28	19	62	40	186	23	49	38	199	44	248
Caponiidae	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2
Clubionidae	1	1	1	4	0	0	1	4	1	1	1	3	1	2	1	5
Corinnidae	10	22	7	10	1	6	10	30	8	8	9	24	7	14	14	38
Ctenidae	9	77	5	30	2	3	2	2	9	108	11	81	6	29	11	110
Deinopidae	1	22	1	6	0	0	1	7	1	21	1	6	1	22	1	28
Dictynidae	2	49	2	2	0	0	3	50	1	1	2	7	2	44	3	51
Gnaphosidae	1	3	0	0	0	0	1	3	0	0	1	1	1	2	1	3
Hahniidae	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1
Hersiliidae	2	2	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	2	2	2	2
Heteropodidae	3	4	4	5	1	6	3	3	5	12	3	8	5	7	6	15
Idiopidae	0	0	1	2	0	0	1	2	0	0	1	2	0	0	1	2
Linyphiidae	2	13	3	6	4	10	7	28	1	1	4	14	5	15	7	29
Lycosidae	1	34	1	2	2	25	0	0	3	61	3	32	2	29	3	61
Mimetidae	5	25	3	18	1	1	4	27	4	17	5	22	4	22	6	44
Miturgidae	4	4	0	0	1	6	2	6	4	4	2	3	4	7	5	10
Mysmenidae	1	15	1	5	0	0	1	20	0	0	1	19	1	1	1	20
Ochyroceratidae	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1
Oonopidae	2	19	1	2	0	0	2	17	1	4	1	3	2	18	2	21
Oxyopidae	3	23	2	3	2	95	3	31	5	90	1	27	6	94	6	121
Palpimanidae	0	0	1	2	0	0	1	1	1	1	1	2	0	0	1	2

Tabela 1.3 - continuação

Famílias	Mata		muss.		nativo		diurno		noturno		jul/97		jan/98		Total	
	riq	Abu	riq	abu	riq	abu	riq	abu	riq	abu	riq	abu	riq	abu	riq	abu
Philodromidae	1	1	1	1	1	3	2	5	0	0	0	0	2	5	2	5
Pholcidae	3	15	3	16	0	0	3	8	4	23	4	19	3	12	4	31
Pisauridae	1	58	2	21	0	0	2	16	1	63	0	0	2	79	2	79
Salticidae	32	125	38	80	5	39	57	214	10	30	44	95	36	149	57	244
Scytodidae	0	0	1	3	0	0	1	1	1	2	1	2	1	1	1	3
Senoculidae	2	3	2	7	0	0	2	5	3	5	1	1	3	9	3	10
Synotaxidae	1	2	1	2	0	0	1	2	1	2	1	1	1	3	1	4
Tetragnathidae	7	160	3	42	0	0	4	14	7	188	6	10	6	192	7	202
Theraphosidae	1	2	1	2	0	0	1	4	0	0	1	1	1	3	1	4
Theridiidae	36	206	40	158	3	8	43	258	29	114	38	173	38	199	50	372
Theridiosomatidae	3	11	3	14	0	0	3	22	2	3	3	18	3	7	4	25
Thomisidae	12	51	14	34	1	27	22	89	7	23	15	55	14	57	22	112
Uloboridae	7	51	3	4	0	0	7	22	5	33	6	19	6	36	7	55

Discussão

Variações entre as formações vegetais

As diferenças de riqueza observadas entre as formações vegetais amostradas provavelmente estão relacionadas a variações na complexidade estrutural de cada ambiente, uma vez que a mata e a Mussununga são estruturalmente mais complexos. Existem vários estudos apontando correlações positivas entre a riqueza em espécies de aranhas e a complexidade estrutural do ambiente (veja revisões em Uetz, 1991 e Wise, 1993), mas os processos que possivelmente geram este padrão nem sempre são claramente apresentados. Um dos principais mecanismos pelos quais a arquitetura do ambiente deve influenciar a diversidade de qualquer grupo animal é o aumento da disponibilidade de microhábitats. No caso das aranhas da Reserva de Linhares, a mata e a Mussununga são ricas em substratos utilizados por aranhas, não encontrados no Nativo, como troncos de árvores ,(Manhart, 1994) raízes-espora (Nentwig *et al.*, 1993), e lianas (Silva, 1996). Algumas espécies coletadas nos dois primeiros ambientes apresentaram alta especificidade de microhabitat, como *Nothroctenus* sp1 (Ctenidae) e *Tama* sp1 e sp2 (Hersiliidae), que ocorrem predominantemente em troncos de árvores, ou algumas espécies de Pholcidae e Uloboridae, que foram encontradas com grande frequência em locais úmidos e sombreados, como raízes-espora. As serapilheiras da mata e Mussununga podem também conter mais espécies por apresentar maior diversidade de estruturas, como troncos caídos e galhos, e por serem contínuas, gerando vários microhábitats com

diferentes condições microclimáticas que podem influenciar a riqueza e distribuição de seus organismos associados (Collevatti & Schoereder, 1995). Embora o folhiço não tenha sido amostrado neste estudo, muitas espécies associadas a este hábitat foram capturadas sobre a vegetação durante o dia, ou no solo, à noite.

O Nativo apresenta, portanto, menor disponibilidade de substratos, o que impediria a manutenção de populações de várias espécies de aranhas. Além de apresentar menor diversidade florística (Jesus, 1988), este ambiente apresenta poucas manchas de serapilheira, restritas às moitas mais densas, que provavelmente servem de refúgio para algumas espécies de aranhas de solo coletadas à noite. Além disto, a escassez de microhábitats sombreados, resultado da vegetação esparsa, tornaria esta formação vegetal pouco propícia a espécies de algumas famílias, como Uloboridae, Pholcidae e Scytodidae, que geralmente são coletadas em locais úmidos (observação pessoal).

Outro mecanismo pelo qual a arquitetura do ambiente pode afetar a riqueza de aranhas é através da maior oferta de refúgios contra inimigos naturais. Uma vez que a mata e a Mussununga apresentam uma vegetação mais densa, estas conteriam mais refúgios contra predadores, como aves e vespas (mesmo considerando que estes sejam mais diversos nestes ambientes). Um experimento feito por Gunarsson (1996) em florestas temperadas da Europa mostrou que ramos de plantas com maior densidade de vegetação, assim como ramos protegidos contra ataques de aves, podem conter maior diversidade de aranhas. Embora um experimento como este não tenha sido desenvolvido em florestas

tropicais, manchas de vegetação com folhagem densa nestes ambientes em geral abrigam mais espécies de aranhas (Silva, 1996).

A disponibilidade e diversidade de presas provavelmente constitui um terceiro processo, desta vez indireto, pelo qual ambientes mais complexos podem conter maior diversidade de predadores. Uma vez que várias espécies de plantas apresentam herbívoros especialistas (Price, 1975), ambientes com maior diversidade florística apresentariam maior diversidade de presas e predadores (Murdoch *et al.*, 1972; Southwood *et al.*, 1979 mas veja Siemann, 1998). Além disto, é importante salientar que a complexidade estrutural do ambiente pode influenciar a diversidade de insetos fitófagos (Dennis *et al.*, 1998; Lawton, 1983). Este processo poderia afetar a riqueza de aranhas tanto através da maior disponibilidade de presas em termos de biomassa, quanto pela diversidade de insetos. Com uma maior quantidade de presas disponíveis, o ambiente pode sustentar mais aranhas, o que possibilita o estabelecimento de populações de várias espécies. Além disto, uma maior variedade taxonômica de presas em potencial poderia sustentar maior diversidade de guildas de predadores, incluindo espécies com diferentes estratégias de captura e preferências alimentares. Embora aranhas sejam consideradas predadoras generalistas, muitas famílias ou gêneros apresentam preferência por determinadas ordens de insetos (Nyffeler *et al.*, 1994). Esta preferência pode estar ligada ao tipo de hábitat onde vive a aranha (Nentwig, 1982) ou a suas estratégias de forrageamento (Nentwig, 1986). Assim, uma vez que a mata e a Mussununga apresentam mais espécies de plantas que o Nativo (Jesus, 1988) e, provavelmente apresentam maior diversidade de insetos, é

possível que este fator também influencie o número de espécies de aranhas presentes nestes ambientes.

Em geral é difícil diferenciar quais destes processos são mais importantes na regulação da diversidade de aranhas em um determinado hábitat. Provavelmente todos eles atuam conjuntamente, embora a importância de cada um possa ser diferente entre grupos de aranhas (gêneros, famílias, guildas...) ou de acordo com o tipo de ambiente (Greenstone, 1984; Halaj *et al.*, 1998).

A Análise de Correspondência mostrou que, embora o Nativo apresente menor riqueza, sua comunidade de aranhas não constitui um subconjunto daquelas das outras formações vegetais. Ao contrário, o número de espécies em comum com a mata e a Mussununga é extremamente baixo (Figura 1.6). Isto sugere que características estruturais e climáticas deste ambiente podem estar atuando como fatores seletivos sobre sua colonização por aranhas.

Um dos fatores que poderiam influenciar a composição em espécies do nativo seria a disponibilidade de determinados tipos de estruturas para fixação de teias ou construção de abrigos. Considerando-se que plantas com arquiteturas diferentes podem abrigar conjuntos diferentes de espécies de aranhas (Döbel *et al.*, 1990; Hatley & MacMahon, 1980; Robinson, 1991), características estruturais da vegetação poderiam influenciar a composição em espécies da comunidade (Baert *et al.*, 1991). Este processo foi observado com algumas espécies abundantes nas amostras do nativo, que foram coletadas sempre associadas às mesmas espécies de plantas. Um exemplo deste tipo de associação é *Peucetia tranquillini* (Oxyopidae), que foi observada apenas sobre *Solanum thomasiifolium* (Solanaceae). Outra morfoespécie, *Misumenops* sp (Thomisidae), foi coletada

sempre em arbustos com flores amarelas ou brancas, que foram observados apenas no nativo. Diferenças na disponibilidade de tipos de substratos podem, inclusive, ser uma boa explicação para as variações de riqueza entre famílias, observada também entre a mata e a Mussununga (Figura 1.5A)

A disponibilidade de substratos para fixação de teias é, no entanto, uma explicação apenas parcial para as diferenças na composição das comunidades de aranhas da reserva de Linhares. Mesmo que o nativo apresente alguns tipos de arquitetura de planta que não ocorrem em outras áreas, muitas espécies vegetais da mata e da Mussununga podem apresentar estrutura semelhante aos arbustos do nativo, e poderiam manter as mesmas espécies. Por isto, é provável que muitas das espécies de aranhas encontradas no nativo sejam adaptadas para sobreviver em ambientes abertos, como bordas de mata ou áreas perturbadas. Algumas espécies coletadas nesta formação, como *Chrysso pulcherrima* (Theridiidae), *Cheiracanthium inclusum* (Miturgidae), *Acacesia hamata* e *Argiope argentata* (Araneidae), apresentam ampla distribuição geográfica e ocorrem em diversos tipos de ambiente, inclusive áreas degradadas (observ. pess.).

Além destas espécies oportunistas, é possível que o nativo apresente também espécies adaptadas a formações vegetais com solo arenoso. Um possível exemplo é *Lycosa* sp2 (Lycosidae), uma espécie de coloração clara, possivelmente críptica sobre a areia. Esta e outras espécies podem ser muito comuns em outras formações típicas de solo arenoso, como restingas e dunas de margens de rios. Entretanto, é muito difícil dizer com certeza quais espécies coletadas no nativo se encaixam em cada caso mencionado acima, uma vez que

existem poucos dados de história natural de aranhas neotropicais, e muitas sequer podem ser identificadas.

Um último ponto importante a ser mencionado é a separação das amostras diurnas e noturnas no nativo, observada na Análise de Correspondência (Figura 1.6). Dentre as quatro espécies mais importantes das coletas noturnas mostradas no gráfico, três (*Argiope argentata* e *Peucetia tranquillini* e *Olios* sp1) tiveram vários indivíduos coletados nas amostras diurnas, porém todos imaturos. Isto aconteceu porque adultos de *A. argentata* constroem teias grandes o bastante para ficar entre mais de uma planta, e geralmente permanecem no centro da espiral de captura da teia, dificultando sua captura com batedores. Esta observação vale também para outras espécies de Araneidae, inclusive da mata e Mussununga, que foram melhor amostradas nas coletas noturnas. Quanto a *P. tranquillini*, é possível que os adultos desta espécie não tenham caído sobre os batedores por se segurar com mais força nos ramos das plantas amostradas. Algo parecido deve ter ocorrido com *Olios* sp1, que conseguia se manter sobre a planta escondendo-se em seus resistentes refúgios, feitos com folhas ligadas por fios de teia (A.D. Brescovit, com. pess.).

A outra espécie, *Lycosa* sp2, por forragear no solo, não poderia ser coletada com batedores. Aparentemente, os indivíduos desta espécie se abrigavam durante o dia em refúgios no interior das moitas de vegetação, caçando sobre a areia apenas à noite.

Como o nativo, a mata e a Mussununga também tiveram espécies amostradas apenas à noite, especialmente os Ctenidae. Entretanto, a Análise de Correspondência não diferenciou os dois métodos, o que provavelmente está

relacionado ao alto número de espécies coletados tanto à noite quanto durante o dia. Estes resultados enfatizam a importância de combinação de métodos de coleta para amostragens representativas de comunidades de aranhas.

Variações entre as estações do ano

Embora a diferença não seja estatisticamente significativa, a expedição da estação seca (julho de 97) rendeu menos espécies de aranhas se comparada àquela da estação chuvosa. Este não é um fato surpreendente, uma vez que vários estudos já mostraram uma relação entre a variação de pluviosidade e a diversidade de artrópodos ao longo do ano em florestas tropicais (Levings & Windsor, 1985; Nentwig *et al.*, 1993; Ott, 1997). Uma explicação geral para este fenômeno é a diminuição de substratos com boas condições de umidade (Levings & Windsor, 1984) e alterações na disponibilidade de recursos alimentares (Lubin, 1978; Nentwig, 1989; Wolda, 1988). Entretanto, a maneira como as aranhas reagem a estes fatores pode variar de acordo com a posição taxonômica ou a história natural de cada espécie (Willis, 1976).

Alguns grupos de aranhas, por apresentar ciclos de vida curtos, com baixa longevidade, provavelmente concentram seus picos de reprodução na estação chuvosa, quando há maior abundância de presas (Lubin, 1978). Isto poderia explicar porque algumas espécies de Araneidae com ciclo de vida anual, como *Araneus venatrix*, não tiveram adultos coletados na estação seca. O exemplo mais conhecido deste grupo é *Nephila clavipes*, cujos adultos constroem as ootecas no final do período de chuvas, morrendo em seguida. As ootecas permanecem

presas à vegetação por toda a estação seca, e os filhotes eclodem no início da estação chuvosa (Boschero & Mathiesen, 1968). Embora muitas espécies concentrem a maior parte de seu ciclo de vida na estação chuvosa, observações de Nentwig *et al.* (1993) sugerem que algumas podem reproduzir-se no período de seca.

Aranhas de ciclo de vida mais longo podem também mostrar variações sazonais de abundância ou riqueza. Algumas espécies coletadas neste trabalho, como *Architis tenuis* (Pisauridae), apareceram nas amostras em apenas uma estação do ano porque na outra foram encontrados apenas indivíduos imaturos. Isto sugere que nestas espécies, a cópula e postura dos ovos deve ocorrer na estação chuvosa (quando foram observados alguns indivíduos com ooteca), e os filhotes devem crescer durante todo o período de seca. Um padrão parecido pode ocorrer com espécies de aranhas com maior longevidade, como Ctenidae e Lycosidae, que tiveram adultos coletados nas duas estações do ano, embora com menor frequência na primeira coleta. Nestes grupos, o período de seca pode representar um época de maior mortalidade, ou de queda de fertilidade, o que leva a reduções no tamanho de suas populações neste período do ano (obs. pess.). Além disto, é possível que em períodos de menor abundância de presas estas aranhas reduzam suas atividades, abandonando suas tocas para caçar com menor frequência (Lowrie, 1971). Conseqüentemente, a probabilidade de amostrar estas espécies na estação seca é menor, o que pode contribuir para gerar um padrão sazonal de variação de riqueza.

As diferenças nos padrões de ocorrência sazonal entre espécies de aranhas têm importantes implicações no planejamento de inventários. Nentwig *et*

al. (1993) observaram em coletas mensais realizadas em diferentes localidades na Costa Rica que muitas espécies concentram seu período de vida adulta em apenas um ou dois meses, muitas vezes até mesmo na estação seca. Isto significa que realizar coletas em diferentes épocas do ano pode ser uma boa estratégia para obter uma amostragem representativa de comunidades de aranhas. Como nem sempre é possível visitar uma área de coleta várias vezes no mesmo ano, devido a limitações de tempo e dinheiro, seria recomendável no mínimo realizar duas coletas, uma na seca e outra na estação chuvosa. Caso isto não seja possível, e pretenda-se realizar apenas uma expedição de coleta, é melhor ir ao campo no período das chuvas, quando pode-se coletar maior número de espécies.

A araneofauna da Reserva de Linhares

Uma comparação da fauna de aranhas da reserva de Linhares com outras localidades da região neotropical esbarra em duas grandes dificuldades: a escassez de inventários de fauna e as diferenças de metodologia entre os trabalhos existentes. O segundo empecilho é especialmente sério, uma vez que diferenças de riqueza e composição em espécies entre inventários feitos em diferentes áreas podem estar mais relacionadas a variações de metodologia e esforço amostral que a características ambientais. Por isto, os resultados deste estudo foram comparados apenas com trabalhos que tenham utilizado métodos de coleta semelhantes aos empregados em Linhares, e usando o número de indivíduos coletados como uma medida grosseira de esforço amostral.

Os resultados de inventários de aranhas feitos em áreas de floresta no Peru (Silva, 1996) sugerem que a araneofauna da reserva de Linhares apresenta menor riqueza em relação à floresta amazônica. Este fato se torna evidente quando se considera que a Estación Biologica Pakitza, por exemplo, com apenas 4000 ha de área e 2616 indivíduos (30% acima do observado neste estudo) amostrados através de métodos semelhantes aos empregados em Linhares, tenha apresentado 497 espécies (Silva & Coddington, 1996). Infelizmente, não existem dados comparáveis aos deste estudo sobre áreas de floresta amazônica no Brasil. Dentre os poucos inventários de Mata Atlântica disponíveis, o único comparável a este estudo é o levantamento da fauna da Estação Ecológica de Juréia-Itatins, em São Paulo (Brescovit *et al.*, no prelo). Nesta área foram identificadas 226 espécies em 2710 indivíduos, imaturos e adultos. Possivelmente a Reserva de Linhares apresenta uma maior riqueza em espécies que a Estação da Juréia, uma vez que nesta área foram utilizados os dois métodos empregados naquela, além de coletas manuais diurnas, coletas de serapilheira e armadilhas alçapão (pitfall traps). Esta comparação é dificultada, entretanto, pelo fato deste trabalho (Brescovit *et al.*, no prelo) não apresentar uma descrição do esforço despendido e do número de espécies obtido com cada método. Por isto, não se pode descartar a possibilidade de que a fauna de aranhas acessível por batedores e coletas manuais noturnas da Juréia tenha sido subamostrada, e que portanto esta área apresente maior riqueza que a Reserva de Linhares.

Devido a dificuldades de identificação de espécies de aranhas da região neotropical, é difícil analisar a similaridade de faunas entre diferentes localidades. Este problema é agravado pelo fato de nem todos os inventários apresentarem

listas de espécies, restringindo-se apenas à separação dos indivíduos coletados em morfoespécies. A fauna de aranhas da Reserva de Linhares é composta tanto por espécies de ampla distribuição geográfica, como *Nephila clavipes* (Tetragnathidae) e *Cheiracanthium inclusum* (Miturgidae), quanto por espécies com diferentes graus de endemismo. Algumas espécies identificadas neste inventário ocorrem em quase toda a América do Sul, como *Parawixia kochi*, *Araneus venatrix* (Araneidae) ou *Episinus erythrophthalmus* (Theridiidae) (Levi, 1964a, 1991 e 1992), que foram bastante abundantes tanto na reserva de Linhares quanto na Estación Biologica Pakitza (Silva e Coddington, 1996) e na Reserva Nacional Pacaya-Samiria (Silva, 1996), ambas no Peru. Outras espécies, no entanto, aparentemente se restringem a algumas regiões do continente.

Um levantamento dos poucos registros de distribuição geográfica disponíveis para as espécies identificadas neste trabalho sugere que a fauna da Reserva de Linhares engloba não só espécies da Mata Atlântica quanto da floresta amazônica. De todas as espécies identificadas, 21 apresentam registros em áreas de Mata Atlântica nas regiões sudeste ou sul do Brasil. Estas incluem espécies de aranhas cursoriais, como *Ctenus medius* ou *Ctenus ornatus* (Ctenidae, A. D. Brescovit, Com. pess.), ou construtoras de teias, tais como *Araneus tijuca* (Araneidae), *Dipoena niteroi* e *Achaeearanea rioensis* (Theridiidae) (Levi, 1963a e b; 1991). Outras 8 espécies, como *Micrathena armigera* (Araneidae, Levi, 1985), *Aglaoctenus castaneum* (Lycosidae, obs. pess.), *Architis tenuis* (Pisauridae, Carico, 1981) e *Phoroncidia moyobamba* (Theridiidae, Levi, 1964b; Buckup & Marques, 1989), apresentam registros de coletas restritos à Amazônia, em alguns casos chegando até manchas de mata no Nordeste do Brasil, à

América Central e ao Caribe. Além destas, pelo menos cinco espécies coletadas neste trabalho (*Dermochrosia maculatissima*, *Ctenus vehemens*, *Ctenus* sp.n., *Eustyromastix bahiensis* e Aviculariinae msp1 - Galiano, 1979; A. D. Brescovit e R. Bertani, comunicação pessoal) são provavelmente endêmicas da região, ocorrendo no norte do Espírito Santo e sul da Bahia.

É importante salientar que todas as conclusões acima basearam-se em uma pequena fração das espécies coletadas, ou seja, apenas aquelas que foram identificadas e apresentavam dados de distribuição. Estas conclusões poderiam ser bem diferentes se mais espécies pudessem ser identificadas. Além disto, o conhecimento sobre a distribuição geográfica das espécies já descritas é muito precário, e uma distribuição aparentemente endêmica pode significar apenas deficiências de coletas. Para que estes problemas sejam superados são necessários não só mais inventários de fauna com listas de espécies como também mais trabalhos em sistemática. Para citar um exemplo sobre o quanto o conhecimento atual sobre a distribuição geográfica de aranhas na América do Sul é deficitário, basta mencionar que uma das espécies mais comuns de Theridiidae neste estudo foi *Helvibis longistylum*, até agora tida como restrita à América Central (Levi, 1964c)

Referências

- Baert, L., K. Desender, & J-P. Maelfait (1991) Spider communities of Isla Santa Cruz (Galápagos, Ecuador). *Journal of Biogeography* 18: 333-340.
- Beatie, A. J. & I. Oliver. (1994) Taxonomic minimalism. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 488-490.
- Boschero, A. C. & F. A. Mathiesen (1968) Sobre alguns aspectos da biologia de *Nephila clavipes* (Linné, 1767) - (Argiopidae, Araneae). *Ciência e Cultura* 20: 330-331.
- Brescovit, A. D., R. Bertani, R. Pinto-da-Rocha & C. A. Rheims (no prelo). Aracnídeos da Estação Ecológica de Juréia-Itatins (EEJI): inventário preliminar e dados sobre história natural (Arachnida). In *Ambiente, Flora e Fauna da Estação Ecológica Juréia/Itatins*. Fapesp/Edusp, São Paulo.
- Buckup, E. H. & M. A. L. Marques (1989) Aranhas Theridiidae da Ilha de Maracá, Roraima, Brasil. I. Nova espécie de *Echinotheridion* e descrição da fêmea de *Phoroncidia moyobamba* (Araneae). *Iheringia, sér. zool.* 69: 123-129.
- Carico, J. E. (1981) The Neotropical spider genera *Architis* and *Staberius* (Pisauridae). *Bulletin of the American Museum of Natural History* 170: 140-153.
- Coddington, J. A., C. E. Griswold, D. Silva Dávila, E. Peñaranda & S. F. Larcher (1991). Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. In Dudley, E. C. (ed.) *The unity of evolutionary biology: proceedings of the Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology*. Dioscorides Press, Portland, pp. 44-60.

- Coddington, J. A. & H. W. Levi (1991) Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 565-592.
- Collevatti, R. G. & J. H. Schoereder (1995) Microclimate ordination and litter arthropod distribution. *Ciência e Cultura* 47: 38-41.
- Dennis, P., M. R. Young & I. J. Gordon (1998) Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecological Entomology* 23: 253-264.
- Döbel, H. G., R. F. Denno & J. A. Coddington (1990) Spider (Araneae) community structure in an intertidal salt marsh: effects of vegetation structure and tidal flooding. *Environmental Entomology* 19: 1356-1370.
- France R. & C. Rigg (1998) Examination of 'founder effect' in biodiversity research: patterns and imbalances in the published literature. *Diversity and Distributions* 4: 77-86.
- Galiano, M. E. (1979) Revision del genero *Eustiromastix* Simon, 1902 (Araneae, Salticidae). *Journal of Arachnology* 7: 169-186.
- Gaston, K. J. & R. M. May (1992) Taxonomy of taxonomists. *Nature* 356: 281-282.
- Greenstone, M. H. (1984) Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. *Oecologia* 62: 299-304.
- Gauch, H. (1982) *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gunarsson, B. (1996) Bird predation and vegetation structure affecting spruce-living arthropods in a temperate forest. *Journal of Animal Ecology* 65: 389-397.

- Halaj, J., D. W. Ross & A. R. Moldenke (1998) Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in Western Oregon forest canopies. *Journal of Arachnology* 26: 203-220.
- Hatley, C. L. & J. A. MacMahon (1980) Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology* 9: 632-639.
- Jesus, R. M. (1988) A Reserva Florestal da CVRD. In *Anais do VI Congresso Florestal Estadual*, Vol. 1, Nova Prata, RS, Brasil, pp. 59-112.
- Kremen, C., R. K. Colwell, T. L. Erwin, D. D. Murphy, R. F. Noss & M. A. Sanjayan (1993) Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796-808.
- Lawton, J. H. (1983) Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology* 28: 23-39.
- Levi, H. W. (1963a) American spiders of the genera *Audifia*, *Euryopsis* and *Dipoena* (Araneae, theridiidae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* 129: 121-185.
- Levi, H. W. (1963b) American spiders of the genus *Achaeearanea* and the new genus *Echinotheridion* (Araneae, Theridiidae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* 129: 187-240.
- Levi, H. W. (1964a) American spiders of the genus *Episinus* (Araneae, Theridiidae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* 131: 1-25
- Levi, H. W. (1964b) American spiders of the genus *Phoroncidia* (Araneae: Theridiidae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* 131: 65-86

- Levi, H. W. (1964c) The spiders genus *Helvibis* (Araneae, Theridiidae). *Transactions of American Microscopical Society* 83: 133-142.
- Levi, H. W. (1985) The spiny orb-weaver genera *Micrathena* and *Chaetacis* (Araneae: Araneidae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* 150: 429-618.
- Levi, H. W. (1991) The Neotropical and Mexican species of the orb-weaver genera *Araneus*, *Dubiepeira* and *Aculepeira* (Araneae, Araneidae) *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* 152: 167-315.
- Levi, H. W. (1992) Spiders of the orb-weaver genus *Parawixia* in America (Araneae: Araneidae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* 153: 1-46.
- Levings, S. C. & D. M. Windsor (1984) Litter moisture content as a determinant of litter arthropod distribution and abundance during the dry season on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica* 16: 125-131.
- Levings, S. C. & D. M. Windsor (1985) Seasonal and annual variation in litter arthropod populations. In E. G. Leigh Jr., A. S. Rand & D. M. Windsor (eds.) *The ecology of a tropical forest - seasonal rhythms and long term changes*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Lowrie, D. C. (1971) Effects of time of day and weather on spider catches with a sweep net. *Ecology* 52: 348-351.
- Lubin, Y. (1978) Seasonal abundance and diversity of web-building spiders in relation to habitat structure on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Arachnology* 6: 31-51.

- Manhart, C. (1994) Spiders on bark in a tropical rainforest (Panguana, Peru). *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 29: 49-53.
- May, R. M. (1988) How many species are there on Earth? *Science* 241: 1441-1449.
- May, R. M. (1994) Conceptual aspects of the quantification of the extent of biological diversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 345: 13-20.
- Moulder, B. C. & D. E. Reichle (1972) Significance of spider predation in the energy dynamics of forest-floor arthropod communities. *Ecological Monographs* 42: 473-498.
- Murdoch, W. W., F. C. Evans & C. H. Peterson (1972) Diversity and pattern in plants and insects. *Ecology* 53: 819-829.
- Myers, N. (1997) Florestas tropicais e suas espécies - sumindo, sumindo...? In Wilson, E. O. & F. M. Peter (eds.) *Biodiversidade*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, pp.: 36-45.
- Nentwig, W. (1982) Epigeic spiders, their potential prey and competitors: relationship between size and frequency. *Oecologia* 55: 130-136.
- Nentwig, W. (1986) Non-webbuilding spiders: prey specialists or generalists? *Oecologia* 69: 571-576.
- Nentwig, W. (1989) Seasonal and taxonomic aspects of the size of arthropods in the tropics and its possible influence on size-selectivity in the prey of a tropical spider community. *Oecologia* 78: 35-40.

- Nentwig, W., B. Cutler & S. Heimer (1993) *Spiders of Panama - Biogeography, investigation, phenology, check list, key and bibliography of a tropical spiders fauna*. Sandhill Crane Press, Gainesville.
- Nyffeler, M., W. L. Sterling & D. A. Dean (1994) How spiders make a living. *Environmental Entomology* 23: 1357-1367.
- Ott, R. (1997) *Composição da fauna araneológica de serapilheira de uma área de mata nativa em Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil*. Dissertação de mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.
- Peixoto, A. L. & A. Gentry (1990) Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 13: 19-25.
- Platen, R. (1993) A method to develop an 'indicator value' system for spiders using canonical correspondence analysis (CCA). *Memoirs of Queensland Museum* 33: 621-627.
- Price, P. W. (1975) *Insect Ecology*. John Wiley & Sons, Nova York.
- Raizer, J. (1997) *Aranhas associadas a macrófitas aquáticas no pantanal sul-matogrossense*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.
- Rice, W. R. (1989) Analysing tables of statistical tests. *Evolution* 43: 223-225.
- Riechert, S. E. & L. Bishop (1990) Prey control by an assemblage of generalist predators: spiders in a garden test system. *Ecology* 71: 1441-1450.
- Robinson, J. V. (1981) The effect of architectural variation in habitat on a spider community: an experimental field study. *Ecology* 62: 73-80.

- Rushton, S. P., C. J. Topping & M. D. Eyre (1987) The habitat preferences of grassland spiders as identified using Detrended Correspondence Analysis (DECORANA). *Bulletin of British Arachnological Society* 7: 165-170.
- Siemann, E. (1998) Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology* 79: 2057-2070.
- Silva, D. (1996) Species composition and community structure of peruvian rainforest spiders: a case study from a seasonally inundated forest along the Samiria river. *Revue Suisse de Zoologie*, Vol. Hors. série 1: 597-610.
- Silva, D. & J. A. Coddington (1996) Spiders of Pakitza (Madre de Dios, Perú): species richness and notes on community structure. In Wilson, D. E. & A. Sandoval (eds.) *Manu - The biodiversity of Southeastern Perú*. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 253-311.
- Simmonds, S. J., J. D. Majer & O. G. Nichols (1994) A comparative study of spider (Araneae) communities of rehabilitated bauxite mines and surrounding forest in the Southwest of Western Australia. *Restoration Ecology* 2: 247-260.
- Southwood, T. R. E., V. K. Brown & P. M. Reader (1979) The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biological Journal of the Linnean Society* 12: 327-348.
- Ter Braak, C. J. F. (1987) *CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis* (vers. 2.1). Agricultural Mathematics Group, Wageningen.

- Ter Braak, C. J. F. (1995) Ordination. *In* Jongman, R. H. G. , C. J. F. Ter Braak & O. F. R. Von Tongeren (eds.) *Data analysis in community and landscape ecology*. 2ª edição, Cambridge University Press, pp. 91-173.
- Uetz, G. W. (1991) Habitat Structure and spider foraging. *In* Bell, S.S., E. D. McCoy & H. R. Mushinsky (eds.) *Habitat Structure. The physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, Londres, pp.: 325-348.
- Willis, E. O. (1976) Seasonal changes in the invertebrate litter fauna on Barro Colorado Island, Panamá. *Revista Brasileira de Biologia* 36: 643-657.
- Wilson, E. O. (1987) The little things that run the world (the importance and conservation of invertebrates). *Conservation Biology* 1: 344-346.
- Wilson, E. O. (1997) A situação atual da diversidade biológica. *In* Wilson, E. O. & F. M. Peter (eds.) *Biodiversidade*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, pp.: 3-24
- Wise, D. H. (1993) *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wolda, H. (1988) Insect seasonality: why?. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 1-18.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Terceira edição. Prentice Hall, Engelwood Cliffs.

CAPÍTULO 2

ESTIMATIVAS DE RIQUEZA DE ARANHAS DA RESERVA FLORESTAL DA CVRD

Resumo

Neste estudo, foram realizadas coletas de aranhas em três formações vegetais distintas na Reserva Florestal da CVRD, uma área de Mata Atlântica próximo a Linhares (ES). Foram selecionadas duas área de mata de tabuleiro, duas de Mussununga (mata de solos arenosos) e uma área de campo nativo (formação semelhante a restingas). As coletas foram feitas em duas épocas, uma na estação seca (julho de 1997), por uma equipe de 4 coletores, e outra na estação chuvosa (janeiro de 1998), com 7 coletores. A amostragem foi dividida em unidades de tamanho padronizado, utilizando dois métodos. Nas coletas diurnas foram utilizados batedores de vegetação, sendo cada amostra formada pelos espécimes retirados de 20 arbustos. A coletas noturnas foram feitas por duplas de coletores ao longo de parcelas de 30 X 10 metros. Foram obtidos em 243 amostras, 1982 indivíduos adultos, distribuídos em 287 morfoespécies e 34 famílias. Embora houvesse grandes diferenças no número de indivíduos e espécies por amostra diurna obtidas por cada coletor da segunda expedição, estas não foram significativas. A riqueza em espécies de aranhas da Reserva foi estimada através de 8 métodos (Equação de Michaelis-Menten, Bootstrap, Jackknife1, Jackknife2, Chao1, Chao2, ICE e ACE). Todos os métodos foram excessivamente influenciados pelo esforço amostral, sendo que nenhum deles

forneceu estimativas estáveis. A fim de testar o efeito da heterogeneidade na distribuição espacial dos indivíduos sobre o desempenho dos métodos de estimativa, os cálculos foram refeitos utilizando uma matriz idêntica à original, mas com os indivíduos aleatoriamente distribuídos entre as amostras. Foi também utilizada uma matriz com alta agregação entre os indivíduos, construída redistribuindo os indivíduos de cada espécie entre as amostras com uma probabilidade de agregação de 0,6. Este procedimento mostrou que todos os métodos de estimativa utilizados podem ser influenciados pela heterogeneidade na distribuição espacial das espécies. Entretanto, o uso da matriz aleatorizada não melhorou o desempenho de nenhum dos métodos testados. Os resultados deste estudo, juntamente com dados disponíveis na literatura, sugerem que estes métodos de estimativa podem não ser apropriados para comparar inventários com diferenças de esforço amostral.

Introdução

Florestas tropicais estão entre os ambientes mais ricos em espécies do planeta (Ricklefs *et al.* 1995). Entretanto, o conhecimento disponível sobre a diversidade biológica nestes ecossistemas, tanto taxonômico quanto sobre a organização e dinâmica de suas comunidades, ainda é muito escasso (Hawksworth 1995). Infelizmente, estas florestas estão também entre os biomas mais ameaçados: a cada ano, milhares de hectares de florestas são convertidas em pastagens, plantações, habitações humanas, ou são simplesmente derrubadas para aproveitamento de madeira (Harcourt, 1992).

A alta velocidade atual de destruição de florestas tropicais, aliada a inevitáveis extinções de espécies, exigem o desenvolvimento de estratégias de conservação e uso sustentado dos fragmentos remanescentes, bem como de recuperação de áreas degradadas. Estas estratégias, entretanto, para serem implementadas, exigem conhecimentos básicos sobre biodiversidade (e. g. Conroy & Noon, 1996). Por exemplo, a seleção de áreas para conservação em uma determinada região requer dados sobre diversidade e distribuição dos organismos a serem preservados. A única maneira de obter estes conhecimentos, no período de tempo mais curto possível, são inventários de fauna, e um dos parâmetros mais importantes a serem levantados nestes estudos é a riqueza em espécies.

Mensurar a riqueza em espécies de um determinado grupo taxonômico em um determinado local não é uma tarefa simples. Embora inventários de fauna tradicionais permitam acessar rapidamente este número, resultados de diferentes estudos dificilmente podem ser comparados. Isto porque estes inventários, além de utilizar diferentes métodos de coleta, em geral mostram grandes variações quanto ao esforço de amostragem (Walther *et al.*, 1995). Em alguns casos, descrições claras dos métodos utilizados e medidas de esforço de coleta (quantos coletores participaram do inventário? Por quanto tempo? Quantas horas foram gastas em coletas por dia?) sequer são informados.

Para que os inventários biológicos se tornem úteis para a tomada de decisões em conservação e manejo, é essencial que protocolos de coleta e análise de dados sejam desenvolvidos e testados (e. g. Longino, 1994). Um dos maiores desafios destes protocolos é obter dados de riqueza em espécies comparáveis, mesmo entre conjuntos de dados obtidos com métodos e esforço de

coleta diferentes. Uma das maneiras para resolver este problema é o uso de métodos de estimativa de riqueza a partir de dados amostrais.

Atualmente, há uma grande variedade de métodos de estimativa de riqueza, cada um com diferentes princípios de funcionamento (para uma revisão teórica, ver Bunge & Fitzpatrick, 1993). Embora a adequação destes métodos a estudos de estimativa de diversidade biológica seja ainda pouco conhecida (Colwell & Coddington, 1994), seu uso pode ajudar a reduzir dificuldades de interpretação de resultados de inventários de espécies.

Este trabalho teve como objetivo descrever o desempenho dos métodos de estimativa mais conhecidos para estimar a riqueza de aranhas de uma área de floresta no sudeste do Brasil, a Reserva Florestal de Linhares. Aranhas foram escolhidas como modelo por serem um grupo diverso (Coddington e Levi, 1991), mas que ainda assim permite Inventários rápidos, e fáceis de coletar e de separar em morfoespécies. Além disto, a disponibilidade de dados sobre estimativa de riqueza de aranhas em outras áreas, inclusive nos trópicos (Coddington *et al.*, 1991 e 1996; Dobyns, 1997; Silva e Coddington, 1996), permitiu comparar resultados de trabalhos independentes, feitos com o mesmo grupo.

Os procedimentos empregados neste estudo se aproximaram o quanto possível daqueles utilizados em inventários tradicionais, preservando assim a sua eficiência, mas com uma divisão da coleta em unidades amostrais de tamanho padronizado, a fim de permitir análises estatísticas dos resultados. Foram empregados 8 métodos de estimativa, descrevendo-se seu desempenho em relação ao aumento do esforço amostral e ao grau de agregação das espécies nas amostras. Foram também avaliados os efeitos das diferenças de experiência dos

coletores que participaram das coletas e dos métodos empregados no campo sobre o número de espécies e indivíduos obtidos por amostra.

Material e Métodos

Este estudo foi realizado na Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce (RF-CVRD), uma área de Mata Atlântica a 30 quilômetros de Linhares, Espírito Santo (19° 06' S - 19° 18' S; 39° 45' W - 40° 19' W). A Reserva, de 22.000 ha. de floresta contínua, é composta por três tipos de formação vegetal: mata de tabuleiro (floresta alta, com dossel fechado e sub-bosque aberto), Mussununga (floresta baixa com sub-bosque mais denso e solo rico em areia) e nativo (formação aberta, semelhante à restinga, com moitas esparsas de vegetação arbustiva, sobre um solo arenoso) (para mais detalhes, ver Jesus, 1988). A fim de incluir possíveis espécies exclusivas de cada ambiente, as três formações vegetais foram amostradas em diferentes pontos da reserva.

Foram utilizados dois métodos de coleta em todos os pontos selecionados para amostragem, visando capturar espécies que exploram diferentes microhábitats e com diferentes horários de atividade. As aranhas presentes na vegetação arbustiva e herbácea do sub-bosque foram coletadas utilizando batedores de vegetação com lençóis de 1 m X 1m, entre 8:00 e 11:30 horas. Cada amostra (doravante, amostra diurna) foi composta pelas aranhas retiradas de vinte plantas amostradas por um mesmo coletor. Os mesmos locais foram visitados à noite para coletas manuais utilizando lanternas de cabeça, entre 21:00 e 01:30 horas. Estas coletas foram feitas sempre ao longo de linhas de 30 metros de

comprimento, capturando-se todas as aranhas avistadas a uma distância perpendicular à linha de até 5 m., sobre o solo, na vegetação e em troncos de árvores. Cada linha, percorrida apenas duas vezes, constituiu uma amostra noturna. Para as estimativas de riqueza, as amostras diurnas e noturnas foram consideradas como equivalentes, uma vez que é extremamente difícil encontrar uma unidade de medida de esforço aplicável aos dois métodos.

As coletas foram feitas em duas épocas do ano, a fim de obter indivíduos adultos do maior número possível de espécies, inclusive aquelas de ocorrência sazonal. A primeira coleta foi feita entre os dias 21 e 25 de julho de 1997, na estação seca, com uma equipe de três pessoas para as coletas diurnas e quatro para as noturnas. A equipe foi composta por um sistemata com grande experiência em coletas de aranhas em áreas de mata (que participou das amostragens diurnas e noturnas) e três aracnólogos com pouca experiência em inventários. As coletas com batedores foram individuais, enquanto que as coletas noturnas foram feitas por duas pessoas em cada parcela. Neste período, foram amostradas uma área de nativo (conhecida localmente como Nativo do Parajú), duas de Mussununga (uma junto à estrada do Flamengo, próximo à torre de observação da Reserva e outra junto à estrada do Roxinho) e duas de mata de tabuleiro (próximo à torre de observação e junto ao viveiro de mudas da reserva).

As áreas de coleta foram novamente visitadas na estação chuvosa, entre os dias 9 e 14 de janeiro de 1998. Além dos coletores da primeira expedição, a equipe incluiu outro aracnólogo sem experiência de coleta e dois colaboradores leigos. A fim de examinar o efeito das diferenças de experiência entre os membros da equipe sobre os resultados do inventário, o coletor de cada amostra diurna foi

registrado. Este procedimento não foi possível com as coletas noturnas porque a composição das duplas variou entre os dias de coleta, sendo que o sistemata trabalhou sozinho em algumas parcelas. Os mesmos locais da primeira expedição foram visitados, com exceção da área de Mussununga próxima à torre.

Os espécimes coletados foram fixados e armazenados em álcool 70%, separados em morfoespécies e identificados em família. Foram considerados apenas indivíduos adultos, uma vez que a identificação de imaturos é trabalhosa e imprecisa. Testemunhos de todas as espécies foram depositados nas coleções de aranhas do Instituto Butantan, em São Paulo e do Museu de História Natural da Unicamp (Campinas, SP).

Análise dos resultados

As diferenças de abundância e riqueza entre os métodos de coleta e entre os coletores (no caso das amostras diurnas da segunda expedição) foram analisados, respectivamente, pelos testes Mann-Whitney e Kruskal-Wallis, com $\alpha = 0,05$ (Zar, 1996). Para estimar a riqueza em espécies de aranhas da reserva, foram usados 8 métodos comumente aplicados a dados biológicos.

Os métodos de estimativa mais utilizados podem ser divididos em três categorias, de acordo com suas premissas e com o tipo de dados necessários para estimar o número total de espécies da comunidade. Os métodos do primeiro grupo se baseiam na distribuição de abundâncias das espécies, e portanto dispensam coletas divididas em amostras. O método mais usado deste grupo se

baseia no ajuste e extrapolação do modelo lognormal de distribuição de abundâncias a dados amostrais (Magurran, 1988). Este procedimento, entretanto, não foi empregado neste trabalho porque a distribuição de abundâncias das espécies não apresentou uma moda definida (veja Hughes, 1986).

Outros modelos de estimativa baseiam-se no acúmulo de espécies em relação ao aumento do esforço de coleta. Este tipo de dado gera uma curva assintótica (conhecida como curva do coletor, ou curva de acumulação de espécies) que, se modelada, pode ser extrapolada para calcular a riqueza total da comunidade amostrada. O formato da curva do coletor pode variar muito dependendo da ordem de entrada das unidades amostrais no gráfico, o que pode influenciar significativamente o resultado da análise. Para superar este problema, foram construídas 100 curvas do coletor, aleatorizando a ordem de entrada das amostras em cada uma. Em seguida foi calculada a riqueza observada média para cada ponto de esforço amostral, baseando-se nos dados destas 100 curvas. Todos os procedimentos descritos abaixo foram executados utilizando estes dados de riqueza média, que foram dispostos em uma curva (curva média de acumulação de espécies).

Segundo Soberón & Llorente (1993), vários modelos matemáticos podem ser ajustados a uma curva do coletor, resultando em diferentes estimativas de riqueza máxima para um mesmo conjunto de dados. Neste trabalho, foi utilizado o modelo mais conhecido, a equação de Michaelis-Menten, originalmente desenvolvida para modelar cinética de enzimas. Esta equação permite estimar a assíntota a partir de qualquer ponto da curva, sendo um modelo facilmente ajustável a diferentes conjuntos de dados (Colwell & Coddington, 1994). Uma

desvantagem desta equação, entretanto, é o fato de ainda não existir um método para calcular o intervalo de confiança da estimativa (veja Raaijmakers, 1987)

A terceira categoria de métodos de estimativa baseia-se na proporção de espécies raras e abundantes, ou que ocorrem em uma ou mais unidades amostrais, para estimar a riqueza total. Estes modelos são conhecidos como métodos não paramétricos de estimativa por serem aplicáveis a dados com diferentes distribuições de abundâncias e, em alguns casos, não exigirem uma divisão da coleta em unidades amostrais. Uma vez que cada método não paramétrico apresenta premissas diferentes, neste trabalho foram empregados para comparação os sete modelos mais usados:

1 - Jackknife1 e Jackknife2 - desenvolvidos originalmente para estimativa de tamanho populacional baseado em marcação e recaptura (Burham & Overton, 1979), os métodos de estimativas baseados em equações de Jackknife diferem em alguns parâmetros. Enquanto o Jackknife de primeira ordem (Jackknife1) calcula a riqueza máxima a partir da relação entre o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra e o esforço amostral total, o Jackknife de segunda ordem (Jackknife 2), usa, além destes parâmetros, o número de espécies que ocorrem em duas amostras (Palmer, 1991; Smith & van Belle, 1984). Os dois métodos foram utilizados neste trabalho, e o intervalo de confiança para a estimativa gerada pelo Jackknife1 foi calculada através da equação desenvolvida por Heltshe & Forrester (1983).

2 - Chao1 e Chao2 - estes modelos foram desenvolvidos por Chao (1984) a partir de modelos teóricos de estimativa de classes, e adaptados para estimativa de riqueza em espécies ou de tamanho de populações. O modelo Chao1 utiliza como parâmetros a riqueza total observada e o número de espécies "raras" (representadas por apenas 1 indivíduo em todas as amostras) e "duplas" (representadas por 2 indivíduos). A mesma equação pode ser adaptada para utilizar o número de espécies que ocorrem respectivamente em uma ou em duas unidades amostrais (Chao2). Chao (1987) desenvolveu uma equação para calcular um intervalo de confiança para as estimativas geradas pelos dois modelos.

3 - ACE e ICE - estes métodos foram desenvolvidos por Chao & Lee (1992), baseando-se no conceito estatístico de "cobertura de amostra" (sample coverage), que estima o número de espécies não coletadas a partir da abundância proporcional das espécies coletadas. A aplicação deste conceito tem como premissa que a abundância relativa de cada espécie na amostra corresponde à sua abundância relativa real. O primeiro modelo (ACE - Abundance Based Estimator) trabalha com a abundância das espécies raras (de 1 a 10 indivíduos), enquanto que o segundo (ICE - Incidence Based Estimator) requer o número de espécies que ocorrem em poucas unidades amostrais (de 1 a 10 unidades). As estimativas e intervalos de confiança foram calculadas com as equações originais de Chao & Lee (1992), incluindo as modificações sugeridas por Collwell & Coddington (1994).

4 - Bootstrap - este método difere dos demais por trabalhar com a proporção de amostras em que ocorre cada espécie, e não existe ainda uma função para calcular um intervalo de confiança. Foram utilizadas as equações derivadas por Smith & van Belle (1984).

Com raras exceções, é impossível determinar o número total de espécies de uma área, principalmente quando se considera as dificuldades para delimitar uma comunidade (Colwell & Coddington, 1994). Assim, não é possível saber com certeza o quanto uma estimativa se aproxima da riqueza real, embora alguns estudos de simulação apresentem evidências interessantes (veja "Discussão"). Por isto, o mais importante na avaliação de modelos de estimativa de riqueza é se estes possibilitam comparar resultados de diferentes inventários, mesmo que incompletos. Um critério extremamente importante para que um método seja comparável é sua sensibilidade ao tamanho da amostra. Um bom modelo deve variar pouco com o aumento do esforço amostral, atingindo um valor máximo com um número pequeno de unidades amostrais e mantendo-se estável (Chazdon *et al.*, 1998). Os métodos citados acima foram avaliados calculando-se estimativas para diferentes tamanhos amostrais, utilizando a riqueza observada obtida da curva do coletor média. O comportamento dos intervalos de confiança dos métodos em relação ao tamanho da amostra foi também avaliado, uma vez que um modelo cuja variação seja muito sensível ao número de amostras empregadas teria pouco valor comparativo.

Outro critério de avaliação de modelos empregado neste trabalho foi o efeito da distribuição espacial das espécies nas amostras. Alguns podem ser

afetados pelo fato das espécies se distribuírem em manchas, com muitos indivíduos concentrados em apenas algumas unidades amostrais. Para testar este efeito sobre as estimativas, todos os procedimentos acima foram repetidos com uma matriz aleatorizada. Esta matriz continha o mesmo número de espécies e as mesmas abundâncias totais observadas na matriz real, entretanto com os indivíduos aleatoriamente distribuídos nas amostras, eliminando qualquer efeito de agregação. Para simular os efeitos de um aumento na agregação dos indivíduos, as estimativas foram repetidas utilizando uma matriz aleatorizada com um maior grau de agregação do que aquele da matriz observada. Esta matriz também manteve a abundância total de cada espécie, alterando apenas a distribuição dos indivíduos pelas amostras.

Todos os procedimentos de estimativa de riqueza foram calculados através do programa EstimateS, versão 5.0 (Colwell, 1997), e as matrizes aleatorizadas foram construídas utilizando a função "Shuffle" deste programa. Este algoritmo redistribui os indivíduos pelas amostras, mantendo a abundância original de cada espécie, de acordo com um parâmetro A , que varia de 0 a 1. Quando se define $A = 0,3$; por exemplo, o primeiro indivíduo de cada espécie é colocado em uma amostra aleatoriamente escolhida, e os indivíduos seguintes têm uma probabilidade de 0,3 de cair na mesma amostra do indivíduo anterior, e 0,7 de cair em outra amostra qualquer. Quanto maior o valor de A , maior a agregação na distribuição das espécies na matriz. Neste trabalho, foram construídas duas matrizes aleatorizadas, uma com $A = 0$ (o que implica em baixa agregação) e outra com $A = 0,6$ (alta agregação).

Resultados

As duas expedições de coleta renderam um total de 252 amostras (176 diurnas e 76 noturnas), sendo que as análises foram feitas utilizando 243, excluindo 9 amostras que continham apenas indivíduos imaturos. Dentre as 5775 aranhas coletadas, apenas 1982 (34%) eram adultas, e foram separadas em 287 morfoespécies, pertencentes a 34 famílias. A grande maioria das espécies coletadas apresentou poucos indivíduos nas amostras ($\bar{X} \pm s$ do número de indivíduos = $6,97 \pm 15,42$), sendo que 97 e 46 espécies tiveram apenas um e dois indivíduos, respectivamente. Quanto à distribuição dos indivíduos nas amostras, 99 espécies ocorreram em apenas uma e 56 em duas.

As coletas noturnas foram mais eficientes, rendendo mais indivíduos ($13,5 \pm 10,7$) e mais espécies ($7,7 \pm 5,6$) que as amostras diurnas (respectivamente $5,8 \pm 4,1$ e $4,8 \pm 3$). Estas diferenças foram significativas tanto no que se refere à riqueza (Mann-Whitney, $U = 4517$, $P < 0,001$, 1 gl.) quanto para a abundância ($U = 3379$, $P < 0,001$). Os resultados dos dois métodos de amostragem foram diferentes também quanto à composição taxonômica: a figura 2.1 mostra que os dois métodos empregados diferiram bastante quanto ao número de espécies de cada família. Algumas famílias, como Salticidae e Thomisidae foram melhor amostradas nas coletas diurnas, enquanto outras, como Araneidae, Ctenidae e Lycosidae, apresentaram mais espécies coletadas à noite.

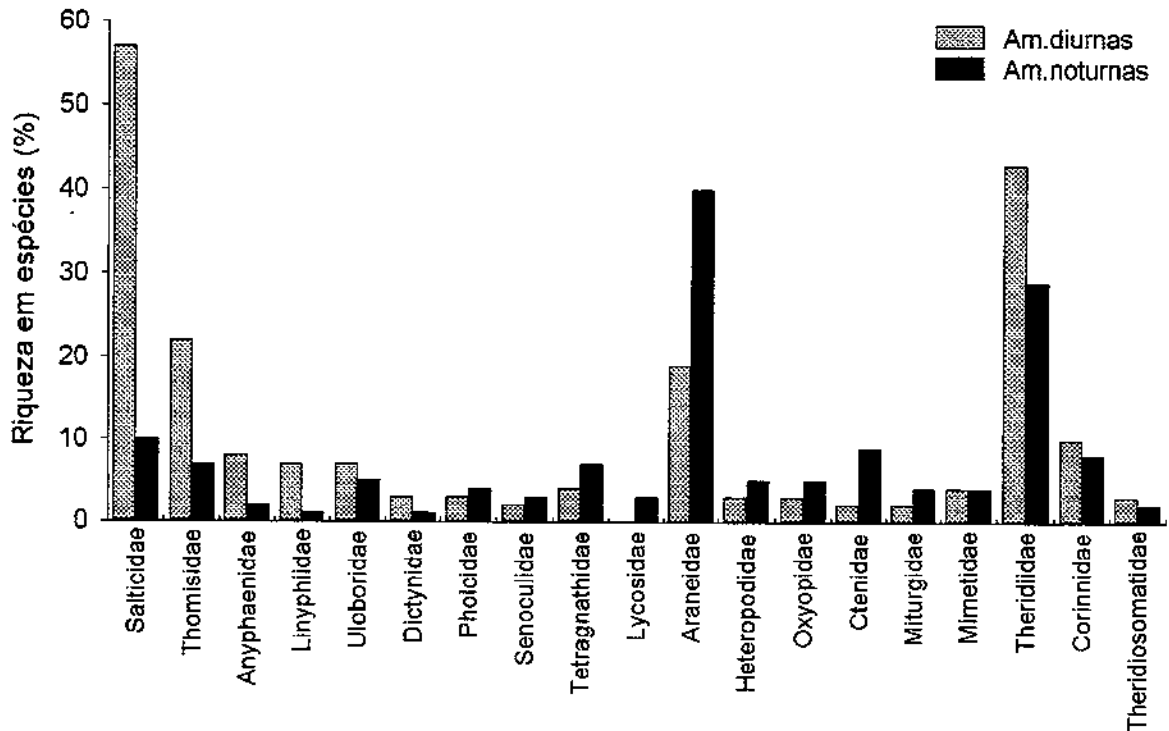


Figura 2.1 - Riqueza em espécies por família de aranhas coletadas na Reserva Florestal de Linhares, em relação aos métodos de coleta. Foram incluídas apenas as famílias com no mínimo três espécies.

O número de aranhas adultas obtidas por amostra diurna da segunda expedição apresentou grande variação entre um coletor e outro (Figura 2.2A). Um dos leigos coletou poucos indivíduos se comparado aos demais, porém um dos aracnólogos pouco experientes obteve um número ainda menor. O outro coletor leigo obteve tantos indivíduos quanto um dos aracnólogos inexperientes e um pouco mais em relação ao sistemata. Este foi superado em número de indivíduos por um dos coletores inexperientes, que por sua vez apresentou alto desvio-padrão. Apesar destas variações, as diferenças no número de indivíduos coletados não foram significativas (teste Kruskal-Wallis, $H = 6,329$; $P = 0,387$). Um

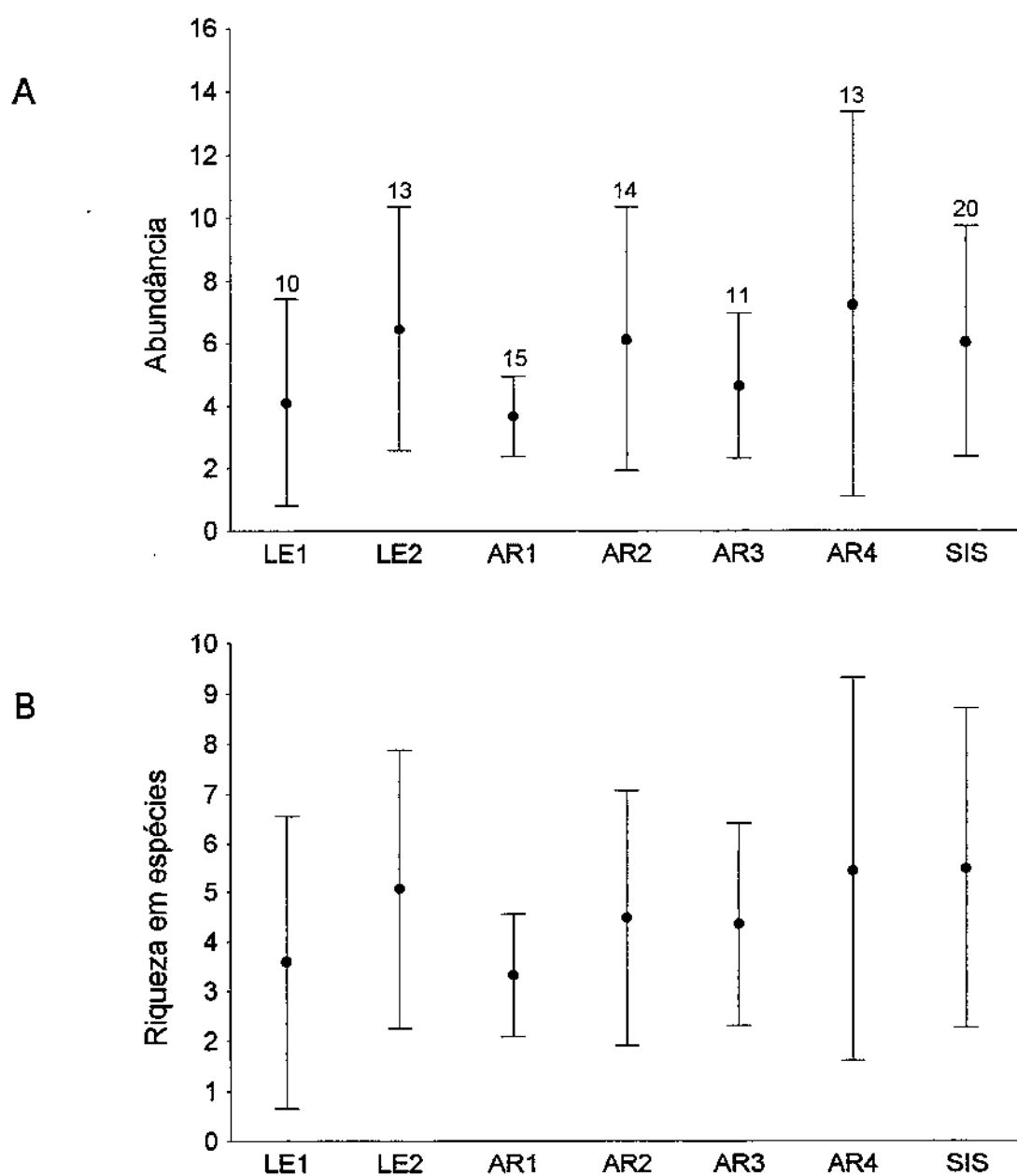


Figura 2.2 - Médias e desvios-padrão do número de indivíduos e número espécies obtidos por amostra diurna por cada coletor. A - Número de indivíduos. Os números acima da barra indicam o número de amostras feitas por cada coletor. B - número de espécies. LE – coletores leigos, AR - aracnólogos, SIS - sistemata.

resultado semelhante foi observado em relação ao número de espécies obtidas por cada coletor (Figura 2.2B). Estes resultados, entretanto, também não foram significativos ($H = 6,569$; $P = 0,363$).

O fato das coletas terem sido distribuídas entre três ambientes diferentes, duas estações do ano e dois métodos gerou uma amostragem extremamente heterogênea da araneofauna da reserva. Para citar alguns exemplos, apenas três espécies ocorreram nas amostras dos três ambientes, sendo que a mata e a Mussununga apresentaram maior número de espécies em comum (102, com totais de, respectivamente, 195 e 170 spp.). As diferenças entre estas duas formações vegetais e o nativo foram bem mais evidentes, uma vez que este apresentou apenas 5 espécies em comum com a Mussununga e 7 com a mata (para mais detalhes, ver capítulo 1). Outra importante fonte de heterogeneidade nos dados foi a divisão das coletas entre dois métodos, em dois horários diferentes do dia. Algumas famílias de aranhas, como Ctenidae e Lycosidae, foram capturadas principalmente durante as coletas noturnas (Figura 2.1), não só devido ao seu horário de atividade, mas porque somente nestas coletas o solo foi examinado. Além disto, alguns grupos coletados pelos dois métodos, como Araneidae, foram mais abundantes à noite, quando muitas espécies armavam suas teias. Apenas 92 espécies foram coletadas pelos dois métodos, o que constitui 42% das espécies encontradas em amostras diurnas e 58% daquelas das noturnas. A estação do ano foi também responsável por parte das variações na distribuição dos indivíduos coletados entre as amostras, uma vez que muitas espécies apresentaram indivíduos adultos em apenas uma expedição. Isto

aconteceu com 77 espécies coletadas em julho e 90 em janeiro, deixando apenas 120 espécies presentes nas amostras das duas estações.

O número de espécies observado para a Reserva de Linhares variou significativamente em relação ao esforço amostral. A figura 2.3 mostra que a ordem de adição das amostras exerce um efeito evidente sobre o formato da curva do coletor, afetando portanto o número de espécies esperado para um determinado número de amostras. A curva de acúmulo de espécies média mostrada nesta figura foi incluída nas figuras seguintes para fins comparativos.

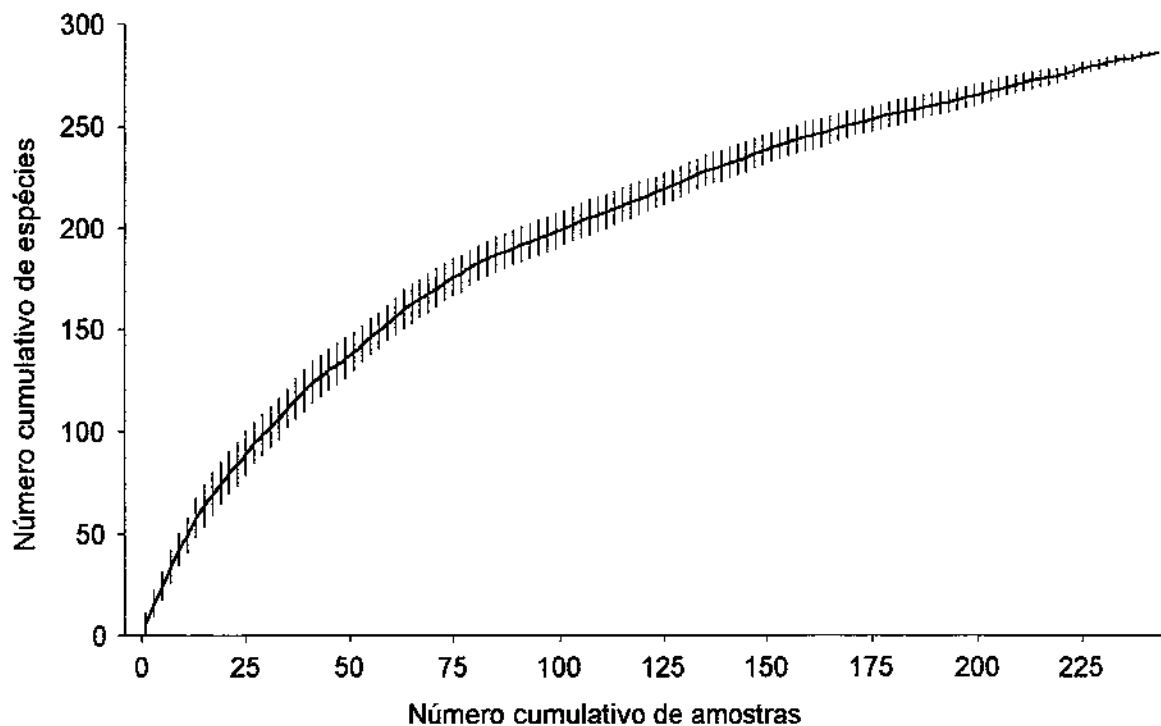


Figura 2.3 - Curva média de acumulação de espécies de aranhas coletadas na Reserva Florestal de Linhares, construída a partir de 100 curvas aleatorizadas. As barras representam a variação possível no formato da curva, de acordo com a ordem de inserção das amostras.

De acordo com os resultados dos modelos de estimativa de riqueza, o número total de espécies da reserva, ou pelo menos dos tipos de ambientes amostrados, varia entre 328 e 531 (Tabela 2.1). A maior estimativa com a matriz observada foi fornecida pelo Jackknife de segunda ordem (428 espécies), e a menor pelo Bootstrap (332). Excluindo-se estes métodos e a equação de Michaelis-Menten (350), todos os métodos de estimativa de riqueza geraram resultados próximos, sobrepondo-se quando se considera os intervalos de confiança.

Os cálculos com a matriz aleatorizada com $A = 0$ mostraram que a heterogeneidade dos resultados não foi alta o suficiente para afetar os resultados das estimativas. Em geral as estimativas obtidas com esta matriz foram muito próximas daquelas da matriz observada, sendo que as maiores diferenças foram observadas no Jackknife2 e na equação de Michaelis-Menten. Por outro lado, os métodos ACE e Chao1 apresentaram os mesmos resultados com as duas planilhas. Os resultados das análises da matriz com alta agregação ($A = 0,6$) sugerem que uma distribuição agregada das espécies pelas amostras pode afetar os resultados de estimativas de riqueza. As maiores diferenças foram observadas nos métodos baseados na incidência das espécies, como ICE e Chao2, que apresentaram estimativas mais altas com o aumento da agregação.

Todos os métodos de estimativa de riqueza foram instáveis em relação ao tamanho da amostra (Figura 2.4), sendo que nenhum deles estabilizou-se dentro do intervalo de esforço amostral analisado. Em geral todos os modelos apresentaram um aumento no número estimado de espécies em relação ao aumento do esforço de coleta, gerando curvas de riqueza estimada semelhantes

em inclinação à curva média de acumulação de espécies. O modelo mais instável de todos foi a equação de Michaelis-Menten, que apresentou uma estimativa altíssima (1394 espécies) com 8 amostras, decaindo em seguida e formando uma curva semelhante à da riqueza observada.

Tabela 2.1 - Estimativas de riqueza em espécies de aranhas da Reserva Florestal de Linhares, $\pm$ Intervalo de confiança, baseadas em 243 amostras. Riqueza observada total: 287 espécies. Fator de agregação: Matriz aleatorizada = 0, Matriz com agregação = 0,6.

Método	Riqueza estimada ($\pm$ intervalo de confiança)		
	Matriz observada	Matriz aleatorizada	Matriz com agregação
ACE	383,2 $\pm$ 0	383,2 $\pm$ 0	382,7 $\pm$ 0
ICE	388,8 $\pm$ 0	383,4 $\pm$ 0	505,7 $\pm$ 0
Chao1	389,3 $\pm$ 27,6	389,3 $\pm$ 27,6	391,5 $\pm$ 28,2
Chao2	374,5 $\pm$ 23,1	389,3 $\pm$ 27,6	520,6 $\pm$ 54,3
Jackknife1	385,6 $\pm$ 10,1	386,6 $\pm$ 9,7	431,4 $\pm$ 11,3
Jackknife2	428,5	434,4	530,8
Bootstrap	332,5	330,7	348,3
Michaelis-Menten	350,7	328	406,8

O comportamento da maioria dos métodos de estimativa mudou muito pouco quando as análises foram repetidas utilizando a matriz aleatorizada (Figura 2.4). Em geral as curvas de riqueza observada se mantiveram muito próximas, senão sobrepostas, àquelas geradas com a matriz observada. Entretanto, o desempenho da equação de Michaelis-Menten melhorou sensivelmente com o uso desta matriz, tornando-se mais estável com poucas amostras.

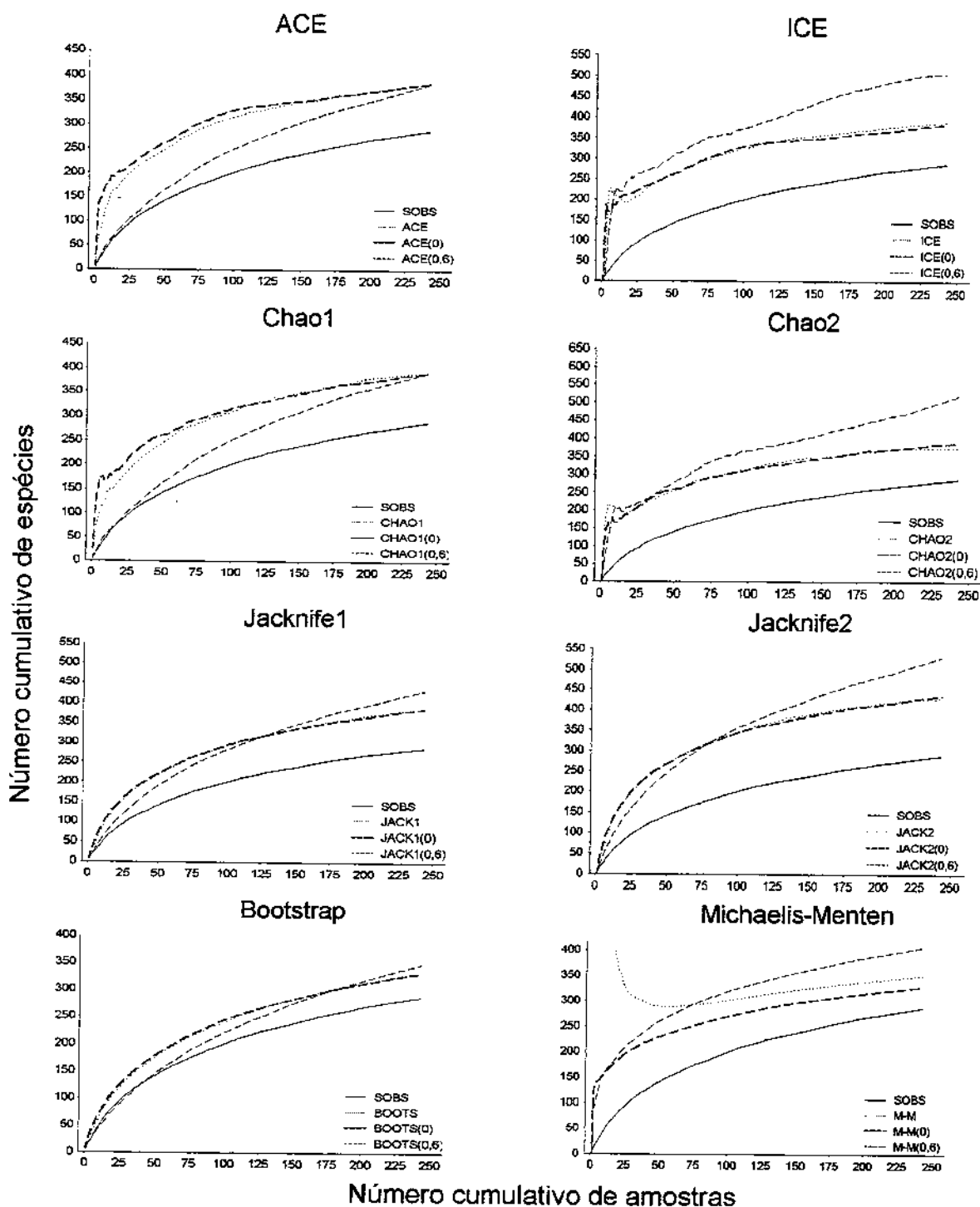


Figura 2.4 - estimativas de riqueza de aranhas da Reserva Florestal de Linhares, em relação ao esforço amostral. Todas as estimativas foram calculadas a partir dos dados de riqueza observada média, retirados da curva de acumulação espécies presente em todos os gráficos (SOBS). As análises foram executadas utilizando a matriz observada, a matriz aleatorizada com $A = 0$ e uma matriz com $A = 0,6$.

Os resultados das análises com a matriz de alta agregação, entretanto, sugerem que o grau de agregação espacial pode alterar o efeito do esforço amostral sobre as estimativas. O efeito do uso desta matriz sobre o desempenho das estimativas variou entre um método e outro, sendo que este foi mais pronunciado nos modelos baseados em incidência (Jackknife 1 e 2, Chao2 e ICE), que se mostraram mais instáveis e apresentaram maiores estimativas finais (Figura 2.4). Comparando-se as análises com as três matrizes, o método que mais variou entre uma e outra, e que portanto pode ser considerado o mais sensível de todos à agregação dos indivíduos entre as amostras, foi a equação de Michaelis-Menten.

Os intervalos de confiança dos métodos não-paramétricos foram relativamente pouco sensíveis ao esforço amostral e à agregação das matrizes, embora apresentassem valores muito altos com poucas amostras (Figura 2.5). A variância do Jackknife2 mostrou um comportamento diferente das demais em relação ao esforço amostral, aumentando à medida que aumenta o número de amostras, e tendendo a estabilizar-se (Figura 2.6). Como observado com os resultados das estimativas, os valores dos intervalos de confiança foram pouco alterados quando se compara a matriz observada com a matriz sem agregação, embora o valor do pico inicial tenha variado entre uma e outra (figura 2.5). Os métodos baseados em abundância (ACE e Chao1) foram mais afetados pela planilha com alta agregação do que aqueles baseados em incidência (ICE e Chao2), apresentando uma perda do pico inicial e uma diminuição nos valores obtidos com poucas amostras.

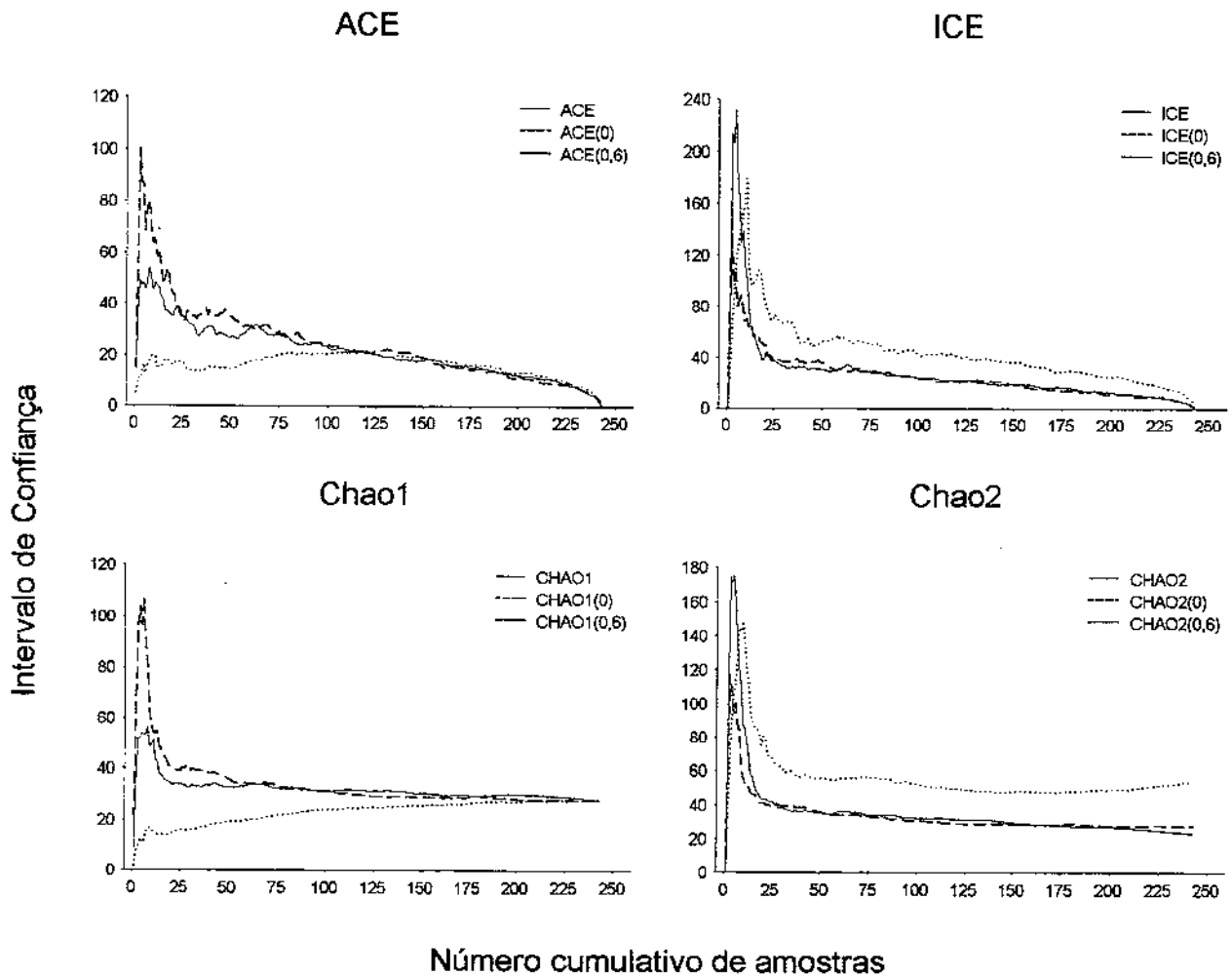


Figura 2.5 - Intervalos de confiança das estimativas de riqueza em espécies de aranhas da Reserva Florestal de Linhares, em relação ao esforço amostral, baseadas na matriz observada (Linha contínua), na matriz aleatorizada ($A = 0$) e na matriz com agregação ($A = 0,6$)

O uso da matriz aleatorizada melhorou o comportamento do intervalo de confiança do Jackknife1, tornando-o mais estável (Figura 2.6). Entretanto, o uso da matriz com alta agregação tornou o comportamento deste intervalo de confiança ainda mais instável, o que sugere que o cálculo deste parâmetro é muito sensível à agregação das espécies entre as amostras.

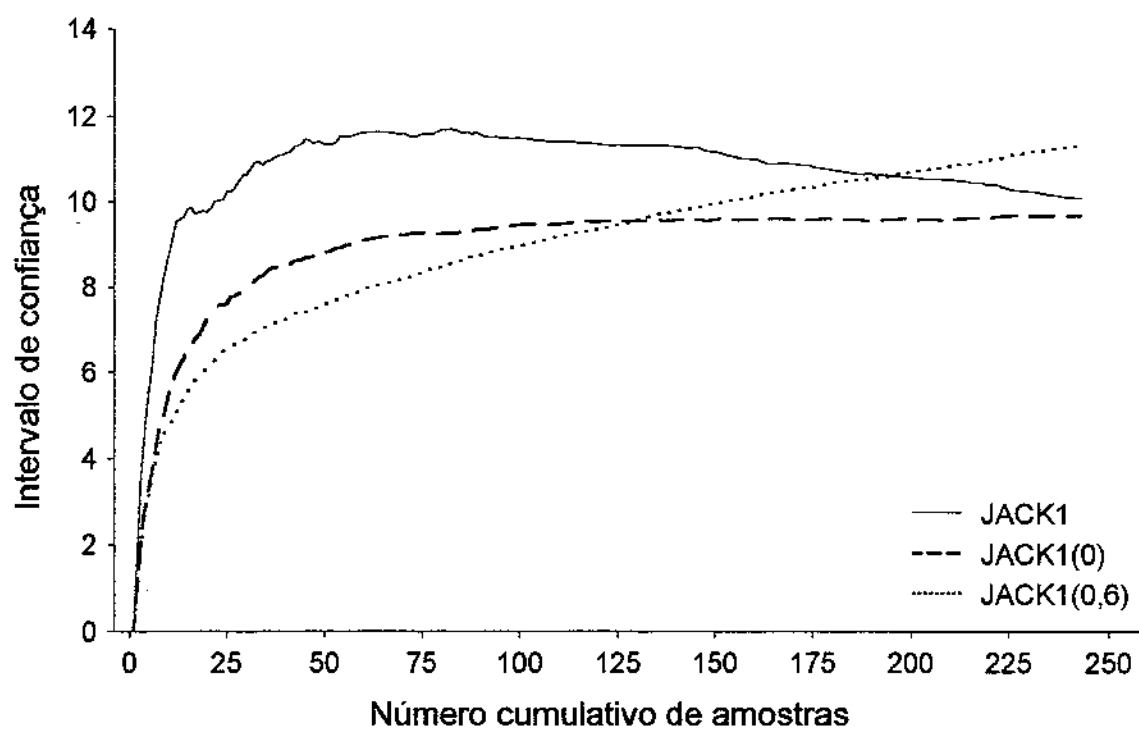


Figura 2.6 - Variação do intervalo de confiança da estimativa de Jackknife de primeira ordem em relação ao esforço amostral. O gráfico mostra os resultados das análises baseadas na matriz observada (JACK1), na matriz aleatorizada (JACK1(0)) e na matriz com fator de agregação de 0,6 (JACK1(0,6)).

Discussão

Eficiência dos métodos

Os resultados deste trabalho sugerem que a metodologia de coleta pode influenciar o resultado de estimativas de riqueza de comunidades de aranhas. Os dois métodos utilizados amostraram porções distintas da fauna, e apresentaram diferenças significativas de eficiência. O fato das amostras noturnas terem sido feitas por duplas de coletores poderia ser uma explicação para o maior rendimento deste método. Porém, o mesmo rendimento teria sido obtido com apenas um coletor por amostra, uma vez que este poderia gastar o tempo que fosse necessário para percorrer a parcela. O fato de Coddington *et al.* (1991 e 1996) e Silva e Coddington (1996) terem obtido maior rendimento por busca visual à noite, medindo o esforço amostral pelo número de horas por coletor, sugere que esta metodologia é de fato mais eficiente do que coletas com batedor.

Com os resultados deste trabalho é impossível dizer com certeza que existem mais aranhas ativas à noite, uma vez que foram utilizadas metodologias diferentes de coleta. Logo, é difícil saber se coletas visuais durante o dia seriam tão eficientes quanto aquelas feitas à noite. Dobyys (1997) e Coddington *et al.* (1991 e 1996), entretanto, mostraram que coletas visuais diurnas e coletas com batedores à noite são bem menos eficientes que seus equivalentes em outros horários, o que justifica a maneira como estes métodos de coleta são tradicionalmente usados em inventários de aranhas.

Medir o rendimento dos diferentes métodos de coleta empregados em um inventário pode ser muito importante no planejamento de uma expedição. Se um método rende mais espécies (ou indivíduos) que outro, alocar mais tempo, ou mais coletores, para este método pode representar um maior rendimento total para o inventário. Isto é especialmente importante quando se considera a escassez de tempo e dinheiro disponíveis para coletas (veja exemplos práticos em Longino & Colwell, 1997 e Silva e Coddington, 1996).

O fato de uma metodologia apresentar menor rendimento não significa, entretanto, que este deva ser abandonada, uma vez que alguns componentes da fauna, podem ser coletados exclusivamente por um ou outro método. A combinação de métodos de coleta diferentes pode aumentar a eficiência de inventários de grupos que apresentem grande diversidade de uso de substrato e estratégias de forrageamento (Dobyns, 1997; Longino & Colwell, 1997). O esforço alocado para cada método deve ser decidido pela eficiência deste em amostrar uma porção significativa das espécies presentes apenas nos substratos e horários examinados, e uma vez que isto aconteça, o tempo restante poderia ser alocado para o método que rendesse maior número de espécies novas para o inventário.

Eficiência dos coletores

Como exposto anteriormente, embora a experiência do coletor influencie o número de espécies de suas amostras, as diferenças entre os membros da equipe da segunda expedição não foram significativas, nem seguiram o padrão esperado. Um resultado semelhante foi obtido por Coddington *et al* (1991 e 1996), embora

somente no segundo trabalho as diferenças entre os coletores fossem estatisticamente significativas. Estes autores, entretanto, mostraram que a eficiência dos coletores inexperientes aumenta rapidamente em curtos intervalos de tempo (em alguns dias, segundo Coddington *et al.*, 1991). Isto sugere que um treinamento intensivo seria suficiente para preparar um bom coletor, mesmo sem experiência de campo, para inventários de aracnídeos.

Vários fatores podem ter influenciado a eficiência dos coletores. Seria esperado que os menos experientes, por não terem uma imagem de procura formada, fossem menos eficientes em enxergar aranhas sobre os lençóis dos batedores. Entretanto, o padrão observado neste trabalho sugere que este não foi um fator importante, uma vez que mesmo um coletor sem nenhuma experiência em inventários de aranhas teve uma eficiência comparável à de um aracnólogo. Por outro lado, é possível que a principal diferença entre os coletores seja o modo como estes exploram o ambiente durante a amostragem. O sistemata, por ter maior experiência de coleta, assim como alguns dos coletores menos experientes, poderiam estar selecionando plantas a serem amostradas de uma maneira não aleatória. Neste caso, plantas baixas ou com pouca complexidade estrutural, que tenham rendido poucos ou nenhum indivíduo em amostras anteriores, teriam sido inconscientemente ignoradas. Por outro lado, os coletores menos eficientes teriam amostrado todas as plantas que encontraram, independente de terem ou não aranhas. Embora a estratégia de selecionar plantas tenha sido mais eficiente, ela apresenta um risco de subcoletar espécies que preferissem estes substratos.

É possível que nas coletas noturnas também tenham ocorrido variações de eficiência entre os coletores, embora isto não tenha sido testado. Estas diferenças

estariam relacionadas não só ao fato de coletores mais experientes terem uma imagem de procura já formada no início do inventário, como também por estes conhecerem microhábitats prováveis para encontrar aranhas, sabendo portanto onde procurar. A qualidade do equipamento utilizado também poderia ter uma influência sobre o resultados das coletas, uma vez que neste trabalho foram usadas várias lanternas diferentes, umas mais potentes que as outras. Embora isto também não tenha sido testado, o que se observou no campo foi que quanto mais experiente o coletor, menor foi a influência do equipamento usado. O fato dos coletores terem trabalhado em duplas, embora dificultasse a avaliação da eficiência de cada colaborador, permitiu contrabalançar as deficiências de cada um, colocando coletores menos experientes ou pior equipados junto com aqueles com maior experiência.

Estes resultados, juntamente com aqueles observados por Coddington *et al.* (1991 e 1996) sugerem que é possível treinar rapidamente pessoas sem experiência de coleta para participar de inventários de arachnídeos. Uma vez que leigos também podem ser treinados para separar estes animais em morfoespécies (Oliver e Beattie, 1993), arachnídeos podem ser um bom modelo para sistemas de inventário e monitoramento de biodiversidade, com participação de coletores leigos e parataxonomistas, como é feito na Costa Rica atualmente (Gamez, 1991).

Estimativas de riqueza

Todos os métodos de estimativa de riqueza testados neste trabalho foram excessivamente influenciados pelo tamanho da amostra, uma vez que nenhum deles atingiu um patamar estável (Figura 2.4). Um padrão parecido foi observado por Butler & Chazdon (1998), com dados de riqueza de bancos de sementes na Costa Rica, e por Coddington *et al.* (1996), em um estudo de diversidade de aranhas nos montes Apalaches, nos EUA.

A distribuição espacial das espécies na amostra pode influenciar significativamente o desempenho dos métodos empregados, como mostram os resultados Chazdon *et al.* (1998). Estes autores, através de simulações utilizando dados com diferentes graus de agregação, mostraram que todos os métodos não paramétricos apresentam resultados mais estáveis quando os espécimes coletados mostram uma distribuição aleatória entre as amostras. Neste estudo, entretanto, o uso de uma matriz aleatorizada, eliminando-se o efeito da agregação, não melhorou o desempenho dos métodos de estimativa empregados, o que pode indicar que este procedimento seria útil apenas com comunidades pequenas (com poucas espécies). Os resultados obtidos neste trabalho sugerem que um esforço de coleta bem maior que o empregado seria necessário para obter uma estimativa estável da riqueza total de aranhas da Reserva de Linhares. Entretanto, uma vez que a curva de riqueza observada atinja um patamar estável, o que poderia acontecer com um grande aumento de esforço amostral, o uso de métodos de estimativa torna-se desnecessário. Uma vez que o que se espera de um método de estimativa é que este permita estimar a riqueza total com um

esforço de coleta menor que o necessário para coletar todas as espécies da comunidade (Walther *et al.*, 1995), é possível que os métodos empregados neste trabalho não sejam úteis para comparar comunidades de aranhas, ou de outros artrópodes terrestres, em florestas tropicais.

Como mencionado anteriormente, é impossível saber com precisão o número total de espécies de uma comunidade. Consequentemente, não é possível avaliar o quanto as estimativas fornecidas pelos métodos disponíveis se aproximam da riqueza real da área amostrada. Entretanto, uma vez que se disponha de um banco de dados sobre a fauna desta área, é possível determinar com certeza se a riqueza total fornecida por um método está sub-estimada, embora não seja possível saber o quando ela se aproxima do valor real. No caso da araneofauna de Linhares, somando-se às aranhas coletadas nas 243 amostras outras 65 espécies capturadas durante coletas ocasionais (por exemplo, enquanto a equipe se deslocava de um ponto de coleta a outro - apêndice 2), sabe-se que a Reserva apresenta no mínimo 352 espécies. Assim, é possível afirmar que as estimativas fornecidas pelo Bootstrap e pela equação de Michaelis-Menten não expressam adequadamente a riqueza da área (tabela 2.1).

Como frisado por Coddington *et al.* (1991 e 1996), quaisquer métodos de estimativa aplicados a comunidades de aranhas gerariam valores subestimados. Isto porque todos os cálculos seriam feitos com as espécies acessíveis aos métodos utilizados (no caso deste trabalho, ignorando espécies das copas das árvores ou da serapilheira), assim como apenas aquelas que apresentassem indivíduos adultos durante o período de coleta. Isto não constitui um problema, uma vez que as estimativas geradas por estes modelos se aplicariam apenas ao

universo amostrado. No caso deste trabalho, as estimativas se referem às aranhas adultas que ocorrem no sub-bosque, sobre troncos e sobre o solo (excluindo aquelas que vivem no interior da serapilheira), no interior das formações vegetais amostradas, durante os períodos de coleta. O fato das análises utilizarem apenas dados de indivíduos adultos pode ser problemático apenas quando se utiliza métodos que trabalham com a distribuição de abundâncias da comunidade. Uma vez que os indivíduos imaturos seriam ignorados, muitas espécies presentes no ambiente não seriam incluídas na análise, e as abundâncias de algumas seriam subestimadas. Isto implicaria num desvio da distribuição de abundâncias real da comunidade, o que impediria uma estimativa confiável da riqueza por estes métodos. Neste trabalho, foram observados vários exemplos destes problemas. Por exemplo, foram coletadas dezenas de indivíduos do gênero *Senoculus* (Senoculidae), entretanto apenas alguns destes (10 espécimes) eram adultos. Estes pertenciam a três espécies, distinguíveis por caracteres sexuais, presentes apenas nos adultos (Apêndice 1). Certamente as abundâncias destas espécies foram subestimadas. A gravidade deste problema depende de se considerar a distribuição lognormal de abundâncias como uma propriedade de comunidades biológicas ou como um produto do teorema do limite central (veja discussão em Magurran, 1988).

Segundo Baltanás (1992), todas as categorias de métodos subestimam a riqueza real. Através de inventários simulados de comunidades artificiais, este autor mostrou que estes métodos chegam a no máximo c. 85% da riqueza real. Isto não constitui um problema, uma vez que o que se pretende com cálculos de riqueza estimada é obter dados comparáveis, independentes de diferenças de

esforço de coleta. Por isto, o essencial é que o desvio da riqueza estimada em relação à riqueza real se mantenha constante em diferentes comunidades (Palmer, 1991). Entretanto, as simulações de Baltanás (1992) mostraram que, para vários métodos, o desvio entre os valores estimados e o valor real aumenta com o número total de espécies da comunidade. Logo, estes modelos podem camuflar diferenças de riqueza entre áreas. Segundo Walther & Morand (1998), os métodos Jackknife¹ e Chao² são mais confiáveis que os demais métodos não-paramétricos e a equação de Michaelis-Menten, uma vez que estes apresentaram menores desvios em relação à riqueza real de dados gerados por computador e dados reais de inventários de parasitas de vertebrados. Entretanto, estes autores frisam que estes resultados são válidos para comunidades de parasitas, que apresentam poucas espécies (até 40) se comparadas a, por exemplo, a araneofauna da Reserva de Linhares.

Além da estabilidade em relação à riqueza real, é importante que métodos de estimativa não sejam influenciados pela distribuição de abundâncias das comunidades, o que pelo menos para a equação de Michaelis-Menten pode não ser verdade. Keating (1998) demonstrou, também através de simulações por computador, que este método gera resultados diferentes para comunidades artificiais com o mesmo número de espécies mas com diferentes padrões de distribuição de abundâncias.

Os resultados deste trabalho sugerem que faltam estudos sobre o desempenho destes métodos de estimativa, inclusive simulações por computador. Até que se conheça mais sobre o funcionamento destes métodos, a melhor estratégia é utilizar vários deles, de diferentes tipos, comparando-se os resultados.

Além disto, é importante avaliar o comportamento dos modelos utilizados em relação ao tamanho da amostra, ao invés de simplesmente apresentar um valor (como se costuma fazer com índices de diversidade). Além disto, os problemas observados quanto ao desempenho da equação de Michaelis-Menten neste e em outros estudos, citados acima, mostram que este pode não ser o melhor modelo disponível para estimativas de riqueza baseadas em ajuste de curvas de acumulação de espécies. É importante que outros modelos sejam testados, a fim de encontrar substitutos mais confiáveis (Soberón & Llorente, 1993).

Outro problema apontado neste e em outros trabalhos é o efeito da distribuição espacial das espécies sobre as estimativas. Embora seja relativamente fácil avaliar este efeito através de simulações de comunidades com diferentes níveis de agregação (Colwell, 1997), uma alternativa para comparar resultados de diferentes locais seria executar todas as análises utilizando matrizes aleatorizadas. Este procedimento não elimina por completo o efeito da distribuição em manchas das espécies sobre os resultados, uma vez que a distribuição espacial influencia o número de indivíduos de cada espécie coletados, mas pelo menos permitiria avaliar a importância de diferenças no grau de agregação espacial de diferentes comunidades sobre diferenças de riqueza estimada. Outra possibilidade para contornar este problema é comparar curvas de acumulação de espécies modificadas por métodos de rarefação, que permitem extrapolar o número de espécies esperadas para um determinado nível de esforço de coleta, aleatorizando a distribuição dos indivíduos entre as unidades amostrais (Brewer & Williamson, 1994; Sanders, 1968). Uma vez que estes métodos sejam testados, é

possível que se revelem como boas alternativas a métodos de estimativa de riqueza.

Referências

- Baltanás, A. (1992) On the use of some methods for the estimation of species richness. *Oikos* 65: 484-492.
- Brewer, A. & M. Williamson (1994) A new relationship for rarefaction. *Biodiversity and Conservation* 3: 373-379.
- Bunge, J. & M. Fitzpatrick (1993) Estimating the number of species: a review. *Journal of the American Statistical Association* 88: 364-373.
- Burham, K. P. & W. S. Overton (1979) Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 927-936.
- Butler, B. J. & R. L. Chazdon (1998) Species richness, spatial variation, and abundance of the soil seed bank of a secondary tropical rain forest. *Biotropica* 30: 214-222.
- Chao, A. (1984) Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scand. J. Stat.* 11: 265-270.
- Chao, A. (1987) Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43: 783-791.
- Chao, A. & S.-M. Lee (1992) Estimating the number of classes via sample coverage. *J. Am. Statist. Assoc.* 87: 210-217.
- Chazdon, R. L., R. K. Colwell, J. S. Denslow & M. R. Guariguata (1998) Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary

- and secondary rain forests of NE Costa Rica. *In* Dallmeier, F. & J. A. Comiskey (eds.) *Forest biodiversity research, monitoring and modelling: Conceptual background and Old World case studies*. Parthenon Publishing, Paris, pp. 285-309.
- Coddington, J. A., C. E. Griswold, D. Silva Dávila, E. Peñaranda & S. F. Larcher (1991). Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. *In* Dudley, E. C. (ed.) *The unity of evolutionary biology: proceedings of the Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology*. Dioscorides Press, Portland, pp. 44-60.
- Coddington, J. A. & H. W. Levi (1991) Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 565-592.
- Coddington, J. A., L. H. Young & F. A. Coyle (1996). Estimating spider species richness in a Southern Appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology* 24: 111-128.
- Colwell, R. K. (1997) *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 5. disponível em <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Colwell, R. K. & J. A Coddington (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 345: 101-118.
- Conroy, M. J. & B. R. Noon (1996) Mapping of species richness for conservation of biological diversity: conceptual and methodological issues. *Ecological Applications* 6: 763-773.

- Dobyns, J. B. (1997) Effects of sampling intensity on the collection of spider (Araneae) species and the estimation of species richness. *Environmental Entomology* 26: 151-162.
- Gamez, R. (1991) Biodiversity conservation through facilitation of its sustainable use: Costa Rica's National Biodiversity Institute. *Trends in Ecology and Evolution* 6: 377-378.
- Harcourt, C. (1992) Tropical moist forests. In Groombridge, B. (ed.) *Global Biodiversity - Status of earth's living resources*. Chapman & Hall, Londres, pp. 256-279.
- Hawksworth, D. L. (1995). The resource base for biodiversity assessments. In V. H. Heywood (ed.) *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, 545-606.
- Heltsh, J. & N. E. Forrester (1983) Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* 39: 1-11.
- Hughes R. G. (1986) Theories and models of species abundance. *American Naturalist* 128: 879-899.
- Jesus, R. M. (1988). A Reserva Florestal da CVRD. In *Anais do VI Congresso Florestal Estadual*, Vol. 1, Nova Prata, RS, Brasil, pp. 59-112.
- Keating, K. A. (1998) Estimating the species richness: the Michaelis-Menten model revisited. *Oikos* 81: 411-416.
- Longino, J. T. (1994) How to measure Arthropod diversity in a tropical rain forest. *Biology International* 28: 3-13.

- Longino, J. T. & R. K. Colwell (1997) Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecological Applications* 7: 1263-1277.
- Magurran, A. E. (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- Oliver, I. & A. J. Beattie (1993) A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology* 7: 562-568.
- Palmer, M. W. (1990) The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* 71: 1195-1198.
- Palmer, M. W. (1991) Estimating species richness: the second-order Jackknife reconsidered. *Ecology* 72: 1512-1513.
- Raaijmakers, J. G. W. (1987) Statistical analysis of the Michaelis-Menten equation. *Biometrics* 43: 793-803.
- Ricklefs, R. E., M. T. Kalin-Arroyo., R. E. Latham., T. M. Lewinsohn, D. J. Lodge, N. I. Platnick e D. Wright. (1995). The distribution of biodiversity. In , V. H. Heywood (ed.). *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 139-173
- Sanders, H. L. (1968) Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist* 102: 243-282.
- Silva, D. & J. A. Coddington (1996) Spiders of Pakitza (Madre de Dios, Perú): species richness and notes on community structure. In Wilson, D. E. & A. Sandoval (eds.) *The Biodiversity of Southeastern Perú*. Smithsonian Institution, Washington, pp. 253-311.

- Smith, E. P. & G. van Belle (1984) Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* 40: 119-129.
- Soberón M, J & J. Llorente B (1993) The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7: 480-488.
- Walther, B. A., P. Cotgreave, R. D. Price, R. D. Gregory & D. H. Clayton (1995) Sampling effort and parasite species richness. *Parasitology today* 11: 306-310.
- Walther, B. A. & S. Morand (1998) Comparative performance of species richness estimation methods. *Parasitology* 116: 395-405.
- Zar, J. H. (1996). *Biostatistical Analysis*. Terceira edição. Prentice Hall, Engelwood Cliffs.

CONCLUSÕES

- As diferenças de riqueza e abundância por amostra entre o nativo e as outras formações vegetais amostradas se devem a características estruturais destes ambientes. Os processos responsáveis por estas variações estariam relacionados, segundo evidências empíricas e experimentais retiradas da literatura, ao aumento da disponibilidade de microhabitats, aumento da biomassa e diversidade de presas e aumento da oferta de refúgios contra predadores e parasitóides, provocados pela maior diversidade florística e maior complexidade estrutural da mata e da Mussununga.

- Embora menos rico em espécies que as outras formações vegetais abordadas neste estudo, o nativo apresenta uma fauna de aranhas bem diferente, composta por espécies típicas de ambientes alterados, mas também por espécies possivelmente adaptadas a ambientes de solo arenoso. As diferenças de composição entre esta formação e as outras podem ser atribuídas a características climáticas e estruturais do ambiente, que atuariam como fatores seletivos sobre sua colonização por aranhas. Entretanto, conclusões mais aprofundadas sobre este padrão esbarram na falta de dados sobre distribuição e história natural das espécies coletadas.

- Embora apresentem espécies exclusivas, a mata e a Mussununga não foram diferenciadas nas Análises de Correspondência, o que sugere que as diferenças estruturais e de composição florística existentes entre estes ambientes não são suficientes para provocar variações significativas na composição em espécies de aranhas.

- Um dos fatores mais importantes na separação de amostras e espécies nas Análises de Correspondência foram diferenças entre métodos de coleta. Amostras diurnas e noturnas formaram grupos claramente diferenciados no nativo e um gradiente nas amostras da mata e da Mussununga. Este resultado demonstra que, embora existam grandes diferenças de eficiência entre os métodos e embora muitas espécies tenham sido capturados pelos dois, a combinação de métodos de coleta foi muito importante neste trabalho. Por amostrar porções diferentes da fauna, relacionadas aos habitats e horários de atividade das espécies, o uso dos dois métodos permitiu uma amostragem mais representativa da fauna da Reserva.

- O fato da expedição realizada na estação seca (julho de 1997) ter rendido menos indivíduos e menos espécies de aranhas que aquela da estação chuvosa (janeiro de 1998) não é extraordinário, tendo em vista que em vários trabalhos já foram observadas diferenças sazonais de riqueza e abundância de artrópodes nos trópicos. Independente dos processos que provocam estas diferenças (redução da reprodução e aumento da mortalidade na estação seca devido à redução da disponibilidade de microhabitats adequados ou de presas, características fenológicas das espécies, redução de períodos de atividade, etc...), elas devem ser consideradas no planejamento de inventários de fauna. Para uma amostragem mais representativa da areneofauna de uma região, seria interessante que esta fosse visitada pelo menos duas vezes, na estação seca e na estação chuvosa. Este procedimento permitiria amostrar grupos de ocorrência sazonal, além de aumentar as chances de obter adultos das espécies de ciclo de vida longo. Entretanto, caso não seja possível fazer mais de uma expedição de coleta, a

melhor estratégia seria coletar na estação chuvosa, quando há um maior rendimento em termos de espécies por unidade de esforço.

- Comparações de riqueza e composição em espécies entre a fauna da Reserva de Linhares e outras áreas esbarram na escassez de inventários na região neotropical e no fato de nem todos os estudos disponíveis apresentarem medidas de esforço amostral e listas de espécies. Evidências preliminares sugerem que a Reserva apresenta uma riqueza alta para uma área de Mata Atlântica, mas baixa em relação a áreas amostradas na Amazônia. Mas estas conclusões podem se revelar erradas à medida que resultados de novos inventários melhor planejados se tornem disponíveis na literatura. Baseando-se nos poucos dados de distribuição geográfica das espécies identificadas, pode-se afirmar que a fauna da Reserva de Linhares é composta por uma combinação de espécies da Amazônia e da Mata Atlântica. Entretanto, a baixa disponibilidade de dados de outras áreas, de registros de distribuição geográfica e o baixo número de espécies identificadas dificulta em muito a avaliação destes resultados.

- Nenhum dos métodos de estimativa de riqueza testados neste estudo se mostraram adequados para comparar resultados de inventários com diferenças de esforço amostral. Todos os modelos foram excessivamente influenciados pelo tamanho da amostra, e alguns foram muito sensíveis ao grau de agregação espacial das espécies nas amostras. Análises utilizando uma planilha aleatorizada, eliminando o efeito da agregação sobre as análises, mostraram que o grau de agregação observado nas amostras coletadas na Reserva de Linhares não foram suficientes para afetar as estimativas de riqueza.

- Este estudo acrescenta novas evidências de que a equação de Michaelis-Menten, atualmente o modelo de estimativa baseado em ajuste de curvas de acumulação de espécies mais utilizado, apresenta problemas de sensibilidade ao tamanho da amostra e à agregação das espécies nas amostras. É necessário que modelos alternativos de ajuste de curva sejam avaliados, na tentativa de obter um método mais confiável para estimativa de riqueza total baseado em amostras.

Apêndice .1 - Lista de espécies de aranhas da Reserva Florestal da CVRD, Coletadas em três formações vegetais (ma - mata de tabuleiro, mu - mussununga, na - campo nativo) em duas épocas do ano (1 - estação seca, 2 - estação chuvosa) e através de dois métodos de coleta (d - coleta diurna com batedores de vegetação e n - coleta manual noturna). Famílias, gêneros e espécies estão dispostos em ordem alfabética. (msp - morfoespécie).

Espécie	Local de coleta												
	Ma1d	ma1n	ma2d	ma2n	mu1d	mu1n	mu2d	mu2n	na1d	na1n	na2d	na2n	Total
Anyphaenidae													
<i>Ayscha</i> sp	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Iguarima censurea</i>	0	0	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Isigonia</i> sp	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
<i>Patrera</i> sp	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Umuara fasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1	9	3	23
<i>Wulfila</i> sp1	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	4
<i>Wulfila</i> sp2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Anyph. Msp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Araneidae													
<i>Acacesia hamata</i>	0	0	1	9	0	0	1	0	1	5	3	2	22
<i>Aculepeira</i> sp.n.	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Alpaida delicata</i>	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>A. aff. negro</i>	0	4	0	2	0	3	0	1	0	0	0	0	10
<i>A. tabula</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>A. truncata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Araneus tijuca</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>A. venatrix</i>	0	0	7	55	0	0	7	12	0	0	0	0	81
<i>A. vincibilis</i>	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	3
<i>Araneus</i> sp1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Araneus</i> sp2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Araneus</i> sp3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Argiope argentata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	4	6
<i>Chaetacis aureola</i>	0	0	5	3	0	0	1	0	0	0	0	0	9
<i>Cyclosa</i> sp	0	1	1	2	0	0	0	0	1	0	1	1	7
<i>Dubiepeira</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Eriophora</i> sp	0	0	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	5
<i>Eustala</i> sp1	0	2	1	1	0	0	0	3	0	0	0	0	7

Apêndice 1 - continuação

Espécie	Local de coleta												Total
	Ma1d	ma1n	ma2d	ma2n	mu1d	mu1n	mu2d	mu2n	na1d	na1n	na2d	na2n	
Araneidae													
<i>Eustala</i> sp2	0	1	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	6
<i>Eustala</i> sp3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hypognatha</i> sp.n.	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Mangora</i> sp	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Metazygia</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Metazygia</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	3
<i>Micrathena acuta</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>M. annulata</i>	0	0	4	3	1	0	1	1	0	0	0	0	10
<i>M. rmigera</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>M. evansi</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>M. fissispina</i>	0	1	1	3	0	0	1	2	0	0	0	0	8
<i>M. lata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>M. lindenbergi</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>M. macfarlanei</i>	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	4
<i>M. schreibersi</i>	0	1	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	5
<i>Micrepeira</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Micrepeira</i> sp.n.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ocrepeira</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Parawixia kochi</i>	0	1	0	1	0	1	0	2	0	0	0	0	5
<i>P. monticola</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>P. velutina</i>	1	0	1	1	0	2	0	1	0	0	1	0	7
<i>Spilasma</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Araneidae msp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
Araneidae msp2	3	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Araneidae msp3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Araneidae msp4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Caponiidae													
<i>Nops</i> sp	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2
Clubionidae													
<i>Elaver brevipes</i>	1	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	5
Corinnidae													
<i>Castianeira</i> sp1	0	0	0	0	2	0	0	0	6	0	0	0	8
<i>Castianeira</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1

Apêndice 1 - continuação

Espécie	Local de coleta												Total
	Ma1d	ma1n	ma2d	ma2n	mu1d	mu1n	mu2d	mu2n	na1d	na1n	na2d	na2n	
Corinnidae													
<i>Corinna</i> sp.n.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Corinna</i> sp1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2
<i>Corinna</i> sp2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Corinna</i> sp3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Myrmecium</i> sp1	6	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	11
<i>Myrmecium</i> sp2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Orthobula</i> sp	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Parachemmis</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Simonoestus</i> sp	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Trachelas</i> sp	1	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4
Corinnidae msp1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
Corinnidae msp2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ctenidae													
<i>Ctenus medius</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Ctenus ornatus</i>	0	11	0	7	0	7	0	3	0	0	0	0	28
<i>Ctenus taeniatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
<i>Ctenus vehemens</i>	0	28	0	6	0	6	0	1	0	0	0	0	41
<i>Ctenus</i> sp.n.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Gephyroctenus</i> sp1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gephyroctenus</i> sp2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Isoctenus</i> sp1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Isoctenus</i> sp2	0	1	0	8	0	5	0	1	0	0	0	0	15
<i>Nothroctenus</i> sp	0	7	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	12
<i>Phoneutria</i>													
<i>Nigriventer</i>	0	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	4
Deinopidae													
<i>Deinops</i> sp	1	2	5	14	0	3	1	2	0	0	0	0	28
Dictynidae													
<i>Thallumetus</i> sp	5	0	17	1	1	0	0	0	0	0	0	0	24
Dictynidae msp1	0	0	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26
Dictynidae msp2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1

Apêndice 1 - continuação

Espécie	Local de coleta												Total
	Ma1d	ma1n	ma2d	ma2n	mu1d	mu1n	mu2d	mu2n	na1d	na1n	na2d	na2n	
Corinnidae													
<i>Ero</i> sp3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gelanor</i> sp	4	2	7	4	3	1	2	5	0	0	0	0	28
<i>Mimetus</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Miturgidae													
<i>Cheiracanthium</i>													
<i>inclusum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3	1	6
<i>Radulphius</i> sp	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Strotharcus</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Miturgidae msp1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Miturgidae msp2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Mysmenidae													
<i>Mysmenopsis</i> sp	15	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	20
Ochyroceratidae													
Ochyr. msp	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Oonopidae													
<i>Orchestina</i> sp1	2	1	10	3	0	0	2	0	0	0	0	0	18
<i>Orchestina</i> sp2	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Oxyopidae													
<i>Hamataliwa</i> sp1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Hamataliwa</i> sp2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Oxyopes salticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Oxyopes</i> sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Oxyopes</i> sp2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2
<i>Peucea tranquillini</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6	8	78	94
Palpimanidae													
<i>Othiothops</i> sp.n.	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2
Philodromidae													
<i>Berlandiella</i> sp	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
<i>Fageia</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
Pholcidae													
<i>Blechnoscelis</i> sp1	0	2	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Blechnoscelis</i> sp2	1	2	0	5	0	1	0	1	0	0	0	0	10
<i>Metagonia bifida</i>	1	0	0	0	2	5	0	0	0	0	0	0	8

Apêndice 1 - continuação

Espécie	Local de coleta												Total
	Ma1d	ma1n	ma2d	ma2n	mu1d	mu1n	mu2d	mu2n	na1d	na1n	na2d	na2n	
Pholcidae													
<i>Modisimus</i> sp	0	0	0	0	3	2	1	1	0	0	0	0	7
Pisauridae													
<i>Architis tenuis</i>	0	0	9	49	0	0	5	14	0	0	0	0	77
<i>Staberius spinipes</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
Salticidae													
<i>Acragas</i> sp1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Acragas</i> sp2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Asaphobelis</i>													
<i>fasciventris</i>	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Beata</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	6	0	9
<i>Chira lucina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	13	0	25
<i>Chirothecia</i>													
<i>clavimana</i>	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	4
<i>Chirothecia</i> sp	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	4
<i>Corythalia vervloeti</i>	0	0	1	0	1	0	3	0	0	0	0	0	5
<i>Cotinusa</i> sp	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Cylistella</i> sp	0	0	1	0	2	0	8	0	0	0	0	0	11
<i>Euophrys</i> sp1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	3
<i>Euophrys</i> sp2	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3
<i>Euophrys</i> sp3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Eustiromastix</i>													
<i>bahiensis</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Hypaeus flavipes</i>	2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4
<i>Hypaeus frontosus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Itata</i> sp1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Itata</i> sp2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Maeota dicrura</i>	2	1	0	0	3	1	3	0	0	0	0	0	10
<i>Mago fonsecai</i>	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Myrmarachne</i> sp1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Myrmarachne</i> sp2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Neonella</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Noegus</i> sp1	2	0	14	0	0	1	0	0	0	0	0	0	17
<i>Noegus</i> sp2	2	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5

[illegible]

Apêndice 1 - continuação

Espécie	Local de coleta												Total
	Ma1d	ma1n	ma2d	ma2n	mu1d	mu1n	mu2d	mu2n	na1d	na1n	na2d	na2n	
Scytodidae													
<i>Scytodes championi</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	3
Senoculidae													
<i>Senoculus gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	4	2	0	0	0	0	6
<i>Senoculus</i> sp1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Senoculus</i> sp2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Synotaxidae													
<i>Synotaxus</i>													
<i>Longicaudatus</i>	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	4
Tetragnathidae													0
<i>Azilia histrio</i>	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	4
<i>Chrysometa</i> sp.n.	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Dolicognatha</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Leucauge</i> sp	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Manogea porracea</i>	0	1	0	2	1	1	0	2	0	0	0	0	7
<i>Nephila clavipes</i>	0	0	8	137	0	0	3	34	0	0	0	0	182
<i>Tetragnatha</i> sp	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Theridiidae													
<i>Achearanea isana</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6
<i>A. nigrovittata</i>	0	0	0	1	0	2	1	4	0	0	0	0	8
<i>A. rioensis</i>	2	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>A. aff.trapezoidale</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Achaearanea</i> sp1	3	0	1	0	0	1	0	2	0	0	0	0	7
<i>Achaearanea</i> sp2	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Argyrodes alticeps</i>	0	0	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	4
<i>A. acuminatus</i>	3	1	0	7	3	1	4	4	0	0	0	0	23
<i>A. aff.longissimus</i>	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	4
<i>A. caudatus</i>	1	0	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>A. elevatus</i>	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	4
<i>A. procerus</i>	0	1	0	0	3	4	1	0	1	0	0	0	10
<i>A. rioensis</i>	0	0	0	3	0	1	1	0	0	0	0	0	5
<i>Chrysso</i>													
<i>albomaculata</i>	0	0	0	0	2	0	5	0	0	0	0	0	7
<i>C. pulcherrima</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	4	0	0	0	6

Apêndice 1 - continuação

Espécie	Local de coleta												Total
	Ma1d	ma1n	ma2d	ma2n	mu1d	mu1n	mu2d	mu2n	na1d	na1n	na2d	na2n	
Theridiidae													
<i>Chrysso</i> sp	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Dipoena atlantica</i>	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>D. aff. Isthmia</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>D. niteroi</i>	10	1	13	1	11	1	0	0	0	0	0	0	37
<i>D. santacatarinae</i>	4	0	7	2	1	0	0	0	0	0	0	0	14
<i>D. tiro</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2
<i>Dipoena</i> sp.n.1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Dipoena</i> sp.n.2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dipoena</i> sp1.	4	1	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	8
<i>Dipoena</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3
<i>Dipoena</i> sp3	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
<i>Episinus cognatus</i>	0	0	2	0	0	2	0	1	0	0	0	0	5
<i>E erythrophthalmus</i>	1	2	5	2	1	3	10	4	0	0	0	0	28
<i>E. salobrensis</i>	9	8	6	6	0	1	1	0	0	0	0	0	31
<i>Episinus</i> sp.n.1	0	1	8	6	1	0	1	0	0	0	0	0	17
<i>Episinus</i> sp.n.2	2	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Helvibis longistylum</i>	8	3	3	1	9	0	0	0	0	0	0	0	24
Phoroncidia													
<i>moyobamba</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Theridion													
<i>aff. quadripartitum</i>	8	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23
<i>Theridion</i> sp1	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	3
<i>Theridion</i> sp2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Theridion</i> sp3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Theridion</i> sp4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Thwaitesia</i> sp	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Thymoites anicus</i>	0	0	1	0	7	0	1	0	0	0	0	0	9
<i>Thymoites</i> sp1	1	0	0	0	7	0	9	0	0	0	0	0	17
<i>Thymoites</i> sp2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3
Tidarren													
<i>haemorroidale</i>	1	1	1	2	1	0	1	5	0	0	0	0	12
<i>Wirada</i> sp	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Theridiidae msp1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1

Apêndice 1 - continuação

Espécie	Local de coleta												Total
	Ma1d	ma1n	ma2d	ma2n	mu1d	mu1n	mu2d	mu2n	na1d	na1n	na2d	na2n	
<i>Theridiidae msp2</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Theridiidae msp3</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Theridiidae msp4</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Theridiidae msp5</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Theridiidae msp6</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Theridiosomatidae													
<i>Chthonos sp1</i>	0	0	1	0	4	0	2	0	0	0	0	0	7
<i>Chthonos sp2</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Naatlo sp</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ogulnius sp</i>	5	1	2	1	6	0	0	0	0	0	0	0	15
Thomisidae													
<i>Bucranium sp</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Epicadinus sp</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Epicadus sp</i>	0	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4
<i>Misumenops sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12	4	4	7	27
<i>Onocolus</i>													
<i>Aff. Compactilis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Onocolus sp.n.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Onocolus sp1</i>	2	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Synaema</i>													
<i>cf. fasciatum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Titidius dubitatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2
<i>Titidius urucu</i>	5	2	12	4	1	0	0	0	0	0	0	0	24
<i>Titidius sp</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Tmarus sp1</i>	0	0	0	0	2	0	8	2	0	0	0	0	12
<i>Tmarus sp2</i>	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Tmarus sp3</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Tmarus sp4</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Tmarus sp5</i>	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Tmarus sp6</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Tmarus sp7</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Tmarus sp8</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Tmarus sp9</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1

Apêndice 1 - continuação

Espécie	Local de coleta												
	Ma1d	ma1n	ma2d	ma2n	mu1d	mu1n	mu2d	mu2n	na1d	na1n	na2d	na2n	Total
Thomisidae													
<i>Tobias</i>													
<i>paraguaiensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tobias</i> sp	5	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Uloboridae													
<i>Miagrammops</i> sp1	4	3	6	7	0	0	0	1	0	0	0	0	21
<i>Miagrammops</i> sp2	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Philoponella</i>													
<i>fasciata</i>	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Philoponella vitatta</i>	3	1	0	14	1	0	0	0	0	0	0	0	19
<i>Uloborus</i> sp	0	0	1	2	0	1	0	1	0	0	0	0	5
<i>Uloborus</i> sp	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Zozis geniculatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Theraphosidae													
Aviculariinae msp	1	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4
<i>Magulla</i> sp	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Total	209	136	315	500	161	79	158	143	65	45	59	112	1982
Riqueza	86	56	85	96	80	40	76	51	17	10	16	15	287

Apêndice 2 - Lista de espécies obtidas em coletas informais

Actinopodidae	Oonopidae
<i>Actinopus</i> sp	Gamasomorphinae sp
Anapidae	Oxyopidae
Anapidae msp1	<i>Hamataliwa</i> sp3
Anyphaenidae	<i>Oxyopes</i> sp3
<i>Anyphaenoides clavipes</i>	<i>Peucetia</i> sp
<i>Teudis</i> sp	<i>Tapinillus purpuratus</i>
Araneidae	Palpimanidae
<i>Alpaida bicomuta</i>	<i>Othiothops</i> sp.n.2
<i>Cyclosa</i> sp2	<i>Fernandezina</i> sp.n.
<i>Eustala</i> aff. <i>Fuscovittata</i>	Pholcidae
<i>Eustala</i> sp4	Pholcidae msp1
<i>Gasteracantha cancriformis</i>	Pisauridae
<i>Metazygia enabla</i>	<i>Ancylometes concolor</i>
<i>Metazygia gregalis</i>	<i>Thaumasia</i> sp
<i>Metazygia mundulella</i>	Prodidomidae
<i>Metazygia patiana</i>	Prodidomidae msp1
<i>Metazygia rogenhoferi</i>	Selenopidae
<i>Metazygia</i> aff. <i>adisi</i>	<i>Selenops</i> sp
<i>Metazygia</i> sp	Scytodidae
<i>Spilasma duodecimguttata</i>	<i>Scytodes fusca</i>
<i>Wixia</i> sp	Segestridae
Barychelidae	<i>Ariadna</i> sp
<i>Neodiplothele</i> sp	Tetragnathidae
Corinnidae	<i>Tetragnatha</i> sp
<i>Apochinomma</i> sp	<i>Leucauge</i> sp2
Gen. n. aff. <i>Stethoragus</i>	Theraphosidae
Ctenidae	<i>Lasiadora</i> sp
<i>Enoploctenus cyclothorax</i>	<i>Plesiopelma</i> sp
Heteropodidae	<i>Proshapalopus</i> cf. <i>anomalus</i>
<i>Olios</i> sp4	Ischnocolinae sp
<i>Sparianthinae</i> sp3	Theridiidae
Idiopidae	<i>Achaeearanea</i> sp3
<i>Idiops</i> sp1	<i>Anelosimus eximius</i>
<i>Idiops</i> sp2	<i>Argyrodes</i> sp1
Lycosidae	<i>Argyrodes</i> sp2
<i>Lycosa</i> sp3	Thomisidae
<i>Lycosa</i> sp4	<i>Aphantochilus rogersi</i>
<i>Lycosa</i> sp5	<i>Epicadinus</i> sp
Miturgidae	<i>Misumenoides</i> sp
<i>Teminius insularis</i>	<i>Misumenops</i> sp2
Mysmenidae	<i>Stephanopoides</i> sp
<i>Mysmenopsis</i> sp2	<i>Strophius bifasciatus</i>
Nemesiidae	Trechaleidae
<i>Rachias</i> sp	Trechaleidae msp1
Nemesiidae msp1	