



EVERTON NEI LOPES RODRIGUES

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA FAUNA ARANEOLÓGICA (ARACHNIDA,
ARANEAE) ASSOCIADA AO ESTRATO ARBÓREO-ARBUSTIVO DE MATAS
CILIARES E SEUS MICROAMBIENTES NO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade
Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à
obtenção do título de Doutor em Biologia Animal.

Área de concentração: Biodiversidade
Linha de Pesquisa: Estudos de comunidades
Orientador: Prof. Dr. Milton de Souza Mendonça Jr.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
PORTO ALEGRE
2011**

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA FAUNA ARANEOLÓGICA (ARACHNIDA,
ARANEAE) ASSOCIADA AO ESTRATO ARBÓREO-ARBUSTIVO DE MATAS
CILIARES E SEUS MICROAMBIENTES NO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL**

EVERTON NEI LOPES RODRIGUES

Aprovada em 28 de março de 2011.

Dr. Milton de Souza Mendonça Júnior (orientador)
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UFRGS

Dr. Luiz Ernesto Costa-Schmidt
Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, USP

Dra. Sandra Maria Hartz
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UFRGS

Dra. Helena Piccoli Romanowski
Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS

Dedico

À Patrícia E. da Silva Rodrigues

ℒ

À memória de Matilde, Nei e Marina.

AGRADECIMENTOS

Aos meus familiares, que mesmo distantes, sempre me auxiliaram o máximo possível. Aos meus pais Dirnei e Rute, “meus ídolos”, por todo o incentivo e amizade e por serem pessoas fantásticas: “tá prá nasce igual!!!”. Às minhas irmãs Tatiane e Gabriela e meus sobrinhos Kalissa e Adrian por todo o apoio. Mais uma vez... valeu pessoal!!!

À Patrícia E. da Silva Rodrigues por todo o carinho e afeto nas horas de dificuldade, pela paciência e por todos os momentos juntos; também por todo o auxílio nas coletas ao longo dos dois anos de “peleia” por todo o *Rio Grande!!!*

Ao Dr. Milton de Souza Mendonça Jr. pela orientação e ao Dr. Ricardo Ott pela co-orientação.

Às pesquisadoras da Fundação Zoobotânica Erica Helena Buckup e Maria Aparecida de Leão Marques por toda amizade neste período em que estive na Aracnologia do Museu de Ciências Naturais. Obrigado por todo o conhecimento que me foi repassado sobre a fauna de aranhas do Rio Grande do Sul.

À direção do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul pelo uso das dependências e equipamentos e a todos os colegas do Museu.

À curadora da coleção de aranhas do Museu de Ciências Naturais Erica Helena Buckup por disponibilizar o acesso à coleção de aranhas e a bibliografia especializada.

À pesquisadora Maria Aparecida de Leão Marques pelo auxílio em determinar as aranhas da família Theridiidae.

Aos membros da banca Dr. Luiz Ernesto Costa-Schmidt, Dra. Helena Piccoli Romanowski e a Dra. Sandra Maria Hartz pela participação no processo de avaliação, pelas críticas e sugestões apresentadas.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de doutorado.

Ao José Vanderlei Feltrim por disponibilizar a área de estudo no rio Maquiné e pelas informações prestadas sobre a mesma. Sua “paixão” pela biodiversidade, tão ameaçada, nos trechos de Mata Atlântica da região do Vale do rio Maquiné é contagiante!!!

Aos funcionários e administradores da Fazenda Corticeiras Empreendimentos e Participações LTDA, em Cristal, por permitir o acesso a área de estudo. “Valeu pelo trator para desatolar o carro”!!!

Ao Tiago C. de Marchi e João Andre Jarenkow (PPG Botânica, UFRGS) pelas informações sobre a vegetação e a área de mata ciliar do Rio Camaquã.

Ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), 8º Distrito de Meteorologia, 8º DISME, Porto Alegre e a Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO), Centro de Meteorologia Aplicada, Porto Alegre, pelo fornecimento dos dados abióticos dos dois anos de amostragem para as diferentes localidades.

Aos “amigos” Nemo e Bobby pela “companhia” e pelas longas conversas nos inúmeros dias na frente do computador analisando dados e escrevendo a tese, assim como aos “camaradas” Steve Harris, Bruce Dickinson, Dave Murray, Adrian Smith, Janick Gers & Nicko McBrain pelo “incentivo”.

A todos que de alguma forma auxiliaram nesta pesquisa, mas devido “a correria” de um final de doutorado, foram esquecidos... muito obrigado!!!!

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| Resumo | 1 |
| Abstract | 2 |
| 1. Introdução | 3 |
| 1.1. Apresentação..... | 3 |
| 1.2. Biodiversidade: inventários e a fauna de aranhas..... | 4 |
| 1.3. Aspectos das matas ciliares..... | 6 |
| 1.4. Revisão bibliográfica: estudos sobre a biodiversidade de aranhas..... | 8 |
| 1.4.1. Estudos da araneofauna em matas ciliares ou similares..... | 8 |
| 1.4.2. Inventários sobre a fauna de aranhas em outros ambientes naturais.... | 12 |
| 1.5. Gradientes ambientais..... | 14 |
| 1.5. Hipóteses e justificativa do trabalho..... | 16 |
| 2. Objetivos | 19 |
| 2.1. Objetivo geral..... | 19 |
| 2.2. Objetivos específicos..... | 19 |
| 3. Resultados gerais | 21 |
| 4. Referências Bibliográficas | 25 |
| 5. Capítulos (artigos) | 33 |
| 5.1. Capítulo I – Artigo 1. Araneofauna do estrato arbóreo-arbustivo em matas ciliares e seus microambientes no sul do Brasil: composição e lista de espécies | 34 |
| 5.1.1. Introdução..... | 35 |
| 5.1.2. Métodos..... | 36 |
| 5.1.3. Resultados e discussão..... | 41 |
| 5.1.4. Agradecimentos..... | 53 |
| 5.1.5. Literatura citada..... | 53 |
| 5.2. Capítulo II – Artigo 2. Diversidade e a influência de fatores ambientais sobre a assembléia de aranhas em diferentes microambientes de matas ciliares no sul do Brasil | 74 |
| 5.2.1. Introdução..... | 75 |
| 5.2.2. Métodos..... | 76 |
| 5.2.3. Resultados..... | 83 |
| 5.2.4. Discussão..... | 88 |

| | |
|--|------------|
| 5.2.5. Agradecimentos..... | 99 |
| 5.2.6. Referências..... | 99 |
| 5.3. Capítulo III – Artigo 3. Mudanças sazonais na diversidade de aranhas em matas ciliares no sul do Brasil: Quais fatores influenciam na sazonalidade da araneofauna?..... | 115 |
| 5.3.1. Introdução..... | 115 |
| 5.3.2. Material e métodos..... | 117 |
| 5.3.3. Resultados e discussão..... | 121 |
| 5.3.4. Agradecimentos..... | 132 |
| 5.3.5. Referências..... | 132 |
| 5.4. Capítulo IV – Artigo 4. Spider guilds (Arachnida, Araneae) in the tree-shrub strata of riparian forests in southern Brazil..... | 153 |
| 5.1.1. Introduction..... | 155 |
| 5.1.2. Methods..... | 156 |
| 5.1.3. Results..... | 161 |
| 5.1.3. Discussion..... | 164 |
| 5.1.3. Acknowledgments..... | 169 |
| 5.1.3. Literature cited..... | 169 |
| 5.5. Capítulo V – Artigo 5. Guildas de aranhas no estrato arbóreo-arbustivo variam sazonalmente e respondem à temperatura e precipitação em matas ciliares no sul do Brasil?..... | 182 |
| 5.1.1. Introdução..... | 184 |
| 5.1.2. Material e métodos..... | 185 |
| 5.1.3. Resultados..... | 189 |
| 5.1.3. Discussão..... | 193 |
| 5.1.3. Agradecimentos..... | 198 |
| 5.1.3. Referências bibliográficas..... | 199 |
| 5.6. Capítulo VI – Artigo 6. Araneid orb-weavers (Araneae, Araneidae) associated with riparian forests in southern Brazil: a new species, complementary descriptions and new records..... | 211 |
| 5.1.1. Introduction..... | 212 |
| 5.1.2. Materials and methods..... | 212 |
| 5.1.3. Taxonomy..... | 213 |

| | |
|-------------------------------------|------------|
| 5.1.3. Acknowledgements..... | 220 |
| 5.1.3. References..... | 221 |
| 6. Considerações finais..... | 234 |
| 6.1. Principais conclusões..... | 234 |
| 7. Anexos..... | 239 |

Composição e estrutura da fauna araneológica associada ao estrato arbóreo-arbustivo de matas ciliares e seus microambientes no Rio Grande do Sul, Brasil

Resumo. A intenção deste estudo foi conhecer a composição e a diversidade da araneofauna relacionada a matas ciliares no Rio Grande do Sul, em diferentes localidades: rio Piratini no município de Arroio Grande; rio Camaquã em Cristal; rio dos Sinos em Parobé e rio Maquiné em Maquiné. Foi comparada a riqueza de espécies, abundância e similaridade da fauna de aranhas e a sazonalidade, avaliando se fatores ambientais bióticos e abióticos influenciam na assembleia de aranhas das matas ciliares. Também foram avaliadas as guildas de aranhas, tanto aspectos espaciais, quanto temporais, e a influência de fatores abióticos e de complexidade ambiental sobre as mesmas. As aranhas foram separadas e classificadas em quatro guildas: construtoras de teias orbiculares, construtores de teias irregulares, caçadoras cursoriais e caçadoras emboscadoras/espreitadoras. Para a amostragem da araneofauna foram efetuadas duas coletas por estação durante dois anos em cada mata ciliar. As coletas foram realizadas em transecções, por um período de 45 minutos, utilizando como método o guarda-chuva entomológico (GCE) para amostrar a araneofauna do estrato arbóreo-arbustivo. Em cada mata ciliar foram delineadas seis transecções, duas em cada microambiente: borda com o campo, interior da mata e borda com o rio. O esforço amostral foi de 288 horas de coletas. No total foram coletadas 42057 aranhas: 8851 adultas (21%) e 33206 jovens (79%). A família predominante foi Theridiidae, com mais de 50% das aranhas amostradas em cada mata, a única exceção foi a mata ciliar do rio Maquiné que dominou Linyphiidae. A abundância de aranhas adultas foi diferente entre as matas ciliares, com maior abundância no rio Maquiné (34,58% das aranhas) e menor no rio dos Sinos (18,43%). Dos microambientes, as maiores abundâncias foram no interior da mata, seguido pelas bordas, muito próximas entre si. Foram determinadas 440 espécies/morfoespécies de aranhas, entre 168 gêneros. No total 232 espécies foram nominais (53%) com 14 novos registros para o Rio Grande do Sul e três para o Brasil. No rio Maquiné foi registrada a maior riqueza de espécies ($S=218$) e menor no rio dos Sinos ($S=179$). Entre os microambientes, as maiores riquezas de espécies de aranhas foram observadas nas bordas (campo: $S=298$ e rio: $S=279$) e após o interior da mata ($S=246$). A riqueza de espécies foi diferente entre os rios, já as riquezas entre os microambientes não diferiram. As espécies raras foram representadas por 130 *singletons* (32,5% das espécies do inventário). Para a sazonalidade, as aranhas adultas foram mais abundantes no verão e menos no outono; as aranhas jovens predominaram no outono e menos na primavera. A riqueza não diferiu entre os dois anos de amostragem. Já entre as estações a diferença foi significativa, maior na primavera e menor no outono. Não foi encontrada uma relação entre os fatores abióticos (temperatura e precipitação) com a araneofauna, tanto para abundância, quanto para a riqueza. As variáveis bióticas da vegetação não foram suficientes para explicar as variações na comunidade de aranhas, não influenciando nas mesmas. A análise multivariada de similaridade (ANOSIM), pelo índice quantitativo de Morisita e qualitativo de Simpson, mostra que as composições de espécies das araneofaunas diferem entre as matas ciliares. Para os diferentes microambientes não foram encontradas diferenças na composição. Prevaleceu a guilda das construtoras de teias irregulares e uma menor quantidade das caçadoras cursoriais. A MANOVA indicou diferença significativa na proporção das guildas entre todas as matas ciliares e entre os microambientes. A partir da análise de correspondência canônica (CCA), as guildas não estão correlacionadas com as variáveis de complexidade ambiental avaliadas. As curvas de rarefação e os estimadores analíticos de riqueza de espécies indicam que a fauna de aranhas ainda não foi suficientemente amostrada para as matas ciliares, revelando a urgência de estudos futuros, principalmente, abrangendo outros métodos, para diferentes estratos das florestas.

Palavras-chave: Aranhas, matas ciliares, diversidade, guarda-chuva entomológico, guildas de aranhas, microambientes, variação espacial, variação sazonal.

Composition and structure of the spider fauna of the tree-shrub strata of riparian forests and its microhabitats in Rio Grande do Sul, Brasil

Abstract. The aim of this study was to characterise the spider fauna associated to riparian forests in Rio Grande do Sul. Four different sites were sampled: Piratini River in Arroio Grande; Camaquã River in Cristal; Sinos River in Parobé and Maquiné River in Maquiné. Diversity components such as species richness, abundance and faunal similarity were compared among rivers, among microhabitats (forest edges and forest interior) and yearly seasons, and also against biotic and abiotic environmental factors. Spider foraging guilds were also evaluated, again for spatial and temporal scales, and again against biotic and abiotic environmental factors. Spiders were separated in four guilds: orbicular web builders, sheet web builders, running hunters and ambush hunters. Two samples per season were taken during two years for all forest sites. Sampling consisted of using beating tray on the tree-shrub strata across linear transections (50 X 2 m) for 45 min. On each site six transects were used, two per microhabitat: grassland edge, forest interior and river edge. Sampling effort totalled 288 h of sampling. Overall we obtained 42,057 spiders: 8,851 adults (21%) and 33,206 juveniles (79%). The predominant family was Theridiidae, with more than 50% of all spiders for all sites except Maquiné River, in which Linyphiidae dominated. Adult spider abundance differed among sites, with more spiders in Maquiné River (34.58% of the spiders) and less in Sinos River (18.43%). Among microhabitats, largest abundances occurred in the forest interior, with the edges having less spiders. A total of 440 spider species/morphospecies were recognised within 168 genera. Only 232 of those species were nominal (53%) with 14 new records for Rio Grande do Sul state and three for Brazil. In Maquiné River we found the largest richness ($S=218$) and in dos Sinos River the lowest ($S=179$). Comparing microhabitats, the largest species richness were observed for the edges (grassland edge: $S=298$; river edge: $S=279$) with the forest interior below ($S=246$), but not significantly. Rare species were represented by 130 singletons (32.5% of inventoried species). Adult spiders were more abundant during Summer and less during Autumn; while young spiders occurred more during Autumn and less during Spring. Species richness also differed among seasons with more species during Spring and less during Autumn. A multivariate analysis of similarity (ANOSIM), either using Morisita quantitative index or Simpson qualitative index, shows spider species composition to differ among sites, but not among microhabitats within a site. There were no significant relationships between spider diversity components and abiotic (temperature and precipitation) factors, either for abundance or species richness. Biotic factors related to vegetation complexity (vegetation density, vegetation height, vegetation structure, canopy cover) were insufficient to explain variation in spider assemblages. Sheet web builders was the prevailing guild and running hunters were relatively rare. A MANOVA indicated significant differences in guild proportions among sites and among microhabitats. A canonical correspondence analysis (CCA) showed the guilds not to be correlated with the vegetation complexity variables evaluated. Analytical species richness estimators indicate that the spider fauna is still not sufficiently sampled, revealing the urgency of continuing studies, especially involving other sampling methods so as to evaluate other forest strata.

Keywords: Spiders, riparian forests, diversity, beating tray, spider guilds, microhabitats, spatial variation, seasonal variation.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Apresentação

Seguindo a resolução número 23/2009, artigo 43, de 11 de novembro de 2009, artigo 43, do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (PPGBAN-UFRGS), a presente tese será apresentada em capítulos, cada um representando um artigo. Antecedendo os mesmos, será apresentada a primeira parte que consta de uma introdução geral, abordando de maneira mais ampla o tema a ser tratado ao longo da tese, enfocando uma revisão bibliográfica, os objetivos do trabalho e uma síntese geral dos resultados encontrados ao longo da pesquisa.

Na segunda parte, serão apresentados os artigos. O primeiro versa sobre a composição da araneofauna de quatro matas ciliares ao longo da Planície Costeira do Estado do Rio Grande do Sul, apresentando também a lista de espécies para as localidades estudadas. O segundo trata de aspectos da diversidade da assembleia de aranhas e a influência de fatores ambientais sobre a fauna araneológica. O terceiro envolve aspectos da variação sazonal e a influência de fatores abióticos na araneofauna. O quarto e quinto capítulos (artigos) estão vinculados ao estudo das guildas de aranhas registradas no estrato arbóreo-arbustivo das matas ciliares; um abrange uma avaliação espacial e, o outro, aspectos temporais. O último capítulo (seis) apresenta novos registros, descrições complementares e uma nova espécie de aranha da família Araneidae, todas amostradas nas matas ciliares estudadas. Ao final de cada capítulo, segue as normas do periódico científico ao qual o artigo será submetido (conforme resolução número 23/2009, do PPGBAN-UFRGS). Na parte final da tese, segue um capítulo conclusivo, apresentado de forma sintetizada as principais conclusões gerais do trabalho. Ao final são apresentados Anexos, com mapas e fotos das áreas e dos microambientes, ilustração

sobre o desenho amostral e o método de coleta, fotos sobre as medidas de complexidade ambiental e de algumas espécies de aranhas amostradas nas matas ciliares no sul do Brasil.

1.2. Biodiversidade: inventários e a fauna de aranhas

A existência de sistemas biológicos altamente diversos se encontra ameaçada, direta ou indiretamente, por atividades humanas (PEARCE & MORGAN, 1994; BROWN *et al.* 1997; PRIMACK & RODRIGUES, 2001). HALFFTER *et al.* (2001) citam como ameaças: alterações de habitat, geralmente ecossistemas naturais transformados em agroecossistemas; alterações de padrões hidrológicos, modificando a paisagem e suas comunidades; introdução de espécies exóticas e a liberação de substâncias químicas no ambiente.

A carência de conhecimentos sobre a biodiversidade tem sido responsável pela ineficiência de ações efetivas para garantir a sua própria manutenção e conservação. Conforme WILSON (1992) o estudo da biodiversidade, seja sobre composição e distribuição de espécies ou ecologia de comunidades, está entre os objetivos básicos da Estratégia Global para a Biodiversidade.

Para o melhor conhecimento da fauna de um ambiente, é necessário inventariar essa diversidade biológica. Um inventário implica na catalogação dos elementos em um determinado momento, em uma área geográfica delimitada (DENNIS & RUGGIERO, 1996). Conforme STORK & SAMWAYS (1995), inventariar é fazer o levantamento, triagem, catalogação, quantificação e mapeamento de entidades tipo genes, indivíduos, populações, espécies, habitats, biótipos, ecossistemas, paisagens e seus componentes; a síntese da informação resultante é usada para análise total do processo.

Um inventário, de preferência, não deve se restringir a apenas uma lista de espécies daquela área. Conforme HALFFTER *et al.* (2001) o ideal é que contenha informações sistemáticas, ecológicas e biogeográficas, fornecendo uma visão de tempo e espaço. Para

pesquisas com artrópodes, o ideal num inventário seria a coleta e registro de grupos ecológicos, em uma série de estações do ano e ao longo de uma área definida.

LEWINSOHN & PRADO (2002) salientam a necessidade de fortalecer e talvez mesmo de criar núcleos de pesquisa, direcionados para investigação da biodiversidade, com programas nacionais e regionais que envolvam inventariamento e/ou monitoramentos extensos.

Entre os estudos de invertebrados, incluindo inventários e pesquisas sobre a biodiversidade, a grande maioria enfoca Insecta (90%; insetos-praga), já os Arachnida, ao todo correspondem a apenas 6% do total de inventários, destacando as aranhas, nas quais se nota uma tendência recente ao aumento (LEWINSOHN & PRADO, 2002).

Das espécies atualmente descritas e inventariadas, conhece-se somente uma fração dos organismos que habitam o planeta (HALFFTER *et al.*, 2001). Entre essa gama de diversidade está a ordem Araneae que inclui as populares aranhas, atualmente contando com 41719 espécies descritas, incluídas em 3802 gêneros de 109 famílias no mundo (PLATNICK, 2011), sendo a sétima em diversidade global, atrás apenas de cinco ordens de insetos (Coleoptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Hemiptera) e Acari entre os aracnídeos (CODDINGTON & LEVI, 1991). Possivelmente as espécies conhecidas, atualmente, expressam somente uma parte do número real desta diversidade (TURNBULL, 1973; WISE, 1993; CODDINGTON & LEVI, 1991).

As aranhas se distribuem por quase toda a face da Terra, sendo mais raras nas regiões de clima frio e temperado e mais diversas nos trópicos, estão entre os mais abundantes invertebrados predadores em ecossistemas terrestres conhecidos, formando um dos grupos mais dispersos do planeta, com diversos estilos de vida, comportamento e adaptações fisiológicas e morfológicas (TURNBULL, 1973; WISE, 1993). Aparentemente, demonstram ser bons organismos para estudos de padrões de diversidade (PLATNICK, 1999).

O conhecimento sobre os invertebrados terrestres, incluindo as aranhas, não tem sido levado em consideração no que se refere à criação e formulação de políticas de

preservação/conservação. Isto tem ocorrido mesmo sabendo que alguns grupos apresentam alto grau de endemismo, o que associado à destruição acelerada dos ambientes naturais, pode resultar na possível extinção sem nem mesmo a descrição das espécies (BRANDÃO & CANCELLO, 1999).

Mesmo com as aranhas sendo reconhecidas como de grande importância ecológica (SIMÓ *et al.*, 1994) e como componentes essenciais dos ecossistemas florestais (MOULDER & REICHLE, 1972; JENNINGS *et al.*, 1990) em muitos locais, ou fisionomias, não foram estudadas conforme a importância que refletem no ambiente, podendo serem incluídas nestes as matas ciliares.

1.3. Aspectos das matas ciliares

Mata ciliar é um termo amplamente empregado no Brasil e refere-se indistintamente a quaisquer tipos de vegetações que acompanham os cursos ou corpos de água (MALAVASI *et al.*, 2004). Do ponto de vista fitoecológico trata-se de todos os tipos de vegetação associados aos cursos de água, independente de sua área ou região de ocorrência, de sua composição florística e localização (AB´SABER, 2000). São muitas vezes chamadas de mata de galeria, ripária ou ribeirinha, entre outros; uma discussão nomenclatural das formações ciliares foi realizada por RODRIGUES (2000), que revisou exaustivamente a forma de enquadramento das diferentes denominações.

Mesmo sendo estes ecossistemas protegidos pelo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 477, de 15 de setembro de 1965), consideradas áreas de preservação permanente e classificadas como reservas ecológicas (TOSIN, 1990), estas áreas sempre foram e continuam sendo degradadas, principalmente, pela expansão desordenada das fronteiras agrícolas, bem como atividades de mineração, desmatamento, construção de reservatórios, expansão de áreas

urbanas e peri-urbanas, poluição industrial, entre outros; demonstrando o mau gerenciamento destes recursos naturais (MALAVASI *et al.* 2004).

As matas ciliares apresentam características peculiares: ocupam uma pequena proporção da área total da bacia hidrográfica, constituem ambientes ecologicamente estáveis e bem definidos em relação às áreas circundantes, apresentam alta produção de biomassa vegetal e constituem locais de elevada biodiversidade dentro do ecossistema florestal (DAVIDE & BOTELHO, 1999). São consideradas extremamente importantes como “corredores” para o movimento da fauna, assim como para a dispersão vegetal. Além das espécies vegetais tipicamente ciliares encontradas, também ocorrem espécies típicas de terra firme, e assim, são consideradas como fontes importantes de sementes para o processo de regeneração natural (MALAVASI *et al.*, 2004).

Conforme verificado por diversos autores, as matas ciliares exercem várias funções ao ambiente onde estão localizadas e a fauna e a flora associadas a elas. Entre vários aspectos, a presença de vegetação nas áreas ciliares gera a regularização hidrológica (regulando os fluxos de água superficiais e subsuperficiais), o controle da erosão e do assoreamento dos cursos d’água e reservatórios, evita a contaminação, promove a conservação das espécies vegetais e animais e mantém a diversidade genética (CORBETT & LYNCH, 1985; PAULA LIMA, 1989; TOLEDO *et al.*, 1990; ROSA & IRGANG, 1998); impede a lixiviação de agrotóxicos e protege a fauna aquática (MACHADO, 1989). A vegetação às margens dos reservatórios permite também a produção de frutos e produtos medicinais, atrai animais silvestres, servindo como abrigo e, ainda, propicia um significativo efeito paisagístico na área (SALVADOR & OLIVEIRA, 1989; MEAVE & KELLMAN, 1995) e por fim, as matas ciliares interceptam e absorvem a radiação solar, contribuindo para a estabilidade térmica dos pequenos cursos d’água (PAULA LIMA, 1989).

As matas ciliares podem funcionar como corredores para a dispersão de aranhas entre ecossistemas muito distantes (RAIZER *et al.*, 2005). Entretanto, em locais onde essas formações vegetais são alteradas, esse fluxo pode ser encerrado. Nos últimos séculos, tem ocorrido a devastação de florestas nativas, substituídas por grandes áreas com espécies exóticas, resultando na substituição de numerosos remanescentes por áreas semi-naturais ou ainda por áreas para a agricultura (DENNIS, 1997; MALAVASI *et al.*, 2004).

Conclui-se que a utilização destes recursos de modo sustentável e racional é primordial para a conservação do meio ambiente, melhorando a qualidade de vida humana (FALKENMARK & SUPRAPTO, 1992). Mesmo assim, a cada década que transcorre pode-se notar o aumento das pressões humanas sobre a vegetação ribeirinha, provocando a interrupção de muitas das funções citadas acima para as matas ciliares.

1.4. Revisão bibliográfica: estudos sobre a biodiversidade de aranhas, com ênfase à araneofauna arbóreo-arbustiva

1.4.1. Estudos da araneofauna em matas ciliares ou similares

Nas últimas décadas a dinâmica da alteração e destruição das matas ciliares foi acentuada, ocorrendo a fragmentação e, em consequência, a perda dessas áreas e de sua biodiversidade. Entretanto, alguns estudos foram realizados enfocando a fauna de aranhas do estrato arbóreo-arbustivo no Brasil em áreas com ambientes relacionados a matas ciliares.

No Estado do Rio Grande do Sul, INDRUSIAK & KOTZIAN (1998) realizaram um inventário das aranhas arborícolas em três localidades no município de Santa Maria. Entre as áreas estudadas, uma das trilhas percorria uma mata de galeria de um arroio. Registraram 19 famílias e 76 espécies entre as três áreas e a maior riqueza de famílias e espécies foi encontrada no local com a mata de galeria. Conforme os autores, as variações na fauna

araneológica arborícola podem estar associadas a pequenas variações na vegetação das localidades estudadas.

BONALDO & OTT (2002) registraram a ocorrência de 224 espécies de aranhas no Parque Estadual do Delta do Jacuí, abrangendo diversos municípios no Rio Grande do Sul, relacionadas a vários ambientes, inclusive as matas aluviais do Parque. Conforme os autores, a maioria das espécies ocorreu na folhagem de árvores e arbustos.

Ainda no sul do Brasil, BONALDO *et al.* (2007) encontraram maior abundância na mata ciliar comparado com mata paludosa e floresta de encosta nos arredores do Rio Gravataí, RS.

Na região Centro-Oeste, RAIZER (2004) estudou as comunidades de aranhas em capões de mata no Pantanal Sul-Mato-Grossense, um deles com forte influência dos rios Miranda e Vermelho. Segundo o autor, ao longo do tempo, a organização da assembléia de aranhas foi fortemente afetada pelo nível do rio, assim como pela complexidade da vegetação dos capões.

Dos trabalhos relacionados a matas ciliares, um tem como enfoque estas áreas. RAIZER *et al.* (2005) analisaram a comunidade de aranhas do Pantanal Norte, Mato Grosso, realizando um levantamento das espécies na região das cabeceiras da bacia do rio Paraguai. Os autores amostraram oito pontos com mata ciliar e compararam a distribuição das espécies do Pantanal e da Amazônia. Encontraram influência desta última nas localidades mais ao sul aumentando progressivamente à medida que prosseguiram para o norte. Entre os pontos de mata ciliar os mais preservados apresentaram maior riqueza específica.

Já para a região Nordeste, BENATI *et al.* (2005) compararam duas áreas, nos municípios de Salvador e Itapetinga, Bahia, ambos remanescentes de Mata Atlântica, sendo uma delas um parque com mata ciliar, utilizando como método de amostragem coleta manual na vegetação. Duas áreas alteradas foram consideradas pelos autores semelhantes devido a fatores ligados aos processos de fragmentação e perturbação humana. A área com mata ciliar registrou uma

menor riqueza específica, entretanto, a área tem forte influência antrópica o que, conforme os autores pode ter influenciado neste padrão.

Neste mesmo local, OLIVEIRA-ALVES *et al.* (2005) coletaram com guarda-chuva entomológico, analisando o efeito de borda sobre a composição e diversidade de aranhas. Os autores encontraram uma maior riqueza na borda comparada com o interior da mata, sugerindo o efeito de borda como uma barreira natural, impedindo o fluxo de espécies entre os ambientes.

Outros trabalhos abrangem coletas de aranhas em ambientes relacionados a matas ciliares ou similares, amostrando a fauna do estrato arbóreo-arbustivo na América do Sul. SILVA (1996) pesquisou a composição de espécies e a estrutura da comunidade de aranhas em uma floresta ao longo do rio Samiria no nordeste do Peru, utilizando diversos métodos de coleta para amostrar a araneofauna da copa e de microhabitats do estrato arbóreo-arbustivo. A autora encontrou um número elevado de famílias de aranhas (39), com predomínio de Salticidae, Theridiidae e Araneidae; a maior abundância e riqueza foram registradas para a copa e foi verificado que a composição de espécies entre os diferentes estratos é moderadamente distinta.

CODDINGTON *et al.* (1991) avaliaram a fauna de aranhas em três localidades na Bolívia, um dos pontos nas margens do rio Tigre, utilizando diversos métodos, incluindo guarda-chuva entomológico; o objetivo foi testar amostragens protocoladas e as variações no levantamento. O local ao longo do rio Tigre apresentou abundância de aranhas intermediária em relação aos outros ambientes. Conforme os autores, as abundâncias não diferiram e, aparentemente, não houve grande variação mesmo com grandes diferenças na estrutura vegetal e na elevação. Destacam que os estudos da biodiversidade são prioritários devido à rápida e alarmante extinção de espécies.

Na Colômbia, BLANCO *et al.* (2003) pesquisaram a fauna de aranhas orbitelares em Piedecuesta. Foram analisados bosques com diferentes estágios de regeneração em uma área de conservação, assim como diferentes substratos para fixação de teias e as diferenças entre a fauna noturna e diurna. Segundo os autores, a araneofauna nos bosques ripários teve maior diversidade que nos bosques secundários, atribuindo uma maior heterogeneidade estrutural do primeiro habitat como responsável pelo resultado. Também foi registrada forte influência do clima e precipitação na diversidade de aranhas encontrada.

Na América do Norte há registro de trabalhos que relacionam a fauna araneológica a matas associadas a rios. GIBSON (1947) estudou a araneofauna as margens do rio Wolf, Memphis, Tennessee, EUA. O autor observou que as espécies mais encontradas em uma floresta às margens do rio foram raras, ou ausentes, em outros ambientes estudados.

GOETZE *et al.* (2001) analisaram a assembléia de aranhas ao longo do Rio Grande, em Laredo, Texas, em três locais próximos ao rio, e encontraram 18 famílias de aranhas a partir de diversos métodos de coleta, entre eles guarda-chuva entomológico; conforme os autores a comunidade de aranhas variou entre os ambientes estudados, com famílias contendo membros que são específicos para alguns microhabitats.

A araneofauna de matas ciliares em Ohio foi avaliada por HIGGINS (2003) que comparou a floresta com áreas de entorno, assim como avaliou se matas com diferentes larguras apresentam variações na fauna de aranhas. As matas ciliares indicaram maior diversidade que os ambientes adjacentes, e as matas com larguras intermediárias apresentaram maior número de espécies que as mais e menos largas. O centro da mata registrou maior abundância de aranhas, porém a maior riqueza foi encontrada na borda da mata ciliar. O autor enfatiza a importância das matas ciliares para a fauna de aranhas regional e para a conservação da sua biodiversidade.

Na região oeste da Europa, BELL *et al.* (1999) demonstraram que fatores climáticos e físicos influenciaram na assembléia de aranhas em uma comunidade ribeirinha, a partir de estudos realizados nas margens dos rios Helge (Suécia), Garonne (França) e Trent (Reino Unido).

E, por fim, no Japão, LAESER *et al.* (2005) estudando a fauna de aranhas construtoras de teias em rios e riachos em Hokkaido, observaram que alterações nesses ambientes são fortemente refletidas na fauna de aranhas. A abundância de Tetragnathidae, registrada pelos autores, por exemplo, diminuiu mais do que 50% quando compararam o ambiente natural com locais onde ocorreram distúrbios, como canalização e remoção de vegetação ciliar.

1.4.2. Inventários sobre a fauna de aranhas em outros ambientes naturais no estrato arbóreo-arbustivo

Vários trabalhos foram realizados no Brasil em áreas com ambientes naturais, que não matas ciliares, mas enfocando a fauna de aranhas do estrato arbóreo-arbustivo. No Rio Grande do Sul, BALDISSERA *et al.* (2004) avaliaram a composição da fauna de aranhas construtoras de teias em uma floresta de araucária e a borda com o campo, no município de São Francisco de Paula. Os autores verificaram que a assembléia de aranhas foi influenciada pelo gradiente de borda e que a riqueza de espécies foi bem maior na floresta do que na pastagem, diferença essa que foi sugerida como relacionada às mudanças na vegetação dos locais. Já em BALDISSERA *et al.* (2008) estudaram a assembleia de aranhas do sub-bosque, comparando áreas de monocultura e floresta de *Araucaria*.

Em outro estudo realizado no Estado, RODRIGUES (2005) analisou a fauna de aranhas em uma mata de restinga no município de Capão do Leão, comparando duas áreas, uma mata arenosa e o ecótono entre a mata de restinga e um banhado. A partir do método de guarda-chuva entomológico o autor encontrou 25 famílias de aranhas e 99 espécies, com uma maior

riqueza específica na restinga arenosa, porém a partir da comparação dos dois ambientes, estes demonstraram ser muito próximos na sua composição araneológica.

A distribuição e a diversidade de aranhas foram pesquisadas por SILVA & ARAÚJO (2005) na região de Tainhas e Terra de Areia, RS, ambos locais com diferenças nas formações vegetais e com diferentes altitudes. Foi registrada uma maior riqueza, tanto de espécies quanto de famílias, para a região de Terra de Areia, local sob a influência de Floresta Ombrófila Densa e com menor altitude em relação à outra localidade estudada. Conforme os autores, houve uma influência direta da variação altitudinal sobre a estrutura vegetal, desta forma, tipos distintos de microclimas influenciaram na diversidade de aranhas.

Em um estudo realizado na Colômbia, FLÓREZ (1998) estudou a fauna de aranhas em oito diferentes tipos de formações florestais no Valle del Cauca. Um total de 41 famílias foram amostradas, seis inéditas para o país; houve predomínio de Araneidae, Theridiidae e Salticidae. Os microhabitats preferidos pela araneofauna foram a vegetação baixa e os arbustos.

Também na Colômbia, FLÓREZ (1999) analisou a estrutura e a composição da comunidade de aranhas em Dagua. Entre os microhabitats amostrados, a maior abundância foi encontrada na vegetação baixa e logo após na vegetação arbórea, foram registradas 20 famílias e 140 morfoespécies. Conforme o autor, já era esperado o maior número de indivíduos nesses microhabitats, pois é a vegetação predominante dos bosques no local estudado.

Pode ser citado ainda para a Colômbia o trabalho de RICO *et al.* (2005) que estudaram a diversidade de aranhas no Parque Nacional Ilha Gorgona, registraram 34 famílias e 247 morfoespécies. Foram estudados ambientes com diferentes graus de perturbação humana; surpreendentemente o local com maior riqueza de espécies foi aquele com maior influência antrópica, seguido de um bosque com vegetação secundária. Conforme os autores, o fato de

um ambiente bastante alterado e outro não terem alta riqueza é devido a serem locais com alta heterogeneidade espacial e maior disponibilidade de nichos.

SØRENSEN *et al.* (2002) investigaram a eficiência de um inventário, analisando diversos fatores como experiência dos coletores, diferentes locais em vários microhabitats, a partir de vários métodos de coleta em uma floresta na Tanzânia, África. Além deste trabalho, diversos outros foram realizados com intuito de testar protocolos de coleta, desempenho de estimadores de riqueza de espécies, variações entre coletores, entre outros fatores em diferentes locais como Bolívia (CODDINGTON *et al.*, 1991), Peru (SILVA & CODDINGTON, 1996), Estados Unidos (CODDINGTON *et al.*, 1996; DOBYNS, 1997; TOTI *et al.*, 2000), Dinamarca (SCHARFF *et al.*, 2003) e Espanha (JIMÉNEZ & LOBO, 2005).

1.5. Gradientes ambientais

Parte dos padrões de diversidade de espécies pode ser explicada por gradientes ambientais (BEGON *et al.*, 1996; GASTON, 1996, 2000; HAWKINS & DINIZ-FILHO, 2004; BINI *et al.*, 2006). A avaliação da diversidade, riqueza e composição das espécies de invertebrados, em especial artrópodes, e o entendimento da dinâmica destas assembleias ao longo de gradientes envolvendo localidades distintas são de fundamental importância para planejamentos de monitoramento ambiental e conservação destes ambientes.

Nos locais escolhidos para o presente estudo, outros gradientes como distúrbios ambientais vinculados a ação antrópica foram encontrados, assim como a fragmentação das matas. Florestas alteradas por influência humana apresentam reflexos na fauna de artrópodes como demonstrado em diversos estudos (DAILY & EHRLICH, 1995; FLOREN & DEELEMAN-REINHOLD, 2005; LAESER *et al.* 2005).

Fragmentos florestais são áreas de vegetação natural, interrompidas por barreiras antrópicas ou naturais, constituindo ilhas no ecossistema original inseridas em uma matriz

com diferentes ecossistemas (SAUNDERS *et al.*, 1991). Conforme a utilização da terra na agricultura e pastagem ocorre a fragmentação dos ambientes e, conseqüentemente, a degradação das matas. Segundo BIERREGAARD *et al.* (1992) essas alterações resultam no isolamento de populações e até extinção de espécies, reduzindo a biodiversidade local em função, principalmente, da perda de habitats e, também, de uma maior incidência de raios solares no interior dos fragmentos (WILCOX & MURPHY, 1985; PRIMACK & RODRIGUES, 2001; RODRIGUES, 2003).

Após a fragmentação o ambiente é alterado em seu microclima, heterogeneidade ambiental, dinâmica da comunidade, diversidade de espécies e a abundância original de suas populações podem aumentar, diminuir ou até extinguir-se localmente (KAPOS, 1989). Ocorre posteriormente o aumento na quantidade de borda, um ambiente diferente do interior da floresta (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; RODRIGUES, 2003). Muitas espécies, tanto vegetais quanto animais, são adaptadas frequentemente a certas faixas de temperatura, umidade e níveis de luz, e essas mudanças pela antropização das matas diminuirão a ocorrência de muitas espécies dos fragmentos de floresta (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). A borda da floresta é um ecótono, um local onde espécies de vários ambientes podem se estabelecer e então se dispersar para o interior do fragmento, esse contato podendo gerar problemas para as espécies habitantes do interior da mata. Conforme BALDISSERA *et al.* (2004) a distribuição e ocorrência das teias das aranhas são influenciadas por um gradiente de borda, pois alterações nas condições do microclima gerado pela borda causam tensão térmica e danificam as teias através do vento.

Existem ainda, fatores que afetam a riqueza de espécies que são produzidos pelas próprias características das comunidades, tais como grau de competição, intensidade da predação, o padrão sucessional e a heterogeneidade espacial e arquitetural (BEGON *et al.*, 1996; CHESSON & HUNTHLY, 1997).

Diversos trabalhos demonstram que alterações na vegetação de entorno de rios, riachos e córregos influenciam na fauna de invertebrados associada (NAKANO & MURAKAMI, 2001; KATO *et al.*, 2003; BAXTER *et al.*, 2005) e podem refletir na fauna de vertebrados existente no local (KAWAGUCHI & NAKANO, 2001; KAWAGUCHI *et al.*, 2003) assim afetando toda a fauna residente nas bordas da mata (LAESER *et al.* 2005).

Pesquisas enfocando a assembleia de aranhas sugerem que tanto a riqueza, quanto a dominância das espécies, tendem a ser altamente relacionadas com a heterogeneidade espacial determinada pela comunidade de plantas na qual elas vivem (DUFFEY, 1966; HATLEY & MACMAHON, 1980; ABRAHAM, 1983; GREENSTONE, 1984; GUNNARSSON, 1990; UETZ, 1991; BALFOUR & RYPSTRA, 1998; RYPSTRA, 1986; RYPSTRA *et al.*, 1999). Diversos trabalhos demonstram também que tanto fatores climáticos, físicos (BELL *et al.*, 1999), quanto alterações antrópicas no ambiente (GIBSON, 1947; LAESER *et al.*, 2005; BENATI *et al.*, 2005) influenciam na fauna araneológica. As aranhas, considerando-se todos esses aspectos ecológicos são, sem dúvida, excelentes objetos de estudo para pesquisas que avaliam a organização das comunidades animais e a influência do habitat e diversos outros fatores sobre estas comunidades (UETZ, 1991; WISE, 1993).

1.6. Hipóteses e justificativa do trabalho

O intuito deste trabalho foi avaliar as assembleias de aranhas associadas a matas ciliares, tanto em aspectos espaciais quanto temporais (vinculada a diferentes bacias hidrográficas e ao longo de dois anos).

Suspeita-se que a diversidade (riqueza e abundância) de Araneae altere-se conforme existam mudanças na estrutura da vegetação arbóreo-arbustiva. O número de indivíduos e de espécies de aranhas deve depender positivamente da estrutura espacial e do estresse microclimático imposto pelo ambiente. Assim, as bordas das matas ciliares devem apresentar

riqueza e abundância inferiores ao interior da mata, e matas com estrutura da vegetação mais complexa devem apresentar riqueza e abundância superiores às mais simples.

O mesmo argumento vale para a composição de espécies, dada a premissa que o microclima e a fisionomia da vegetação se alteram entre habitats (bordas e interior da mata) e possivelmente entre matas em diferentes bacias hidrográficas. Dessa forma, a expectativa é que a composição de espécies varie não só entre bacias hidrográficas como entre microambientes, cada um possuindo um arranjo de espécies mais bem adaptadas a cada situação.

Presume-se encontrar uma menor riqueza de espécies e mais alta dominância por algumas espécies de aranhas em ambientes mais perturbados (as bordas das matas), já que os mesmos possuem áreas mais abertas com menor possibilidade para construção de teias por parte das aranhas tecelãs do estrato arbóreo-arbustivo. Pode haver a substituição de assembléias de mata, cuja riqueza é maior, bem como a distribuição de abundância entre espécies é mais heterogênea, por assembléias de áreas abertas, com baixa riqueza e alta dominância. Com relação à composição de espécies espera-se que ambientes com características de matas fechadas, possuam mais espécies de aranhas como por exemplo aranhas tecelãs, que necessitam de maior demanda espacial (para fixação de teias) e de microclimas mais específicos e menor estresse de fatores abióticos como o vento.

Tendo em vista os fatores acima, espera-se encontrar uma maior similaridade entre os ambientes mais meridionais (Rio Piratini e Rio Camaquã), do que nos demais pela maior proximidade nas características das matas destes ambientes, por sua inserção no Bioma Pampa e pelas variações nos diferentes tipos climáticos de cada mata ciliar.

Por fim, a necessidade de conhecer melhor as matas ciliares justifica a urgência da realização de trabalhos desta natureza no Brasil, e a fauna de aranhas é parte importante deste ecossistema. A partir do conhecimento da riqueza e abundância das espécies, poderá se

determinar os padrões característicos dessa fauna, relacioná-los com as variáveis ambientais consideradas importantes para a conservação, como antropização e fragmentação. Este estudo, assim, pode servir de base para pesquisas posteriores em outras matas ciliares no Rio Grande do Sul e no País.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar a diversidade das assembleias de aranhas associadas com quatro áreas de matas ciliares em diferentes latitudes e bacias hidrográficas do Estado do Rio Grande do Sul, utilizando métodos padronizados na tentativa de melhor compreender a importância desses ambientes para a fauna araneológica.

2.2. Objetivos específicos

2.2.1. Comparar as composições das assembleias de aranhas das matas ciliares e seus microambientes (bordas e interior), procurando avaliar as diferenças entre as mesmas e qual o arranjo da araneofauna nestes ambientes, assim como apresentar a lista de aranhas associadas a matas ciliares no sul do Brasil.

2.2.2. Avaliar os padrões de abundância de aranhas, riqueza de espécies e equitabilidade nas matas ciliares e seus microambientes; investigar a influência de variáveis ambientais, representadas pela estrutura da vegetação, densidade da vegetação, cobertura do dossel e altura do dossel da floresta, na abundância e riqueza, assim como se as variáveis se relacionam com a composição da assembléia de aranhas.

2.2.3. Investigar a variação sazonal da comunidade de aranhas nas matas ciliares, avaliando as mudanças na abundância e riqueza de espécies ao longo das estações e se são influenciadas pelos fatores abióticos considerados, assim como analisar se a composição de espécies varia ao longo dos anos e estações e verificar a fenologia das espécies mais abundantes registradas.

2.2.4. Comparar a abundância das guildas de aranhas que prevalecem nas matas ciliares, entre seus microambientes, e diferenças entre as guildas nas assembléias de aranhas adultas e juvenis, assim como avaliar se a complexidade ambiental das matas e microambientes influenciam nas guildas, procurando determinar os padrões característicos dessa fauna e relacionar com as variáveis estudadas.

2.2.5. Comparar a abundância das guildas de aranhas nas diferentes estações ao longo de dois anos de amostragem, assim como se fatores abióticos interferem nas guildas de aranhas avaliadas.

2.2.6. Contribuir para o conhecimento existente sobre a taxonomia de aranhas no Rio Grande do Sul e investigar a possível ampliação de distribuições geográficas para táxons conhecidos e a descrição de novos táxons.

3. RESULTADOS GERAIS

- O esforço amostral foi de 288 horas de coletas com guarda-chuva entomológico, durante dois anos de amostragem.
- No total foram coletas 42057 aranhas, sendo 8851 adultas (21%) e 33206 jovens (79%).
- Foram registradas 34 famílias de aranhas entre toda a assembleia. As famílias Ctenidae, Hersiliidae, Idiopidae (única família de Mygalomorphae encontrada), Lycosidae, Pisauridae e Segestriidae foram representadas somente por jovens.
- Entre as aranhas adultas predominaram as famílias Theridiidae, Linyphiidae e Salticidae; já para as jovens, assim como para toda a assembleia (jovens e adultos), foram mais encontradas as famílias Theridiidae, Anyphaenidae e Araneidae.
- A família predominante entre todas as matas foi Theridiidae, com mais de 50% das aranhas amostradas em cada mata, sendo a única exceção a mata ciliar do rio Maquiné, onde dominou Linyphiidae.
- Foram determinadas 440 espécies/morfoespécies de aranhas, entre 168 gêneros. No total 232 espécies foram nominais, um total de 53%.
- As espécies *Acragas nigromaculatus* (Mello-Leitão, 1922), *Cylistella cuprea* (Simon, 1864), *Faiditus alticeps* (Keyserling, 1891), *Lyssomanes leucomelas* Mello-Leitão, 1917, *Metazygia floresta* Levi, 1995, *Mopiopia labyrinthea* (Mello-Leitão, 1947), *Ocrepeira malleri* Levi, 1993, *Opas paranensis* (Mello-Leitão, 1937), *Runcinioides argenteus* Mello-Leitão, 1929, *Sanogasta maculosa* (Nicolet, 1849), *Stephanopsis colatinae* Soares & Soares, 1946, *Synema nigrianum* Mello-Leitão, 1929, *Testudinaria quadripunctata* Taczanowski, 1879 e *Trogloneta cantareira* Brescovit & Lopardo, 2008 são registradas pela primeira vez para o Estado do Rio Grande do Sul e *Conifaber yasi* Grismado, 2004, *Deinopsis amica* Schiapelli & Gerschman, 1957 e *Senoculus purpureus* (Simon, 1880) primeiros registros para o Brasil.

- Das espécies/morfoespécies, 47 (10,68%) foram compartilhadas entre todas as matas ciliares, 64 (14,54%) foram compartilhadas entre no mínimo três matas, 104 (23,64%) compartilhadas entre duas e, a maioria (225 espécies; 51,14%) foram exclusivas de uma mata apenas.
- A espécie mais registrada entre as matas ciliares foi um Linyphiidae: *Sphecozone personata* (Simon, 1894) (N=1222; 13,8% do total), porém foi praticamente exclusiva da mata do rio Maquiné.
- A partir da ordenação pela análise multivariada de escalonamento multidimensional não-métrico, para as diferentes matas ciliares, observa-se que pelo índice quantitativo de Morisita, as composições entre os rios diferem como verificado pela análise de similaridade (ANOSIM). O índice qualitativo de Simpson, também para as diferentes matas ciliares, encontrou diferença entre as composições.
- Já para os diferentes microambientes, a ANOSIM, não encontrou diferenças entre as composições da araneofauna, tanto para o índice quantitativo de Morisita, quanto para o qualitativo de Simpson.
- A abundância de aranhas adultas foi estatisticamente diferente entre as matas ciliares, no rio Maquiné foi registrada a maior abundância totalizando 3061 aranhas adultas (total de 34,58% das aranhas); logo após o rio Camaquã com 2143 indivíduos (24,21%); o rio Piratini com 2016 aranhas (22,78%) e, por fim, o rio dos Sinos onde foram coletados 1631 indivíduos (18,43%).
- Dos microambientes avaliados, as maiores abundâncias de aranhas adultas foram registradas no interior da mata (N=3993; total de 45,11% das aranhas), após as bordas (campo: N=2439; 27,56% e rio: N=2419; 27,33%), muito próximas entre si nas suas abundâncias de aranhas. Nos microambientes a abundância de aranhas diferiu estatisticamente. O interior difere das bordas, mas as bordas não diferiram entre si.

- As curvas de distribuição de abundância das matas ciliares se ajustaram ao modelo lognormal, não diferindo deste modelo em nenhuma das matas.
- A família mais rica em espécies foi Theridiidae (102 espécies), seguida de Araneidae (S=65), Salticidae (S=53), Linyphiidae e Thomisidae (45 espécies cada).
- Entre as matas ciliares amostradas, no rio Maquiné foi registrada a maior riqueza de espécies (S=218); após o rio Camaquã (S=214); o rio Piratini (S= 202) e, por fim, o rio dos Sinos com 179 espécies. Ocorreram diferenças significativas entre o rio dos Sinos com as demais matas ($p < 0,05$) exceto com o rio Piratini; restantes não diferiram entre si.
- Entre os microambientes, as maiores riquezas de espécies de aranhas foram observadas nas bordas (campo: S=298 e rio: S=279) e após o interior da mata (S=246), com diferenças significativas somente na comparação do interior da mata com a borda do campo ($p < 0,05$).
- Para as matas ciliares estudadas no sul do Brasil a intensidade de coleta foi de 20:1. Todos os estimadores de riqueza de espécies registraram valores mais elevados do que a riqueza observada.
- No geral, entre as matas ciliares, as espécies raras foram representadas por 130 *singletons* (total de 32,5 % das espécies do inventário) e os *doubletons*, representados por 50 espécies (11,4%). Entre as espécies infrequentes, 148 foram unicatas e 64 foram duplicatas.
- Dos procedimentos utilizados para avaliar se a complexidade ambiental, a partir das medidas da vegetação, somente a cobertura do dossel apresentou efeito significativo sobre a riqueza e sobre a abundância de aranhas adultas, mas não apresentou diferença sobre a abundância, tanto de jovens, quanto de toda a assembléia (jovens e adultos).
- Os resultados revelam que as variáveis ambientais consideradas não foram, aparentemente, suficientes para explicar as variações na comunidade de aranhas, não influenciando nas mesmas.

- No geral (jovens e adultos), as maiores abundâncias foram registradas no outono e as menores na primavera. As aranhas adultas foram mais abundantes no verão e menos abundantes no outono. Já as aranhas jovens foram mais abundantes no outono e menos abundantes na primavera.
- Tanto para toda a assembleia (jovens e adultos), quanto para as aranhas adultas e para as jovens, as abundâncias não diferiram entre os anos. Entretanto, entre as estações ocorreram diferenças significativas.
- A análise de variância multivariada (MANOVA) indicou interação significativa entre as estações e as matas ciliares, tanto para a abundância de aranhas adultas, jovens e para toda a assembleia, ou seja, o padrão de sazonalidade das aranhas se manifesta de forma diferente em cada bacia hidrográfica.
- A riqueza não diferiu entre os anos de amostragem. Já entre as estações a diferença foi significativa, sendo primavera a estação mais rica em espécies e menor no outono.
- Não houve significativa interação entre estações e as matas ciliares, para a riqueza de espécies.
- Não foi encontrada uma relação entre os fatores abióticos (temperatura e precipitação) com a araneofauna, nem para abundância, nem para a riqueza de espécies.
- A composição de espécies não diferiu entre o primeiro e segundo ano de amostragem, tanto quantitativamente, quanto qualitativamente. Entretanto foi significativamente diferente entre as estações.
- Das aranhas adultas amostradas 5381 foram fêmeas (61%) e 3470 foram machos (39%). A razão sexual foi de 0,65:1 (machos para fêmeas).
- Houve predomínio das aranhas tecelãs sobre as caçadoras. Prevaleceu a guilda das construtoras de teias irregulares e houve menor quantidade das caçadoras cursoriais. A

MANOVA indicou diferença significativa na proporção das guildas entre todas as matas ciliares e entre os microambientes.

- As caçadoras foram mais registradas nas bordas; as caçadoras cursoriais na borda do campo, já as caçadoras emboscadoras predominaram na borda do rio. As tecelãs foram mais registradas no interior da mata; tanto as construtoras de teias irregulares quanto as construtoras de teias orbiculares.
- A partir da análise de correspondência canônica, as guildas não se mostraram significativamente correlacionadas com as variáveis de complexidade ambiental avaliadas.
- A guilda que predominou em todas as estações foi das construtoras de teias irregulares. Todas as guildas foram mais abundantes no outono, com exceção das caçadoras cursoriais, predominando no verão. As menores abundâncias, para todas as guildas, foram na primavera.
- Entre os diferentes níveis ontogenéticos das aranhas, para as guildas, foram verificados padrões diferentes ao longo das estações. As tecelãs jovens foram mais abundantes no outono e em menor quantidade no inverno, entre as caçadoras, foram mais abundantes no verão e menos na primavera. Já para as aranhas adultas, mesmo entre as tecelãs, ocorreram variações, as construtoras de teias orbiculares foram mais abundantes no verão e menos no inverno. As construtoras de teias irregulares predominaram no inverno e em menor quantidade na primavera. As caçadoras foram mais abundantes na primavera e menos no outono.
- A ANOSIM, comparando a composição das guildas ao longo das estações, demonstrou diferença significativa.
- As variações nas temperaturas (máxima e mínima), assim como as variações da precipitação, não apresentaram efeitos significativos, demonstrando que fatores abióticos avaliados não parecem afetar as guildas de aranhas.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

(Padronizadas conforme revista Iheringia, Série Zoologia)

- ABRAHAM, B. J. 1983. Spatial and temporal patterns in a sagebrush steppe spider community (Arachnida: Araneae). **The Journal of Arachnology** 2:31-50.
- AB´SABER, A. N. 2000. O suporte geológico das florestas beiradeiras (ciliares). *In*: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H. F. eds. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, p.15-25.
- BALDISSERA, R.; GANADE, G. & FONTOURA, S. B. 2004. Web spider community response along an edge between pasture and *Araucaria* Forest. **Biological Conservation** 118:403-409.
- BALDISSERA, R.; GANADE, G.; BRESCOVIT, A. D. & HARTZ, S. M. 2008. Landscape mosaic of *Araucaria* forest and forest monoculture influencing understory spider assemblages in southern Brazil. **Austral Ecology** 33:45-54.
- BALFOUR, R. A. & RYPSTRA, A. L. 1998. The influence of habitat structure on spider density in a no-till soybean agroecosystem. **The Journal of Arachnology** 26:221-226.
- BAXTER, C. V.; FAUSCH, K. D. & SAUNDERS, W. C. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrates prey link streams and riparian zones. **Freshwater Biology** 50:201-220.
- BEGON, M., HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. 1996. **Ecology - individuals, populations and communities** 3rd. ed. Londres, Blackwell. 1047p.
- BELL, D.; PETTS, G. E. & SADLER, J. P. 1999. The distribution of spiders in the wooded riparian zone of three rivers in western Europe. **Regulated Rivers Research and Management** 15(1-3):141-158.
- BENATI, K. R.; SOUZA-ALVES, J. P.; SILVA, E. A.; PERES, M. C. L. & COUTINHO, E. O. 2005. Aspectos comparativos das comunidades de aranhas (Araneae) em dois remanescentes de Mata Atlântica da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica** 5(1a): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN005051a2005>.
- BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; SANTOS, A. A. & HUTCHINGS, W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **Bioscience** 42:859-866.
- BINI, L. M.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; RANGEL, T. F. L. V. B.; BASTOS, R. P. & PINTO, M. P. 2006. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. **Diversity and Distributions** 12:475-482.
- BLANCO, E. V.; AMAT, G. D. G. & FLÓREZ, E. D. 2003. Araneofauna orbitelar (Araneae: Orbiculariae) de los Andes de Colombia: comunidades em habitats bajo regeneracion. **Revista Iberica de Aracnología** 7:189-203.
- BONALDO, A. B. & OTT, R. 2002. Aranhas, as versáteis estrategistas do Delta. **Natureza em Revista** 13:40-43.

- BONALDO A. B.; MARQUES M. A. L.; PINTO-DA-ROCHA R. & GARDNER T. 2007. Species richness and community structure of arboreal spider assemblages in fragments of three vegetational types at Banhado Grande wet plain, Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia**, Série Zoologia **97**(2):143-51.
- BRANDÃO, C. R. F. & CANCELLO, E. M. 1999. **Invertebrados Terrestres**. Vol. V. **Biodiversidade do Estado de São Paulo. Síntese do conhecimento ao final do século XX** (JOLY, C. A. & BICUDO, C. E. M. orgs.). São Paulo, FAPESP. xviii+279p.
- BROWN, K.; PEARCE, D.; PERRINGS, C. & SWARSON, T. 1997. **Economics and the conservation of global biological diversity**. Global Environment Facility, UNDP, UNEP, The World Bank. 75p.
- CHESSON, P. & HUNTHLY, N. 1997. The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. **The American Naturalist** **150**:519-553.
- CODDINGTON, J. A. & LEVI, H. W. 1991. Systematics and evolution of spiders (Araneae). **Annual Review of Ecology and Systematics** **22**:565-592.
- CODDINGTON, J. A.; YOUNG, L. H. & COYLE, F. A. 1996. Estimating spider species richness in a Southern Appalachian cove hardwood forest. **The Journal of Arachnology** **24**:111-128.
- CODDINGTON, J. A.; GRISWOLD, C. E.; SILVA, D.; PEÑARANDA, E. & LARCHER, S. F. 1991. Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in Tropical Ecosystems. *In*: DUDLEY, E. C. ed. **The unit of evolutionary biology: proceedings of the Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology**. Portland, Dioscorides Press, p.44-60.
- CORBETT, E. S. & LYNCH, J. A. 1985. Management of streamside zones on municipal watersheds. *In*: USDA. **Riparian ecosystems and their managemant**. Forest Service General Technical Report R-120, p.187-190.
- DAVIDE, A. C. & BOTELHO, S. A. 1999. Análise crítica dos programas de recomposição de matas ciliares em Minas Gerais. *In*: **Simpósio de Mata Ciliar: Ciência e Tecnologia**. Belo Horizonte, UFLA/FAEPE/CEMIG. p.172-188.
- DAILY, G. C. & EHRLICH, P. R. 1995. Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluations using butterfly trapping. **Biodiversity and Conservation** **4**:35-55.
- DENNIS, J. G. & RUGGIERO, M. A. 1996. Biodiversity inventory: building an inventory at scales from local to global. *In*: SZARO, R. C. & JOHNSTON, D. W. eds. **Biodiversity in managed landscapes**. Oxford, Oxford University Press. p.149-156.
- DENNIS, P. 1997. Impact of forest and woodland structure on insect abundance and diversity. *In*: WATT, A. D.; STOCK, N. E. & HUNTER, M. D. eds. **Forest and Insects**. London, Chapman & Hall, xv+406p.
- DOBYNS, J. R. 1997. Effects of sampling intensity on the collection of spider (Araneae) species and the estimation of spider richness. **Environmental Entomology** **26**:150-162.

- DUFFEY, E. 1966. Spider ecology and habitat structure. **Senckenbergiana Biologica** **47**:45-49.
- FALKENMARK, M. & SUPRAPTO, R. A. 1992. Population-landscape interactions in development: a water perspective to environmental sustainability. **AMBIO** **21**(1):31-36.
- FLOREN, A. & DEELEMEN-REINHOLD, C. 2005. Diversity of Arboreal spiders in primary and disturbed tropical forest. **The Journal of Arachnology** **33**:323-333.
- FLÓREZ, E. D. 1998. Estructura de comunidades de arañas (Araneae) en el Departamento del Valle, suroccidente de Colombia. **Caldasia** **20**(2):173-192.
- FLÓREZ, E. D. 1999. Estructura y composición de una comunidad de arañas (Araneae) en un bosque muy seco tropical de Colombia. **Boletín Entomología Venezolana** **14**(1):37-51.
- GASTON, K. J. 1996. Species richness: measure and measurement. *In*: GASTON, K.J. ed. **Biodiversity, a biology of numbers and difference**. Oxford, University of Sheffield, p.77-113.
- GASTON, K. J. 2000. Global patterns in biodiversity. **Nature** **405**:220-227.
- GIBSON, W. W. 1947. An ecological study of the spiders of a river-terrace forest in western Tennessee. **The Ohio Journal of Science** **47**:38-44.
- GOETZE, J. R.; TOVAR, J. & FLORES, A. 2001. Spider assemblages along the Rio Grande at Laredo, Texas. **Texas Journal of Science** **53**(1):29-38.
- GREENSTONE, M. H. 1984. Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. **Oecologia** **62**:299-304.
- GUNNARSSON, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. **Journal of Animal Ecology** **59**:743-752.
- HALFFTER, G.; MORENO, C. E. & PINEDA, E. O. 2001. **Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera**. México, Cytel Orcyt – Unesco & Sea. 79p.
- HATLEY, C. L. & MACMAHON J. A. 1980. Spider community organization: Seasonal variation and the role of vegetation architecture. **Environmental Entomology** **9**:632-639.
- HAWKINS, B. A. & DINIZ-FILHO, J. A. F. 2004. 'Latitude' and geographic patterns in species richness. **Ecography** **27**(2):268-272.
- HIGGINS, T. S. 2003. **Web spider diversity in riparian forests of Southwest Ohio**. Dissertação de Mestrado, Universidade de Miami. 61p.
- INDRUSIAK, L. F. & KOTZIAN, C. B. 1998. Inventário das aranhas arborícolas de três regiões de Santa Maria, RS, Brasil. **Revista Ciência e Natura** **20**:187-214.

- JENNINGS, D. T.; HAEGEN, W. M. V. & NARAHARA, A. M. 1990. A sampling of forest-floor spiders (Araneae) by expellant, Moosehorn National Wildlife Refuge, Maine. **The Journal of Arachnology** **18**:173-179.
- JIMÉNEZ, A. V. & LOBO, J. M. 2005. Determining a combined sampling procedure for a reliable estimation of Araneidae and Thomisidae assemblages (Arachnida, Araneae). **The Journal of Arachnology** **33**:33-42.
- KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology** **5**(2):173-185.
- KATO, C.; IWATA, T.; NAKANO, S. & KISHI, D. 2003. Dynamics of aquatic insect flux affects distribution of riparian web-building spiders. **Oikos** **103**:113-120.
- KAWAGUSHI, Y. & NAKANO, S. 2001. Contribution of terrestrial invertebrates to the annual resource budget for salmonids in forest and grassland reaches of a headwater stream. **Freshwater Biology** **36**:303-316.
- KAWAGUSHI, Y.; NAKANO, S. & TANIGUSHI, Y. 2003. Terrestrial invertebrates inputs determine the local abundance of stream fishes in a forested stream. **Ecology** **84**:701-708.
- LAESER, S. R.; BAXTER, C. V. & FAUSCH, K. D. 2005. Riparian vegetation loss, stream channelization, and web-weaving spiders in northern Japan. **Ecological Research** **20**:646-651.
- LEWINSOHN, T. M. & PRADO, P. I. 2002. **Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento**. São Paulo, Contexto Acadêmica. 176p.
- MACHADO, P. A. L. 1989. Legislação das matas ciliares. *In*: **Simpósio sobre mata ciliar**. Campinas: USP, p.2-10.
- MALAVASI, U. C.; MALAVASI, M. M. & CURTI, M. 2004. **III Simpósio regional de mata Ciliar**. Cascavel, PR; Ed. Unioeste, 96p.
- MEAVE, J. & KELLMAN, M. 1995. Maintenance of rainforest diversity in riparian forests of tropical savannas: implications for species conservation during pleistocene drought. **Journal of Biogeography** **21**(2):121-135.
- MOULDER, B. C. & REICHLER, D. E. 1972. Significance of spider predation in the energy dynamics of forest-floor arthropod communities. **Ecological Monographs** **42**:473-498.
- NAKANO, S. & MURAKAMI, M. 2001. Reciprocal subsidies: dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. **Proceedings Natural Academy of Science** **98**:166-170.
- OLIVEIRA-ALVES, A.; PERES, M. C. L.; DIAS, M. A.; CAZAI-FERREIRA, G. S. & SOUTO, L. R. A. 2005. Estudos das comunidades de aranhas (Arachnida: Araneae) em ambiente de Mata Atlântica no Parque Metropolitano de Pituáçu – PMP, Salvador, Bahia. **Biota Neotropica** **5**(1a):[http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract? inventory+ BN006051a2005](http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN006051a2005).

- PAULA LIMA, W. 1989. Função hidrológica da mata ciliar. *In: Simpósio sobre mata ciliar*. Campinas: USP, p.25-42.
- PEARCE, D. & MORGAN, D. 1994. **The economic value of biodiversity**. IUCN – The World Conservation Union, Earthscan Publications, London. 172p.
- PLATNICK, N. I. 1999. Dimensions of biodiversity: targeting megadiverse groups. *In: CRACRAFT, J. & GRIFO, F. T. eds. The living planet in crisis: Biodiversity science and policy*. New York, Columbia University Press, p.33-52.
- PLATNICK, N. I. 2011. **The World Spider Catalog, Version 11.5**. New York. Disponível: <<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>>. Acesso em: 20.01.2011.
- PRIMACK, R. & RODRIGUES, E. 2001. **Biologia da conservação**. Londrina, Ed. Planta, viii+328p.
- RAIZER, J. 2004. **Comunidades de aranhas em capões de matas das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal Sul-Mato-Grossense**. Tese de Doutorado em Ecologia. Universidade Estadual de Campinas. 88p.
- RAIZER, J.; JAPYASSÚ, H. F.; INDICATTI, R. P. & BRESCOVIT, A. D. 2005. Comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) do pantanal norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. **Biota Neotropica** 5(1a): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN009051a2005>.
- RICO, A. G.; BELTRÁN, J. P. A.; ÁLVAREZ, A. D. & FLÓREZ, E. D. 2005. Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) en el Parque Nacional Natural Isla Gorgona, Pacifico Colombiano. **Biota Neotropica** 5(1a):<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN007051a2005>.
- RODRIGUES, E. 2003. Efeitos de borda em paisagens fragmentadas. *In: BAGER, A. Ed. Áreas protegidas: conservação no âmbito do Cone Sul*. Pelotas, UCPel, p.173-184.
- RODRIGUES, E. N. L. 2005. Fauna araneológica (Arachnida; Araneae) arborícola de duas áreas em uma mata de restinga no sul do Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia** 27(1):73-92.
- RODRIGUES, R. R. 2000. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. *In: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO-FILHO, H. F. Eds. Matas Ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP/FAPESP, São Paulo, p.91-99.
- ROSA, F. F. & IRGANG, B. E. 1998. Comunidades vegetais de um segmento da planície de inundação do rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Botânica** 50:75-87.
- RYPSTRA, A. L. 1986. Web spiders in temperate and tropical forest: relative abundance and environmental correlates. **The American Midland Naturalist** 115:42-51.
- RYPSTRA, A. L.; CARTER, P. E.; BALFOURD, R. A. & MARSHALL, S. D. 1999. Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spiders inhabitants. **The Journal of Arachnology** 27:371-377.

- SALVADOR, J. L. G. & OLIVEIRA, S. B. 1989. **Reflorestamento ciliar de açudes**. São Paulo: Cesp. 14p.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology** **5**:12-32.
- SCHARFF, N.; CODDINGTON, J. A.; GRISWOLD, C. E.; HORMIGA, G. & BØJRN, P. P. 2003. When to quit? Estimating spider species richness in a northern european deciduos forest. **The Journal of Arachnology** **31**:246-273.
- 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, Hors serie**:597-610.
- SILVA, D. & CODDINGTON, J. A. 1996. Spiders of Pakitza (Madre de Dios) Peru: species richness and notes on community structure. *In*: WILSON, D. E. & SANDOVAL, A. eds. **The biodiversity of Pakitza and its environs**. Washigton, DC., Smithsonian Institution, p.241-299.
- SILVA, E. L. C. & ARAÚJO, A. M. 2005. Distribuição e diversidade das espécies de aranhas (Araneae) coletadas na região de Tainhas e Terra de Areia, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências** **7**(2):285-296.
- SIMÓ, M.; PÉREZ-MILES, F.; PONDE DE LEÓN, A. F. E. & MENEGHEL, M. 1994. Relevamiento de fauna de la quebrada de los cuervos; area natural protegida. **Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay** **2**:1-20.
- SØRENSEN, L. L.; CODDINGTON, J. A. & SCHARFF, N. 2002. Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an Afromontane Forest. **Environmental Entomology** **31**(2):319-330.
- STORK, N. E. & SAMWAYS, M. J. 1995. Inventorying and monitoring. *In*: HEYWOOD, V. H. ed. **Global Biodiversity Assessment**. Cambridge, Cambridge University Press, p.453-543.
- TOLEDO, A. E. P.; CERVENKA, C. J. & GONÇALVES, J. C. 1990. Recuperação de áreas degradadas. **Série Pesquisa e Desenvolvimento**, São Paulo, n.59, 11p.
- TOSIN, A. 1990. **Microbacias: coleção educação ambiental**. Curitiba: Secretaria de Estado da Educação, 76p.
- TOTI, D. S.; FREDERICK, A. C. & MILLER, J. A. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. **The Journal of Arachnology** **28**:329-345.
- TURNBULL, A. L. 1973. Ecology of the true spiders (Araneomorphae). **Annual Review of Entomology** **18**:305-348.

- UETZ, G. W. 1991. Habitat structure and spider foraging. *In*: BELL, S. S., MCCOY, E. D. & MUSHINSKY, H. R. eds. **Habitat structure. The physical arrangement of objects in space**. London, Chapman and Hall, p.325-348.
- WILCOX, B. A. & MURPHY, D. D. 1985. Conservation strategy: the effects of the fragmentation on extinction. **The American Naturalist** **125**:879-887.
- WILSON, E. O. 1992. Estrategia de conservación de la biodiversidad. *In*: WRI/UICN/PNUMA. **Estrategia global para la Biodiversidad pautas de acción para salvar, estudiar y usar en forma sostenible y equitativa la riqueza biótica de la Terra**.s. I. 243p.
- WISE, D. H. 1993. **Spiders in ecological webs**. Cambridge, Cambridge University Press. xiii+328p.

5. CAPÍTULOS (ARTIGOS)

5.1. CAPÍTULO I

Para submissão no periódico The Journal of Arachnology

Araneofauna do estrato arbóreo-arbustivo em matas ciliares e seus microambientes no sul do Brasil: composição e lista de espécies

Everton Nei Lopes Rodrigues^{1,2,4}, **Milton de S. Mendonça, Jr.**^{2,3} e **Ricardo Ott**⁴. ²Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, Prédio 43435, 91501-970 Porto Alegre, RS, Brasil; ³Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, Prédio 43422, 91501-970 Porto Alegre, RS, Brasil; ⁴Museu de Ciências Natural, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. Rua Dr. Salvador França, 1427, 90690-000 Porto Alegre, RS, Brasil.

¹Autor para correspondência. E-mail: enlrodrigues@yahoo.com.br

Running head: RODRIGUES ET AL.-SPIDERS IN TREE-SHRUB STRATA OF RIPARIAN FORESTS

Resumo. A composição da fauna de aranhas de matas ciliares é pouco conhecida. Estes ambientes apresentam importantes funções à fauna e aos ecossistemas adjacentes. Procuramos comparar as composições das assembleias de aranhas de quatro matas ciliares e seus microambientes (bordas e interior) em diferentes bacias hidrográficas do Estado do Rio Grande do Sul, avaliando as diferenças entre as mesmas e qual o arranjo da araneofauna nestes ambientes, assim como é apresentada a lista de aranhas para matas ciliares no sul do Brasil. As amostragens foram realizadas na mata ciliar do rio Piratini no município de Arroio Grande; rio Camaquã em Cristal; rio dos Sinos em Parobé e rio Maquiné em Maquiné. Foram efetuadas duas coletas por estação, durante dois anos, amostrando a araneofauna do estrato arbóreo-arbustivo com guarda-chuva entomológico em transecções. Em cada mata foram seis transecções, duas por microambiente: borda com o campo, interior da mata e borda com o rio. Foram coletadas 42057 aranhas (jovens: 78,9%; adultas: 21,1%). Entre as adultas (8851 indivíduos), foram determinadas 440 espécies. Uma análise de similaridade (ANOSIM) comparando as matas ciliares indicou que a composição da araneofauna difere, tanto quantitativamente (índice de Morisita), quanto qualitativamente (índice de Simpson). Entre os microambientes não houve diferença de composição. A mata ciliar do rio Maquiné foi mais distinta na composição, possivelmente, pela influência da Mata Atlântica e pela grande dominância de uma espécie de Linyphiidae, *Sphecozone personata* (Simon, 1894) (análise de SIMPER, contribuição: 12,15) para este local. As diferenças nas composições entre as matas ciliares, possivelmente, são reflexos de

variações regionais em diversos âmbitos envolvidos com as bacias hidrográficas, demonstrando que cada mata ciliar apresenta sua fauna de aranhas distinta.

Palavras-chave: Aranhas, guarda-chuva entomológico, ordenação, microambientes.

As aranhas compreendem um grupo amplamente distribuído nos ecossistemas terrestres, demonstrando que podem ser eficientes organismos para evidenciar padrões de diversidade (Uetz 1991; Foelix 1996; Platnick 1999). No entanto, para o melhor conhecimento da fauna de aranhas de um determinado ambiente, é necessário inventariar essa diversidade biológica e conhecer a composição de espécies. Um inventário implica na catalogação dos elementos em um determinado momento, em uma área geográfica delimitada (Dennis & Ruggiero 1996). Porém, um inventário, de preferência, não deve se restringir a apenas uma lista de espécies daquela área. Conforme Halffter *et al.* (2001) o ideal é que contenha informações sistemáticas, ecológicas e biogeográficas, fornecendo uma visão mais ampla para o local.

Entre os inúmeros ambientes já inventariados, e com conhecimentos prévios da araneofauna associada, as matas ciliares têm a composição de sua fauna de aranhas pouco conhecida. Estes ambientes apresentam importantes funções tanto para fauna quanto para os ecossistemas adjacentes a eles (Naiman *et al.* 1993).

As matas ciliares tem características peculiares: ocupam uma pequena proporção da área total da bacia hidrográfica, constituem ambientes ecologicamente estáveis e bem definidos em relação às áreas circundantes, apresentam alta produção de biomassa vegetal e constituem locais de elevada biodiversidade dentro do ecossistema florestal (Davide & Botelho 1999). São consideradas extremamente importantes para a dispersão vegetal e como “corredores” para o movimento da fauna (Naiman *et al.* 1993; Malavasi *et al.* 2004) incluindo as aranhas (Raizer *et al.* 2005). Entretanto, esse fluxo pode ser encerrado quando essas formações vegetais são alteradas. Nos últimos séculos, tem ocorrido a devastação de florestas nativas, substituídas por grandes áreas com espécies exóticas, resultando na cobertura de

numerosos remanescentes por áreas semi-naturais ou ainda substituição por áreas para a agricultura (Dennis 1997; Malavasi *et al.* 2004).

A análise da composição de espécies de aranhas nestes ambientes e o entendimento da dinâmica destas assembleias, são essenciais para o melhor conhecimento da araneofauna de um mesmo tipo de ecossistema. Assim, pode-se auxiliar em planejamentos de monitoramento ambiental e conservação destes mesmos locais. No sul do Brasil a araneofauna em áreas nativas já vem sendo bem estudada, principalmente através de listagens e abordagem de alguns aspectos ecológicos (Indrusiak & Kotzian 1998; Bonaldo & Ott 2002; Rodrigues 2005; Silva & Araújo 2005; Ott *et al.* 2006; Bonaldo *et al.* 2007; Podgaiski *et al.* 2007; Baldissera *et al.* 2008), porém ainda são poucos os estudos que abordam as diferenças entre as composições dos ecossistemas avaliados.

Existe um número de fatores que podem ser determinantes na composição de espécies de uma comunidade, e estes são de diferentes tipos (Uetz 1991; Foelix 1996). Talvez os mais importantes sejam os fatores referidos como “geográficos”, tais como latitude (Begon *et al.* 1991). Neste trabalho comparamos as composições das assembleias de aranhas de quatro matas ciliares e seus microambientes (bordas e interior) em diferentes bacias hidrográficas do Estado do Rio Grande do Sul, buscando avaliar as diferenças entre as mesmas e qual o arranjo da araneofauna nestes ambientes. Também é apresentada a lista de aranhas para matas ciliares no sul do Brasil.

MÉTODOS

Áreas de estudo.-Foram realizadas amostragens em quatro matas ciliares em diferentes bacias hidrográficas no sul do Brasil, Estado do Rio Grande do Sul (Anexos: Figs. 1-6, 9-16).

1. Mata ciliar do rio Piratini (RP) (Fig. 1).-O rio Piratini está inserido na Bacia Hidrográfica Piratini-São Gonçalo; a área de estudo está localizada na margem direita do rio,

município de Arroio Grande, (margem esquerda município de Capão do Leão), no baixo curso do rio Piratini, região sul da Planície Costeira (31°54'06.47"S; 52°39'08.29"W); é a mata mais meridional deste estudo. A área encontra-se a aproximadamente 14 m acima do nível do mar, com 4000.45 ha de mata ciliar em boas condições de conservação, representando o maior segmento florestal contínuo nativo inserido atualmente na região sul da Planície Costeira, os impactos na área restringe-se a atividade agrícola de subsistência e a pecuária, além da extração de madeira para lenha e carvão (Kilca 2002; Soares & Ferrer 2009). O clima, para a região, indica a média anual de 16,2°C e a média do mês mais frio 10,7°C, sendo fevereiro o mês mais quente e julho o mais frio, apresentando precipitação pluvial anual de 1426 mm, deficiência hídrica anual de 18 mm e excesso hídrico anual de 389 mm, com maiores níveis do rio no inverno; o tipo climático é TE UM “temperado úmido” (Maluf 2000). A vegetação do rio Piratini, para o curso inferior, destaca as áreas de Formação Pioneiras denominadas como vegetação com influência fluvial ou marinha (Teixeira *et al.* 1986). As espécies vegetais predominantes nesta área são: *Allophylus edulis* (A. St.-Hill.) Cambess. *et al.*, *Eugenia uruguayensis* Cambess, *Trichilia clausenii* C. DC., *Banara tomentosa* Clos, *Gymnanthes concolor* (Spreng.) Müll. Arg. e *Chrysophyllum marginatum* (Hook. *et Arn.*) Radlk *et al.* (Kilca 2002; Soares & Ferrer 2009).

2. Mata ciliar do rio Camaquã (RC) (Fig. 1).-A área de estudo está situada na Bacia Hidrográfica do Camaquã, localizada no município de Cristal, na margem esquerda (31°01'01.7"S; 51°56'42.0"W), região centro-sul da Planície Costeira. Aproximadamente 14 m acima no nível do mar. A área encontra-se em bom estado de conservação, a mata é contínua, sobre uma área plana com poucos desníveis. O local sofre influência de enchentes determinando poucos indícios de perturbação antrópica, possui características estruturais semelhantes as matas de encosta da Serra do Sudeste, mas difere das florestas de restinga, típicas da Planície Costeira (Marchi & Jarenkow 2008). O clima, para a região, indica a média

anual de 18,9°C e a média do mês mais frio 13°C, sendo janeiro o mês mais quente e julho o mais frio, apresentando precipitação pluvial anual de 1213 mm, deficiência hídrica anual de 26 mm e excesso hídrico anual de 226 mm, sendo setembro o mês mais chuvoso e novembro o menos. O tipo climático é STE UM “subtemperado úmido” (Maluf 2000). No estudo do componente arbóreo da mata ciliar do rio Camaquã, Marchi & Jarenkow (2008) encontraram como espécies mais abundantes *Sebastiania commersoniana* (Baill.) Smith e Downs, *Eugenia verticillata* O. Berg, *Allophylus edulis*, *Cupania vernalis* Camb. e *Gymnanthes concolor*. A mata apresenta um porte baixo, os autores destacam árvores com maior porte: *Luehea divaricata* Mart., *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman, *Salix humboldtiana* Kunth e *Vitex megapotamica* (Spreng.) Mez., destacam ainda como componentes arbustivos *Psychotria carthagenensis* Jacq. e *Ruellia angustiflora* (Ness) Lindau.

3. Mata ciliar do rio dos Sinos (RS) (Fig. 1).-A área de estudo está inserida na Bacia Hidrográfica do Sinos, localizada no município de Parobé, margem direita do rio (29°41'06.94"S; 50°51'05.98"W), altitude entre 6–10 m acima do nível do mar (Daniel 1991). A mata ciliar não é contínua, são observados fragmentos ao longo do rio, o local escolhido abrange a fração de mata em boas condições da região. A mata da margem direita do rio é mais alta, depois ocorrem áreas inundáveis, banhados e mais distantes campos de pastagens. Na margem esquerda a mata foi devastada para instalação de um balneário (Daniel 1991). Para a região, o clima indica a média anual de 19,4°C e a média do mês mais frio 14,2°C, sendo fevereiro o mês mais quente e julho o mais frio, apresentando precipitação pluvial anual de 1459 mm, deficiência hídrica anual de 87 mm e excesso hídrico anual de 60 mm, as chuvas são mais prolongadas nos meses de inverno, elevando o nível do rio; o tipo climático é ST SB “subtropical subúmido” (Maluf 2000). Na área de estudo são registradas árvores grandes como *Luehea divaricata* e *Anadenanthera macrocarpa*, espécies que perdem as folhas no inverno, processo rápido destacando o caráter semicaducifólio da mata (Daniel

1991). Os arbustos apresentam uma distribuição uniforme na área, principalmente *Psychotria leiocarpa* Cham. et Schl., *P. myriantha* Müll. Arg., e *Justicia brasiliiana* Roth (Diesel 1991).

4. Mata ciliar do rio Maquiné (RM) (Fig. 1).-A área de estudo localiza-se num fragmento de mata ciliar no município de Maquiné (29°40'47.99"S; 50°11'20.03"W), no Vale do Maquiné, com área aproximada de 622 km², inserido nas encostas da Serra Geral na Planície Costeira (Sevegnani & Baptista 1996), inserido na Bacia Hidrográfica do Tramandaí, sendo o ponto mais setentrional deste estudo, já com forte influência de Mata Atlântica. A região compõe a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica reconhecida pela UNESCO, desde 1992. Na bacia do rio Maquiné está incluída a Reserva Biológica da Serra Geral, com área de 4845 hectares. Por estar dentro do domínio da Mata Atlântica e ecossistemas associados, é uma região considerada de extrema importância à conservação da Mata Atlântica brasileira (Conservation International do Brasil *et al.* 2000), possuindo corredores ecológicos e biogeográficos, provida de uma grande biodiversidade e fragilidade em relação a antropização. No Vale do rio Maquiné, o clima indica a média anual de 18,3°C e a média do mês mais frio 13,6°C, apresentando precipitação pluvial anual de 1409 mm, deficiência hídrica anual de 0 mm e excesso hídrico anual de 659 mm, nos meses de inverno destacam-se maiores níveis pluviométricos; o tipo climático é ST PU “subtropical perúmido” (Maluf 2000). A vegetação natural da bacia do rio Maquiné, embora constituída predominantemente por Floresta Ombrófila Densa, é uma área de transição biogeográfica que apresenta também elementos da Floresta Estacional Semidecidual. A cobertura da terra na região é extremamente heterogênea, representando um mosaico de vegetação primária, secundária em diversos estágios de desenvolvimento e agricultura (Sevegnani & Baptista 1996).

Amostragem.-Foram realizadas saídas de campo durante dois anos (01.agosto.2007-06.junho.2009), sendo efetuadas duas coletas por estação em cada mata ciliar, total de oito coletas ao ano e 32 coletas ao final de cada ano entre os quatro rios, 64 ao final do trabalho,

visando cobrir as diferentes estações nas áreas, variações na vegetação (fenologia das plantas) e variações nos fatores abióticos (chuva, temperatura, níveis dos rios). Para avaliar a diversidade da fauna de aranhas do estrato arbóreo-arbustivo ao longo das amostragens, foram utilizadas seis transecções, cada uma formada por uma linha reta de aproximadamente 50 metros, paralela ao sentido do rio. Foram dispostas em diferentes pontos do local (microambientes): duas foram colocadas na borda da mata com o rio (BR); outras duas no interior da mata (IM) e as duas últimas entre a mata e os campos adjacentes (BC), na borda oposta ao rio (Anexos: Fig. 7). No total, 24 transecções foram percorridas por coleta entre todas as matas ciliares.

Método de coleta.-Foi utilizado o guarda-chuva entomológico (GCE) para amostrar aranhas que vivem em pequenos e médios arbustos, vegetação alta de ervas, árvores pequenas e ramos de árvores de maior porte e cipós (Coddington *et al.* 1996; Indrusiak & Kotzian 1998; Sørensen *et al.* 2002). Em cada transecção, num intervalo de 45 minutos, nunca excedendo mais do que dois metros em cada lateral da linha, foram coletadas as aranhas com um GCE formado por uma estrutura de madeira montada em cruz (70cm x 70cm) coberta por “nylon” branco (Anexos: Fig. 8), totalizando 288 horas de coleta ao final do trabalho.

Laboratório, determinação do material e tombamento.-As aranhas foram armazenadas em recipientes próprios para o acondicionamento e conservadas em álcool etílico a 80%. A determinação foi realizada pelo primeiro autor no Laboratório de Aracnologia e o material foi depositado na coleção de aranhas do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil (MCN/FZB, curadora: Erica H. Buckup).

Análise dos dados.-A composição de espécies entre as distintas localidades foi analisada de duas formas: quanto à presença ou ausência de espécies, por localidade (dados

qualitativos) e quanto à abundância de cada espécie, por localidade (dados quantitativos). Baseando-se nesses dados qualitativos e quantitativos, obtivemos uma matriz de associações, entre as localidades, utilizando os índices de similaridade Simpson e Morisita, respectivamente. Utilizando os valores dos índices, calculados com base na composição de espécies de aranhas, foi realizada ordenação mediante Escalonamento Multidimensional não métrico (nmMDS), com duas dimensões. Para cada ordenação, obtivemos os valores de estresse, uma medida da relação das distâncias reais, obtidas pelo cálculo dos índices de dissimilaridade, com as distâncias provenientes do nmMDS.

Para avaliar as diferenças estatísticas nas composições das assembleias de aranhas, a partir dos diferentes índices, foram aplicadas duas ANOSIM (Análise de Similaridade) a um fator, com correção de Bonferroni para cada fator (Clarke & Warwick 1994).

Análise de SIMPER (Porcentagem de Similaridade) foi aplicada para avaliar quais espécies mais contribuíram com a similaridade/dissimilaridade entre as matas ciliares e seus respectivos microambientes (bordas e interior) (Clarke & Warwick 1994). As análises multivariadas de ordenação por nmMDS e ANOSIM, assim como a análise de SIMPER foram executadas com o programa PAST (Paleontological Statistics, versão 1.97) (Hammer & Harper 2009). Para todos os testes estatísticos o nível de significância foi de $p < 0,05$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No total foram coletas 42057 aranhas, registrou-se 34 famílias entre toda a assembleia. Para este estudo foram avaliadas somente as aranhas adultas, no entanto, as aranhas imaturas predominaram no inventário (78,96%). Entre as aranhas adultas (21,04%) foram coletadas 8851 aranhas, com predomínio de fêmeas (60,8%) sobre os machos (39,2%), sendo amostradas 28 famílias (Tabela I). Optou-se por utilizar somente as aranhas adultas pela dificuldade de determinar e/ou morfoespeciar as aranhas jovens.

A proporção de aranhas amostradas jovens nos trópicos e subtropicais geralmente fica em torno de 60–70% (Silva 1996; Sørensen *et al.* 2002), demonstrando o baixo percentual de aranhas adultas nas assembléias amostradas. Mesmo com um número muito elevado de aranhas coletadas (jovens e adultos) entre dois anos de amostragem, o percentual aqui registrado de aranhas adultas ficou próximo de outras pesquisas utilizando o método de guarda-chuva entomológico no sul (Rodrigues 2005: 27,2% de adultos; Bonaldo *et al.* 2007: 32,6%; Baldissera *et al.* 2008: 15%), sudeste (Gonçalves-Souza *et al.* 2007: 18%), centro-oeste (Raizer *et al.* 2005: 28%) e no nordeste do Brasil (Oliveira-Alves *et al.* 2005: 29%).

Em cronogramas de amostragens, com intervalos mais curtos entre amostras, poder-se-iam coletar aquelas aranhas adultas com curtos períodos reprodutivos e sazonalidade muito restrita (Foelix 1996), entretanto, este período pode diferir entre espécies, mantendo-se assim elevada a quantidade de aranhas jovens amostradas no estrato arbóreo-arbustivo.

Mesmo com o emprego de outros métodos (*e. g.* coleta manual diurna e/ou noturna, ecletor de tronco) para a amostragem de aranhas do estrato arbóreo-arbustivo a assembléia de aranhas é caracterizada pelo alto índice de jovens (Coddington *et al.* 1996; Silva 1996; Sørensen *et al.* 2002; Oliveira-Alves *et al.* 2005), indicando que mesmo com diferentes métodos a tendência de predominância de jovens de aranhas neste estrato é pouco alterada.

Composição de famílias entre os rios e os microambientes.-As famílias Ctenidae, Hersiliidae, Idiopidae, Lycosidae, Pisauridae e Segestriidae foram representadas somente por jovens. Das famílias com representantes adultos, predominaram Theridiidae (n=4363; 49,3%), Linyphiidae (1646; 18,6%), Salticidae (742; 8,4%), Araneidae (533; 6,1%) e Thomisidae (265; 3%), que juntas equivalem a mais de 85% das aranhas amostradas. As famílias Clubionidae, Dictynidae e Gnaphosidae, foram representadas por uma espécie e um indivíduo cada.

Aranhas da família Theridiidae, geralmente, estão entre as mais abundantes e rica em espécies amostradas no estrato arbóreo-arbustivo em inventários no sul do Brasil em diferentes ecossistemas (Rodrigues 2005; Silva & Araújo 2005; Ott *et al.* 2006; Baldissera *et al.* 2008) e em matas ciliares e áreas similares (Bonaldo *et al.* 2007). Entretanto, Podgaiski *et al.* (2007), no Parque Estadual do Turvo, em Derrubadas, noroeste do Rio Grande do Sul, área que protege o único remanescente representativo da Floresta do Alto Uruguai no Brasil, ecossistema diferente das matas ciliares, registraram o predomínio de Salticidae. Possivelmente, como são ambientes divergentes, estes possuem taxocenoses diferenciadas.

A mata ciliar do rio Maquiné teve o maior número de famílias (25), seguida dos rios Camaquã e Sinos (21 famílias em cada) e por fim o rio Piratini (20 famílias). Foram cinco famílias exclusivas do rio Maquiné (Clubionidae, Hahniidae, Gnaphosidae, Scytodiidae e Synotaxidae) e uma do rio Piratini (Dictynidae). Entre as famílias, 16 foram compartilhadas entre todas as matas ciliares. A família predominante entre todas as matas foi Theridiidae, com mais de 50% das aranhas amostradas em cada mata, a única exceção foi a mata ciliar do rio Maquiné, em que dominou Linyphiidae.

Encontramos até o momento, o maior número de famílias em inventários com o mesmo método para o sul do Brasil. Podgaiski *et al.* (2007) registram 26 famílias (somente aranhas adultas), Bonaldo *et al.* (2007) coletaram 24 famílias em fragmentos florestais nos arredores do Banhado Grande, ao longo do rio Gravataí, RS, mesma quantidade encontrada por Ott *et al.* (2006) em restingas na Planície Costeira do RS; valores relativamente altos em relação a outros inventários no Estado (somente famílias representadas por adultos: Indrusiak & Kotzian 1998: 13 famílias; Rodrigues 2005: 21 famílias; Silva & Araújo 2005: 22 famílias; Baldissera *et al.* 2008: 21 famílias).

Comparando com inventários no Rio Grande do Sul que utilizaram o mesmo método de coleta (avaliando somente aranhas adultas), todas as famílias que foram registradas em outras

pesquisas foram amostradas para as matas ciliares, com algumas exceções. Hersiliidae encontrada por Indrusiak & Kotzian (1998) na região central do RS, nas matas ciliares foi representada somente por aranhas imaturas. Bonaldo *et al.* (2007) amostraram Caponidae e Selenopidae em áreas com diferentes tipos de vegetação incluindo cinco pontos em matas ciliares. Já Podgaiski *et al.* (2007) coletaram Ctenidae, Lycosidae e Pisauridae, estas famílias, a não ser por indivíduos jovens, não foram amostradas nas matas ciliares com GCE. As diferenças de fisionomias entre as matas ciliares estudadas e a Floresta do Alto Uruguai, estudada pelos autores, podem ter influenciado nas variações das famílias registradas. Ott *et al.* (2006) registraram Ctenidae, Lycosidae e Pisauridae somente com outros métodos de coleta que não o GCE e citam as famílias como noturnas.

Para a região centro-oeste do Brasil, no estado do Mato Grosso, Raizer *et al.* (2005) estudando a araneofauna em diferentes pontos, entre eles, diversas matas ciliares ao longo do rio Paraguai, registraram como família predominante Araneidae, padrão diferente das matas ciliares do RS. Em comparação com este inventário, a composição de famílias e espécies foram bastante diferentes, revelando que a araneofauna das matas ciliares do centro do Brasil é pouco similar à encontrada no sul do país.

Para os microambientes, a composição das famílias de aranhas adultas foi muito similar, sendo 25 famílias em cada borda (rio e campo) e 24 no interior da mata. Theridiidae foi a que predominou em todos, seguida de Linyphiidae, ambas mais registradas no interior da mata. A família Theridiidae é conhecida por ocupar uma grande variedade de nichos (Silva, 1996; Silva & Coddington, 1996), possivelmente explicando sua ampla distribuição ao longo dos microambientes avaliados nas matas ciliares.

Foram compartilhadas entre todos os microambientes 22 famílias e uma exclusiva em cada (borda do rio: Clubionidae; interior da mata: Gnaphosidae; borda do campo:

Dictynidae). Das famílias exclusivas na mata ciliar do Maquiné, excluindo as raras, Hahniidae demonstrou preferência pela borda do rio e Scytodiidae pelo interior da mata (Tabela I).

Algumas famílias demonstraram maior frequência no interior da mata do que nas bordas (e.g. Anyphaenidae, Linyphiidae, Mimetidae, Pholcidae, Theridiosomatidae). A família Theridiosomatidae conforme Coddington (1986) habita principalmente locais escuros e úmidos nas florestas. Realmente, em todas as matas ciliares as aranhas desta família tiveram preferência pelo interior da mata, sendo muito raras nas bordas. A única exceção a isto foi no Maquiné, entretanto nesta mata a borda do rio foi representada por um ambiente bastante fechado e com densidade alta de vegetação. Theridiosomatidae também foi mais encontrada no interior da floresta do que na borda por Gonçalves-Souza *et al.* (2007) em Mata Atlântica no sudeste do Brasil. Estes mesmos autores registraram Linyphiidae com espécies exclusivamente no interior da floresta.

Em um fragmento com mata ciliar no nordeste do Brasil, Oliveira-Alves *et al.* (2005) tiveram mais representantes de Mimetidae e Pholcidae no centro da mata do que nas bordas, porém para Anyphaenidae, diferente do encontrado aqui nas matas ciliares, registraram esta família mais na borda. Provavelmente essas diferenças estão vinculadas muito mais a um padrão geográfico do que dos próprios ambientes (matas ciliares).

A família Salticidae não apresentou uma preferência por um determinado microambiente, porém há registros de ser geralmente mais encontrada nas bordas de mata (Gonçalves-Souza *et al.* 2007; Oliveira-Alves *et al.* 2005). São aranhas com grande desenvolvimento visual e, nestes locais (bordas), a maior luminosidade facilitaria a caça de presas (Romero & Vasconcellos-Neto 2005).

Lista e composição de espécies entre os rios e os microambientes.-Foram determinadas 440 espécies/morfoespécies de aranhas, em 168 gêneros (Tabela I). No total 232 espécies foram nominais, um total de 53%; o restante das aranhas adultas (47%) ficaram em

morfoespécies, devido a falta de bibliografias revisivas ou com figuras adequadas, mas não descarta-se que sejam novas espécies de aranhas ainda desconhecidas pela ciência. Apresentamos aqui a lista com maior número de espécies para o sul do Brasil (Tabela I).

As espécies *Acragas nigromaculatus* (Mello-Leitão, 1922), *Cylistella cuprea* (Simon, 1864), *Faiditus alticeps* (Keyserling, 1891), *Lyssomanes leucomelas* Mello-Leitão, 1917, *Mopiopia labyrinthea* (Mello-Leitão, 1947), *Opas paranensis* (Mello-Leitão, 1937), *Runcinioides argenteus* Mello-Leitão, 1929, *Sanogasta maculosa* (Nicolet, 1849), *Stephanopsis colatinae* Soares & Soares, 1946, *Synema nigrianum* Mello-Leitão, 1929 e *Trogloneta cantareira* Brescovit & Lopardo, 2008 são registradas pela primeira vez para o Estado do Rio Grande do Sul e *Conifaber yasi* Grismado, 2004, *Deinopsis amica* Schiapelli & Gerschman, 1957 e *Senoculus purpureus* (Simon, 1880) são primeiros registros para o Brasil.

Também foram apresentados novas espécies e novos registros por Rodrigues & Mendonça (2011) para a família Araneidae; Rodrigues & Marques (2010) para o gênero *Phoroncidia* (Theridiidae) e Rodrigues & Ott (2010) para o gênero *Psilocymbium* (Linyphiidae).

Entre as famílias com mais espécies, Araneidae e Theridiidae tiveram os maiores percentuais de aranhas nominais (95,3% e 64,7%, respectivamente), aparentemente, sendo duas famílias já bem conhecidas taxonomicamente para o sul do Brasil. Restam por conhecer, entretanto, as características ecológicas da grande maioria dessas espécies.

As famílias Amaurobiidae, Clubionidae, Dictynidae, Gnaphosidae, Hahniidae, Mysmenidae, Nephiliidae, Scytodiidae e Synotaxidae foram representadas por somente uma espécie cada. *Hahnia* sp. foi a espécie exclusiva de Hahniidae, *Scytodes maquine* Rheims & Brescovit, 2009 de Scytodiidae e *Synotaxus longicaudatus* (Keyserling, 1891) de Synotaxidae, as três também exclusivas da mata do rio Maquiné. *Elaver brevipes* (Keyserling, 1891) (Clubionidae), Dictynidae indet. (Dictynidae), *Zimiromus montenegro* Backup &

Brescovit, 1993 (Gnaphosidae) foram representadas por *singletons*. As demais famílias tiveram mais do que um indivíduo e registradas em mais do que uma mata ciliar (Tabela I).

Das espécies/morfoespécies 47 (10,68%) foram compartilhadas entre todas as matas ciliares, 64 (14,54%) foram compartilhadas entre no mínimo três matas, 104 (23,64%) compartilhadas entre duas e, a maioria (225 espécies; 51,14%) foram exclusivas de uma mata apenas. As matas ciliares dos rios Piratini e Camaquã tiveram o maior número de espécies compartilhadas (34 espécies) e o menor entre Piratini e Maquiné (9). Já o maior número de espécies exclusivas foram registradas na mata ciliar do rio Maquiné (82 espécies) e a menor quantidade de exclusivas no rio dos Sinos (38); as matas ciliares do rio Piratini e Camaquã ficaram próximas no número de espécies exclusivas (55 e 50, respectivamente).

A espécie mais registrada entre as matas ciliares foi *Sphecozone personata* (Simon, 1894) (n=1222; 13,8% do total) (Anexos: Figs. 28, 29), porém foi praticamente exclusiva da mata do rio Maquiné, com exceção de dois indivíduos coletados no Sinos. Já a segunda espécie mais amostrada, *Thymoites promatensis* Lise & Silva, 2009 (n=436; 4,93%), foi registrada em todos os rios, exceto o Maquiné e a terceira mais registrada, *Spintharus gracilis* Keyserling, 1886 (n=325; 3,67%) foi coletada em todas as matas com exceção do rio Piratini (Tabela I).

Entre as aranhas registradas com mais do que 100 indivíduos (22 espécies), ou acima de 1% de representatividade, nove não foram registradas entre todos os rios, algumas destas amostradas em somente uma ou duas das matas estudadas (Tabela I). Esperava-se que entre as espécies mais abundantes, a grande maioria fossem registradas em todas as matas, porém, muitos dos rios tiveram muitas espécies exclusivas.

Também encontramos um número elevado de espécies em relação aos demais inventários com o mesmo método no sul do Brasil (Indrusiak & Kotzian 1998: 76 espécies; Bonaldo & Ott 2002: 224 espécies; Rodrigues 2005: 99 espécies; Silva & Araújo 2005: 142

espécies; Baldissera *et al.* 2008: 132 espécies; Ott *et al.* 2006: 278 espécies; Bonaldo *et al.* 2007: 212 espécies; Podgaiski *et al.* 2007: 362 espécies).

Entre as espécies nominais registradas aqui neste estudo, mais de 73% foram compartilhadas entre o trabalho de Bonaldo *et al.* (2007); já na comparação com o estudo de Podgaiski *et al.* (2007), registramos somente 43,5% de similaridade com a araneofauna daquele local.

Synotaxidae é uma família rara em inventários no Rio Grande do Sul, somente registrada por Silva & Araújo (2005) para uma área com influência de Mata Atlântica, assim como a mata ciliar do rio Maquiné. Esta família foi representada em ambos os trabalhos pela espécie *Synotaxus longicaudatus*; a família também foi encontrada em Mata Atlântica no sudeste do Brasil (Gonçalves-Souza *et al.* 2007). Mysmenidae também é uma família pouco amostrada em inventários no sul do Brasil, aqui foi coletada nas matas mais meridionais, representada pela espécie *Trogloneta cantareira*.

Raizer *et al.* (2005) com GCE e coleta manual noturna, nas matas ciliares das cabeceiras da bacia do rio Paraguai, registraram 206 espécies, porém a composição para as matas desta região é muito pouco similar a encontrada nas matas ciliares aqui do sul do Brasil. Conforme os autores, as matas da região do Pantanal Norte já sofrem influência amazônica.

Entre os microambientes, 127 espécies (28,86% do total) foram compartilhadas entre todos os microambientes, 129 (29,32%) foram compartilhadas entre dois e 184 espécies (41,82%) foram exclusivas de um dos três microambientes (Tabela I). Dos microambientes em conjunto, o maior número de espécies compartilhadas foi entre as bordas (63 espécies). Já o maior número de espécies exclusivas foi registrada na borda do campo (75 espécies), após a borda do rio (56) e, por último, o interior da mata (53). Dentre as quatro espécies mais coletadas, equivalentes a mais de 25% do total de aranhas, todas foram predominantes no

interior da mata cada uma delas próximas de 50% de registro para este microambiente e *Thymoites promatensis* com uma preferência muito discrepante (>88%).

Avaliação da similaridade e dissimilaridade entre as composições da araneofauna.-

Pelo índice quantitativo de Morisita, a composição da araneofauna entre os rios difere significativamente (ANOSIM: $R=0,8241$; $p<0,0001$). Pelo índice qualitativo de Simpson, também ocorre significância ($R=0,8086$; $p=0,001$).

A análise de similaridade de percentagens (SIMPER) revelou que para as diferentes matas ciliares a espécie *Spherozonia personata* foi a que mais contribuiu com a ordenação (contribuição: 12,15), um valor muito elevado em relação as demais espécies, *Thymoites promatensis* (contribuição: 3,99), *Spintharus gracilis* (2,77), *Hetschkia gracilis* Keyserling, 1886 (2,13), *Theridion calcinatum* Holmberg, 1876 (1,85) e *Wamba crispulus* (Simon, 1895) (1,84). As dez espécies, apresentadas na Tabela II com contribuição acima de 1%, juntas apresentam uma contribuição de 38%.

A alta contribuição de *S. personata*, como mencionado acima, é devido a sua dominância em somente uma mata ciliar (Maquiné); *T. promatensis* apresenta um padrão mais homogêneo em relação as matas, com exceção a Maquiné (Tabela II).

Pela análise multivariada de escalonamento multidimensional não-métrico, para as diferentes matas ciliares, tanto para o índice quantitativo (estresse de 0,166) (Fig. 2a), quanto para o qualitativo (estresse de 0,126) (Fig. 2b), observa-se uma proximidade entre as matas ciliares dos rios Piratini e Camaquã e uma maior distância para a mata ciliar do rio Maquiné. Possivelmente para o índice quantitativo o rio Maquiné teve uma distinção pelo alto número de aranhas adultas, da família Linyphiidae, pois para os demais rios foi Theridiidae com mais representantes adultos. Para o índice qualitativo, a mata ciliar do Maquiné formou um grupo isolado devido, principalmente, ao alto número de famílias e espécies exclusivas.

A mata ciliar do rio Maquiné, possui uma forte influência da Mata Atlântica que, possivelmente, resultou em uma diferenciação na assembleia deste local. Isso explicaria sua composição divergir tanto em relação às demais matas ciliares estudadas, principalmente, aquelas mais meridionais, com maior influência de campos no seu entorno.

A Mata Atlântica é reconhecida por ser um Bioma com peculiaridades, apresentando áreas bastante heterogêneas, com diferentes tipos de habitats, com grande diversidade, o que se reflete nas características físicas do ambiente (Conservation International do Brasil *et al.* 2000; Tabarelli *et al.* 2005). Espécies exclusivas da mata ciliar do rio Maquiné e as diferenças encontradas na sua composição, comparada as outras matas, podem ser devido a espécies, possivelmente associadas a características ambientais da área.

Inúmeros fatores podem estar associados as diferentes composições das matas ciliares, porém, possivelmente o que mais deve ter influenciado foi a distância entre as matas e as variações existentes entre as bacias hidrográficas, como composição da vegetação, fatores climáticos dos mais distintos níveis, entre outros que influenciaram nestas divergências na fauna de aranhas.

Já para os diferentes microambientes, a composição de espécies, não foi significativamente distinta, nem para o índice quantitativo de Morisita (ANOSIM: $R=-0,078$; $p=0,7086$, Fig. 3a), nem para o qualitativo de Simpson ($R=0,008$; $p=0,4416$, Fig. 3b). Portanto, entre os microambientes das matas ciliares não há distinção na composição da araneofauna. A ordenação por nmMDS, para o índice quantitativo de Morisita teve estresse de 0,127 (Fig. 3a) e para o qualitativo de Simpson de 0,165 (Fig. 3b).

Na análise de SIMPER para os microambientes (Tabela III) as espécies que mais contribuíram foram as mesmas verificadas para as matas ciliares (*Sphecozone personata*, contribuição: 9,67; *Thymoites promatensis*, contribuição: 4,52; *Spintharus gracilis*, contribuição: 2,32), com valores mais elevados para o interior da mata. Para os

microambientes, as dez espécies na Tabela III representam mais 36% de contribuição para a dissimilaridade. Tanto para as matas ciliares, quanto para os microambientes, entre estas dez espécies com maior contribuição, sete são da família Theridiidae.

Algumas espécies tenderam a preferir algum dos três microambientes, mesmo com a composição de espécies não diferindo. Nota-se que as maiores quantidades de espécies de aranhas ocorreram em sua grande maioria no interior da mata, porém, estas foram também registradas em outros microambientes, resultando em uma alta similaridade na composição da araneofauna. Mesmo sem encontrar uma diferença significativa pela ANOSIM, percebe-se que, pelas espécies compartilhadas entre os microambientes, as bordas são um pouco mais similares entre si na comparação com o interior da mata.

Diferente do padrão registrado aqui para os microambientes, Oliveira-Alves *et al.* (2005) para um fragmento de Mata Atlântica no nordeste do Brasil ao longo de uma lagoa, com guarda-chuva entomológico, encontraram uma baixa similaridade entre a composição de aranhas das bordas e o centro da floresta. Os autores sugerem que as variações na vegetação entre as bordas e o centro influenciaram na divergência na comunidade de aranha.

Quando são avaliados diferentes ambientes, as variações na composição de espécies costumam ser maiores. Hore & Uniyal (2008), na Índia, avaliando cinco diferentes ambientes, as maiores variações na composição da araneofauna foram registradas entre a mata ciliar e uma plantação, sugerem que as diferenças na estrutura da vegetação entre os distintos ambientes refletem na composição das aranhas. Rinaldi & Trinca (2008) avaliando a assembleia de aranhas em diferentes áreas de cerrado em São Paulo, verificaram que a composição da araneofauna foi bastante similar entre as duas áreas com vegetação semelhante, o que sugere uma associação entre aranhas e tipo de vegetação.

Mesmo sendo todos os ambientes aqui estudados matas ciliares, as áreas possuem composições vegetais distintas, tendo em vista as regiões fitogeográficas em que se situam,

além de diferentes estados de conservação da paisagem original, o que dificulta a comparação entre as mesmas. Em muitos casos, as comunidades de aranhas mostram uma notável dependência por diferenças regionais e as similaridades podem estar indicando uma associação entre aranhas e uma vegetação em particular (Raizer *et al.* 2005; Rinaldi & Trinca 2008). Apesar desta limitação, nota-se que ao analisar a composição entre as matas, há indicação de uma aproximação nas composições entre locais próximos (*e.g.* rio Piratini com Camaquã; rio dos Sinos com Maquiné), possivelmente, num padrão de gradiente latitudinal pode ser sugerido (Begon *et al.* 1991).

Embora algumas aranhas possuem uma tendência a ocorrer em uma ampla gama de habitats, associações entre espécies podem ocorrer em decorrência de determinado tipo de vegetação (Uetz 1991), fato este que pode ter ocorrido na mata ciliar do rio Maquiné, principalmente, devido a diferença em relação as demais matas.

Provavelmente, além das disparidades nas vegetações de cada área, outros fatores envolvidos com as diferentes bacias hidrográficas para as matas estudadas, devem estar relacionados as variações. Muitos fatores ambientais influenciam na composição das assembleias animais (Rinaldi & Trinca 2008), possivelmente as divergências nas composições entre as matas ciliares são reflexos de variações regionais em diversos âmbitos (Begon *et al.* 1991).

Desta forma, as possíveis diferenças estruturais entre as matas ciliares avaliadas parecem agir como fontes de organização das comunidades de aranhas, atuando diretamente sobre a dinâmica das espécies e suas composições nas assembleias. As características de cada local, junto às associações das espécies com estes locais, devem ser determinantes para a formação de grupos de espécies para cada mata ciliar independentemente, demonstrando que cada mata ciliar apresenta sua fauna de aranhas distinta.

As matas ciliares não foram muito similares na composição da araneofauna quanto esperávamos, entretanto, apresentam-se como ambientes extremamente diversificados, demonstrando a necessidade de serem mais bem estudados, para dessa forma, fornecer mais subsídios para sua preservação e manutenção da sua biodiversidade.

AGRADECIMENTOS

À Patrícia E. Silva Rodrigues (MCN, FZBRS) pela ajuda em campo e nas coletas. Ao José Vanderlei Feltrim por disponibilizar a área de estudo no rio Maquiné. Aos funcionários e administradores da Fazenda Corticeiras Empreendimentos e Participações LTDA, em Cristal, pelo acesso à área de estudo e Tiago C. de Marchi e João Andre Jarenkow (PPG Botânica, UFRGS) pelas informações sobre a área. À Erica H. Buckup, curadora da coleção de aranhas do MCN, e a pesquisadora Maria Aparecida de L. Marques pelo acesso à coleção e bibliografia e à direção do museu pelo uso das dependências e equipamentos. Ao CNPq pela concessão da bolsa de doutorado a E.N.L. Rodrigues (processo 140586/2007-5); este trabalho é parte da tese.

LITERATURA CITADA

- Baldissera, R., G. Ganade, A.D. Brescovit & S.M. Hartz. 2008. Landscape mosaic of *Araucaria* forest and forest monoculture influencing understory spider assemblages in southern Brazil. *Austral Ecology* 33:45-54.
- Begon, M., J.L. Harper & C.R. Townsend. 1991. *Ecology, Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Scientific Publications, Estados Unidos. 945pp.
- Bonaldo, A.B. & R. Ott. 2002. Aranhas, as versáteis estrategistas do Delta. *Natureza em Revista* 13:40-43.
- Bonaldo, A.B., M.A.L. Marques, R. Pinto-da-Rocha & T. Gardner. 2007. Species richness and community structure of arboreal spider assemblages in fragments of three vegetational types at Banhado Grande wet plain, Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 97(2):143-151.
- Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 1994. *Change in Marine Communities*. National Research Council, UK. 144pp.
- Coddington, J.A. 1986. The genera of the spider family Theridiosomatidae. *Smithsonian Contribution to Zoology* 422:1-96.

- 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.
- Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo & SEMAD/Instituto Estadual de Florestas, MG. 2000. Avaliações e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Ministério do Meio Ambiente/SBF, Brasília. 40pp.
- Daniel, A. 1991. Estudo fitossociológico arbóreo/arbustivo da mata ripária da Bacia Hidrográfica do rio dos Sinos, RS. *Pesquisas, Botânica* 42:1-199.
- Davide, A.C. & S.A. Botelho. 1999. Análise crítica dos programas de recomposição de matas ciliares em Minas Gerais. Pp.172-188. *In* Simpósio de Mata Ciliar: Ciência e Tecnologia. UFLA / FAEPE / CEMIG, Belo Horizonte, Lavras.
- Dennis, J.G. & M.A. Ruggiero. 1996. Biodiversity inventory: building an inventory at scales from local to global. Pp.149-156. *In* Biodiversity in managed landscapes. (Szaro, R.C. & D.W. Johnston, eds). Oxford University Press, Oxford.
- Dennis, P. 1997. Impact of forest and woodland structure on insect abundance and diversity. *In* Forest and Insects. (Watt, A.D., N.E. Stock & M.D. Hunter, eds.). Chapman & Hall, London.
- Diesel, S. 1991. Estudo fitossociológico herbáceo/arbustivo da mata ripária da Bacia Hidrográfica do rio dos Sinos, RS. *Pesquisas, Botânica* 42:201-257.
- Foelix R.F. 1996. *Biology of spiders*. Oxford University Press, New York. 306pp.
- Gonçalves-Souza, T., G. Matallana & A.D. Brescovit. 2007. Effects of habitat fragmentation on the spider community (Arachnida, Araneae) in three Atlantic forest remnants in Southeastern Brazil. *Revista Ibérica de Aracnología* 16:35-42.
- Halfpeter, G., C.E. Moreno & E.O. Pineda. 2001. *Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera*. Cytod Orcyt – Unesco & Sea, México. 79pp.
- Hammer, O. & D.A.T. Harper. 2009. *Past: Paleontological Statistics*. Version 1.97. Available from <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
- Hore, U. & V.P. Uniyal. 2008. Diversity and composition of spider assemblages in five vegetation types of the Terai Conservation Area, India. *Journal of Arachnology* 36:251-258.
- Indrusiak, L.F. & C.B. Kotzian. 1998. Inventário das aranhas arborícolas de três regiões de Santa Maria, RS, Brasil. *Revista Ciência e Natura* 20:187-214.

- Kilca, R.V. 2002. Alguns aspectos florísticos e estruturais de uma floresta de galeria no sul da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Ciências Biológicas), Universidade Federal de Pelotas. 80pp.
- Malavasi, U.C., M.M. Malavasi & M. Curti. 2004. III Simpósio regional de mata Ciliar. Ed. Unioeste, Cascavel. 96pp.
- Maluf, J.R.T. 2000. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia* 8(1):141-150.
- Marchi, T.C. & J.A. Jarenkow. 2008. Estrutura do componente arbóreo de mata ribeirinha no rio Camaquã, município de Cristal, Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Botânica*, 63(2): 241-248.
- Naiman, R.J., H. Decamps & M. Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3(2):209-212.
- Oliveira-Alves, A., M.C.L. Peres, M.A. Dias, G.S. Cazais-Ferreira & L.R.A. Souto. 2005. Estudos das comunidades de aranhas (Arachnida: Araneae) em ambiente de Mata Atlântica no Parque Metropolitano de Pituacu – PMP, Salvador, Bahia. *Biota Neotropica* 5(1a):<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN006051a2005>.
- Ott, R., E.H. Buckup & M.A.L. Marques. 2006. Aranhas. Pp.172-184. *In* Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. (Becker, F.G., R.A. Ramos & L.A. Moura, orgs.). Ministério do Meio Ambiente MMA/SBF, Brasília.
- Podgaiski, L.R., R. Ott, E.N.L. Rodrigues, E.H. Buckup & M.A.L. Marques. 2007. Araneofauna (Arachnida; Araneae) do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 7(n2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?inventory+bn01107022007>.
- Platnick, N.I. 1999. Dimensions of biodiversity: targeting megadiverse groups. Pp.33-52. *In* The living planet in crisis: Biodiversity science and policy. (Cracraft, J. & F.T. Grifo, eds.). Columbia University Press, New York.
- Raizer, J., H.F. Japyassú, R.P. Indicatti & A.D. Brescovit. 2005. Comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) do pantanal norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. *Biota Neotropica* 5(1a): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN009051a2005>.
- Rinaldi, I.M.P. & L.A. Trinca. 2008. Spider assemblages in widely-separated patches of cerrado in São Paulo State, Brazil. *Acta Biologica Paranaense* 37(3, 4):165-180.

- Rodrigues, E.N.L. 2005. Fauna araneológica (Arachnida; Araneae) arborícola de duas áreas em uma mata de restinga no sul do Brasil. *Acta Biologica Leopoldensia* 27(1):73-92.
- Rodrigues, E.N.L. & M.A.L. Marques. 2010. Sobre o gênero *Phoroncidia*: nova espécie, ecologia e descrição do macho de *P. reimoseri* com novas ocorrências para o sul do Brasil (Araneae, Theridiidae). *Iheringia, Série Zoologia*, 100(3):247-253.
- Rodrigues, E.N.L. & R. Ott. 2010. A new species of *Psilocymbium* with the descriptions of the male and new records of *P. lineatum* at South Brazil (Araneae: Linyphiidae). *Zoologia* 27(3):445-450.
- Rodrigues, E.N.L. & M.S. Mendonça, Jr. 2011. Araneid orb-weavers (Araneae, Araneidae) associated with riparian forests in southern Brazil: a new species, complementary descriptions and new records. *Zootaxa* 2759:60-68.
- Romero, G.Q. & J. Vasconcelos-Neto. 2005. Spatial distribution and microhabitat preference of *Psecas chapoda* (Peckham & Peckham) (Araneae, Salticidae). *Journal of Arachnology* 33:124-134.
- Sevegnani, L. & L.R.M. Baptista. 1996. Composição florística de uma floresta secundária, no âmbito da Floresta Atlântica, Maquiné, RS. *Sellowia* 45-48:47-71.
- 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, Hors serie*:597-610.
- Silva, E.L.C. & A.M. Araújo. 2005. Distribuição e diversidade das espécies de aranhas (Araneae) coletadas na região de Taínhas e Terra de Areia, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências* 7(2):285-296.
- Silva, D. & J.A. Coddington. 1996. Spiders of Pakitza (Madre de Dios) Peru: species richness and notes on community structure. Pp.241-299. *In* The biodiversity of Pakitza and its environs. (Wilson, D.E. & A. Sandoval, eds.). Smithsonian Institution, Washington, DC.
- Soares, L.R. & R.S. Ferrer. 2009. Estrutura do componente arbóreo em uma área de floresta ribeirinha na bacia do rio Piratini, Rio Grande do Sul. *Biotemas* 22(3):47-55.
- Sørensen, L.L., J.A. Coddington & N. Scharff. 2002. Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an Afrotropical Forest. *Environmental Entomology* 31(2):319-330.
- Tabarelli, M., L.P. Pinto, J.M.C. Silva, M.M. Hirota, & L.C. Bedê. 2005. Desafio e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. Pp.132-138. *In* Megadiversidade, volume 1, n.1. Conservação Internacional, Belo Horizonte.

- Teixeira, M.B., A.B. Coura-Neto, U. Pastore & A.L.R. Rangel. 1986. Vegetação; as regiões fitoecológicas, sua natureza, seus recursos econômicos; estudo fitogeográfico. Pp. 541-632. *In* Levantamento de recursos naturais. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, v.33, Rio de Janeiro.
- Uetz, G.W. 1991. Habitat structure and spider foraging. Pp.325-348. *In* Habitat structure. The physical arrangement of objects in space. (Bell, S.S., E.D. McCoy & H.R. Mushinsky, eds.). Chapman and Hall, London.

Legendas das Figuras e Tabelas

Figura 1.-Mapa esquemático do Brasil e detalhe do Estado do Rio Grande do Sul ilustrando a localização das matas ciliares avaliadas (RP, rio Piratini; RC, rio Camaquã; RS, rio dos Sinos; RM, rio Maquiné).

Figura 2a, b.-Ordenação pelo escalonamento multidimensional não métrico (nmMDS) da composição da fauna de aranhas entre matas ciliares de diferentes rios no sul do Brasil. (a) Índice de Morisita. (b) Índice de Simpson (RP, rio Piratini; RC, rio Camaquã; RS, rio dos Sinos; RM, rio Maquiné; BC, borda do campo; BR borda do rio; IM, interior da mata).

Figura 3a, b.-Ordenação pelo escalonamento multidimensional não métrico (nmMDS) da composição da fauna de aranhas entre microambientes das matas ciliares no sul do Brasil. (a) Índice de Morisita. (b) Índice de Simpson (RP, rio Piratini; RC, rio Camaquã; RS, rio dos Sinos; RM, rio Maquiné; BC, borda do campo; BR borda do rio; IM, interior da mata).

Tabela I.-Lista de espécies/morfoespécies de aranhas coletadas nas matas ciliares e seus respectivos microambientes (bordas e interior da mata) no sul do Brasil (BC, borda do campo; BR, borda do rio; IM, interior da mata).

Tabela II.-Análise de SIMPER para as dez espécies de aranhas que mais contribuíram para dissimilaridade entre as matas ciliares avaliadas no sul do Brasil (* contribuição percentual das espécies para a dissimilaridade; # dissimilaridade cumulativa entre as matas ciliares; † abundância média de cada espécie em cada mata ciliar).

Tabela III.-Análise de SIMPER para as dez espécies de aranhas que mais contribuíram para dissimilaridade entre os microambientes das matas ciliares avaliadas no sul do Brasil (* contribuição percentual das espécies para a dissimilaridade; # dissimilaridade cumulativa entre os microambientes; † abundância média de cada espécie em cada microambiente).

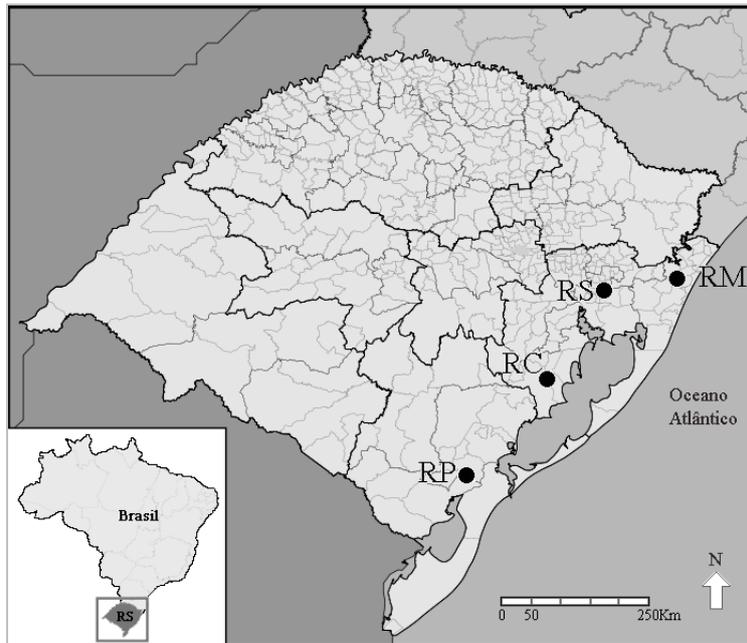


Figura 1

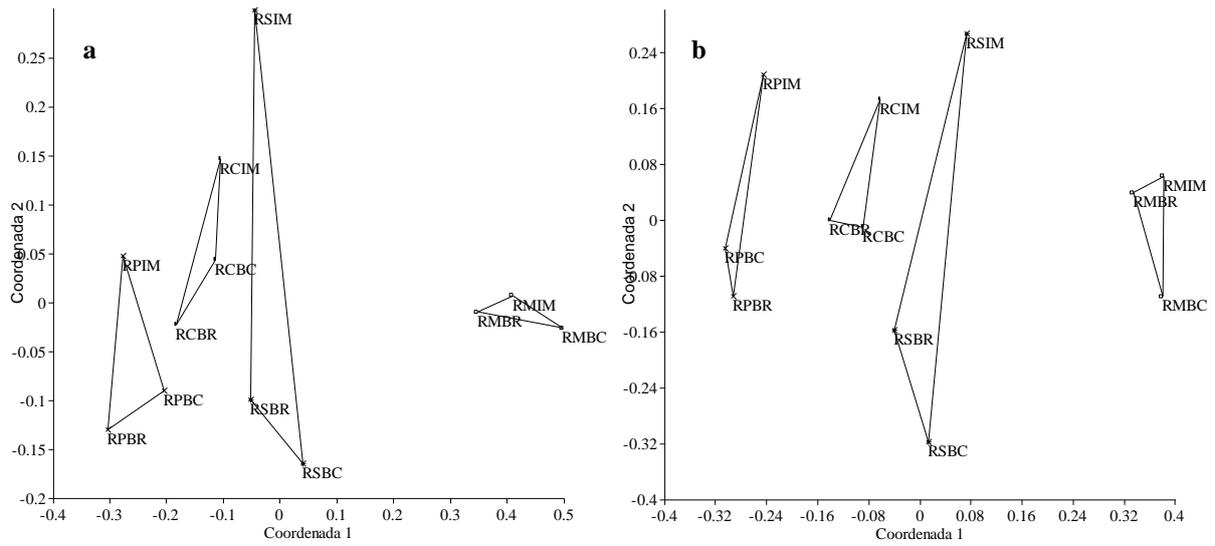


Figura 2a, b

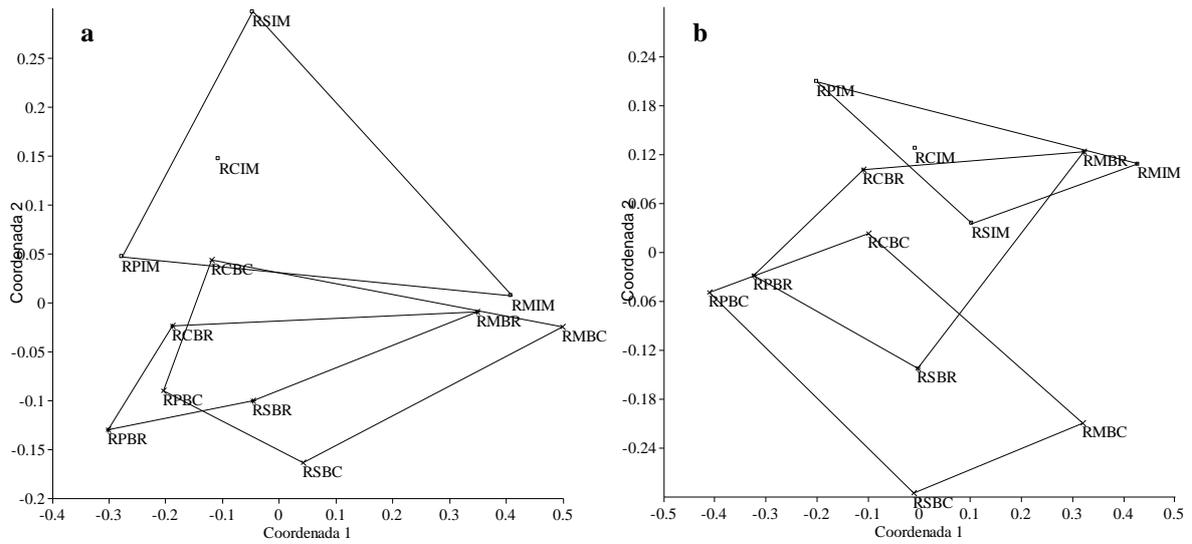


Figura 3a, b

Tabela I

| Famílias Espécies | Matas Ciliares / Microambientes | | | | | | | | | | | | Total | % |
|---|---------------------------------|----|----|---------|----|----|-------|----|----|---------|----|----|-------|------|
| | Piratini | | | Camaquã | | | Sinos | | | Maquiné | | | | |
| | BR | IM | BC | BR | IM | BC | BR | IM | BC | BR | IM | BC | | |
| Amaurobiidae | | | | | | | | | | | | | | |
| Amaurobiidae indet. | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| Anyphaenidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anyphaenoides clavipes</i> (Mello-Leitão, 1922) | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 8 | 0,09 |
| <i>Arachosia praesignis</i> (Keyserling, 1891) | 7 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0,09 |
| <i>Arachosia</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Aysha borgmeyeri</i> (Mello-Leitão, 1926) | 0 | 3 | 1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0,09 |
| <i>Aysha chicama</i> Brescovit, 1992 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Aysha ericae</i> Brescovit, 1992 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 0,06 |
| <i>Aysha helvola</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Aysha montenegro</i> Brescovit, 1992 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 2 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0,15 |
| <i>Aysha rubromaculata</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Aysha triunfo</i> Brescovit, 1992 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 2 | 8 | 0,09 |
| <i>Aysha</i> sp.1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Aysha</i> sp.2 | 0 | 2 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0,08 |
| <i>Aysha</i> sp.3 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Aysha</i> sp.4 | 1 | 12 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0,21 |
| <i>Aysha</i> sp.5 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,06 |
| <i>Aysha</i> sp.6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Aysha</i> sp.7 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Aysha</i> sp.8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Jessica osoriana</i> (Mello-Leitão, 1922) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Jessica</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Patreria longipes</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 7 | 0 | 1 | 5 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 20 | 0,23 |
| <i>Patreria procera</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 0,06 |
| <i>Sanogasta maculatipes</i> (Keyserling, 1878) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Sanogasta maculosa</i> (Nicolet, 1849) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Sanogasta</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Sanogasta</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Sanogasta</i> sp.3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Tasata variolosa</i> Mello-Leitão, 1943 | 3 | 3 | 0 | 1 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0,15 |
| <i>Tasata</i> sp.1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,05 |
| <i>Tasata</i> sp.2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Tasata</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Wulfila albus</i> (Mello-Leitão, 1945) | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 | 5 | 0 | 1 | 17 | 0,19 |
| <i>Wulfilopsis</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 4 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0,12 |
| <i>Wulfilopsis tripunctata</i> (Mello-Leitão, 1947) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 12 | 0 | 17 | 0,19 |
| <i>Xiruana gracilipes</i> (Keyserling, 1891) | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Xiruana</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| Araneidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acasesia graciosa</i> Lise & Braul, 1995 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0,03 |
| <i>Alpaida alticeps</i> (Keyserling, 1880) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 4 | 0,05 |
| <i>Alpaida citrina</i> (Keyserling, 1892) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 10 | 0,11 |
| <i>Alpaida erica</i> Levi, 1988 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Alpaida grayi</i> (Blackwall, 1863) (Anexos: Fig. 21) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 0,06 |
| <i>Alpaida lomba</i> Levi, 1988 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Alpaida nonoai</i> Levi, 1988 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Alpaida octolobata</i> Levi, 1988 | 0 | 4 | 0 | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0,18 |
| <i>Alpaida pedro</i> Levi, 1988 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Alpaida truncata</i> (Keyserling, 1865) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Araneus omnicolor</i> (Keyserling, 1893) | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 5 | 0 | 13 | 0,15 |
| <i>Araneus unanimus</i> (Keyserling, 1880) | 0 | 0 | 4 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0,09 |
| <i>Araneus uniformis</i> (Keyserling, 1880) | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Araneus venatrix</i> (C.L. Koch, 1839) (Anexos: Fig. 26) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 4 | 0,05 |
| <i>Araneus vincibilis</i> (Keyserling, 1893) | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0,07 |
| <i>Bertrana rufostriata</i> Simon, 1893 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 1 | 7 | 0,08 |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|--|----|----|----|---|----|----|---|----|---|---|----|---|-----|------|
| <i>Cyclosa camargoi</i> Levi, 1999 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Cyclosa diversa</i> (O.P.-Cambridge, 1894) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Cyclosa fililineata</i> Hingston, 1932 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0,11 |
| <i>Cyclosa inca</i> Levi, 1999 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Cyclosa machadinho</i> Levi, 1999 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 5 | 1 | 1 | 6 | 0 | 16 | 0,18 |
| <i>Cyclosa morretes</i> Levi, 1999 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Eustala albiventer</i> (Keyserling, 1884) | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Eustala crista</i> Poeta, Marques & Buckup, 2010 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Eustala levii</i> Poeta, Marques & Buckup, 2010 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Eustala palmares</i> Poeta, Marques & Buckup, 2010 | 3 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 | 0,09 |
| <i>Eustala photographica</i> Mello-Leitão, 1944 | 10 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0,16 |
| <i>Eustala saga</i> (Keyserling, 1893) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Eustala taquara</i> (Keyserling, 1892) | 0 | 0 | 5 | 4 | 0 | 12 | 8 | 0 | 9 | 0 | 0 | 3 | 41 | 0,46 |
| <i>Eustala</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Eustala</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Eustala</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Gasteracantha cancriformis</i> (L., 1767) | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 9 | 0,1 |
| <i>Hypognatha viamao</i> Levi, 1996 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 | 0,05 |
| <i>Larinia montecarlo</i> (Levi, 1998) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Mangora fundo</i> Levi, 2007 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0,06 |
| <i>Mangora lactea</i> Mello-Leitão, 1944 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Mangora melanocephala</i> (Taczanowski, 1878) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Mangora missa</i> Levi, 2007 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Mangora piratini</i> Rodrigues & Mendonça, 2011 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Mangora strenua</i> (Keyserling, 1893) (Anexos: Fig. 22) | 11 | 68 | 8 | 8 | 21 | 1 | 1 | 9 | 0 | 3 | 3 | 1 | 134 | 1,51 |
| <i>Mecynogea bigibba</i> Simon, 1903 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Metazygia floresta</i> Levi, 1995 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Metazygia genialis</i> (Keyserling, 1892) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Metazygia lagiana</i> Levi, 1995 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Metepeira compsa</i> (Chamberlin, 1916) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Metepeira glomerabilis</i> (Keyserling, 1892) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Micrathena furva</i> (Keyserling, 1892) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Micrathena guanabara</i> Levi, 1985 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 6 | 0 | 1 | 2 | 0 | 13 | 0,15 |
| <i>Micrathena jundiai</i> Levi, 1985 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,02 |
| <i>Micrathena lata</i> Chickering, 1960 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Micrathena nigrichelis</i> Chickering, 1960 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Micrathena spitzzi</i> Mello-Leitão, 1932 (Anexos: Fig. 25) | 3 | 24 | 3 | 6 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 41 | 0,46 |
| <i>Ocrepeira fiebrigi</i> (Dahl, 1906) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Ocrepeira galianoae</i> Levi, 1993 | 2 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0,09 |
| <i>Ocrepeira gnomo</i> (Mello-Leitão, 1943) | 1 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 6 | 0,07 |
| <i>Ocrepeira malleri</i> Levi, 1993 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Parawixia audax</i> (Blackwall, 1863) (Anexos: Fig. 23) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 2 | 7 | 0,08 |
| <i>Parawixia velutina</i> (Taczanowski, 1878) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Scoloderus cordatus</i> (Taczanowski, 1879) | 1 | 4 | 14 | 8 | 4 | 16 | 1 | 14 | 1 | 4 | 2 | 0 | 69 | 0,78 |
| <i>Testudinaria lemiscata</i> (Simon, 1893) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 10 | 0,11 |
| <i>Testudinaria quadripunctata</i> Taczanowski, 1879 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Verrucosa meridionalis</i> (Keyserling, 1892) (Fig. 27) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Verrucosa undecimvariolata</i> (O.P.-Cambrid., 1889) | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Wagneriana taim</i> Levi, 1991 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| Clubionidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Elaver brevipes</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| Corinnidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Castianeira</i> sp. | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Meriola cetiformis</i> (Strand, 1908) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Trachelas</i> sp.1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Trachelas</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0,05 |
| <i>Trachelinae</i> indet. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Trachelopachys cingulipes</i> (Simon 1886) | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Trachelopachys keyserlingi</i> (Roewer, 1951) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 4 | 0,05 |
| Deinopidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Deinopis amica</i> Schiapelli & Gerschman, 1957 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 7 | 0,08 |
| <i>Deinopis</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0,02 |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|--|----|----|----|----|----|----|---|----|----|-----|-----|-----|------|------|
| <i>Deinopis</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| Dictynidae | | | | | | | | | | | | | | |
| Dictynidae indet. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| Gnaphosidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Zimiromus montenegro</i> Buckup & Brescovit, 1993 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 | |
| Hahniidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Hahnia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 32 | 16 | 8 | 56 | 0,63 | |
| Linyphiidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anodoration claviferum</i> Millidge, 1991 | 0 | 0 | 12 | 0 | 1 | 4 | 9 | 13 | 2 | 4 | 1 | 10 | 56 | 0,63 |
| <i>Asemostera latithorax</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Asemostera tacuapi</i> Rodrigues, 2007 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 1 | 3 | 0 | 9 | 0,1 |
| <i>Dubiaranea</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Erigone</i> sp. | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 6 | 1 | 2 | 6 | 0 | 1 | 0 | 21 | 0,24 |
| Erigoninae indet. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Laminacauda montevidensis</i> (Keyserling, 1878) | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Laminacauda</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Lepthyphantes</i> sp.1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Lepthyphantes</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,06 |
| <i>Lepthyphantes</i> sp.3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| Linyphiinae indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Lygarina</i> sp.1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Lygarina</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 6 | 0,07 |
| <i>Lygarina sylvicola</i> Millidge, 1991 | 11 | 0 | 6 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 22 | 0,25 |
| <i>Meioneta</i> sp.1 | 3 | 1 | 0 | 3 | 4 | 2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0,18 |
| <i>Meioneta</i> sp.2 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,06 |
| <i>Meioneta</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Meioneta</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Mermessus</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0,02 |
| <i>Neomaso</i> sp. | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Notiohyphantes excelsus</i> (Keyserling, 1886) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Psilocymbium lineatum</i> (Millidge, 1991) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Scolecuro cambara</i> Rodrigues, 2005 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Scolecuro parilis</i> Millidge, 1991 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,06 |
| <i>Smermisia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Sphecozone diversicolor</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Sphecozone ignigena</i> (Keyserling, 1891) | 9 | 2 | 0 | 8 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 25 | 0,28 |
| <i>Sphecozone personata</i> (Simon, 1894) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 293 | 598 | 329 | 1222 | 13,8 |
| <i>Sphecozone rostrata</i> Millidge, 1991 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 15 | 22 | 0 | 55 | 6 | 100 | 1,13 |
| <i>Sphecozone</i> sp.1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Sphecozone</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Sphecozone</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Sphecozone</i> sp.4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Sphecozone</i> sp.5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Sphecozone</i> sp.6 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,06 |
| <i>Triplogyna ignitula</i> (Keyserling, 1886) | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,06 |
| <i>Tutaibo aff. debilipes</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0,07 |
| <i>Tutaibo rusticellus</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0,09 |
| <i>Tutaibo velox</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Tutaibo</i> sp.1 | 4 | 0 | 0 | 4 | 5 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 17 | 0,19 |
| <i>Tutaibo</i> sp.2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,06 |
| <i>Tutaibo</i> sp.3 | 32 | 0 | 1 | 10 | 2 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 60 | 0,68 |
| <i>Tutaibo</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Tutaibo</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| Mimetidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Gelanor altithorax</i> Keyserling, 1893 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0,08 |
| <i>Gelanor zonatus</i> (C. L. Koch, 1845) | 1 | 9 | 2 | 1 | 4 | 2 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 24 | 0,27 |
| Mimetinae indet.1 | 0 | 3 | 0 | 2 | 49 | 3 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 65 | 0,73 |
| Mimetinae indet.2 | 0 | 12 | 0 | 0 | 6 | 1 | 0 | 5 | 0 | 1 | 3 | 0 | 28 | 0,32 |
| Mimetinae indet.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0,02 |
| <i>Mimetus hieroglyphicus</i> (Mello-Leitão, 1929) | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| Miturgidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cheiracanthium inclusum</i> (Hentz, 1847) | 6 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 2 | 14 | 0,16 |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|--|----|----|----|----|----|---|----|----|----|----|----|---|-----|------|
| <i>Eutichurus ravidus</i> Simon, 1896 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| Mysmenidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Trogloneta cantareira</i> Brescovit & Lopardo, 2008 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,06 |
| Nephiliidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nephila clavipes</i> (L., 1767) | 3 | 3 | 0 | 4 | 3 | 4 | 6 | 16 | 2 | 0 | 1 | 2 | 44 | 0,5 |
| Oonopidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Gamasomorpha</i> sp.1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Gamasomorpha</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 4 | 0,05 |
| <i>Oonops</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Orchestina</i> sp.1 | 13 | 2 | 3 | 7 | 13 | 0 | 3 | 0 | 2 | 5 | 13 | 1 | 62 | 0,7 |
| <i>Orchestina</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0,02 |
| <i>Orchestina</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| Oxyopidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Hamataliwa</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0,03 |
| <i>Oxyopes</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0,09 |
| Philodromidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Berlandiella magna</i> Mello-Leitão, 1929 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 6 | 0 | 8 | 7 | 26 | 0,29 |
| <i>Berlandiella</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Berlandiella</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| Philodromidae indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0,02 |
| Pholcidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mesabolivar aff. cyaneomaculatus</i> | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0,07 |
| <i>Mesabolivar luteus</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 8 | 1 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0,12 |
| <i>Metagonia argentinensis</i> Mello-Leitão, 1945 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0,1 |
| <i>Metagonia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 47 | 8 | 0 | 0 | 0 | 17 | 64 | 3 | 140 | 1,58 |
| <i>Tupigea paula</i> Huber, 2000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Tupigea</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| Salticidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acragas nigromaculatus</i> (Mello-Leitão, 1922) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Ashtabula</i> sp.1 | 0 | 5 | 0 | 4 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0,14 |
| <i>Ashtabula</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Atelurius segmentatus</i> Simon, 1901 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Beata aff. maccumi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Beata</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Chira</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Chira thysbe</i> Simon, 1902 | 7 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 7 | 0 | 3 | 0 | 0 | 2 | 23 | 0,26 |
| <i>Chirothecia semiornata</i> Simon, 1901 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 12 | 0,14 |
| <i>Chirothecia</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0,09 |
| <i>Chirothecia</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Coryphasia albibarbis</i> Simon, 1902 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 3 | 2 | 0 | 0 | 1 | 9 | 0,1 |
| <i>Coryphasia</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Coryphasia</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0,11 |
| <i>Corythalia</i> sp.1 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Corythalia</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Cotinusa aff. deserta</i> | 5 | 8 | 3 | 9 | 17 | 5 | 0 | 0 | 0 | 26 | 25 | 2 | 100 | 1,13 |
| <i>Cotinusa trifasciata</i> (Mello-Leitão, 1943) | 9 | 22 | 27 | 14 | 29 | 6 | 14 | 19 | 2 | 36 | 26 | 0 | 204 | 2,3 |
| <i>Cotinusa</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Cotinusa</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Cotinusa</i> sp.3 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 1 | 12 | 0,14 |
| <i>Cotinusa</i> sp.4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 6 | 0,07 |
| <i>Cotinusa</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Cylistella cuprea</i> (Simon, 1864) | 0 | 0 | 0 | 7 | 27 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 11 | 0 | 50 | 0,56 |
| <i>Cylistella</i> sp.1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Cylistella</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0,02 |
| <i>Cylistella</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 7 | 1 | 12 | 0,14 |
| <i>Dendryphantes</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Euophrys saitiformis</i> Simon, 1901 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Gastromicans albopilosa</i> (Simon, 1903) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Hasarius lisei</i> Vianna & Soares, 1982 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Hasarius</i> sp. | 9 | 0 | 5 | 9 | 0 | 4 | 6 | 1 | 13 | 0 | 0 | 0 | 47 | 0,53 |
| <i>Lyssomanes leucomelas</i> Mello-Leitão, 1917 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Lyssomanes nigrofimbriatus</i> Mello-Leitão, 1940 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 | 3 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0,15 |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|--|----|----|---|----|---|---|----|----|---|---|----|----|------|------|
| <i>Lyssomanes pauper</i> Mello-Leitão, 1945 | 15 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 21 | 0,24 | |
| <i>Mopiopia labyrinthea</i> (Mello-Leitão, 1947) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 21 | 10 | 4 | 8 | 13 | 2 | 58 | 0,66 |
| <i>Mopiopia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 2 | 0 | 7 | 0,08 |
| <i>Myrmarachne</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 | 0,03 |
| <i>Noegus australis</i> (Mello-Leitão, 1941) | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 4 | 7 | 0 | 0 | 6 | 0 | 25 | 0,28 |
| <i>Paradescanso aff. fallax</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Rudra</i> sp. | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Sarinda</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Sassacus</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 10 | 14 | 0,16 |
| <i>Sassacus</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Synemosyna aurantiaca</i> (Mello-Leitão, 1917) | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0,03 |
| <i>Synemosyna lauretta</i> Peckham & Peckham, 1892 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,02 |
| <i>Tacuna delecta</i> Peckham & Peckham, 1901 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 2 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 13 | 23 | 0,26 |
| <i>Tariona bruneti</i> Simon, 1903 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 3 | 5 | 0 | 10 | 0,11 |
| <i>Thiodina robusta</i> Mello-Leitão, 1945 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0,03 |
| <i>Tulpilus gauchus</i> Vianna & Soares, 1983 | 2 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0,07 |
| Unidentati indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0,02 |
| <i>Vinnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Vinnius uncatus</i> Simon, 1902 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 5 | 7 | 0,08 |
| Scytodiidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Scytodes maquine</i> Rheims & Brescovit, 2009 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 7 | 3 | 12 | 0,14 |
| Senoculiidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Senoculus purpureus</i> (Simon, 1880) | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 8 | 0,09 |
| <i>Senoculus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| Sparassidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Caayguara albus</i> (Mello-Leitão, 1918) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Polybetes germaini</i> Simon, 1896 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0,02 |
| <i>Polybetes rubrosignatus</i> Mello-Leitão, 1943 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 8 | 0,09 |
| <i>Polybetes</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| Synotaxidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Synotaxus longicaudatus</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 4 | 0,05 |
| Tetragnathidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Chrysometa aramba</i> Levi, 1986 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Chrysometa boraceia</i> Levi, 1986 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Dolichognatha pinheiral</i> Brescovit & Cunha, 2001 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 5 | 0,06 |
| <i>Glenognatha lacteovittata</i> (Mello-Leitão, 1944) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Leucauge roseosignata</i> Mello-Leitão, 1943 | 1 | 15 | 2 | 4 | 7 | 8 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 46 | 0,52 |
| <i>Leucauge</i> sp.1 | 0 | 8 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0,12 |
| <i>Leucauge</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 4 | 0,05 |
| <i>Leucauge</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Leucauge</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Leucauge</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Leucauge volupis</i> (Keyserling, 1893) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 5 | 0 | 7 | 0,08 |
| <i>Opas paranensis</i> (Mello-Leitão, 1937) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 1 | 1 | 1 | 9 | 0,1 |
| <i>Tetragnatha longidens</i> Mello-Leitão, 1945 | 5 | 0 | 0 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 26 | 0,29 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.2 | 1 | 1 | 6 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 11 | 0,12 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,02 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| Theridiidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anelosimus ethicus</i> (Keyserling, 1884) | 5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 9 | 0,1 |
| <i>Anelosimus nigrescens</i> (Keyserling, 1884) | 1 | 0 | 5 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 13 | 0,15 |
| <i>Anelosimus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Argyrodes elevatus</i> Taczanowski, 1873 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Ariamnes longissimus</i> Keyserling, 1891 | 0 | 2 | 2 | 0 | 1 | 2 | 2 | 1 | 0 | 4 | 0 | 1 | 15 | 0,17 |
| <i>Chrosiothes niteroi</i> Levi, 1964 | 0 | 40 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 44 | 0,5 |
| <i>Chrosiothes perfidus</i> Marques & Buckup, 1997 | 0 | 1 | 0 | 6 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0,1 |
| <i>Chryso compressa</i> (Keyserling, 1884) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|-----|------|
| <i>Chryso nigrosterina</i> Keyserling, 1891 | 0 | 15 | 0 | 1 | 3 | 13 | 0 | 16 | 1 | 34 | 11 | 27 | 121 | 1,37 |
| <i>Chryso rubrovittata</i> (Keyserling, 1884) | 0 | 0 | 13 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0,17 |
| <i>Chryso</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 16 | 1 | 31 | 0,35 |
| <i>Chryso</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Coleosoma</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Craspedisia cornuta</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Cryptachaea altiventer</i> (Keyserling, 1884) | 7 | 0 | 3 | 2 | 1 | 11 | 3 | 2 | 1 | 1 | 0 | 9 | 40 | 0,45 |
| <i>Cryptachaea analista</i> (Levi, 1963) | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0,08 |
| <i>Cryptachaea bellula</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 1 | 13 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 24 | 0,27 |
| <i>Cryptachaea cinnabarina</i> (Levi, 1963) | 0 | 0 | 0 | 3 | 7 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 13 | 0,15 |
| <i>Cryptachaea digitus</i> (Buckup & Marques, 2006) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Cryptachaea hirta</i> (Taczanowski, 1873) | 4 | 0 | 3 | 1 | 0 | 15 | 1 | 0 | 5 | 0 | 0 | 7 | 36 | 0,41 |
| <i>Cryptachaea isana</i> (Levi, 1963) | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0,12 |
| <i>Cryptachaea passiva</i> (Keyserling, 1891) | 13 | 23 | 22 | 35 | 25 | 3 | 36 | 11 | 11 | 4 | 15 | 1 | 199 | 2,25 |
| <i>Cryptachaea rioensis</i> (Levi, 1963) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 1 | 5 | 0,06 |
| <i>Cryptachaea taim</i> (Buckup & Marques, 2006) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Cryptachaea triguttata</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 1 | 3 | 23 | 1 | 8 | 10 | 0 | 56 | 0,63 |
| <i>Dipoena atlantica</i> Chickering, 1943 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Dipoena cordiformis</i> Keyserling, 1886 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Dipoena ira</i> Levi, 1963 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 2 | 0 | 4 | 0 | 4 | 6 | 0 | 21 | 0,24 |
| <i>Dipoena pumicata</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0,06 |
| <i>Dipoena pusilla</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 2 | 1 | 7 | 0,08 |
| <i>Dipoena santacatarinae</i> Levi, 1963 | 0 | 0 | 0 | 9 | 23 | 5 | 36 | 24 | 12 | 13 | 2 | 5 | 129 | 1,46 |
| <i>Dipoena</i> sp.1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | 4 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 11 | 0,12 |
| <i>Dipoena</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 9 | 0,1 |
| <i>Dipoena</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Dipoena</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Dipoena taeniatipes</i> Keyserling, 1891 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 7 | 0,08 |
| <i>Dipoena variabilis</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 1 | 6 | 0,07 |
| <i>Echinotheridion</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Emertonella taczanowskii</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 17 | 24 | 0,27 |
| <i>Episinus teresopolis</i> Levi, 1964 | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 45 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 55 | 0,62 |
| <i>Episinus</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Episinus</i> sp.2 | 6 | 1 | 13 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 31 | 0,35 |
| <i>Episinus</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 24 | 3 | 39 | 0,44 |
| <i>Exalbidion</i> sp. | 6 | 2 | 23 | 4 | 4 | 5 | 5 | 1 | 0 | 5 | 12 | 0 | 67 | 0,76 |
| <i>Faiditus affinis</i> (O.P.-Cambridge, 1880) | 4 | 43 | 0 | 14 | 19 | 3 | 3 | 16 | 0 | 3 | 2 | 1 | 108 | 1,22 |
| <i>Faiditus alticeps</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Faiditus americanus</i> (Taczanowski, 1874) | 6 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0,12 |
| <i>Faiditus plaumanni</i> (Exline & Levi, 1962) | 5 | 2 | 17 | 0 | 0 | 1 | 8 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 36 | 0,41 |
| <i>Faiditus sicki</i> (Exline & Levi, 1962) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Faiditus striatus</i> (Keyserling, 1891) | 3 | 35 | 0 | 4 | 14 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 22 | 0 | 84 | 0,95 |
| <i>Faiditus</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 25 | 3 | 0 | 8 | 0 | 1 | 0 | 0 | 42 | 0,47 |
| <i>Faiditus</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 3 | 0 | 7 | 0,08 |
| <i>Faiditus</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Faiditus</i> sp.4 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Hadrotarsinae</i> indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Hetschkia gracilis</i> Keyserling, 1886 | 0 | 22 | 9 | 20 | 54 | 62 | 3 | 0 | 0 | 29 | 77 | 24 | 300 | 3,39 |
| <i>Kochiura olaup</i> (Levi, 1963) | 12 | 4 | 16 | 6 | 3 | 13 | 2 | 0 | 2 | 0 | 8 | 14 | 80 | 0,9 |
| <i>Neospintharus rioensis</i> (Exline & Levi, 1962) | 2 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0,11 |
| <i>Parasteatoda tessellata</i> (Keyserling, 1884) | 5 | 1 | 12 | 1 | 0 | 0 | 7 | 1 | 15 | 0 | 0 | 1 | 43 | 0,49 |
| <i>Phoroncidia piratini</i> Rodrigues & Marques, 2010 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Phoroncidia reimoseri</i> Levi, 1964 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 2 | 21 | 82 | 3 | 7 | 20 | 0 | 139 | 1,57 |
| <i>Phoroncidia</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Phoroncidia</i> sp.2 | 0 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0,08 |
| <i>Phycosoma alta</i> (Keyserling, 1886) | 11 | 0 | 54 | 6 | 27 | 22 | 21 | 51 | 7 | 0 | 0 | 0 | 199 | 2,25 |
| <i>Rhomphaea brasiliensis</i> Mello-Leitão, 1920 | 15 | 29 | 6 | 10 | 33 | 8 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 106 | 1,2 |
| <i>Rhomphaea</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 6 | 0,07 |
| <i>Rhomphaea</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 5 | 0,06 |
| <i>Spintharus gracilis</i> Keyserling, 1886 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 3 | 26 | 29 | 44 | 89 | 111 | 17 | 325 | 3,67 |
| <i>Tekellina guaiba</i> Marques & Buckup, 1993 | 2 | 29 | 4 | 15 | 8 | 10 | 2 | 1 | 0 | 8 | 18 | 3 | 100 | 1,13 |
| <i>Tekellina</i> sp.1 | 1 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0,08 |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|---|----|----|----|----|-----|----|----|-----|----|----|----|-----|------|------|
| <i>Tekellina</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 | |
| Theridiidae indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0,02 | |
| <i>Theridion bergi</i> Levi, 1963 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 | |
| <i>Theridion biezankoi</i> Levi, 1963 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 9 | 0,1 | |
| <i>Theridion calcynatum</i> Holmberg, 1876 | 31 | 50 | 51 | 30 | 19 | 17 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 198 | 2,24 | |
| <i>Theridion eremum</i> Levi, 1963 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 | |
| <i>Theridion filum</i> Levi, 1963 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 8 | 0 | 1 | 0 | 0 | 17 | 0,19 | |
| <i>Theridion opolon</i> Levi, 1963 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 | |
| <i>Theridion plaumanni</i> Levi, 1963 | 11 | 3 | 56 | 17 | 3 | 20 | 3 | 3 | 18 | 2 | 20 | 22 | 178 | 2,01 |
| <i>Theridion positivum</i> Chamberlin, 1924 | 30 | 0 | 41 | 4 | 3 | 11 | 7 | 0 | 7 | 0 | 0 | 3 | 106 | 1,2 |
| <i>Theridion quadripartitum</i> Keyserling, 1891 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 7 | 0 | 0 | 0 | 7 | 4 | 0 | 28 | 0,32 |
| <i>Theridion striatum</i> Keyserling, 1884 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0,09 |
| <i>Theridion teresae</i> Levi, 1963 | 0 | 0 | 0 | 16 | 36 | 12 | 0 | 0 | 0 | 5 | 16 | 3 | 88 | 0,99 |
| <i>Theridion tinctorium</i> Keyserling, 1891 | 9 | 0 | 7 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 0,19 |
| <i>Theridion</i> sp.1 | 2 | 1 | 2 | 15 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 26 | 0,29 |
| <i>Theridion</i> sp.2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Theridion</i> sp.3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Theridula gonygaster</i> (Simon, 1873) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Thwaitesia affinis</i> O.P.-Cambridge, 1882 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 20 | 31 | 4 | 57 | 0,64 |
| <i>Thymoites promatensis</i> Lise & Silva, 2009 | 2 | 2 | 9 | 5 | 112 | 18 | 10 | 272 | 6 | 0 | 0 | 0 | 436 | 4,93 |
| <i>Thymoites</i> sp.1 | 14 | 1 | 26 | 0 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 46 | 0,52 |
| <i>Thymoites</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Thymoites</i> sp.3 | 18 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 33 | 0,37 |
| <i>Thymoites</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 2 | 8 | 23 | 0,26 |
| <i>Thymoites</i> sp.5 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,06 |
| <i>Thymoites</i> sp.6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Thymoites</i> sp.7 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Tidarrem haemorrhoidale</i> (Bertkau, 1880) | 3 | 5 | 0 | 0 | 6 | 0 | 3 | 8 | 1 | 1 | 4 | 1 | 32 | 0,36 |
| <i>Wamba congener</i> O.P.-Cambridge, 1896 | 14 | 7 | 15 | 7 | 2 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 55 | 0,62 |
| <i>Wamba crispulus</i> (Simon, 1895) | 13 | 45 | 71 | 46 | 27 | 26 | 18 | 8 | 4 | 6 | 0 | 4 | 268 | 3,03 |
| <i>Wirada</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Wirada</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0,07 |
| Theridiosomatidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Chthonos</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 1 | 4 | 0 | 11 | 0,12 |
| <i>Chthonos</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Chthonos</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Naatlo</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 2 | 2 | 13 | 0,15 |
| <i>Naatlo</i> sp.2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Naatlo</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Theridiosoma chiripa</i> Rodrigues & Ott, 2005 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Theridiosoma</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Theridiosoma</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Theridiosoma</i> sp.3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| Theridiosomatidae indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Wendilgarda</i> sp.1 | 0 | 4 | 0 | 2 | 37 | 12 | 1 | 10 | 1 | 7 | 0 | 2 | 76 | 0,86 |
| <i>Wendilgarda</i> sp.2 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0,15 |
| Thomisidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Epicadinus</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Epicadinus</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Epicadus heterogaster</i> (Guérin, 1829) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Misumenoides</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Misumenops maculissparsus</i> Keyserling, 1891 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Misumenops pallens</i> (Keyserling, 1880) | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 0,07 |
| <i>Misumenops</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Misumenops</i> sp.2 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Misumenops</i> sp.3 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 8 | 0,09 |
| <i>Misumenops</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Misumenops</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Onocolus infelix</i> Mello-Leitão, 1941 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0,15 |
| <i>Onocolus intermedius</i> (Mello-Leitão, 1929) | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | 3 | 5 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0,18 |
| <i>Onocolus</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 5 | 0,06 |
| <i>Onocolus</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 8 | 0,09 |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|--|------|-----|-----|------|-----|-----|------|-----|-----|------|------|-----|------|------|
| <i>Runcinioides argenteus</i> Mello-Leitão, 1929 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0,02 |
| <i>Sidymella longispina</i> (Mello-Leitão, 1943) | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Sidymella lucida</i> (Keyserling, 1880) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Sidymella multispinulosa</i> (Mello-Leitão, 1944) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Stephanopsis colatinae</i> Soares & Soares, 1946 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Synema nigrianum</i> Mello-Leitão, 1929 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| Thomisidae indet.1 (Anexos: Fig. 24) | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| Thomisidae indet.2 | 0 | 0 | 0 | 6 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0,09 |
| Thomisidae indet.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| Thomisinae indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 10 | 0,11 |
| <i>Tmarus elongatus</i> Mello-Leitão, 1929 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Tmarus polyandrus</i> Mello-Leitão, 1929 | 9 | 7 | 7 | 4 | 16 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 51 | 0,58 |
| <i>Tmarus pugnax</i> Mello-Leitão, 1929 | 7 | 6 | 4 | 0 | 4 | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 26 | 0,29 |
| <i>Tmarus striolatus</i> Mello-Leitão, 1929 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Tmarus</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Tmarus</i> sp.2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 4 | 2 | 2 | 0 | 0 | 3 | 5 | 0 | 18 | 0,2 |
| <i>Tmarus</i> sp.3 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| <i>Tmarus</i> sp.4 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0,06 |
| <i>Tmarus</i> sp.5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Tmarus</i> sp.6 | 8 | 2 | 7 | 5 | 2 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 29 | 0,33 |
| <i>Tmarus</i> sp.7 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Tmarus</i> sp.8 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Tmarus</i> sp.9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0,02 |
| <i>Tmarus</i> sp.10 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,03 |
| <i>Tmarus</i> sp.11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Tmarus</i> sp.12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Tmarus</i> sp.13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Tmarus</i> sp.14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Tmarus</i> sp.15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0,01 |
| <i>Tmarus</i> sp.16 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 1 | 1 | 8 | 0,09 |
| Uloboriidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Conifaber yasi</i> Grismado, 2004 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 18 | 7 | 0 | 12 | 5 | 0 | 43 | 0,49 |
| <i>Miagrammopes</i> sp.1 | 6 | 45 | 0 | 7 | 22 | 0 | 12 | 23 | 2 | 9 | 12 | 2 | 140 | 1,58 |
| <i>Miagrammopes</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Miagrammopes</i> sp.3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Miagrammopes</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0,01 |
| <i>Philoponella gr. fasciata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 9 | 0 | 12 | 0,14 |
| <i>Uloborus</i> sp.1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 6 | 2 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0,12 |
| <i>Uloborus</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0,02 |
| <i>Uloborus</i> sp.3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0,05 |
| Total de indivíduos | 536 | 720 | 760 | 540 | 961 | 642 | 457 | 846 | 328 | 885 | 1467 | 709 | 8851 | 100 |
| Total de espécies | 116 | 97 | 118 | 113 | 126 | 139 | 105 | 88 | 101 | 115 | 112 | 120 | | |
| Total indivíduos (Matas Ciliares) | 2016 | | | 2143 | | | 1631 | | | 3061 | | | | |

Tabela II

| Espécies | Contribuição* | Cumulativo % [#] | Média abund.† | Média abund.† | Média abund.† | Média abund.† |
|------------------------------|---------------|---------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | | | Piratini | Camaquã | Sinos | Maquiné |
| <i>Sphecozone personata</i> | 12,15 | 15,61 | 0 | 0 | 0,667 | 407 |
| <i>Thymoites promatensis</i> | 3,992 | 20,73 | 4,33 | 45 | 96 | 0 |
| <i>Spintharus gracilis</i> | 2,774 | 24,3 | 0 | 3 | 33 | 72,3 |
| <i>Hetschkia gracilis</i> | 2,135 | 27,04 | 10,3 | 45,3 | 1 | 43,3 |
| <i>Theridion calcynatum</i> | 1,854 | 29,42 | 44 | 22 | 0 | 0 |
| <i>Wamba crispulus</i> | 1,845 | 31,79 | 43 | 33 | 10 | 3,33 |
| <i>Phycosoma alta</i> | 1,452 | 33,65 | 21,7 | 18,3 | 26,3 | 0 |
| <i>Phoroncidia reimoseri</i> | 1,296 | 35,32 | 0 | 2 | 35,3 | 9 |
| <i>Metagonia</i> sp. | 1,161 | 36,81 | 0 | 18,7 | 0 | 28 |
| <i>Mangora strenua</i> | 1,148 | 38,28 | 29 | 10 | 3,33 | 2,33 |

Média total dissimilaridade:77,86

Tabela III

| Espécies | Contribuição* | Cumulativo % [#] | Média abund.† | Média abund.† | Média abund.† |
|------------------------------|---------------|---------------------------|---------------|---------------|---------------|
| | | | Borda campo | Borda rio | Interior mata |
| <i>Sphecozone personata</i> | 9,677 | 13,03 | 82,5 | 73,3 | 150 |
| <i>Thymoites promatensis</i> | 4,528 | 19,13 | 8,25 | 4,25 | 96,5 |
| <i>Spintharus gracilis</i> | 2,319 | 22,25 | 16 | 29,5 | 35,8 |
| <i>Hetschkia gracilis</i> | 1,909 | 24,82 | 23,8 | 13 | 38,3 |
| <i>Wamba crispulus</i> | 1,635 | 27,03 | 26,3 | 20,8 | 20 |
| <i>Theridion calcynatum</i> | 1,498 | 29,04 | 17 | 15,3 | 17,3 |
| <i>Phycosoma alta</i> | 1,412 | 30,94 | 20,8 | 9,5 | 19,5 |
| <i>Phoroncidia reimoseri</i> | 1,352 | 32,77 | 1,25 | 7 | 26,5 |
| <i>Mangora strenua</i> | 1,231 | 34,42 | 2,5 | 5,75 | 25,3 |
| <i>Miagrammopes</i> sp.1 | 1,181 | 36,01 | 1 | 8,5 | 25,5 |

Média total dissimilaridade:74,26

Instructions to Authors Submitting Articles to the Journal of Arachnology

(instructions last revised March 2010)

General: The *Journal of Arachnology* publishes scientific articles reporting novel and significant observations and data regarding any aspect of the biology of arachnid groups. Feature articles and short communications must be scientifically rigorous and report substantially new information. Submissions that are overly narrow in focus (e.g., local faunal lists), have poorly substantiated observational data, or that present no new information will not be considered.

Manuscripts must be in English and should be prepared in general accordance with the current edition of the *Council of Biological Editors Style Manual* unless instructed otherwise below. Use the active voice throughout. Authors should consult a recent issue of the *Journal of Arachnology* for additional points of style. Manuscripts longer than three printed journal pages (12 or more double-spaced manuscript pages) should be prepared as Feature Articles, shorter papers as Short Communications. One invited Review Article will be published in the first issue of each year at the discretion of the editors. Suggestions for review articles may be sent to the Managing Editor. Unsolicited review articles are also welcomed. All review articles will be subject to the same review process as other submissions.

Submission: Submissions must be sent electronically in Microsoft Word (or Word compatible) format. Large plates and figures may be sent as pdf or jpg files. Send submissions to the

Managing Editor of the *Journal of Arachnology*:

Douglass H. Morse, Managing Editor
Hermon Carey Bumpus Professor of Biology Emeritus
Department of Ecology & Evolutionary Biology
Box G-W
Brown University
Providence, RI 02912 USA

Phone: 401-863-3152
Fax: 401-863-2166
E-mail: d_morse@brown.edu

The Managing Editor will acknowledge receipt of the manuscript, assign it a manuscript number and forward it to an Associate Editor for the review process. Correspondence relating to manuscripts should be directed to the Associate Editor and should include the manuscript number. If the manuscript is accepted, the author will be asked to submit the final copy electronically to the Associate Editor. Submission of final illustrations is detailed below. Authors are expected to return revisions promptly. Revised manuscripts that are not returned in a reasonable time period (no longer than six months for minor revisions and one year for major revisions) will be considered new submissions. Voucher Specimens: Specimens of species used in your research should be deposited in a recognized scientific institution. All type material must be deposited in a recognized collection/institution.

FEATURE ARTICLES

Title page -The title page includes the complete name, address, and telephone number of the corresponding author; a FAX number and electronic mail address if available; the title in upper and lower case, with no more than 65 characters and spaces per line in the title; each author's name and address; and the running head.

Running head -The author's surname(s) and an abbreviated title should be typed in all capital letters and must not exceed 60 characters and spaces. The running head should be placed near the top of the title page.

Abstract -The heading in capital letters should be placed at the beginning of the first paragraph set off by a period. A second abstract, in a language appropriate to the nationality of the author(s) or geographic region(s) emphasized, may be included.

Keywords - Give 3-5 appropriate keywords or phrases following the abstract. Keywords should not duplicate words in the title.

Text -Double-space text, tables, legends, etc. throughout. Three levels of heads are used.

- The first level (METHODS, RESULTS, etc.) is typed in capitals and centered on a separate line.
- The second level head begins a paragraph with an indent and is separated from the text by a period and a dash.
- The third level may or may not begin a paragraph but is italicized and separated from the text by a colon.

Use only the metric system unless quoting text or referencing collection data. If English measurements are used when referencing collection data, then metric equivalents should also be included parenthetically. All decimal fractions are indicated by a period (e.g., -0.123). Include geographic coordinates for collecting locales if possible.

Citation of references in the text: Cite only papers already published or in press. Include within parentheses the surname of the author followed by the date of publication. A comma separates multiple citations by the same author(s) and a semicolon separates citations by different authors, e.g., (Smith 1970), (Jones 1988; Smith 1993), (Smith & Jones 1986, 1987; Jones et al. 1989). Include a letter of permission from any person who is cited as providing unpublished data in the form of a personal communication.

Citation of taxa in the text: Include the complete taxonomic citation for each arachnid taxon when it first appears in the manuscript. For Araneae, this information can be found online at <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/INTRO2.html>.

For example, *Araneus diadematus* Clerck 1757. Citations for scorpions can be found in the *Catalog of the Scorpions of the World (1758-1998)* by V. Fet, W.D. Sissom, G. Lowe & M.E. Braunwalder. Citations for pseudoscorpions can be found at <http://www.museum.wa.gov.au/arachnids/pseudoscorpions/>.

Citations for some species of Opiliones can be found in the *Annotated Catalogue of the Laniatores of the New World (Arachnida, Opiliones)* by A.B. Kury. Citations for other arachnid orders can be found in *Catalogue of the Smaller Arachnid Orders of the World* by Mark S. Harvey.

Literature Cited section -Use the following style and formatting exactly as illustrated; include the full unabbreviated journal title. Personal web pages should not be included in Literature Cited. These can be cited within the text as (John Doe, pers. website) without the URL. Institutional websites may be included in Literature Cited.

Carico, J.E. 1993. Trechaleidae: a "new" American spider family Pp. 305. *In* Proceedings of the Ninth International Congress of Arachnology, Panama 1983. (W.G. Eberhard, Y.D. Lubin & B.C. Robinson, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Huber, B.A. & W.G. Eberhard. 1997. Courtship, copulation, and genital mechanics in *Physocyclus globosus* (Araneae, Pholcidae). *Canadian Journal of Zoology* 74:905-918.

Krafft, B. 1982. The significance and complexity of communication in spiders. Pp. 15-66. *In* Spider Communications: Mechanisms and Ecological Significance. (P.N. Witt & J.S. Rovner, eds.). Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Platnick, N.I. 2006. The World Spider Catalog, Version 7.0. American Museum of Natural History, New York. Online at <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/> [INTRO1.html](#)

Roewer, C.F. 1954. Katalog der Araneae, Volume 2a. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Bruxelles. 923 pp.

Footnotes -Footnotes are permitted only on the first printed page to indicate current address or other information concerning the author. All footnotes are placed together on a separate manuscript page. Tables and figures may not have footnotes.

Taxonomic articles -Consult a recent taxonomic article in the *Journal of Arachnology* for style or contact the Subject Editor for Taxonomy and Systematics. Papers containing original descriptions of focal arachnid taxa should be listed in the Literature Cited section.

Tables -Each table, with the legend above, should be placed on a separate manuscript page. Only horizontal lines (no more than three) should be included. Tables may not have footnotes; instead, include all information in the legend.

Illustrations—Original illustrations should be sent electronically when the manuscript is submitted, preferably in tiff or jpeg format. Distribution maps should be considered figures and numbered consecutively with other figures. (Authors wishing to submit figures as hard copies should contact the Editor-in-Chief for specifications.) At the submission and review stages, the resolution standards may be low as long as editors and reviewers can view figures effectively.

Final illustrations must be submitted to the Editor-in-Chief, typically by e-mail or on a CD, to ensure that the electronic versions meet publication standards and that they match the printed copy. All figures should be at least 4 inches wide, but no larger than a sheet of letter-size paper with 1-inch margins all around. The resolution should be at least 300 dpi (or ppi) for halftone or color figures and 1200 dpi for line drawings. A guide to the Digital Art Specs for Allen Press is posted online at:

http://allenpress.com/system/files/pdfs/library/apmk_digital_art.pdf. To determine if your electronic figures adhere to the Allen Press specifications, you can also go to <http://verifig.allenpress.com>, type in the password, allenpresscmy, and follow the instructions. Color plates can be printed, but the author must assume the full cost paid in advance, currently about \$1100 US per color plate. Alternatively, an author can opt to have a figure printed in Black and white, but for \$30/page have that figure appear in color in the online version of the journal. Most figures will be reduced to single-column width (9

cm, 3.5 inches), but large plates can be printed up to two-columns width (18 cm, 7 inches).

Address all questions concerning illustrations to the Editor-in-Chief of the *Journal of Arachnology*:

James E. Carrel, *Editor-In-Chief*
Division of Biological Sciences
209 Tucker Hall
University of Missouri-Columbia
Columbia, MO 65211-7400, USA
Telephone: 573-882-3037; FAX: 573-882-0123
E-mail: carrelj@missouri.edu

Legends for illustrations should be placed together on the same page(s) and separate from the illustrations. Each plate must have only one legend, as indicated below:

Figures 1-4. *A-us x-us*, male from Timbuktu. 1, Left leg; 2, Right chelicera; 3, Dorsal aspect of genitalia; 4, Ventral aspect of abdomen. Scale = 1.0 mm.

The following alternate Figure numbering is also acceptable:

Figures 1a – e. *A-us x-us*, male from Timbuktu. a. Left leg; b. Right chelicerae; c. Dorsal aspect of genitalia; d. Ventral aspect of abdomen. Scale = 1.0 mm.

Assemble manuscript. The manuscript should appear in separate sections or pages in the following sequence; title page, abstract, text, footnotes, tables with legends, figure legends, figures. If possible, send entire manuscript, including figures, as one Microsoft Word document. If figures or plates are large, please separate them from the text and send them as a pdf or jpg file.

Page charges, proofs and reprints. Page charges are voluntary, but non-members of AAS are strongly encouraged to pay in full or in part for their article (\$75 / journal page). The author will be charged for changes made in the proof pages. Hard copy or pdf reprints are available only from Allen Press and should be ordered when the author receives the proof pages. Allen Press will not accept reprint orders after the paper is published. The *Journal of Arachnology* also is available through www.bioone.org and www.jstor.org. Therefore, you can download the PDF version of your article from one of these sites if you or your institution is a member. PDFs of articles older than one year will be made freely available from the AAS website.

SHORT COMMUNICATIONS

Short Communications are usually limited to three journal pages, including tables and figures (11 or fewer double-spaced manuscript pages including Literature Cited; no more than 2 small figures or tables). Internal headings (METHODS, RESULTS, etc.) are omitted. Short communications must include an abstract and keywords.

COVER ARTWORK

Authors are encouraged to send quality photographs (black and white or color) to the editor-in-chief to be considered for use on the cover. Images should be at least 300 dpi.

Last modified September 8, 2008.

Diversidade e a influência de fatores ambientais sobre a assembléia de aranhas em diferentes microambientes de matas ciliares no sul do Brasil

EVERTON NEI LOPES RODRIGUES^{1,3,4}, MILTON DE SOUZA MENDONÇA, JR.^{1,2} e RICARDO OTT³

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, Prédio 43435, 91501-970 Porto Alegre, RS, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, Prédio 43422, 91501-970 Porto Alegre, RS, Brasil.

³ Museu de Ciências Naturais, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. Rua Dr. Salvador França, 1427, 90690-000 Porto Alegre, RS, Brasil.

⁴ Autor para correspondência: Everton Nei Lopes Rodrigues (E-mail: enlrodrigues@yahoo.com.br)

Resumo Este trabalho objetivou conhecer a diversidade da assembleia de aranhas em matas ciliares e seus microambientes e avaliar a influência das variáveis ambientais: estrutura e densidade da vegetação, cobertura e altura do dossel, na abundância, riqueza e composição de aranhas. Foram pesquisadas quatro matas ciliares no sul do Brasil, durante dois anos, amostrando a araneofauna do estrato arbóreo-arbustivo com guarda-chuva entomológico. Em cada mata foram utilizadas seis transecções, duas em cada microambiente: borda com o campo (BC), interior da mata (IM) e borda com o rio (BR). Coletou-se 42,057 aranhas, 8,851 adultas (21%). A abundância de aranhas diferiu entre as matas ($F=8.46$, $p=0.007$), as maiores abundâncias foram registradas na mata ciliar sobre influência de Mata Atlântica e as menores na mata mais antropizada e fragmentada. Entre os microambientes, IM registrou as maiores abundâncias (IM x BC: $p<0.001$; IM x BR: $p<0.001$); as bordas não diferiram entre si. Registrou-se 34 famílias e 440 espécies. A riqueza de espécies diferiu entre as matas ciliares ($F=11.95$, $p=0.003$). As riquezas entre os microambientes não diferiram, as maiores riquezas foram nas bordas (BC=298 e BR=279), após o interior da mata (S=246). As altas abundâncias no interior da mata resultam do menor estresse por condições abióticas; a alta riqueza na borda é devido à sobreposição da fauna do campo e da mata gerando fluxo de espécies entre dois diferentes ambientes. Somente a cobertura do dossel apresentou relação positiva com a riqueza ($F=7.067$, $p=0.029$) e abundância de aranhas adultas ($F=5.74$, $p=0.043$). Aranhas do interior da mata preferem áreas mais fechadas, com pouca intensidade luminosa, o que é fortemente afetado pela cobertura do dossel da mata. Os resultados da análise de correspondência canônica revelam que as

variáveis ambientais consideradas não foram suficientes para explicar as variações na composição da araneofauna. Os estimadores de riqueza de espécies não registraram assíntotas; portanto a riqueza de espécies das matas ciliares encontra-se subamostrada mesmo após intensivo programa amostral, reforçando a idéia de que estes ambientes suportam uma alta diversidade.

Palavras chave: Araneofauna, estrato arbóreo-arbustivo, estrutura da vegetação, riqueza de espécies, abundância de aranhas.

INTRODUÇÃO

A mata ciliar funciona como um corredor para fauna, interligando ecossistemas adjacentes (Naiman *et al.* 1993, Raizer *et al.* 2005) e também serve como refúgio para predadores como as aranhas (Price *et al.* 1980, Laeser *et al.* 2005). Dessa forma, são ambientes com alta diversidade destes organismos (Higgings 2003, Raizer *et al.* 2005, Bonaldo *et al.* 2007, Hore & Uniyal 2008).

Sabe-se que as matas ciliares são ambientes muito ameaçados (Raizer *et al.* 2005, Bonaldo *et al.* 2007, Hore & Uniyal 2008) e a fauna associada a estes locais foi muito pouco estudada na Região Neotropical. Assim, estratégias para priorizar quais áreas de quais matas serão conservadas, quanto dessas matas ciliares poderão ser mantidas, informações sobre a riqueza de espécies e estimativas específicas são elementos chave para compor programas de preservação destes ambientes mas que ainda inexistem.

Identificar a diversidade de espécies de uma área é fundamental à compreensão e conservação de recursos naturais ou até mesmo para a recuperação dos ecossistemas degradados, permitindo restabelecer os serviços ecossistêmicos anulados pelos impactos ambientais (Melo 2008). No Brasil, o Rio Grande do Sul é um dos Estados com mais altos índices de desmatamento, principalmente pela expansão da silvicultura, agricultura e pecuária (Conservation International do Brasil *et al.* 2000) sendo estes os principais responsáveis pelo desmatamento de áreas com matas ciliares (Dennis 1997).

As aranhas demonstram serem organismos ótimos para estudos de comunidade (Wise 1993), devido a sua diversidade, pois são muito abundantes, ricas em espécies e bastante dispersas ao longo de diversos ambientes na paisagem. Considerando-se as interações entre diversos aspectos ecológicos, são sem dúvida, excelentes objetos de estudo para pesquisas que avaliam a influência do habitat sobre estas comunidades (Uetz 1991).

Apesar do registro de algumas pesquisas com aranhas do estrato arbóreo-arbustivo em diferentes locais no sul do Brasil (Baldissera *et al.* 2004, Rodrigues 2005, Bonaldo *et al.* 2007, Baldissera *et al.* 2008), muitos ambientes como as matas ciliares, ainda não foram pesquisados conforme a importância biológica a qual refletem (Naiman *et al.* 1993).

Alterações antrópicas como fragmentação e exploração de madeira nestas matas, não foram avaliadas em como refletem na fauna de aranhas, mesmo sabendo que essas modificações resultam no isolamento de populações e até extinção de espécies, reduzindo a biodiversidade local em função, principalmente, da perda de habitats (Bierregaard *et al.* 1992).

Em virtude do pouco conhecimento da araneofauna no sul do Brasil, e a quase inexistência de publicações sobre a comunidade de aranhas em matas ciliares, o presente estudo objetivou avaliar os padrões de abundância de aranhas e riqueza de espécies nas matas ciliares e seus microambientes (bordas e interior). Também se procurou investigar a influência das variáveis ambientais, representadas pela estrutura da vegetação, densidade da vegetação, cobertura do dossel e altura do dossel da floresta, na abundância e riqueza, assim como se as variáveis se relacionam com a composição da assembléia de aranhas.

MÉTODOS

Áreas de estudo

Foram realizadas coletas em quatro matas ciliares no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

1. Mata ciliar do rio Piratini - RP. Inserida na Bacia Hidrográfica Piratini-São Gonçalo; a área de estudo localiza-se na margem direita do rio, município de Arroio Grande, no baixo curso do rio Piratini, região sul da Planície Costeira (31°54'06.47"S; 52°39'08.29"W), mata mais meridional deste estudo. Encontra-se a aproximadamente 14 m acima do nível do mar, com 4000.45 ha. A mata ciliar apresenta-se em boas condições de conservação, representando o maior segmento florestal contínuo nativo inserido atualmente na região sul da Planície Costeira (Soares & Ferrer 2009). A vegetação do rio Piratini, para o curso inferior, destaca as áreas de Formação Pioneiras denominadas como vegetação com influência fluvial ou influência marinha (Teixeira *et al.* 1986). As espécies vegetais predominantes nesta área são: *Allophylus edulis* (A. St.-Hill.) Cambess. *et al.*, *Eugenia uruguayensis* Cambess, *Trichilia clausenii* C. DC., *Banara tomentosa* Clos, *Gymnanthes concolor* (Spreng.) Müll. Arg. e *Chrysophyllum marginatum* (Hook. *et* Arn.) Radlk *et al.* (Soares & Ferrer 2009). O tipo climático é TE UM “temperado úmido” (Maluf 2000).

2. Mata ciliar do rio Camaquã - RC. Área de estudo está localizada na Bacia Hidrográfica do Camaquã, região centro-sul da Planície Costeira, no município de Cristal, na margem esquerda (31°01'01.7"S; 51°56'42.0"W). Aproximadamente 14 m acima no nível do mar. A área encontra-se em bom estado de conservação, a mata é contínua, sobre uma área plana com poucos desníveis. O local sofre influência de enchentes determinando poucos indícios de perturbação antrópica, possui características estruturais semelhantes as matas de encosta da Serra do Sudeste, mas difere das florestas de restinga, típicas da Planície Costeira (Marchi & Jarenkow 2008). Na mata destacam-se as árvores com maior porte: *Luehea divaricata* Mart., *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman, *Salix humboldtiana* Kunth e *Nectranda megapotamica* (Spreng.) Mez., e ainda como componentes arbustivos *Psychotria carthagenesis* Jacq. e *Ruellia angustiflora* (Ness) Lindau (Marchi & Jarenkow 2008). No estudo do componente arbóreo da mata ciliar do rio Camaquã Marchi & Jarenkow (2008),

encontraram como as espécies mais abundantes *Sebastiania commersoniana* (Baill.) Smith e Downs, *Eugenia schuechiana* O. Berg, *Allophylus edulis*, *Cupania vernalis* Camb. e *Gymnanthes concolor*. O tipo climático é STE UM “subtemperado úmido” (Maluf 2000).

3. Mata ciliar do rio dos Sinos - RS. Área de estudo está inserida na Bacia Hidrográfica do Sinos, no município de Parobé, margem direita do rio (29°41'06.94”S; 50°51'05.98”W), altitude entre 6–10 m acima do nível do mar (Daniel 1991). A mata ciliar não é contínua, são observados fragmentos ao longo do rio, o local escolhido abrange a fração de mata em boas condições da região. A mata da margem direita do rio é mais alta, depois ocorrem áreas inundáveis, banhados e mais distantes campos de pastagens. Na margem esquerda a mata foi devastada para instalação de um balneário (Daniel 1991). Na área de estudo são registradas árvores grandes como *Luehea divaricata* e *Anadenanthera macrocarpa* (Daniel 1991). Os arbustos apresentam distribuição uniforme, principalmente *Psychotria leiocarpa* Cham. et Schl., *P. myriantha* Müll. Arg., e *Justicia brasiliana* Roth (Diesel 1991). O tipo climático é ST SB “subtropical subúmido” (Maluf 2000).

4. Mata ciliar do rio Maquiné - RM. A área de estudo localiza-se num fragmento de mata ciliar no município de Maquiné (29°40'47.99”S; 50°11'20.03”W), com área aproximada de 622 km², inserido nas encostas da Serra Geral na Planície Costeira (Sevegnani & Baptista, 1996), na Bacia Hidrográfica do Tramandaí, sendo o ponto mais setentrional deste estudo com alta influência de Mata Atlântica. A região compõe a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica reconhecida pela UNESCO, desde 1992. Abrange uma região considerada de extrema importância à conservação da Mata Atlântica brasileira (Conservation International do Brasil *et al.* 2000), possuindo corredores ecológicos e biogeográficos, provida de uma grande biodiversidade e fragilidade em relação a antropização. A vegetação natural da bacia do rio Maquiné, é constituída predominantemente por Floresta Ombrófila Densa, mas apresenta também elementos da Floresta Estacional Semidecidual. A cobertura da terra na

região é extremamente heterogênea, representando um mosaico de vegetação primária, vegetação secundária em diversos estágios de desenvolvimento e agricultura (Sevegnani & Baptista 1996). O tipo climático é ST PU “subtropical perúmido” (Maluf 2000).

Amostragem

Foram realizadas saídas a campo durante dois anos (agosto de 2007 - junho de 2009), sendo efetuados dois eventos de campo por estação em cada mata ciliar, visando cobrir as diferentes estações nas áreas e variações na vegetação (fenologia das plantas). Para avaliar a diversidade da fauna de aranhas do estrato arbóreo-arbustivo, foram definidas seis transecções por mata ciliar, cada uma formada por uma linha reta, paralela ao sentido do rio. Foram dispostas em diferentes pontos do local (microambientes): duas na borda da mata com o rio (BR); outras duas no interior da mata (IM) e as duas últimas entre a mata e os campos adjacentes (BC), na borda oposta ao rio. No total, 24 transecções foram percorridas por evento de campo entre todas as matas ciliares.

Método de coleta

O método de coleta foi guarda-chuva entomológico (GCE) para amostrar aranhas que vivem em pequenos e médios arbustos, vegetação alta de ervas, árvores pequenas e ramos de árvores de maior porte e cipós (Coddington *et al.* 1996, Sørensen *et al.* 2002). Em cada transecção, num intervalo de 45 minutos, foram coletadas as aranhas com um GCE formado por uma estrutura de madeira montada em cruz (70cm x 70cm) coberta por “nylon” branco, nunca excedendo mais do que dois metros em cada lateral da linha da transecção. No total foram 288 horas de coleta ao final do trabalho.

Laboratório, determinação do material e tombamento

As aranhas foram conservadas em álcool etílico a 80%. A determinação das aranhas foi realizada pelo primeiro autor no Laboratório de Aracnologia e o material foi depositado na

coleção de aranhas do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil (curadora: Erica H. Buckup).

Avaliação da complexidade ambiental (Anexos: Figs. 17-20)

Diferentes parâmetros da vegetação foram avaliados para mensurar a complexidade ambiental; as medidas foram modificadas de Raizer (2004) e Raizer *et al.* (2006). Foi medida a densidade da vegetação, utilizando quatro transecções, no mesmo local de coleta das aranhas. Cada transecção linear teve 25 m de comprimento a uma altura de um metro do solo, onde foram contabilizados cada vez que a vegetação (árvores, arbustos, entre outros) tocava a linha. No início de cada transecção foi medida a estrutura vertical do estrato arbóreo-arbustivo com um bastão (cano de 20 mm de diâmetro) de dois metros, disposto verticalmente, avaliando o número de vezes em que a vegetação tocou no bastão. Também em cada transecção, com o auxílio de um bastão de três metros, mais a altura do avaliador, foi estimada a altura do dossel. E por fim, a cobertura do dossel foi avaliada a partir de uma fotografia em cada transecção, tirada a um metro de altura. A foto foi impressa e com a utilização de uma grade transparente quadriculada sobreposta foi contado o número de quadrículas (cada uma de 10 x 10 mm) em que mais de 50% da área esteve coberta por vegetação. Para uniformizar as variáveis avaliadas, dadas as diferentes unidades, o valor de cada uma foi dividido pelo somatório dos seus valores.

Análise dos dados

Foram utilizadas somente aranhas adultas na maioria das análises devido a impossibilidade de determinação de imaturos. Mesmo aranhas adultas são frequentemente difíceis de determinar até espécie, sendo frequentemente utilizadas morfoespécies (Coddington *et al.* 1996, Scharff *et al.* 2003), principalmente no Brasil onde a fauna de aranhas ainda é muito pouco conhecida

e megadiversa. Somente foi utilizada toda assembléia (jovens e adultos) e abundância de jovens para analisar se as medidas da complexidade ambiental afetam estas variáveis.

Para a comparação da riqueza de espécies foi utilizada a técnica de rarefação baseada em amostras (Gotelli & Colwell 2001) pelos intervalos de confiança utilizando valores totais de riqueza ao invés de riqueza média. Rarefação por indivíduos foi utilizada por fornecer melhores resultados para comparações entre áreas com desigualdade na quantidade de indivíduos. Os dados foram obtidos no programa EstimateS 8.0 (Colwell, 2006), a partir de 1,000 aleatorizações.

Para analisar as distribuições de abundância nas diferentes matas ciliares, foram efetuados testes qui-quadrado para averiguar a aderência dos dados a um dos modelos hipotéticos de distribuição de abundância (série geométrica, série logarítmica, lognormal e “broken-stick”). Cálculos de diversidade, em diferentes escalas espaciais (matas ciliares e microambientes) foram utilizados a partir dos seguintes índices: Shannon-Wiener (H') para medir a diversidade (riqueza de espécies mais a uniformidade da distribuição de abundância entre as espécies da assembléia) e Simpson (D) para verificar e medir a dominância entre as espécies da comunidade (Magurran 1988). “Evenness” foi utilizado para medir a equitabilidade (Krebs 1989). Para os modelos da curva de distribuição de abundância e cálculos de diversidade foi utilizado o programa PAST versão 1.97 (Paleontological Statistics) (Hammer & Harper 2009).

Utilizou-se estimadores analíticos de riqueza de espécie: Chao1, Chao2 e Michaelis-Menten (usando EstimateS versão 8.0, Colwell 2006) para verificar a suficiência amostral, escolhidos a partir dos critérios de desempenho de um estimador citados por Toti *et al.* (2000), usando 500 aleatorizações. Chao1 estima o número de espécies em uma comunidade baseado no número de espécies raras na amostra (*singletons* e *doubletons*), ou seja leva em consideração a abundância. O estimador Chao2 baseia-se nas espécies infrequentes (*unicatas*

e duplicatas), ou seja leva em consideração a incidência. Já o estimador Michaelis-Menten utiliza uma extrapolação das curvas de acúmulo de espécies, a partir da adição aleatória da ordem das amostras. Junto aos estimadores também foi calculada a intensidade de coleta (Coddington *et al.* 1996), dada pela razão do número de indivíduos (abundância do adultos) sobre o número de espécies (riqueza). Este pode ser utilizado para medir o esforço amostral junto aos estimadores (Coddington *et al.* 1996, Sørensen *et al.* 2002).

Para verificar a influência dos diferentes fatores (complexidade ambiental, quatro níveis: densidade e estrutura vertical da vegetação, altura e cobertura do dossel; microambientes, três níveis: borda do rio, interior da mata e borda do campo) sobre as variáveis de diversidade (riqueza de espécies e abundância) foi realizada uma GLM multivariada (tipo MANCOVA, análise de covariância multivariada, com o programa PASW versão 18.0 (SPSS[®])).

Para averiguar a relação entre a complexidade ambiental em termos da composição da araneofauna nas matas ciliares, foi utilizada a análise de correspondência canônica (CCA), implementada no PAST versão 1.97 (Hammer & Harper 2009). Este método de ordenação sintetiza, em modelo gráfico com eixos perpendiculares, a variação multidimensional de um conjunto de variáveis (Ter Braak 1986). Pressupõe-se que a complexidade ambiental está intimamente ligada a alterações na araneofauna. A partir do diagrama, pode-se visualizar o padrão de variação da composição da assembleia de aranhas, assim como os fatores principais responsáveis pela ocorrência das espécies ao longo das variáveis ambientais avaliadas (Ter Braak 1986). Na ordenação foram utilizadas as espécies de aranhas acima de 20 indivíduos amostrados, somando 78 espécies. Não foram utilizadas as espécies raras por “carregarem” pouca informação, sendo pouco influentes nos resultados e podendo gerar erros de interpretação (Gauch 1982). O teste de permutação de Monte Carlo foi aplicado para verificar

a significância das correlações entre as variáveis ambientais e a araneofauna (1,000 permutações).

RESULTADOS

Abundância de aranhas nas matas ciliares e nos microambientes

Foi coletado um total de 42,057 aranhas, destas 8,851 adultas (21% do total da araneofauna).

A abundância de aranhas adultas foi diferente entre os rios (MANOVA: $F_{3,15}=8.462$, $p=0.007$). Ocorreram diferenças significativas nas abundâncias entre todas as matas ciliares (RP x RM: $p=0.0001$; RC x RS: $p=0.024$; RC x RM: $p<0.001$; RM x RS: $p=0.0001$), com exceção do RP x RC ($p=0.833$) e RP x RS ($p=0.101$). Entre as matas ciliares amostradas, no RM foi registrada a maior abundância totalizando 3,061 aranhas adultas (total de 34.58% das aranhas); seguido por RC com 2,143 indivíduos (24.21%); o RP com 2,016 aranhas (22.78%) e, por fim, o RS onde foram coletados 1,631 indivíduos (18.43%) (Fig. 1a).

A abundância de aranhas no conjunto dos microambientes diferiu estatisticamente (MANOVA: $F_{2,15}=13.05$, $p=0.003$). As bordas não diferiram entre si ($p=0.993$), porém o IM difere das bordas (IM x BC: $p<0.001$; IM x BR: $p<0.001$). As maiores abundâncias de aranhas adultas foram registradas no interior da mata (N=3,993; total de 45.11% das aranhas), seguido pelas bordas (BC: N=2,439; 27.56% e BR: N=2,419; 27.33%) (Fig. 1b).

Entre as matas ciliares e os microambientes (Fig. 2a), as abundâncias mais elevadas foram no interior da mata, a maior registrada foi no RM (N=1,467); o RP foi a única exceção, onde a maior abundância foi na borda do campo (760). As menores abundâncias registradas na borda do rio foram no RP (N=536) e no RC (540); já as menores na borda do campo no RM (709) e, a menor abundância entre todas, no RS (N=328). Comparativamente, nota-se na Figura 2a, que as matas ciliares fragmentadas (RS e RM) têm maiores percentuais no interior da mata em relação as bordas do que no RP e RC.

Distribuição de abundância, dominância e equitabilidade

As curvas de distribuição de abundância (CDA) das matas ciliares (Fig. 3a-d) se ajustaram ao modelo lognormal (RP: $\chi^2=6.90$, $p=0.228$; RC: $\chi^2=6.64$, $p=0.248$; RS: $\chi^2=6.91$, $p=0.227$; RM: $\chi^2=6.88$, $p=0.229$). As CDAs diferiram dos demais modelos e somente a série logarítmica ficou próxima de um ajuste, porém somente para as matas ciliares do RP e RC.

Para determinar a dominância entre os rios, o índice de Simpson indicou o menor valor para o RC ($D=0.021$) e o maior para o RM ($D=0.171$) (Fig. 3a-d). Para os microambientes a menor dominância foi para a BR ($D=0.026$), após a BC ($D=0.031$) e, por fim, IM ($D=0.043$). Para avaliar a equitabilidade entre os rios o valor de Evenness foi mais alto no RP ($E=0.386$) e mais baixo no RM ($E=0.115$) (Fig. 3a-d). Entre os microambientes, o mais equilibrado devido ao maior valor de Evenness foi a BR ($E=0.328$), após a BC ($E=0.293$) e IM ($E=0.232$).

Riqueza de espécies nas matas ciliares e nos microambientes

Entre as quatro matas ciliares avaliadas foram registradas 440 espécies/morfoespécies entre 28 famílias de aranhas.

A mata ciliar do rio Maquiné apresentou a maior riqueza de famílias (25) e a menor no rio Piratini (20). As famílias Clubionidae, Dictynidae e Gnaphosidae foram representadas por *singletons*. A família mais rica em espécies foi Theridiidae (102 espécies), seguida de Araneidae ($S=65$), Salticidae ($S=53$), Linyphiidae e Thomisidae (45 espécies cada) e Anyphaenidae ($S=36$).

As espécies mais abundantes não foram as mesmas entre as quatro matas ciliares (Fig. 3a-d); no RP predominou *Theridion calcynatum* Holmberg, 1876 (132 espécimes), no RC a mais abundante foi *Hetschkia gracilis* Keyserling, 1886 (136), no RS foi *Thymoites promatensis* Lise & Silva, 2009 (288) e no RM houve o predomínio de *Sphecozone personata*

(Simon, 1894) (1220), sendo está última, entre todas nas matas ciliares estudadas, a espécie mais abundante.

A riqueza média de espécies foi diferente entre os rios (MANOVA: $F_{3,15}=11.95$, $p=0.003$). Entre as matas ciliares amostradas, no RM foi registrada a maior riqueza observada (S_{obs}) totalizando 218 espécies; após o RC ($S_{obs}=214$); o RP ($S_{obs}=202$) e, por fim, o RS com 179 espécies. Ocorreram diferenças significativas entre o RS com as demais matas ($p<0.05$) exceto com o RP; restantes não diferiram entre si (Fig. 4a).

As riquezas médias entre os microambientes não diferiram (MANOVA: $F_{2,15}=3.219$, $p=0.065$). Entre os microambientes avaliados, as maiores riquezas de espécies de aranhas observadas foram nas bordas (BC: $S=298$ e BR: $S=279$) e após o interior da mata ($S=246$). Ocorreram diferenças significativas na riqueza entre os diferentes microambientes somente na comparação do interior da mata com a borda do campo ($p<0.05$) (Fig. 4b).

Entretanto, ao comparar as riquezas entre as matas ciliares pela rarefação baseada em indivíduos (S_{raref}) (Fig. 5), padronizando as riquezas pelo número de indivíduos amostrados, foi encontrado um padrão diferente: a riqueza foi maior no RC ($S_{raref}=195\pm 3.77$ IC), após o RP ($S_{raref}=188\pm 3.28$), seguido por RS ($S_{raref}=179$), e por último, o RM ($S_{raref}=167\pm 5.28$), assumindo assim uma ordem divergente da riqueza não-rarefeita. Para os microambientes a riqueza observada e a riqueza por rarefação por indivíduos seguiram ambas o mesmo resultado (Fig. 6).

Nas matas ciliares, as maiores riquezas específicas foram registradas nas bordas (Fig. 2b), sendo mais elevada na borda do campo do RC ($S=139$). As menores riquezas entre os microambientes foram no interior da mata, sendo o menor valor no RS ($S=88$).

Os valores do índice de Shannon-Wiener (H') foram todos elevados, sendo maiores no RC ($H'=4.42$), seguido do RP (4.30), após o RS (3.89) e menor valor no RM (3.18). Pelo teste t , com exceção do RP e RC ($t=-1.18$, $p=0.23$), na comparação dos valores de H' entre os

demais rios foram encontradas diferenças significativas para todas as interações (RP x RS, $t=8.43$, $p<0.001$; RP x RM, $t=22.99$, $p<0.0001$; RC x RS, $t=-9.48$, $p<0.0001$; RS x RM, $t=-12.68$, $p<0.001$).

Para os microambientes, os valores de H' foram mais elevados nas bordas (BR, $H'=4.51$; BC, 4.47) e menor valor no IM (4.01). Os valores para as bordas não diferiram; na comparação com o IM os valores foram significativamente diferentes (BR x IM, $t=11.33$, $p<0.001$; BC x IM, $t=9.59$, $p<0.001$).

Estimativas de riqueza de espécies

Para as matas ciliares estudadas no sul do Brasil a intensidade de coleta foi de 20:1. O estimador para riqueza específica Chao1 estimou 604.41 (± 31.73 DP) indicando que 72.80% da fauna foi amostrada entre as matas ciliares; para Chao2 a estimativa foi de 596.89 (± 28.8) espécies, sugerindo que 73.7% das espécies de aranhas foram amostradas e Michaelis-Menten indicou 514.28 espécies, ou seja, teriam sido coletadas 85.5% do total de espécies.

Na Tabela 1 são apresentados os valores dos estimadores para cada mata ciliar. Pode-se observar que para o RC foram registrados os maiores percentuais de fauna amostrada e os menores valores para o RM. Para nenhum estimador não paramétrico foram encontradas assíntotas. Portanto a riqueza de espécies das matas ciliares encontra-se sub-amostrada, corroborando a idéia de que estes ambientes suportam uma alta diversidade.

Espécies raras e infrequentes associadas às matas ciliares

As espécies raras foram representadas por 130 *singletons* (total de 32.5 % das espécies do inventário) e os *doubletons*, por 50 espécies (11.4%). Entre as espécies infrequentes, 148 foram unicatas e 64 foram duplicatas.

Entre as matas ciliares, para o RP foram 66 *singletons* (32,7% das espécies do local) e 26 *doubletons* (12,8%); para o RC 70 *singletons* (32,7%) e 38 espécies representadas por

doubletons (17,7%); para o RS 67 *singletons* (37,4%) e 23 *doubletons* (12,8%) e no RM 91 espécies foram *singletons* (41,7%) e 24 espécies como *doubletons* (11%).

Para as espécies infrequentes, no RP 79 espécies foram unicatas e duplicatas 34 espécies; para o RC 80 unicatas e 38 espécies representadas por duplicatas; para o RS 77 unicatas e 30 duplicatas e no RM 98 espécies foram unicatas e 29 espécies como duplicatas.

Efeito da complexidade ambiental sobre a abundância e riqueza de espécies de aranhas nas matas ciliares

Dentre as variáveis de complexidade ambiental mensuradas a partir das medidas da vegetação, somente a cobertura do dossel apresentou influência significativa sobre a riqueza (GLM multivariada: $F_{1,15}=7.067$, $p=0.029$) e sobre a abundância de aranhas adultas ($F_{1,15}=5.74$, $p=0.043$), mas não apresentou diferença sobre a abundância, tanto de jovens, quanto de toda a assembléia (jovens e adultos) (Tabela 2).

Estrutura ambiental sobre a composição da assembleia de aranhas

Os resultados da análise de correspondência canônica (CCA) são apresentados na Figura 7, para os dois primeiro eixos multivariados. A Tabela 2 apresenta a correlação das variáveis ambientais para os cinco eixos da CCA. Os autovalores (*eigenvalues*) revelaram baixos valores para os eixos (Tabela 3) exceto o primeiro.

As variáveis ambientais consideradas não foram, aparentemente, suficientes para explicar as variações na comunidade de aranhas, não influenciando fortemente as mesmas. O teste indicou que as espécies não foram correlacionadas com as variáveis ambientais (para o conjunto de todos os eixos, $p=0.574$). Nenhuma das variáveis ambientais se destacou em relação a comunidade de aranhas (Fig. 7).

Muitas espécies ficaram concentradas entre o eixo 1 (positivamente) e no eixo 2 (negativamente) no gráfico gerado pela CCA (Fig. 7), sem correlação com nenhuma das

variáveis ambientais. Entre estas estão algumas espécies das mais abundantes como *Sphecozone personata* (Spepe) e *Spintharus gracilis* (Sgrac). As variáveis relacionadas a vegetação (estrutura e densidade) ficam associadas ao eixo 1, já as variáveis relacionadas ao dossel, com uma grande quantidade de espécies associadas, se dividem entre o eixo 2 (negativamente, altura) e uma posição intermediária entre os eixos (negativa, cobertura). A diferenciação mais marcante, todavia, é entre os sítios, com Maquiné positivamente associada ao eixo 1 ao passo que as demais localidades estão negativamente associadas a esse eixo (com uma exceção para o Sinos).

DISCUSSÃO

Matas ciliares são ambientes extremamente diversos em relação a araneofauna. Geralmente nestes locais são registradas altas abundâncias de aranhas: no sul do Brasil, Bonaldo *et al.* (2007) registraram maior abundância na mata ciliar, comparando com mata paludosa e floresta de encosta. Hore & Uniyal (2008) na Índia, encontraram alta abundância de aranhas na mata ripária (ciliar), diferindo bastante de ambientes alterados como plantações. Avalos *et al.* (2007) em bosques em Corrientes na Argentina, registrou maior abundância na mata ciliar sobre a influência do rio Paraná. Comentam que a maior quantidade e diversidade de nichos para as aranhas podem contribuir para esta maior abundância.

As matas ciliares dos rios Camaquã e Piratini registraram altas abundâncias possivelmente por serem ambientes mais preservados e por possuírem matas contínuas bastante extensas. Porém as maiores abundâncias foram registradas para a mata ciliar do rio Maquiné, um reflexo da grande abundância de uma única espécie (*Sphecozone personata*) que totalizou mais de 40% das aranhas adultas desta mata. Nas matas ciliares do RP e RC as espécies mais dominantes para cada uma não ultrapassam 6% das aranhas adultas. A alta abundância da mata do RM pode ter sido gerada até mesmo por esta ser um fragmento, pois

pequenos fragmentos tendem a ter uma alta densidade de espécies (Palmer & White 1994). Bolger *et al.* (2000) também registraram altas abundâncias de aranhas em pequenos fragmentos para um estudo na Califórnia, EUA. Entretanto, Gonçalves-Souza *et al.* (2007) encontraram maiores abundâncias em fragmentos maiores mas também mais preservados. Aparentemente, são necessários mais estudos sobre o efeito de pequenos fragmentos sobre a diversidade de aranhas.

Ao contrário das matas ciliares do RP e RC, a maior degradação e fragmentação da mata ciliar do rio dos Sinos, provavelmente, influenciou com esta perturbação associada a baixos valores tanto da abundância de aranhas quanto de riqueza de espécies nesta mata. Este padrão já foi demonstrado em outros estudos sobre a influência antrópica no ambiente afetando à araneofauna (Gallé & Fehér 2006, Gonçalves-Souza *et al.* 2007). Laeser *et al.* (2005) estudando as construtoras de teias em matas ripárias em Hokkaido, Japão, observaram que alterações nesses ambientes são fortemente refletidas na fauna de aranhas. A abundância de Tetragnathidae, registrada pelos autores, por exemplo, diminuiu mais que 50% quando compararam o ambiente natural com locais onde ocorreram distúrbios, como canalização e remoção de vegetação ripária.

As matas ciliares tiveram maiores abundâncias de aranhas no interior da mata, sendo o ambiente que sofre menor influência de fatores abióticos (Baldissera *et al.* 2004). A mata ciliar do rio Piratini, no entanto, registrou mais aranhas na borda do campo; isso pode estar relacionado a suas melhores condições ambientais, pela baixa perturbação antrópica e uma mata mais contínua. Higgins (2003) estudou a comunidade de aranhas de teia de três matas ciliares em Ohio, EUA, e registrou o mesmo padrão aqui encontrado, com maior abundância de aranhas no centro (interior) da mata ciliar em relação as bordas da mata. Baldissera *et al.* (2004) registraram maior abundância de aranhas construtoras de teias no interior da mata comparando com a borda e pastagens do entorno da floresta. Rodrigues (2005) coletou mais

aranhas no interior da mata de restinga do que na borda com um banhado. Assim, aranhas parecem ser fortemente influenciadas pelo efeito de borda (Gallé & Fehér 2006), especialmente devido a mudanças microclimáticas (Murcia 1995, Baldissera *et al.* 2004). A alta abundância no interior da mata pode ser resultado de um menor estresse em termos de menor quantidade de vento e intensidade luminosa.

Outro fator que pode ter influenciado na maior abundância no interior da mata, principalmente para as matas do RS e RM, foi a fragmentação, pois estas duas matas apresentaram maiores abundâncias no interior em relação as bordas, comparadas com o RP e RC, não fragmentados. Em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil, Gonçalves-Souza *et al.* (2007) também registraram mais aranhas no interior da floresta comparado com áreas mais próximas da borda.

Para as curvas de distribuição de abundância, mesmo havendo ajuste do modelo lognormal, nas matas ciliares dos RP e RC as espécies apresentaram distribuições mais homogêneas, com algumas espécies dominantes, outras intermediárias e outras raras nas suas abundâncias. Já as matas ciliares dos rios RS e RM tiveram grande maioria de espécies raras e, dentre aquelas numerosas houve uma espécie extremamente dominante (*Sphecozone personata* no RM). Um elemento bastante comum, observado em estudos de comunidades, é a variação na abundância entre as espécies (Magurran 1988, Krebs 1989): parece trivial nestas comunidades serem encontradas espécies abundantes, raras e de diferentes níveis intermediários de abundância.

A distribuição de abundância das espécies é consequência, na maioria das vezes, da partilha de recursos disponíveis na comunidade (Raizer 2004, Raizer *et al.* 2005). Como já foi por diversas vezes destacado, entre as aranhas dificilmente encontra-se um padrão homogêneo de distribuição de suas abundâncias (Wise 1993, Foelix 1996), demonstrando que a partilha é desigual entre as espécies, seja por haver uma competidora mais adaptada ou por haver um

recurso muito abundante disponível para poucas. Conforme Magurran (1988) o modelo lognormal se aplica a comunidades que sofrem influência de múltiplos fatores, o que parece adequado para descrever ambientes como as matas ciliares. Putman (1994) aponta que a comunidade deve estar organizada por um fator ecológico dominante, dadas distribuições desiguais devido a divisão de recursos de forma irregular. As matas que apresentaram clara dominância por uma espécie podem estar sendo favorecidas por um determinado fator ecológico dominante ou recurso dominante do meio.

O padrão registrado aqui para as matas ciliares segue o mesmo encontrado por diferentes estudos de assembléias de aranhas (Coddington *et al.* 1996, Silva 1996, Avalos *et al.* 2007) onde são registrados elevados números de espécies raras (com um ou dois indivíduos) e poucas dominam na comunidade. O modelo lognormal se ajusta a uma variedade de comunidades (Krebs 1989), porém se ajusta melhor àquelas com alta diversidade (May 1975, Magurran 1988) como no caso das aranhas deste estudo. O modelo é um dos mais frequentemente relacionados com comunidades constituídas por muitas espécies funcionalmente heterogêneas, onde a abundância é influenciada por diversos fatores independentes, determinando diferentes padrões de distribuição (May 1975, Magurran 1988).

A riqueza de espécies foi alta em relação a outros inventários utilizando o mesmo método de coleta (Oliveira-Alves *et al.* 2005, Raizer *et al.* 2005, Rodrigues 2005, Avalos *et al.* 2007, Bonaldo *et al.* 2007, Baldissera *et al.* 2008) porém, não pode ser desconsiderado o esforço amostral, que tanto espacial quanto temporal, foi mais intenso neste trabalho, dificultando a comparação entre os inventários. Entretanto, as evidências já conhecidas (Higgings 2003, Hore & Uniyal 2008) e as apresentadas aqui, corroboram a idéia de que as matas ciliares são áreas extremamente ricas em espécies de aranhas.

A riqueza de espécies seria a medida de diversidade mais simples de uma dada comunidade, porém deve-se considerar que o número de espécies está diretamente ligado ao

número de indivíduos (Schluter & Ricklefs 1993), desta forma também avaliamos os padrões de riqueza com rarefação por indivíduos. A partir deste método, a mata do RM apresenta o menor valor de riqueza de espécies, possivelmente devido ao alto número de espécies raras - *singletons* (discutido adiante no texto).

A mata ciliar do rio Maquiné apresentou a maior riqueza observada, possivelmente pela influência do entorno desta mata, pois além de ocorrer forte efeito de Mata Atlântica na sua composição esta mata ciliar é cercada por este Bioma. Maquiné tem um mosaico de formações florestais secundárias na qual encontramos mata ciliar propriamente dita e remanescentes de mata ombrófila densa; as outras matas estão numa paisagem de isolamento de outras formações florestais, com campos no seu entorno. A Mata Atlântica é conhecida pela sua alta diversidade biológica (Conservation International do Brasil *et al.* 2000) e por uma rica e abundante fauna de aranhas (Oliveira-Alves *et al.* 2005, Gonçalves-Souza *et al.* 2007).

Outra possibilidade para a alta riqueza observada no RM pode estar vinculada a largura da mata. Nas matas mais estreitas há uma maior proximidade entre as bordas, com esta aproximação e diminuição da área há tendência das espécies ficarem mais concentradas o que facilitaria a sua amostragem. Higgings (2003) analisando matas ciliares com diferentes larguras encontrou uma maior riqueza de espécies nas com trechos de floresta mais estreitos. Entretanto, Gonçalves-Souza *et al.* (2007) encontraram maiores riquezas de espécies em fragmentos maiores, porém estes eram também mais preservados, o que confunde as influências de distúrbio e área.

A mata ciliar do rio dos Sinos apresentou a menor riqueza de espécies observada, provavelmente influenciada pela forte antropização que ocorre neste local, principalmente no seu entorno. Raizer *et al.* (2005) para a região centro-oeste, Mato Grosso, amostrando a araneofauna em diferentes pontos com matas ciliares ao longo do rio Paraguai, registraram

uma menor abundância e riqueza de espécies em áreas de mata ciliar antropizada e degradada devido a influência de áreas vizinhas com plantio de soja. Provavelmente, matas ciliares com áreas de entorno modificadas sofrem influência que se reflete na assembleia de aranhas.

A riqueza de espécies entre os microambientes demonstrou um padrão inverso ao da abundância, com maiores valores nas bordas. Higgings (2003) também encontrou maior riqueza de espécies de aranhas na borda da mata ciliar com um agroecossistema em relação ao centro (interior) da mata. As altas abundâncias no interior da mata podem resultar do menor estresse por condições abióticas, contudo a baixa riqueza no interior requer uma explicação alternativa, como por exemplo, a sobreposição da fauna do campo e da mata. O fluxo de espécies entre dois diferentes ambientes pode ter gerado a maior riqueza nas bordas.

As bordas tendem a ter uma alta diversidade (Palmer & White 1994), devido, em parte, a essa “mistura” de espécies de dois ambientes adjacentes (Murcia 1995, Cadenasso & Pickett 2001), diferente do interior da floresta onde se encontrariam espécies mais específicas. Porém esta explicação se aplica melhor a borda com o campo; para a borda com o rio, na verdade não existe uma “mistura” de ambientes. Gillespie (1987) comenta que as aranhas nas bordas de rios e riachos consomem grandes quantidades de insetos emergentes da água, o que também é sugerido por Laeser *et al.* (2005).

Na região nordeste do Brasil, Oliveira-Alves *et al.* (2005) em remanescentes de Mata Atlântica com áreas de matas ciliar, avaliaram o efeito de borda sobre a composição e riqueza de espécies de aranhas. Encontraram uma maior riqueza na borda comparada com o interior da mata com guarda-chuva entomológico. Mesmo sendo uma área menor, o RM contém maior proporção de área de borda, podendo o contato com ambientes adjacentes possibilitar a maior migração de espécies para a mata ciliar.

As bordas são conhecidas por causar mudanças nas condições abióticas e assim afetar alguns organismos ali residentes (Bierregaard *et al.* 1992, Murcia 1995, Gallé & Fehér 2006).

Aqui as bordas demonstraram maior riqueza de espécies de aranhas, entretanto, na abundância a araneofauna parece ser afetada nas bordas. Baldissera *et al.* (2004) registraram mais espécies no interior da mata em comparação com a borda e pastagens do entorno da mata. Rodrigues (2005) também coletou uma maior quantidade de espécies no interior da mata de restinga do que na borda com um banhado. Em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil, Gonçalves-Souza *et al.* (2007) também encontraram maior riqueza de aranhas no interior da floresta comparado com áreas mais próximas da borda.

Mesmo com a alta riqueza de espécies registrada, os estimadores indicaram ainda a presença de muitas mais espécies e o valor da intensidade de coleta foi baixo, indicando que as matas ciliares ainda estão subamostradas. Sørensen *et al.* (2002) sugerem que a estabilidade dos estimadores, principalmente em áreas muito diversas, tende a ser alcançada quando a intensidade de coleta apresentar valores entre 30:1 a 50:1, valores bem distantes do aqui registrado. Coddington *et al.* (1996) citam que valores abaixo de 10:1 são muito baixos.

Uma estimativa pode ser o ponto de partida na análise de padrões que, potencialmente, podem sugerir hipóteses testáveis sobre mecanismos que geram determinado padrão (Melo 2008). Dificilmente em um único inventário todas as espécies serão amostradas, principalmente de organismos como aranhas (Toti *et al.* 2000, Colwell 2006), então os estimadores de riqueza de espécies auxiliam na percepção de quanto está subamostrado o ambiente e quão rico ele pode ser.

Bonaldo *et al.* (2007) para as matas ciliares também registraram, a partir dos estimadores avaliados, que estas ficaram subamostradas, assim como Rodrigues (2005) para uma mata de restinga e o ecótono. Como já sugerido por Toti *et al.* (2000), Sørensen *et al.* (2002) e Scharff *et al.* (2003) é raro obter estimativas assintóticas para comunidades de aranhas, pois apresentam alta diversidade.

O estimador Michaelis-Menten diferenciou-se um pouco dos demais no RM; segundo Toti *et al.* (2000) este estimador tem uma ótima performance sendo um bom estimador de riqueza específica. Tanto Chao1 quanto Chao2, para todas as matas ciliares, ficaram muito próximos nas suas estimativas, no RM apresentaram uma menor tendência a estabilização, possivelmente devido aos altos valores de espécies raras e infrequentes para este local.

Possivelmente com um maior esforço amostral a tendência seria das espécies raras e infrequentes diminuir, podendo aproximar o valor estimado do observado para a riqueza de espécies. Conforme Coddington *et al.* (1996) algumas espécies podem ser localmente extintas de um ano para outro e algumas espécies são “turistas”, fazendo com que as riquezas estimadas sejam elevadas, mesmo não sendo membros permanentes da comunidade que está sendo estimada.

Os percentuais de espécies raras foram próximos das médias sugeridas por Coddington *et al.* (2009) que indicam uma média de *singletons* de 37.2% para inventários de aranhas. Os valores aqui registrados ficaram bem abaixo de muitos inventários com o mesmo método ou similares (Oliveira-Alves *et al.* 2005: 50% de *singletons*, Raizer *et al.* 2005: 46%, Rodrigues 2005: 41%, Bonaldo *et al.* 2007: 39%, Baldissera *et al.* 2008: 33%, Pinto-Leite *et al.* 2008: 39%), porém, ainda indicam uma subamostragem, e que muitas espécies ainda não foram amostradas nas matas. A frequência alta de espécies raras sugere que as comunidades de artrópodes em geral são drasticamente subamostradas pelos esforços de pesquisas convencionais ou até mesmo com grandes esforços de coleta (Scharff *et al.* 2003).

Muitos fatores podem estar influenciando nas quantidades de *singletons* (Coddington *et al.* 1996, Scharff *et al.* 2003). Deve ser considerado que algumas espécies que são registradas em um determinado período podem migrar para outro local e, assim, não serem mais registradas pela mudança de local ou de estrato, mesmo não sendo realmente raras.

As espécies de aranhas raras podem ser devido a uma menor adaptação ao ambiente (Wise 1993, Foelix 1996), mas também ligado a inúmeros fatores (Coddington *et al.* 2009), como por exemplo locais críticos de difícil amostragem (Wise 1993) ocasionando poucos espécimes coletados.

As espécies que realmente são raras, confirmadas pela sua relação com ambientes estáveis e sensíveis a mudanças bruscas, merecem uma devida atenção no tocante a conservação destas áreas, pois a sua sobrevivência está vinculada à manutenção destes ambientes e são espécies com mais chances de se extinguir localmente (Rosenzweig 1995).

No entanto, uma espécie pode ser incomum em um local e comum em outro, mesmo com as amostragens sendo efetuadas em um mesmo tipo de ambiente. O padrão de raridade na mesma espécie pode ser diferente em cada localidade (*e.g. Sphecozone personata*, na mata ciliar do RS foi representada por dois indivíduos, já no RM por 1220 aranhas; *Thwaitesia affinis* O.P.-Cambridge, 1882 na mata ciliar do RS foi representada por dois indivíduos, já no RM por 55 aranhas).

As diferentes medidas utilizadas para avaliar se a complexidade ambiental influencia na diversidade da araneofauna não demonstraram nenhum efeito. Somente a cobertura do dossel afetou a assembleia de aranhas adultas, tanto na abundância, quanto na riqueza de espécies. Possivelmente, diferentes níveis de cobertura do dossel afetam de forma variável aranhas adultas e jovens. Um cenário possível seria uma escolha comportamental pelo ambiente por parte das aranhas adultas, diferente dos jovens que devem dispersar, até mesmo para áreas fora da mata. Aranhas do interior da mata preferem áreas mais fechadas, com pouca intensidade luminosa, o que é fortemente afetado pela cobertura do dossel da mata.

A estrutura da vegetação geralmente é citada como podendo influenciar na diversidade da araneofauna (Wise 1993, Foelix 1996, Baldissera *et al.* 2004, Corcuera *et al.* 2008). Hore & Uniyal (2008), por exemplo, citam que a cobertura do dossel da floresta influencia

fortemente a fauna de aranhas, principalmente pelo aumento da insolação e elevação da temperatura em áreas com copas mais abertas. Entretanto, assim como o registrado para as matas ciliares do sul do Brasil, Higgings (2003) para as aranhas de três matas ciliares nos EUA, não encontrou correlação entre as medidas de estrutura da vegetação e a diversidade (seja abundância, ou riqueza) da araneofauna. Essa ausência de influência da estrutura da vegetação sobre a araneofauna também foi verificado por Pinto-Leite *et al.* (2008), comentando que a alta riqueza de espécies de aranhas pode dificultar a detecção da influência de variáveis ambientais sobre a assembléia, pois cada espécie de aranha pode responder de modo distinto a variações na estrutura do habitat.

O efeito da estrutura ambiental sobre a composição da araneofauna foi menos comumente encontrado do que sobre a diversidade. Algumas espécies de aranhas podem estar associadas a um dado nível de algum fator ambiental, como a estrutura tridimensional da vegetação (Wise 1993, Foelix 1996), entretanto, estas associações não foram percebidas aqui a partir dos diferentes atributos da vegetação utilizados. Conforme verificado pelos baixos números dos autovalores na CCA, pode-se considerar que a araneofauna não apresenta variações vinculadas aos descritores ambientais considerados nas matas estudadas.

Possivelmente, em escalas menores e com análises mais refinadas, podem surgir resultados diferentes do encontrado aqui nesta pesquisa, onde quem sabe outros fatores ambientais possam influenciar na araneofauna das matas ciliares. Corcuera *et al.* (2008) verificaram que afetam a abundância de aranhas a densidade da folhagem, área de superfície das folhas e o número e tipo de inflorescência. Aguilera *et al.* (2006) estudando a araneofauna em espécies de árvores nativas no Chile, indicam que as aranhas não dependem estritamente da estrutura das formações vegetais em que habitam, mas sim da disponibilidade de recursos do meio, como por exemplo alimento.

Para outros locais padrões semelhantes já foram mencionados. Raizer (2004), na avaliação da complexidade da vegetação, também não encontrou relação com a composição da araneofauna a partir do mesmo método aqui aplicado (GCE) em capões de mata no Pantanal do Mato Grosso do Sul, único fator que influenciou na estrutura da comunidade de aranhas foi o alagamento dos capões, mas para aranhas de solo. Bonaldo *et al.* (2007) não encontraram uma relação entre a fauna de aranhas arborícolas e os três tipos de vegetação avaliados, entre eles áreas de mata ciliar no sul do Brasil.

Possivelmente no estrato arbóreo-arbustivo, amostrado pelo GCE, as influências ambientais, ligadas a vegetação, são difíceis de serem detectadas. No solo os efeitos da altura e complexidade de serapilheira, são na maioria das vezes, mais severos e mais observados na comunidade de aranhas (Raizer 2004, Hore & Uniyal 2008). Não somente a estrutura da vegetação influencia na assembleia de aranhas, pois aspectos como sazonalidade, competição, predação, estabilidade ambiental e produtividade podem estar interagindo (Wise 1993, Rosenzweig 1995, Foelix 1996). Além disso, há a questão matemática de que mesmo com as matas ciliares estudadas apresentando diferenças, como grau de fragmentação e antropização, as variáveis ambientais avaliadas para a vegetação tiveram valores muito similares, podendo ter determinado a falta de influência destes fatores na composição da araneofauna.

Este trabalho é o primeiro a inventariar de forma mais intensiva a araneofauna em mata ciliares no sul do Brasil e investigar a diversidade da fauna de aranhas nestes ambientes. Mesmo registrando aqui a maior riqueza de espécies de aranhas para o sul do Brasil em um único estudo, os estimadores revelam que a fauna de aranhas ainda foi pouco amostrada para estes ecossistemas, revelando a urgência de estudos continuados com maior esforço amostral e, principalmente, abrangendo também outros métodos, para diferentes estratos das florestas.

Como já sugerido (Naiman *et al.* 1993, Laeser *et al.* 2005), as matas ciliares são ambientes que necessitam urgente atenção, sendo áreas prioritárias para a conservação da

diversidade biológica pela sua importância para ecossistemas adjacentes. São ambientes extremamente importantes para a manutenção e conservação da biodiversidade regional. A preservação de fragmentos florestais e trechos de matas ciliares ao longo dos rios são essenciais para a conservação da fauna de aranhas, assim como à sua biodiversidade. Mesmo estes fragmentos estando sobre forte influência antrópica, a sua manutenção pode futuramente gerar áreas mais diversificadas e servir de abrigo para aranhas e outros artrópodes. Desta forma, mais estudos poderão ajudar no melhor conhecimento destes ambientes que estão intensamente ameaçados por diferentes intervenções humanas, podendo resultar na perda da diversidade de aranhas destes locais.

AGRADECIMENTOS

À Patrícia E. Silva Rodrigues (MCN) pela ajuda nas coletas e nas medidas da vegetação. Ao José Vanderlei Feltrim por disponibilizar a área de estudo em Maquiné e pelas informações prestadas sobre a área. Aos funcionários e administradores da Fazenda Corticeiras Empreendimentos e Participações LTDA, em Cristal, por permitir o acesso à área de estudo. Ao Tiago C. de Marchi e João Andre Jarenkow (PPG Botânica, UFRGS) pelas informações sobre a área de estudo no rio Camaquã. À Erica H. Buckup, curadora da coleção de aranhas do MCN, e a pesquisadora Maria Aparecida de L. Marques pelo acesso ao material e à bibliografia e a direção do museu pelo uso das dependências e equipamentos. Ao CNPq pela concessão da bolsa de doutorado a E.N.L. Rodrigues (processo 140586/2007-5); este artigo é parte da tese de doutorado em Biologia Animal no PPGBAN da UFRGS.

REFERÊNCIAS

- Aguilera M.A., Casanueva, M.E. & Hernández, C.E. (2006) Composición de la araneofauna em dos especies de arboles nativos *Peumus boldus* Mol. y *Luma apiculata* (D.C.) Burret en el Parque Botánico Pedro del Río Zañartu (Hualpen), Concepción, VIII Región, Chile. *Gayana* **70**(2), 176-185.
- Avalos G., Rubio G.D., Bar M.E. & González A. (2007) Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados Del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical* **55**(3-4), 899-909.
- Baldissera R., Ganade G. & Fontoura S.B. (2004) Web spider community response along an edge between pasture and *Araucaria* Forest. *Biol. Conserv.* **118**, 403-9.

- Baldissera R., Ganade G., Brescovit A.D. & Hartz S.M. (2008) Landscape mosaic of *Araucaria* forest and forest monoculture influencing understory spider assemblages in southern Brazil. *Austral Ecol.* **33**, 45-54.
- Bierregaard R.O., Lovejoy T.E., Kapos V., Santos, A.A. & Hutchings W. (1992) The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience* **42**, 859-866.
- Bolger D.T., Suarez A.V., Crooks K.R., Morrison S.A. & Case T.J. (2000). Arthropods in urban habitat fragment in southern California: área, age, and edge effects. *Ecol. Applications* **10**(4), 1230-48.
- Bonaldo A.B., Marques M.A.L., Pinto-da-Rocha R. & Gardner T. (2007) Species richness and community structure of arboreal spider assemblages in fragments of three vegetational types at Banhado Grande wet plain, Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia, Sér. Zool.* **97**(2), 143-51.
- Cadenasso M.L. & Pickett, S. (2001) Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conserv. Biol.* **15**(1), 91-97.
- Coddington J.A., Young L.H. & Coyle F.A. (1996) Estimating spider species richness in a Southern Appalachian Cove Hardwood Forest. *J. Aracnol.* **24**, 111-28.
- Coddington J.A., Agnarsson I, Miller J.A., Kuntner M. & Hormiga G. (2009) Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *J. Anim. Ecol.* **78**, 573-584.
- Colwell R.K. (2006) *EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 8.0. User's guide and application. University of Connecticut, USA. Available at: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>>.
- Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambientes do Estado de São Paulo & SEMAD/Instituto Estadual de Florestas MG. (2000) *Avaliações e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente/SBF.
- Corcuera P., Jiménez M.L. & Valverde P.L. (2008) Does the microarchitecture of Mexican dry forest foliage influence spider distribution? *J. Arachnol.* **36**, 552-556.
- Daniel A. (1991) Estudo fitossociológico arbóreo/arbustivo da mata ripária da Bacia Hidrográfica do rio dos Sinos, RS. *Pesquisas, Botânica* **42**, 1-199.
- Dennis P. (1997) Impact of forest and woodland structure on insect abundance and diversity. In: *Forest and Insects*. (eds A. D. Watt, N. E. Stock & M. D. Hunter), pp.321-340. Chapman & Hall, London.

- Diesel S. (1991) Estudo fitossociológico herbáceo/arbustivo da mata ripária da Bacia Hidrográfica do rio dos Sinos, RS. *Pesquisas, Botânica* **42**, 201-257.
- Foelix R.F. (1996) *Biology of spiders*. Oxford University Press. New York, New York.
- Gallé R. & Fehér B. (2006) Edge effect on spider assemblages. *Tiscia* **35**, 37-40.
- Gauch H.C. (1982) *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gillespie R.G. (1987) The mechanism of habitat selection in the long-jawed orb-weaving spider *Tetragnatha elongata* (Araneae, Tetragnathidae). *J. Arachnol.* **15**(1), 81-90.
- Gonçalves-Souza T., Matallana G. & Brescovit A.D. (2007) Effects of habitat fragmentation on the spider community (Arachnida, Araneae) in three Atlantic forest remnants in Southeastern Brazil. *Rev. Ibérica Aracnol.* **16**, 35-42.
- Gotelli N.J. & Colwell R.K. (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Letters* **4**, 379-91.
- Hammer O. & Harper D.A.T. (2009) *Past: Paleontological Statistics*. Version 1.97. Available from <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
- Higgins, T.S. (2003) *Web spider diversity in riparian forests of Southwest Ohio*. Thesis of Master of Science, Miami University. 61p.
- Hore, U. & Uniyal, V.P. (2008) Use of spiders (Araneae) as indicator for monitoring of habitat conditions in Tarai Conservation Area, India. *Indian Forester* **134**, 1371-1380.
- Krebs, C.J. (1989) *Ecological methodology*. Harper & Row, New York.
- Laeser S.R., Baxter C.V. & Fausch K.D. (2005) Riparian vegetation loss, stream channelization, and web-weaving spiders in northern Japan. *Ecol. Res.* **20**, 646-51.
- Magurran, A.E. (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- Maluf J.R.T. (2000) Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *R. Bras. Agrometeorol.* **8**(1), 141-150.
- Marchi T.C. & Jarenkow J.A. (2008) Estrutura do componente arbóreo de mata ribeirinha no rio Camaquã, município de Cristal, Rio Grande do Sul. *Iheringia, Sér. Bot.*, **63**(2), 241-248.
- May R.M. (1975) Patterns of species abundance and diversity. In: *Ecology and evolution of communities*. (eds M. L. Cody & J. M. Diamond), pp.81-120. Belknap Press of the Harvard University Press, Cambridge.
- Melo A.S. (2008) O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* **8**(2), 21-27.

- Murcia C. (1995) Edge effect in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* **10**, 58-62.
- Naiman R.J., Decamps H. & Pollock M. (1993) The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecol. Appl.* **3**(2), 209-212.
- Oliveira-Alves A., Peres M.C.L., Dias M.A., Cazais-Ferreira G.S. & Souto L.R.A. (2005) Estudos das comunidades de aranhas (Arachnida: Araneae) em ambiente de Mata Atlântica no Parque Metropolitano de Pituáçu – PMP, Salvador, Bahia. *Biota Neotropica* **5**(1a), <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN006051a2005>.
- Palmer M.W. & White P.S. (1994) Scale dependence and the species-area relationship. *Am. Nat.* **144**, 717-740.
- Pinto-Leite C.M., Guerrero A.C. & Brazil T.K. (2008) Non-random patterns of spider species composition in an Atlantic rainforest. *J. Arachnol.* **36**, 448-52.
- Price P.W., Bouton C.E., Gross P., McPherson B.A., Thompson J.N. & Weis A.E. (1980) Interactions among three trophic levels: influence of plant on interactions between insect herbivores and natural enemies. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Systemat.* **11**, 41-65.
- Putman R.J. 1994. *Community ecology*. Chapman & Hall, London.
- Raizer J. (2004) *Comunidade de aranhas em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal Sul-Mato-Grossense*. Tese de Doutorado em Ecologia, Universidade Estadual de Campinas. 88p.
- Raizer J., Japyassú H.F., Indicatti R.P. & Brescovit A.D. (2005) Comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) do pantanal norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. *Biota Neotropica* **5**(1a), <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN009051a2005>.
- Raizer J., Brescovit A.D., Lemos R.Y. & Carvalho N.F. (2006) Inventário das aranhas no Complexo Aporé-Sucuriú. Pp. 69-78. *In Biodiversidade do Complexo Aporé-Sucuriú: subsídios à conservação e ao manejo do Cerrado: área prioritária 316-Jauru*. (T.C.S. Pagotto & P.R. de Souza, orgs). Ed. UFMS, Campo Grande.
- Rodrigues E.N.L. (2005) Fauna araneológica (Arachnida; Araneae) arborícola de duas áreas em uma mata de restinga no sul do Brasil. *Acta Biol. Leopoldensia* **27**(1), 73-92.
- Rosenzweig M.L. (1995) *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Scharff N., Coddington J.A., Griswold C.E., Hormiga G. & Bjørn P.P. (2003) When to quit? Estimating spider species richness in a Northern European Deciduous Forest. *J. Arachnol.* **31**, 246–73.

- Schluter D. & Ricklefs R.E. (1993) Species diversity: an introduction to the problem. In: *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. (eds R.E. Ricklefs & D. Schluter), pp.1-10. The University of Chicago Press, Chicago.
- Sevegnani L. & Baptista L.R.M. (1996) Composição florística de uma floresta secundária, no âmbito da Floresta Atlântica, Maquiné, RS. *Sellowia* **45-48**, 47-71.
- Silva, D. 1996. Species composition and community structure of Peruvian rainforest spiders: a case study from a seasonally inundated forest along the Samiria river. *Rev. Suisse Zool.*, *Hors ser.*, 597-610.
- Soares LR. & Ferrer R. S. (2009) Estrutura do componente arbóreo em uma área de floresta ribeirinha na bacia do rio Piratini, Rio Grande do Sul. *Biotemas* **22(3)**, 47-55.
- Sørensen L.L., Coddington J.A. & Scharff N. (2002) Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an Afrotropical Forest. *Environ. Entomol.* **31(2)**, 319-330.
- Teixeira M.B., Coura-Neto A.B., Pastore U. & Rangel A.L.R. (1986) Vegetação; as regiões fitoecológicas, sua natureza, seus recursos econômicos; estudo fitogeográfico. In: *Levantamento de recursos naturais*. v.33, pp.541-632. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Ter Braak C.J.F. (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* **67(5)**, 1167-1179.
- Toti D.S., Frederick A.C. & Miller J.A. (2000) A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *J. Arachnol* **28**, 329-345.
- Uetz G.W. (1991) Habitat structure and spider foraging. In: *Habitat structure. The physical arrangement of objects in space* (eds S.S. Bell, E.D. McCoy & H.R. Mushinsky), pp.325-348. Chapman and Hall, London.
- Wise D.H. (1993) *Spiders in ecological webs*. New York. Cambridge University Press.

Legendas das tabelas e figuras

Fig. 1. Abundância média ($\pm EP$) de aranhas adultas durante dois anos de amostragem no sul do Brasil. (A) Matas ciliares. (B) Microambientes. (letras diferentes indicam significância, teste Tukey, $p < 0,05$. Matas ciliares: RP, rio Piratini; RC, rio Camaquã; RS, rio dos Sinos; RM, rio Maquiné. Microambientes: BR, borda do rio; IM, interior da mata; BC, borda do campo)

Fig. 2. Diversidade de aranhas adultas nas matas ciliares e nos microambientes no sul do Brasil. (A) Abundância. (B) Riqueza. (RP, rio Piratini; RC, rio Camaquã; RS, rio dos Sinos; RM, rio Maquiné; BR, borda do rio; IM, interior da mata; BC, borda do campo)

Fig. 3. Curvas de distribuição de abundância para as espécies de aranhas e valores de Shannon-Wiener (H'), Simpson (D) e Evenness (E) para cada uma das matas ciliares estudadas no sul do Brasil. (A) Mata ciliar do rio Piratini. (B) Rio Camaquã. (C) Rio dos Sinos. (D) Rio Maquiné.

Fig. 4. Riqueza observada e intervalos de confiança pelas curvas de rarefação de amostras. (A) Matas ciliares. (B) Microambientes. (divergências nas letras indicam significância para $p < 0,05$; Matas ciliares: RP, rio Piratini; RC, rio Camaquã; RS, rio dos Sinos; RM, rio Maquiné. Microambientes: BR, borda do rio; IM, interior da mata; BC, borda do campo)

Fig. 5. Curvas de rarefação ($\pm IC$) para as espécies de aranhas (adultas) de quatro matas ciliares estudadas durante dois anos no sul do Brasil. (traço vertical indica "ponto de corte" com tamanho amostral de $N=1630$ indivíduos)

Fig. 6. Curvas de rarefação ($\pm IC$) para as espécies de aranhas (adultas) nos três microambientes de quatro matas ciliares estudadas durante dois anos no sul do Brasil. (traço vertical indica "ponto de corte" com tamanho amostral de $N=2419$ indivíduos)

Fig. 7. Diagrama de ordenação (dois primeiros eixos) da análise de correspondência canônica para a complexidade ambiental e os microambientes com a composição da araneofauna (espécies de aranhas $N > 20$ indivíduos), nas matas ciliares no sul do Brasil. (ADO, altura dossel; CDO, cobertura dossel; DVG, densidade vegetação; EVG, estrutura da vegetação; MA, microambientes; Matas ciliares: C, Camaquã; M, Maquiné; P, Piratini; S, Sinos)

Tabela 1. Valores correspondentes aos estimadores de riqueza de espécies ($\pm DP$), para a araneofauna coletada em matas ciliares no sul do Brasil. (entre parênteses percentuais das espécies potencialmente presentes que foram amostradas; matas ciliares: RP, rio Piratini; RC, rio Camaquã; RS, rio dos Sinos; RM, rio Maquiné)

Tabela 2. Modelo Geral Linear Multivariado para fatores da vegetação (densidade vegetação, estrutura vegetação, altura da copa, cobertura do dossel) influenciando variáveis de diversidade: abundância (adultos, jovens, total) e riqueza de espécies de aranhas. (F, Razão entre as variâncias; MQ, média dos quadrados; S, riqueza específica; N, abundância; negrito indica relações significativas)

Tabela 3. Coeficientes de correlação entre as variáveis ambientais e os cinco eixos de ordenação das espécies de aranhas e os autovalores (*eigenvalues*) e valores de p encontrados para as matas ciliares no sul do Brasil.

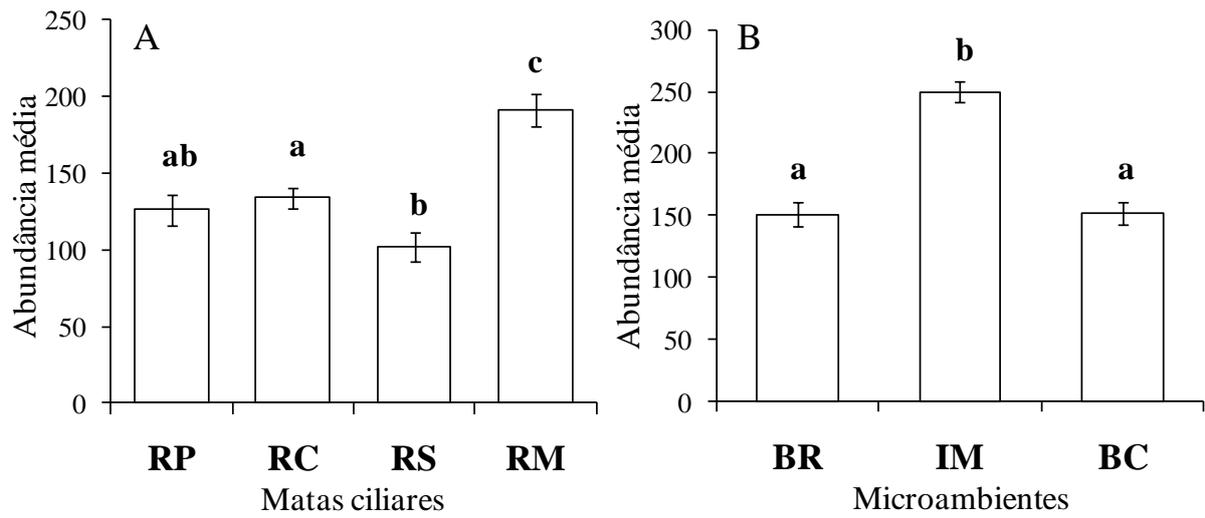


Fig. 1.

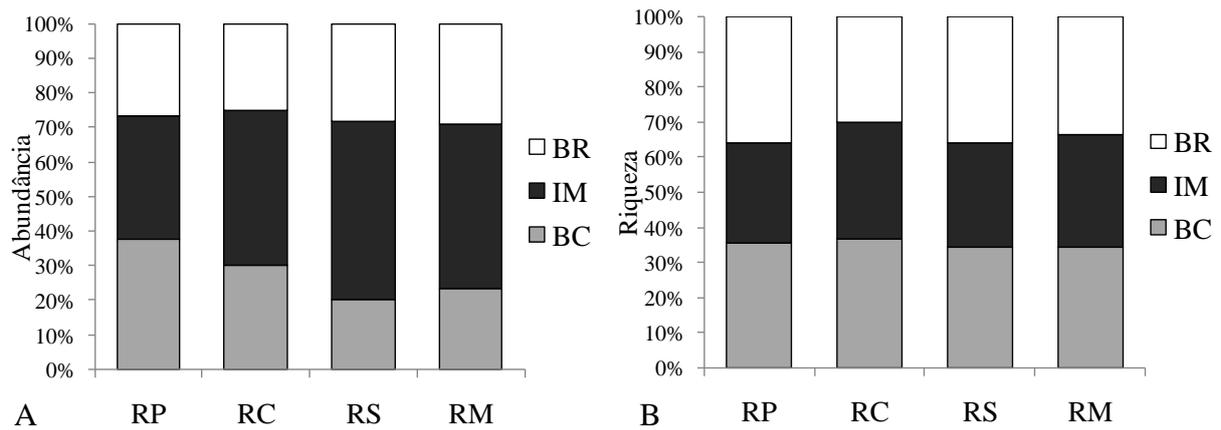


Fig. 2.

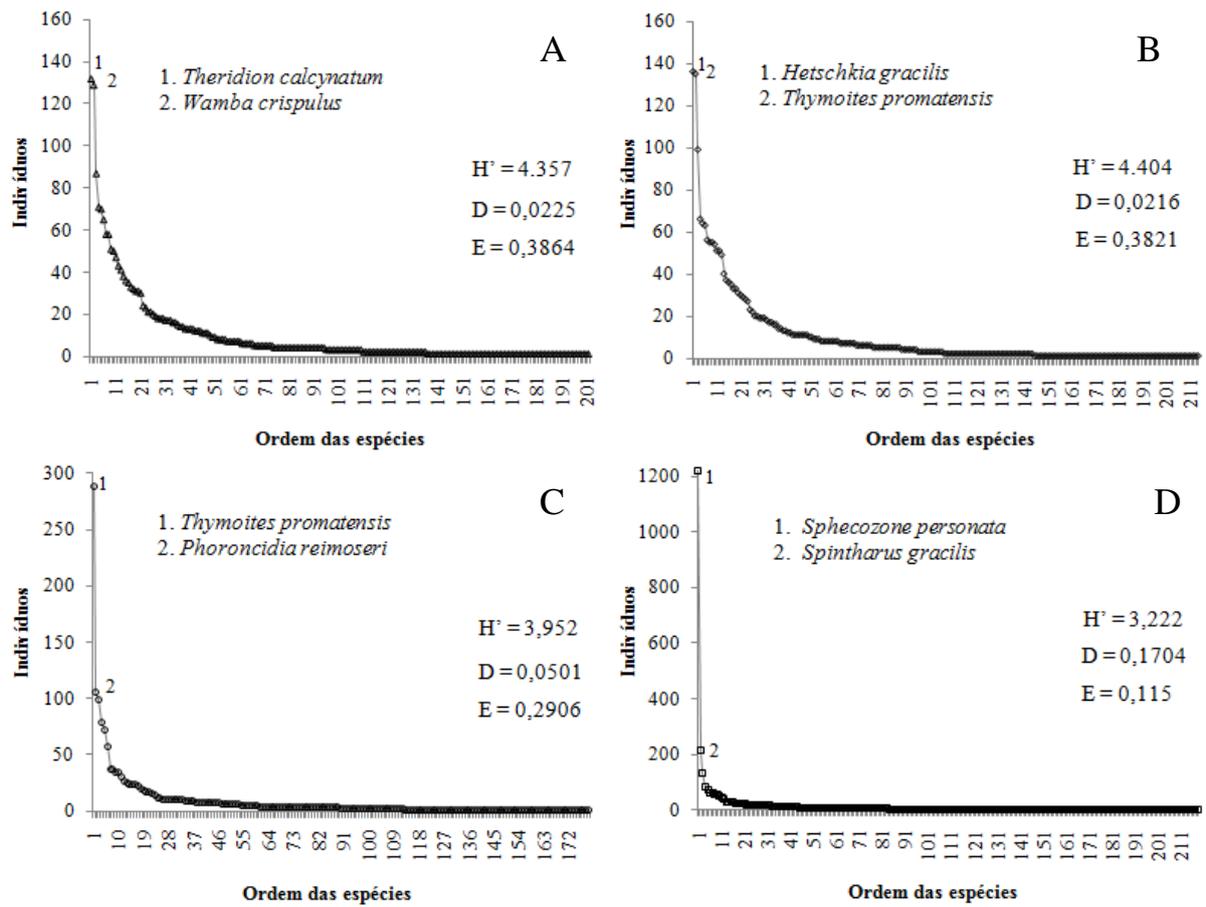


Fig. 3.

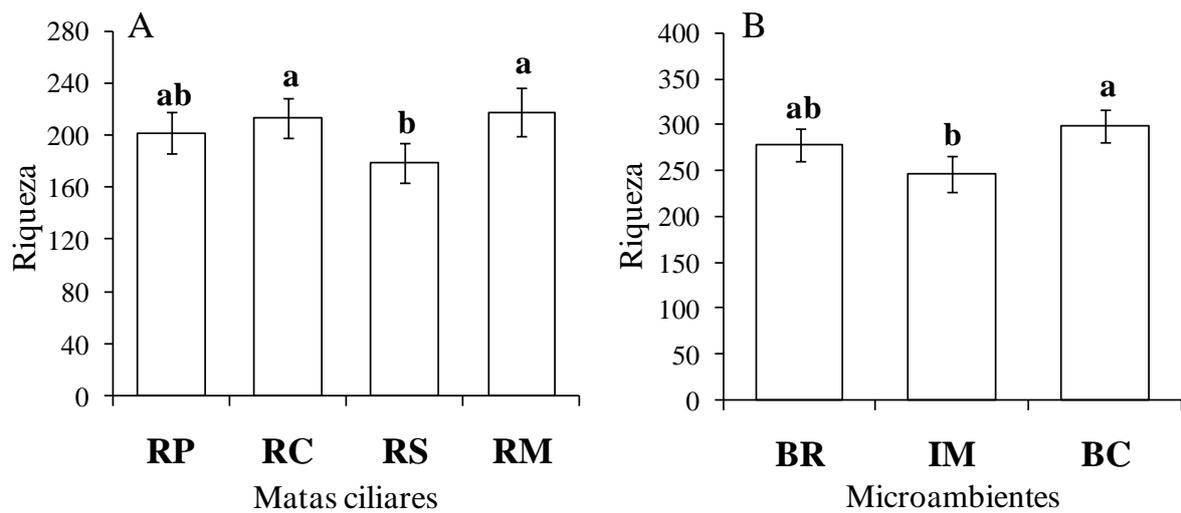


Fig. 4.

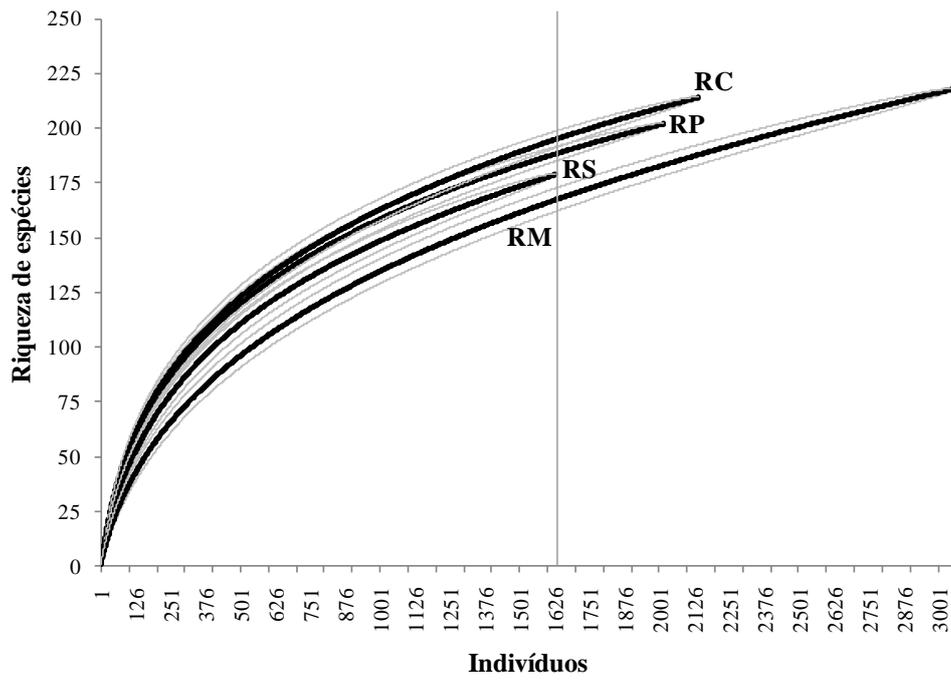


Fig. 5.

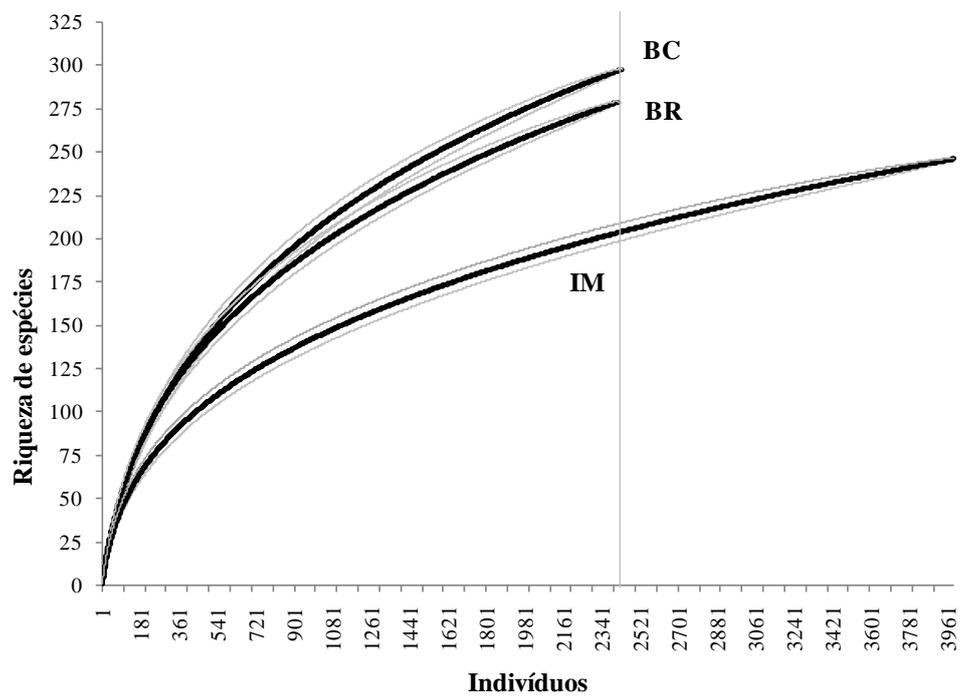


Fig. 6.

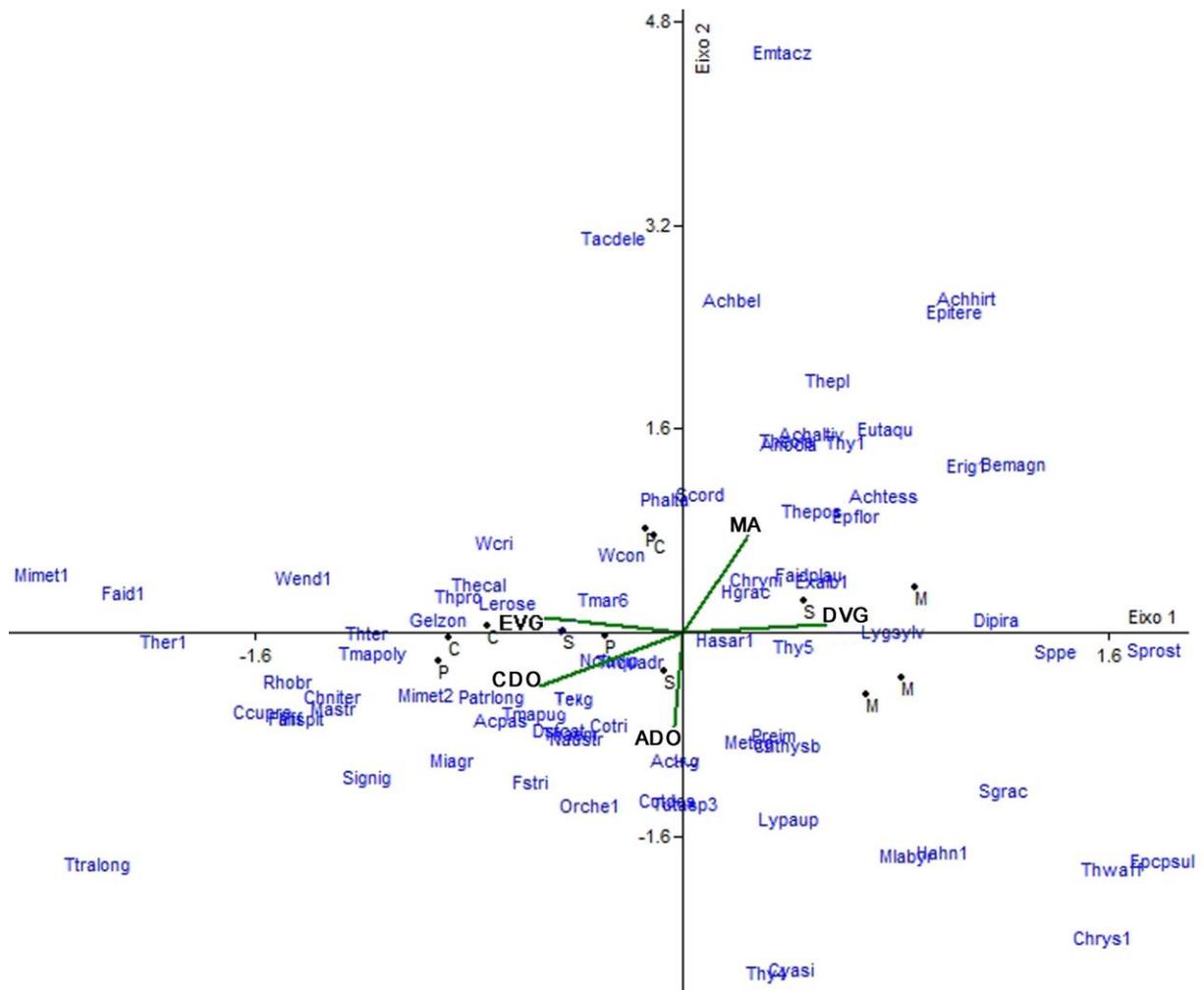


Fig. 7.

Tabela 1.

| Matas ciliares | Espécies | Chao 1 | Chao 2 | Michaelis-Menten |
|----------------|----------|---------------------|---------------------|------------------|
| RP | 202 | 281.44±21.7 (71.8%) | 284.53±20.8 (71%) | 254.38 (79.4%) |
| RC | 214 | 275.92±16.9 (77.6%) | 289.96±19.2 (73.8%) | 262.9 (81.4%) |
| RS | 179 | 282±26.8 (63.5%) | 268.49±22.4 (66.7%) | 239.37 (74.8%) |
| RM | 218 | 381.8±36.9 (57.1%) | 366.53±32.6 (59.5%) | 283.55 (76.9%) |

Tabela 2.

| Fator | Variável | MQ | F | p |
|---------------------|----------|----------|-------|--------------|
| Densidade vegetação | Nadultos | 138.05 | 0.106 | 0.753 |
| | Njovens | 1522.17 | 0.126 | 0.732 |
| | Ntotal | 2577.05 | 0.133 | 0.724 |
| | S | 25.79 | 1.311 | 0.285 |
| Estrutura vegetação | Nadultos | 169.32 | 0.131 | 0.728 |
| | Njovens | 5624.76 | 0.464 | 0.515 |
| | Ntotal | 3842.25 | 0.199 | 0.667 |
| | S | 16.59 | 0.843 | 0.385 |
| Altura da copa | Nadultos | 1315.07 | 1.011 | 0.344 |
| | Njovens | 4388.18 | 0.362 | 0.564 |
| | Ntotal | 898.76 | 0.047 | 0.835 |
| | S | 5.35 | 0.272 | 0.616 |
| Cobertura do dossel | Nadultos | 7483.17 | 5.748 | 0.043 |
| | Njovens | 17316.25 | 1.431 | 0.266 |
| | Ntotal | 47566.11 | 2.463 | 0.155 |
| | S | 139.09 | 7.067 | 0.029 |

Tabela 3.

| Variáveis ambientais | Correlação | | | | |
|------------------------------------|------------|--------|--------|--------|--------|
| | Eixo 1 | Eixo 2 | Eixo 3 | Eixo 4 | Eixo 5 |
| Densidade da vegetação | 0.538 | 0.065 | 0.702 | -0.512 | 0.208 |
| Estrutura da vegetação | -0.519 | 0.108 | 0.411 | -0.032 | 0.236 |
| Altura do dossel | -0.036 | -0.740 | 0.658 | 0.240 | 0.154 |
| Cobertura do dossel | -0.541 | -0.431 | -0.007 | 0.277 | 0.577 |
| Microambientes | 0.241 | 0.759 | 0.141 | 0.405 | -0.024 |
| Autovalores (<i>eigenvalues</i>) | 1.626 | 0.484 | 0.301 | 0.114 | 0.001 |
| <i>p</i> | 0.505 | 0.703 | 0.089 | 0.4059 | 0.6832 |

Austral Ecology

A Journal of ecology in the Southern Hemisphere

Published on behalf of The Ecological Society of Australia (ESA)

Edited by:
Michael Bull

Print ISSN: 1442-9985
Online ISSN: 1442-9993
Frequency: Eight times a year
Current Volume: 35 / 2010
ISI Journal Citation Reports® Ranking: 2009: Ecology: 66 / 127
Impact Factor: 1.578

Top Author Guidelines

- [Exclusive Licence Form](#) (new Copyright Assignment Form)
- [Guidelines for electronic figures](#)

Manuscript Submission

Austral Ecology is now using Manuscript Central for online submission and peer review. All new manuscripts must be submitted using Manuscript Central. Manuscripts submitted before this date are currently being considered and will follow the previous process.

To submit a manuscript, please follow the instructions below.

Getting Started

1. Launch your web browser (Internet Explorer 5 or higher, Netscape 7 or higher, Firefox 1.0.4 or Safari 1.2.4) and go to the *Austral Ecology* Manuscript Central homepage (<http://mc.manuscriptcentral.com/aec>).
2. Log-in or click the "Create Account" option if you are a first-time user of Manuscript Central.
3. If you are creating a new account.
 - After clicking on "Create Account", enter your name and e-mail information and click "Next". Your e-mail information is very important.
 - Enter your institution and address information as appropriate, and then click "Next."
 - Enter a user ID and password of your choice (we recommend using your e-mail address as your user ID). Click "Finish".
4. If you have an account but have forgotten your log in details, go to "Password Help" on the *Austral Ecology* Manuscript Central homepage and enter your email address. The system will send you a temporary password. Use this to log into the system and set a permanent password.
5. Log-in and select "Author Center."

Submitting Your Manuscript

6. After you have logged in, click the "Submit a Manuscript" link in the menu bar.
7. Enter data and answer questions as appropriate.
8. Click the "Next" button on each screen to save your work and advance to the next screen.
9. You are required to upload your files.*
 - Click on the "Browse" button and locate the file on your computer.
 - Select the designation of each file in the drop down next to the Browse button.
 - When you have selected all files you wish to upload, click the "Upload Files" button.
10. Review your submission (in PDF format) before sending to the Journal. Click the "Submit" button when you are finished reviewing.

*Please note: This journal does not accept Microsoft Word 2007 documents at this time. Please use Word's 'Save As' option to save your document as an older (.doc) file type.

You may suspend a submission at any phase before clicking the "Submit" button and save it to submit later. After submission, you will receive a confirmation e-mail. You can also access Manuscript Central any time to check the status of your manuscript. The Journal will inform you by e-mail once a decision has been made.

Getting Help With Your Submission

Each page of the Manuscript Central website has a 'Get Help Now' icon connecting directly to the online support system at <http://mcv3support.custhelp.com>. Queries can also be e-mailed to support@scholarone.com and telephone support is available 24 hours a day, 5 days a week through the US ScholarOne support office on: +1 434 817 2040, ext 167. If you do not have Internet access or cannot submit online, the Editorial Office will help with online submissions. Please contact the Editor - Email: michael.bull@flinders.edu.au; tel: +61 8 8201 2263; fax: +61 8 8201 3015

Authors are encouraged to visit the [Blackwell Publishing website for authors](#) which details further information on the preparation and submission of articles and figures and gives access to the Blackwell *house style* guide.

Acceptance The acceptance criteria for all papers are the quality and originality of the research and its significance to our readership. Except where otherwise stated, manuscripts are peer reviewed by at least two anonymous reviewers and the Editor. The Editorial Board reserves the right to refuse any material for publication and advises that authors should retain copies of submitted manuscripts and correspondence as material cannot be returned. Final acceptance or rejection rests with the Editorial Board.

Criteria used for accepting a manuscript 1. The paper can describe studies in terrestrial, aquatic or marine habitats. They can be at a local, regional or global scale but should be set in a broad ecological context, and contribute new information towards some general question. Specifically, we do not publish papers that simply describe an ecosystem or a local ecological pattern. Nor do we publish papers that ask ecological questions that are only relevant to some local region (e.g. how does fire affect plant communities in the Mount Lofty Ranges, South Australia), although local studies that can make new contributions to broader generalizations can be accepted.

2. A review paper should not just list all of the relevant publications but should provide insights, by some novel synthesis or analysis, of trends that can be revealed from previously published research.

3. The paper should ask questions relating to the patterns observed in ecosystems, at the level of the individual organism, the population, the ecological community or the landscape. The study might be motivated by either basic or applied research questions. Sometimes those questions and the derived explanations will have relevance to ecosystem management issues, but the papers in *Austral Ecology* should focus on the science in the study. The results of the study might form the basis for management or policy recommendations, which should be submitted to alternative publishing outlets.

4. Normally the paper should relate to ecosystems in the Southern Hemisphere, although general theoretical papers are acceptable, as are those with a Northern Hemisphere basis, but that have implications for Southern Hemisphere ecosystems.

5. Papers can cover a broad range of ecological topics from landscape ecology and ecosystem dynamics to individual population dynamics and behavioural ecology.

6. The paper needs a logical structure with a specific question that is addressed by the methods and analysis.

7. Conclusions need to be supported by the results presented.

8. Studies need to be well supported by appropriate statistical analyses that are reported in sufficient detail to allow readers to assess the rigour of the conclusions. Where replication is impractical, the implications for interpretation should be acknowledged.

Submission of Manuscripts All articles submitted to the journal must comply with these instructions. Failure to do so will result in return of the manuscript and possible delay in publication.

Manuscripts should be written so that they are intelligible to the professional reader who is not a specialist in the particular field. Where contributions are judged as acceptable for publication on the basis of scientific content, the Editor or the Publisher reserves the right to modify typescripts to eliminate ambiguity and repetition and improve communication between author and reader. If extensive alterations are required, the manuscript will be returned to the author for revision.

Covering letter Papers are accepted for publication in the journal on the understanding that the content has not been published or submitted for publication elsewhere. This must be stated in the covering letter.

Papers describing experiments that involve procedures that could cause pain, discomfort or reduced health to vertebrate animals must be demonstrated to be ethically acceptable and, where relevant, conform to the national guidelines for animal usage in research.

Pre-submission English-language editing Authors for whom English is a second language may choose to have their manuscript professionally edited before submission to improve the English. A list of independent suppliers of editing services can be found at www.blackwellpublishing.com/bauthor/english_language.asp. All services are paid for and arranged by the author, and use of one of these services does not guarantee acceptance or preference for publication.

Author material archive policy Authors who require the return of any submitted material that is accepted for publication should inform the Editorial Office after acceptance. If no indication is given that author material should be returned, Wiley-Blackwell will dispose of all hardcopy and electronic material two months after publication.

Copyright Papers accepted for publication become copyright of the Ecological Society of Australia and authors will be asked to sign an Exclusive Licence Form. In signing the Exclusive Licence Form it is assumed that authors have obtained permission to use any copyrighted or previously published material. All authors must read and agree to the conditions outlined in the Exclusive Licence Form, and must sign the form or agree that the corresponding author can sign on their behalf. Articles cannot be published until a signed Exclusive Licence Form has been received.

Preparation of the Manuscript Submissions should be printed, doubled-spaced, on one side only of A4 paper. The top, bottom and side margins should be 30 mm. Laser or near-letter quality print is essential. All pages should be numbered consecutively in the top right hand corner, beginning with the title page, and lines should be numbered consecutively on each page. New paragraphs should be indented. The hyphenation option should be turned off, including only those hyphens that are essential to the meaning.

Style The journal uses UK spelling and authors should therefore follow the latest edition of the Concise Oxford Dictionary. All measurements must be given in SI units as outlined in the latest edition of Units, Symbols and Abbreviations: A Guide for Medical and Scientific Editors and Authors (Royal Society of Medicine Press, London).

Abbreviations should be used sparingly and only where they ease the reader's task by reducing repetition of long, technical terms. Initially use the word in full, followed by the abbreviation in parentheses. Thereafter use the abbreviation. At the first mention of a chemical substance, give the generic name only. Trade names should not be used.

Review Articles Review articles that are brief, synthetic and/or provocative are occasionally commissioned by the Editors. These submissions are reviewed under the journal's usual standards. It is normal for there to be some negotiation between the invited author and the commissioning Editor about the content and timing of any invited submission. Please contact the Editors if you would like to write such a review. Unsolicited review manuscripts may also be considered.

Short Notes and Comments The journal welcomes commentaries on the substance of previously published papers. Such contributions must be short and to the point, with adequate support for the issues being raised. Authors of papers being criticized or commented upon are usually given a right of brief reply.

Parts of the manuscript Manuscripts should be presented in the following order: (i) title page, (ii) abstract and keywords, (iii) text, (iv) acknowledgements, (v) references, (vi) tables (each table complete with title and footnotes) and (vii) figures with figure legends.

Footnotes to the text are not allowed and any such material should be incorporated into the text as parenthetical matter.

Title page The title page should contain: (i) the title of the paper; (ii) the full names of the authors; (iii) the addresses of the institutions at which the work was carried out, as well as the present address of any author if different from that where the work was carried out; and (iv) the full postal and email address, plus facsimile and telephone numbers, of the author to whom correspondence about the manuscript, proofs and requests for offprints should be sent.

The title should be short, informative and contain the major key words. A short running title (less than 40 characters, including spaces) should also be provided.

Abstract and key words Articles must have an abstract that states in 300 words or less the purpose, basic procedures, main findings and principal conclusions of the study. The abstract should not contain abbreviations or references. The names of organisms used should be given.

Five key words should be supplied below the abstract for the purposes of indexing.

Text Authors should use the following subheadings to divide the sections of their manuscript: Introduction, Methods, Results, Discussion, Acknowledgements, References.

Introduction: This section should include sufficient background information to set the work in context. The aims of the manuscript should be clearly stated. The introduction should not contain either findings or conclusions.

Methods: This should be concise but provide sufficient detail to allow the work to be repeated by others.

Results: Results should be presented in a logical sequence in the text, tables and figures; repetitive presentation of the same data in different forms should be avoided. The results should not contain material appropriate to the Discussion.

Discussion: This should consider the results in relation to any hypotheses advanced in the Introduction and place the study in the context of other work. Only in exceptional cases should the Results and Discussion sections be combined.

Species nomenclature When the generic or specific name of the major study organism(s) is first used, the taxonomic family or affiliation should also be mentioned, both in the abstract and in the body of the text.

Acknowledgements The source of financial grants and other funding should be acknowledged, including a frank declaration of the authors' industrial links and affiliations. The contribution of colleagues or institutions should also be acknowledged.

Upon its first use in the title, abstract and text, the common name of a species should be followed by the scientific name (genus and species) in parentheses. However, for wellknown species, the scientific name may be omitted from the article title. If no common name exists in English, the scientific name should be used only.

References The Harvard (author, date) system of referencing is used. Consult a recent issue of the journal for the referencing format.

Personal communications, unpublished data and publications from informal meetings are not to be listed in the reference list but should be listed in full in the text (e.g. A. Smith, unpublished data, 2000).

References in Articles We recommend the use of a tool such as EndNote or Reference Manager for reference management and formatting.

EndNote reference styles can be searched for here:

<http://www.endnote.com/support/enstyles.asp>

Reference Manager reference styles can be searched for here:

<http://www.refman.com/support/rmstyles.asp>

Tables Tables should be self-contained and complement, but not duplicate, information contained in the text. Tables should be numbered consecutively in Arabic numerals. Each table should be presented on a separate sheet of A4 paper with a comprehensive but concise legend above the table. Tables should be double-spaced and vertical lines should not be used to separate columns. Column headings should be brief, with units of measurement in parentheses; all abbreviations should be defined in footnotes. Footnote symbols: †, ‡, §, , should be used (in that order) and *, **, *** should be reserved for P values. The table and its legend/footnotes should be understandable without reference to the text.

Figures All illustrations (line drawings and photographs) are classified as figures. Figures should be cited in consecutive order in the text. Figures should be sized to fit within the column (78 mm), intermediate (118 mm) or the full text width (165 mm). Magnifications should be indicated using a scale bar on the illustration.

Line figures should be supplied as sharp, black and white graphs or diagrams, drawn professionally or with a computer graphics package; lettering must be included and should be sized to be no larger than the journal text.

Graphics should be supplied as high resolution (at least 300 d.p.i. at the final size) files, saved in .eps or .tif format. Digital images supplied only as low resolution print-outs cannot be used.

Colour figures Colour photographs should be submitted as good quality, glossy colour prints. A charge of A\$1100 for one to three colour figures and \$550 for each extra colour figure thereafter will be charged to the author.

In the event that an author is not able to cover the costs of reproducing colour figures in colour in the printed version of the journal, *Austral Ecology* offers authors the opportunity to reproduce colour figures in colour for free in the online version of the article (but they will still appear in black and white in the print version). If an author wishes to take advantage of this free colour-on-the-web service, they should liaise with the Editorial Office to ensure that the appropriate documentation is completed for the Publisher.

Figure legends Legends should be self-explanatory and should incorporate definitions of any symbols used. All abbreviations and units of measurement should be explained so that the figure and its legend is understandable without reference to the text. (Provide a letter stating copyright authorization if figures have been reproduced from another source.)

Supporting Information

Supporting Information is not essential to the article but provides greater depth and background and may include tables, figures, videos, datasets, etc. This material can be submitted with your manuscript, and will appear online, without editing or typesetting. Please ensure that an abbreviated description of the legend is supplied with the supporting information as part of the journal style. Guidelines on how to prepare this material and which formats and file sizes are acceptable can be found at: <http://authorservices.wiley.com/bauthor/>

Proofs, Offprints and Page Charges

Proofs Notification of the URL from where to download a Portable Document Format (PDF) typeset page proof, associated forms and further instructions will be sent by email to the corresponding author. The purpose of the PDF proof is a final check of the layout, and of tables and figures. Alterations other than the essential correction of errors are unacceptable at PDF proof stage. The proof should be checked, and approval to publish the article should be emailed to the Publisher by the date indicated; otherwise, it may be signed off on by the Editor or held over to the next issue.

Acrobat Reader will be required in order to read the PDF. This software can be downloaded free of charge from the Adobe web site: Click [here](#). This will enable the file to be opened, read on screen, and printed out in order for any corrections to be added. Further instructions will be sent with the proof. Authors should therefore supply an email address to which proofs can be emailed. Proofs will be faxed if no e-mail address is available. If absent, authors should arrange for a colleague to access their email, retrieve the PDF proof and check and return them to the publisher on their behalf.

Offprints A PDF file of the final version of the paper will be provided free of charge. The PDF file is for the authors' personal or professional use, for the purposes of scholarly or scientific research or study. Extra printed offprints may be purchased if required.

Page charges Page charges of A\$11.00 per printed page will be levied on each article appearing in the journal (not including thesis abstracts and book reviews). These charges are payable to Wiley-Blackwell Asia Pty Ltd and will be invoiced when page proofs are sent to the authors. This procedure notwithstanding, no paper will be rejected or given any extraordinary treatment on the basis other than its scientific merit. Contributors not in receipt of institutional or grant-based support may apply to the Managing Editor for exemption from page charges.

Mudanças sazonais na diversidade de aranhas em matas ciliares no sul do Brasil:

Quais fatores influenciam na sazonalidade da araneofauna?

Everton Nei Lopes Rodrigues^{a c *}, Milton de Souza Mendonça, Jr.^{a b} e Ricardo Ott^c

^a Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.

^b Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.

^c Museu de Ciências Naturais, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.

* Autor para correspondência: E. N. L. Rodrigues, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, Prédio 43435, 91501-970 Porto Alegre, RS, Brasil.

E-mail: enlrodrigues@yahoo.com.br

Aranhas são organismos encontrados ao longo de todas as estações, mas pouco sabe-se sobre seus padrões de sazonalidade e fenologia, ainda mais no Brasil que apresenta grande diversidade destes animais. Investigamos a variação sazonal da comunidade de aranhas em matas ciliares e a possível influência de fatores abióticos sobre abundância e riqueza de espécies. A variação na abundância de aranhas entre as estações é diferente para os níveis ontogenéticos das aranhas: mais jovens no outono e mais adultos no verão. A riqueza foi maior na primavera. A composição da araneofauna difere qualitativa e quantitativamente entre as estações. Diversos fatores podem estar gerando as diferenças na composição da araneofauna nas estações, entretanto, nenhum dos fatores abióticos avaliados demonstraram influenciar este aspecto da araneofauna.

Palavras-chave: Abundância; riqueza de espécies; estrato arbóreo-arbustivo; fenologia de aranhas; composição da araneofauna; variação sazonal

Introdução

As aranhas têm importantes funções ecológicas nos ecossistemas, atuando como predadoras, assumindo importante função na manutenção do equilíbrio de outros invertebrados (New, 1999). São organismos registrados em todas as estações e representados por altas abundâncias ao longo do ano (Indrusiak & Kotzian, 1988; Rodrigues, 2005; Podgaiski *et al.*, 2007; Rinaldi & Trinca, 2008). Entretanto, são mais funcionais durante certo período do ano, onde caçam mais ativamente, se alimentam e se reproduzem, procurando fugir de condições adversas

(Arango *et al.*, 2000; Avalos *et al.*, 2007). Para a grande maioria das espécies pouco se sabe sobre seus padrões de sazonalidade e fenologia, ainda mais em regiões com grande diversidade como o Brasil.

A estrutura do habitat tem sido considerada como determinante para a diversidade e composição da assembleia de aranhas (Hatley & Macmahon, 1980; Baldissera *et al.*, 2004; Avalos *et al.*, 2007; Baldissera *et al.*, 2008), todavia deve ser lembrado que as condições ambientais como temperatura e precipitação exercem forte influência sobre a estrutura do ambiente, tanto sobre a vegetação, quanto sobre a fauna existente no local, impondo também padrões de abundância de presas das aranhas (Wolda, 1988).

Poucos estudos avaliaram a sazonalidade de aranhas no Brasil. Foram efetuadas pesquisas nas regiões sul (Indrusiak & Kotzian, 1988; Baldissera *et al.* 2004; Rodrigues, 2005; Podgaiski *et al.*, 2007), sudeste (Rinaldi & Trinca, 2008), centro-oeste (Castilho *et al.*, 2005) e nordeste (Dias *et al.*, 2006), entretanto somente para poucos ecossistemas e nenhum para matas ciliares.

Apesar de sua grande importância para a manutenção da biodiversidade local, as matas ciliares não vêm recebendo a atenção a qual merecem. Constituem ambientes complexos com condições mesoclimáticas diferenciadas, devido a temperaturas amenas, vinculadas à maior umidade atmosférica registrada nestes locais (Rodrigues & Leitão-Filho, 2000). Estes ambientes possuem, assim, condições ideais para a manutenção da fauna. Portanto a conservação e, principalmente, pesquisas envolvendo estes ecossistemas são cruciais para o melhor conhecimento da fauna associada e para a preservação das mesmas.

O Estado do Rio Grande do Sul está numa região de transição climática com variações bastante evidentes (Maluf, 2000). Existe a necessidade de estudos sobre os padrões sazonais de artrópodes (Wolda, 1988), incluindo as aranhas. Este estudo é primeiro a avaliar a sazonalidade de comunidades de aranhas em matas ciliares ao longo de mais de um ano.

O objetivo deste trabalho foi investigar a variação sazonal da comunidade de aranhas em quatro matas ciliares no sul do Brasil, avaliando as mudanças na abundância e riqueza de espécies ao longo das estações e se são influenciadas por alguns fatores abióticos, assim como analisar se a composição de espécies varia ao longo dos anos e estações e verificar a fenologia das espécies mais abundantes registradas neste estudo.

Material e métodos

Áreas de estudo

Foram efetuadas coletas em quatro matas ciliares no sul do Brasil (Rio Grande do Sul).

Mata ciliar do rio Piratini - RP. A área de estudo está localizada no município de Arroio Grande, na margem direita no baixo curso do rio Piratini, região sul da Planície Costeira (31°54'06,47"S; 52°39'08,29"W), ponto mais meridional amostrado. A área está aproximadamente 14 m acima do nível do mar, possui 4000,45 ha de mata ciliar em boas condições de conservação, representando o maior segmento florestal contínuo nativo inserido atualmente na região sul da Planície Costeira (Soares & Ferrer, 2009). O clima, para a região, indica a amplitude térmica de 10,2, a temperatura média de 18,2°C sendo fevereiro o mês mais quente (23,4°C) e julho o mais frio (10,2°C), apresentando pluviosidade anual de 1283 mm, com maiores níveis do rio no inverno (Oliveira & Ribeiro, 1986). O tipo climático é TE UM "temperado úmido" (Maluf, 2000). A vegetação do rio Piratini destaca as áreas de Formação Pioneiras denominadas como vegetação com influência fluvial ou influência marinha (Teixeira *et al.*, 1986).

Mata ciliar do rio Camaquã - RC. A área de estudo situa-se no município de Cristal, na margem esquerda (31°01'01,7"S; 51°56'42,0"W), região centro-sul da Planície Costeira. Aproximadamente 14 m acima no nível do mar. Encontra-se em bom estado de conservação, a mata é contínua, sobre uma área plana com poucos desníveis. O local sofre influência de

enchentes determinando poucos indícios de perturbação antrópica, possui características estruturais semelhantes às matas de encosta da Serra do Sudeste, mas difere das florestas de restinga, típicas da Planície Costeira (Marchi & Jarenkow, 2008). A média anual da temperatura para a área é de 18,9°C, sendo julho o mês mais frio (13,3°C) e janeiro e fevereiro os mais quentes (24,3°C). A precipitação média é de 1234 mm, sendo setembro o mês mais chuvoso (135 mm) e novembro o menos chuvoso (65 mm) (IPAGRO, 1989). O tipo climático é STE UM “subtemperado úmido” (Maluf, 2000).

Mata ciliar do rio dos Sinos - RS. A área de estudo está localizada no município de Parobé, margem direita do rio (29°41'06,94"S; 50°51'05,98"W), altitude entre 6–10 m acima do nível do mar (Daniel, 1991). A mata ciliar não é contínua, são observados fragmentos ao longo do rio, o local escolhido abrange a fração de mata em boas condições da região. A mata da margem direita do rio é mais alta, depois ocorrem áreas inundáveis, banhados e mais distantes campos de pastagens (Daniel, 1991). As temperaturas mais elevadas superam 22°C e mais frias entre 3–18°C. O rio dos Sinos tem pluviosidade entre 1200 e 1750 mm anuais (Daniel, 1991), as médias mensais estão entre 90 e 190 mm, as chuvas são mais prolongadas nos meses de inverno (Oliveira & Ribeiro, 1986), elevando o nível do rio. O tipo climático é ST SB “subtropical subúmido” (Maluf, 2000).

Mata ciliar do rio Maquiné - RM. A área de estudo localiza-se num fragmento de mata ciliar no município de Maquiné (29°40'47,99"S; 50°11'20,03"W), no Vale do Maquiné, com área aproximada de 622 km², inserido nas encostas da Serra Geral na Planície Costeira (Sevegnani & Baptista, 1996), ponto mais setentrional deste estudo. Na bacia do rio Maquiné está incluída a Reserva Biológica da Serra Geral, com área de 4845 hectares. Por estar dentro do domínio da Mata Atlântica e ecossistemas associados, é uma região considerada de extrema importância à conservação da Mata Atlântica brasileira (Conservation International do Brasil *et al.*, 2000), possuindo corredores ecológicos e biogeográficos, provida de uma

grande biodiversidade e fragilidade em relação a antropização. No Vale do rio Maquiné, as temperaturas médias mais frias variam de 13 a 15°C e no mês mais quente, entre 23 a 25°C; os totais pluviométricos anuais variam entre 1400 a 1800 mm, nos meses de inverno destacam-se maiores níveis pluviométricos (Oliveira & Ribeiro, 1986). O tipo climático é ST PU “subtropical perúmido” (Maluf, 2000).

Amostragem

Durante dois anos foram realizadas amostragens (01.agosto.2007-06.junho.2009), sendo efetuadas duas coletas por estação em cada mata ciliar. Foram oito coletas ao ano em cada mata, totalizando 64 coletas ao final do trabalho entre os dois anos e as quatro matas, visando cobrir as diferentes estações nas áreas, variações na vegetação e variações nos fatores abióticos (chuva, temperatura). Para avaliar a diversidade da fauna de aranhas do estrato arbóreo-arbustivo ao longo das amostragens, foram utilizadas seis transecções, cada uma formada por uma linha reta, paralela ao rio. No total, 24 transecções foram percorridas por coleta entre todas as matas ciliares.

Em cada transecção num intervalo de 45 minutos, foram coletadas as aranhas com um guarda-chuva entomológico formado por uma estrutura de madeira montada em cruz (70cm x 70cm) coberta por *nylon* branco, totalizando 288 horas de coleta ao final do trabalho. Em cada transecção as aranhas foram amostradas nunca excedendo mais do que dois metros em cada lado. Foram armazenadas em recipientes próprios para o acondicionamento e para a conservação foi utilizado álcool etílico a 80%. A determinação e depósito do material foram realizados pelo primeiro autor no Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil (MCN/FZB, curadora: Erica H. Buckup).

Dados abióticos

Foram utilizados os dados de temperatura (°C) mínima e máxima diária e precipitação (mm) diária para cada mata ciliar. Utilizou-se para as análises os dados de, no mínimo, cinco dias anteriores as coletas. A partir dos dados dos dias anteriores, até o dia da coleta, foram extraídas as médias. Os dados abióticos para os rios Piratini, Camaquã e Sinos foram fornecidos pelo 8º Distrito de Meteorologia (8º DISME) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e para o rio Maquiné as informações foram repassadas do Centro de Meteorologia Aplicada da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO), ambos em Porto Alegre.

Análise dos dados

Para verificar as diferenças entre as estações, tanto para a abundância de toda a assembleia, quanto para os adultos e jovens de aranhas separadamente, assim como para a riqueza de espécies, foi utilizada ANOVA (análise de variância). Os diferentes fatores (abióticos: precipitação e temperatura [máxima e mínima]; temporal: ano 1 e ano 2; estações dos dois anos: inverno, primavera, verão e outono), que de alguma forma poderiam influenciar às variáveis de diversidade (abundância de aranhas, três níveis: geral = jovens + adultos, aranhas adultas, aranhas jovens; riqueza de espécies) foram testados via uma MANOVA (análise de variância multivariada) com a utilização do software de análise estatística SPSS[®].

Para ilustrar a composição da fauna de aranhas, comparadas nos dois anos de amostragem e nas diferentes estações, foram efetuadas ordenações a partir do método de escalonamento multidimensional não métrico (nm-MDS) usando o índice de similaridade quantitativo (considerando a abundância das espécies) de Bray-Curtis e o índice qualitativo (leva em conta somente a presença ou ausência das espécies) de Simpson. Para testar as diferenças estatísticas na composição da assembleia e as estações foi efetuada uma análise de similaridade (ANOSIM) de dois fatores com correção de Bonferroni para cada fator (Clarke

& Warwick, 1994). Análise de SIMPER (percentagem de similaridade) foi aplicada para avaliar quais espécies mais contribuíram com a similaridade e dissimilaridade entre as diferentes estações (Clarke & Warwick, 1994). As análises multivariadas de ordenação por nm-MDS e ANOSIM, assim como a análise de SIMPER foram executadas com o programa PAST (Paleontological Statistics, versão 1.97) (Hammer & Harper, 2009).

Resultados e discussão

Das 42057 aranhas coletadas, 8851 foram adultas (21%) e 33206 jovens (79%). No geral (jovens e adultos), as maiores abundâncias foram registradas no outono (N=12969) e as menores na primavera (8241) (Fig. 1a). Rodrigues (2005) para uma mata de restinga no sul do Rio Grande do Sul encontrou uma maior quantidade de aranhas (jovens e adultos) no verão e em menores quantidades na primavera. Já Indrusiak & Kotzian (1988) para a araneofauna em matas de encosta na região central deste Estado, encontraram resultados diferentes, com mais aranhas no inverno e menos na primavera. Pode-se notar que para diferentes regiões do mesmo Estado e em ambientes diferentes do aqui avaliado, os padrões de sazonalidade para as assembleias de aranhas variam. Segundo Dias *et al.* (2006) os modelos para a sazonalidade de comunidades de aranhas se modificam conforme o tipo e formação da floresta.

Ocorrem variações claras de sazonalidade entre os níveis ontogenéticos. As aranhas adultas (Fig. 1b) foram mais abundantes no verão (N=2437) apresentando picos nesta estação nos dois anos e menos abundantes no outono (1985) (Tabela 1). A coleta com a maior quantidade de aranhas adultas foi a 5ª no verão (N=766) já a menor quantidade na 2ª no inverno (423) (Fig. 2a). Rinaldi & Trinca (2008) para o Cerrado no sudeste do Brasil (SP) registraram maiores abundâncias de aranhas adultas no verão e menos indivíduos na primavera; esses autores sugerem que em baixas temperaturas, ocorre a redução do número de presas e, assim, redução nas abundâncias das aranhas.

Mesmo com o verão, muitas vezes, sendo uma estação com extremos de temperaturas elevadas, as matas ciliares podem servir de abrigo amenizando os rigores, assim contribuindo para as maiores abundâncias. Também podem ter influência nas maiores abundâncias de aranhas as maiores quantidades de insetos. Em épocas quentes, como no verão e primavera, há uma tendência de aumento das populações de insetos (Wolda, 1988) e as aranhas tendem a aumentar suas quantidades em períodos, ou estações, as quais ocorrem incremento nas abundâncias de insetos (Arango *et al.*, 2000; Romero & Vasconcellos-Neto, 2003).

As aranhas jovens apresentaram padrões de abundância divergentes dos adultos (Tabela 1). Foram mais abundantes no outono (N=10984) e menos abundantes na primavera (5871), apresentando nesta última estação quase a metade de aranhas amostradas no outono (Fig. 1c). A coleta com a maior quantidade de aranhas jovens foi a 7ª no outono (N=2924) já a menor quantidade na 3ª na primavera (1070) (Fig. 2b).

Tanto para toda a assembleia (jovens e adultos), quanto para as aranhas adultas e para as jovens as abundâncias não diferiram entre os dois anos de amostragem. Entretanto, entre as estações ocorrem diferenças na abundância de toda a assembleia (ANOVA, $F=10,43$; $P=0,001$) com distinções significativas entre inverno e verão ($F=8,98$; $P=0,02$) e inverno e outono ($F=18,32$; $P=0,005$), entre primavera e verão ($F=12,45$; $P=0,01$) e primavera e outono ($F=23,55$; $P=0,002$) (Fig. 1a).

Para as aranhas adultas houve diferença significativa entre as estações para a abundância, somente entre primavera diferindo do outono ($F=12,40$; $P=0,01$) (Fig. 1b). Diferente do encontrado aqui para as matas ciliares, Podgaiski *et al.* (2007) registraram mais aranhas adultas na primavera do que no outono, em outro ecossistema florestal, uma Floresta Estacional Decidual no Alto Uruguai; possivelmente as variações nas estações entre locais e ambientes distintos são refletidas de forma diferente na araneofauna.

No Rio Grande do Sul são registradas variações climáticas muito características em cada região do Estado (IPAGRO, 1989). Nos locais de estudo desta pesquisa, entre as quatro matas ciliares que tiveram suas assembleias de aranhas avaliadas, cada uma se enquadra em um tipo climático diferente (Maluf, 2000). Estas variações nos tipos climáticos provavelmente influenciam direta ou indiretamente na fauna associada a estes locais, resultando também em divergências nas comunidades nos diferentes pontos amostrados.

A abundância das aranhas jovens diferiu entre as estações ($F=12,28$; $P=0,0005$) havendo significância entre inverno e verão ($F=9,09$; $P=0,02$) e inverno e outono ($F=26,89$; $P=0,002$), entre primavera e verão ($F=11,52$; $P=0,01$) e primavera e outono ($F=26,55$; $P=0,002$) (Fig. 1c).

Entre as diferentes matas ciliares avaliadas foram verificadas grandes variações sazonais para a abundância (Figs. 2a, b). As aranhas adultas foram mais abundantes no verão nas matas ciliares do rio Piratini ($N=689$), Camaquã (638) e Sinos (519), mas no Maquiné, ocorreram mais no inverno (925) (Tabela 1). Já as aranhas jovens foram mais abundantes no outono nas matas ciliares do rio Piratini ($N=3538$), Camaquã (2889) e Maquiné (2215), com apenas a mata ciliar do rio dos Sinos, com mais jovens no verão (2380) (Tabela 1).

A MANOVA indicou significância para a interação entre estações e matas ciliares, tanto para a abundância de aranhas adultas ($F=5,09$; $P<0,0001$), como para jovens ($F=2,35$; $P=0,039$) e para toda a assembleia ($F=2,32$; $P=0,042$). Assim, a sazonalidade é diferente entre as matas ciliares, o que pode estar relacionado com fatores ligados a cada bacia hidrográfica em que se encontram e, até mesmo, com os divergentes tipos climáticos de cada mata, como estações com maiores rigores para cada local. Em ambientes mais ríspidos a sazonalidade pode influenciar na estruturação das comunidades de aranhas a partir de organismos que possuem adaptações a estas severidades ambientais. No Hemisfério Norte, por exemplo, é

conhecido o padrão de dependência da atividade das aranhas em relação à temperatura (Schaefer, 1987).

A riqueza total atingiu 440 espécies, destas somente 16 foram registradas em todas as coletas (Apêndice 1). Ao longo dos dois anos, foram registradas 46 espécies (10,5% das amostradas) em todas as estações. Em somente uma estação, foram encontradas 177 espécies, com a maioria para a primavera (79) e menor quantidade para o outono (20).

A riqueza de espécies de aranhas foi maior na primavera (138; $EP \pm 5,3$) e menor no outono ($100 \pm 5,3$) (Fig. 3). A maior riqueza na primavera pode estar vinculada a uma maior oferta de presas e pelas temperaturas amenas desta estação. Podgaiski *et al.* (2007) também registraram mais espécies de aranhas na primavera e Baldissera *et al.* (2004) encontraram maiores riqueza e abundância na primavera e menores valores no inverno, para uma região do sul do Brasil com invernos bastante severos. Avalos *et al.* (2007) registraram maior riqueza na primavera em bosques estudados na Argentina. Entretanto, em fragmentos de Mata Atlântica no nordeste do Brasil, Dias *et al.* (2006) não encontraram diferenças na riqueza de espécies entre as estações, demonstrando que ao longo de diferentes latitudes ocorrem variações nos padrões de sazonalidade para as aranhas.

A riqueza não diferiu entre os anos de amostragem. Já entre as estações a diferença foi significativa (ANOVA, $F=46,35$; $P<0,0001$). Houve diferenças significativas para a riqueza de espécies entre inverno e verão ($F=37,04$; $P=0,0008$) e inverno e primavera ($F=91,06$; $P=0,0007$); primavera e outono ($F=119$; $P=0,0003$); verão e outono ($F=46,38$; $P=0,0004$) (Fig. 3).

Entre as matas ciliares, as maiores riquezas foram registradas na primavera para todas (RP, 122 espécies; RC, 138 espécies; RS, 108 espécies; RM, 128). As menores riquezas foram no outono (RP, 81 espécies; RC, 90 espécies; RS, 56 espécies) exceto para o RM no

inverno ($S=87$) (Tabela 1). Não houve interação significativa entre as estações e as matas ciliares, para a riqueza de espécies (MANOVA, $F=0,578$; $P=0,804$).

Os picos de riqueza de espécies (Fig. 4) coincidem com os declínios nas curvas de abundância de aranhas jovens (Fig. 2b, para todas as matas ciliares), principalmente na primavera de ambos os anos de amostragem. Possivelmente, a diminuição de aranhas jovens seja por predação de uma maior quantidade de espécies já adultas ou por uma competição por espaços, abrigos ou outros processos.

Não foi encontrada uma relação entre os fatores abióticos aqui avaliados com a araneofauna, nem para precipitação com abundância de adultos ($F=0,012$, $P=0,914$), de jovens ($F=0,240$, $P=0,628$) e geral ($F=0,185$, $P=0,670$); nem para a riqueza ($F=0,980$, $P=0,330$). Também sem interações para a temperatura com abundância de adultos ($F=0,501$, $P=0,485$), de jovens ($F=0,134$, $P=0,248$) e geral ($F=0,851$, $P=0,367$) e com a riqueza ($F=1,006$, $P=0,324$). Arango *et al.* (2000) verificaram que com o aumento das chuvas ocorre um aumento da quantidade de insetos e, sucessivamente, maiores números de aranhas. A precipitação aqui nesta pesquisa pareceu não influenciar nas abundâncias das aranhas, porém a relação com as presas não foi avaliada, mas pode, possivelmente, haver uma afinidade entre estes dois fatores.

Mesmo em regiões onde ocorrem severidades nas temperaturas, isso pode não refletir-se na fauna de aranhas. Baldissera *et al.* (2008) verificaram que ao longo do ano a assembleia de aranhas não diferiu, tanto na abundância, quanto na riqueza em São Francisco de Paula, RS, mesmo sendo uma região do sul do Brasil onde os invernos são bastante rigorosos. Porém em outro estudo no mesmo local, Baldissera *et al.* (2004) para aranhas de teia, encontram diferença significativa na abundância e riqueza, sugerindo que as aranhas tecelãs sofrem mais com os rigores da estação fria.

Em áreas com índices de precipitação muito elevados em determinada época, pode-se verificar fortes influências na fauna de aranhas. No Pantanal e na Amazônia, a sazonalidade da araneofauna pode ser determinada pelas inundações periódicas, podendo ter efeitos significativos sobre a estrutura da comunidade de aranhas, principalmente sobre a composição de espécies (Castilho *et al.*, 2005; Raizer *et al.*, 2005). Porém, para estas regiões, são as cheias dos corpos d'água que afetam as comunidades, levando a migrações entre os diferentes estratos (Castilho *et al.*, 2005), e não a chuva em si. No sul do Brasil, não ocorrem períodos tão marcados de precipitação, sendo as chuvas constantes ao longo de todo o ano, com algumas exceções em anos anormais, sem uma sazonalidade de cheias.

Nas estações chuvosas, principalmente no inverno, onde são registrados maiores níveis dos rios e cheias no Rio Grande do Sul (Daniel, 1991; Marchi & Jarenkow, 2008; Soares & Ferrer, 2009), não foi verificada diretamente uma influência da precipitação na araneofauna. Possivelmente, as chuvas em grandes quantidades, possam indiretamente influenciar na assembleia de aranhas, quando as mesmas modificam os níveis dos rios, resultando em alteração da estrutura da vegetação das matas, com as aranhas do solo migrando para o estrato arbóreo-arbustivo.

A composição de espécies não diferiu entre o primeiro e segundo ano de amostragem, tanto quantitativamente (ANOSIM, Bray-Curtis: $R=-0,081$; $P=0,818$), quanto qualitativamente (Simpson: $R=0,069$; $P=0,191$). Entretanto foi significativamente diferente entre as estações. A composição das espécies demonstrou diferença significativa para o índice de Bray-Curtis (ANOSIM: $R=0,803$; $P<0,0001$), com estresse de 0,149 na ordenação por nm-MDS (Fig. 5a). Quando avaliado pelo índice quantitativo, que leva em consideração o número de indivíduos, quase todas as estações apresentaram diferenças. Ocorreram diferenças entre verão e inverno ($P=0,027$), verão e primavera ($P=0,028$) e verão e outono ($P=0,026$); e também primavera e inverno ($P=0,003$) e primavera e outono ($P=0,025$). Não diferiram nas

suas composições outono e inverno. Estas duas estações estão mais relacionadas a temperaturas mais baixas, assim como aumento de ventos, o que pode interferir na assembleia de aranhas (Baldissera *et al.*, 2004), podendo assim, nestas estações a araneofauna ser representada por uma composição diferente das demais estações.

A ordenação por nm-MDS, para o índice de Bray-Curtis, mostrou um padrão claro de separação, o outono e o inverno próximos entre si e verão e primavera separados destas (Fig. 5a). Na coordenada 1 ficaram verão e primavera positivamente, outono e inverno negativamente. Na coordenada 2 ficaram no eixo positivo outono e verão e no negativo inverno e primavera.

Para o índice qualitativo de Simpson, a diferença foi significativa ($R=0,2817$; $P=0,0101$) com estresse de 0,298 na ordenação por nm-MDS (Fig. 5b). Entre as estações, ocorreram diferenças entre outono e inverno ($P=0,0279$) e verão e primavera ($P=0,03$).

Na ordenação por nm-MDS para o índice de Simpson (Fig. 5b), ficaram próximos inverno e primavera, e mais agrupados outono e verão. Na coordenada 1 positivamente ficaram primavera e inverno, negativamente outono e verão. Na coordenada 2 não houve um padrão específico.

Diversos fatores ao longo das estações podem estar gerando as diferenças na composição da araneofauna. Avalos *et al.* (2007) em bosques na Argentina, verificaram que a composição de espécies de aranhas de cada local está relacionada com as condições do microclima, refletindo na araneofauna própria de cada bosque.

A análise de SIMPER (similaridade de percentagens) revelou que para as diferentes estações a espécie *Sphecozone personata* (Simon, 1894) foi a que mais contribuiu (contribuição: 4.215), seguida por *Theridion calcinatum* Holmberg, 1876 (1.817), *Hetschkia gracilis* Keyserling, 1886 (1.466), *Thymoites promatensis* Lise & Silva, 2009 (1.414), *Mangora strenua* (Keyserling, 1893) (1.307) e *Cotinusa trifasciata* (Mello-Leitão, 1943)

(1.085). As vinte espécies, apresentadas na Tabela 2, juntas apresentam uma contribuição de mais de 40%.

A maior contribuição de *S. personata*, no entanto, é devido a sua dominância principalmente no inverno e outono. *Theridion calcinatum* apresenta um padrão heterogêneo, não registrada no inverno e muito rara na primavera, porém com alta abundância no verão (Tabela 2). As demais espécies, na grande maioria, igualmente apresentaram padrões heterogêneos, como por exemplo, *M. strenua*, *Phoroncidia reimoseri* Levi, 1964 e *Nephila clavipes* (L., 1767).

Outras espécies, ao contrário, apresentam padrões mais homogêneos entre as estações como por exemplo: *H. gracilis*, *T. promatensis*, *Spintharus gracilis* Keyserling, 1886, *Theridion plaumanni* Levi, 1963 e *Phycosoma alta* (Keyserling, 1886) (Tabela 2).

Das espécies com maior contribuição (Tabela 2) dez apresentaram suas abundâncias médias maiores no verão, seis no inverno, quatro na primavera e nenhuma no outono. Este modelo corrobora a ideia supracitada, sobre a interferência de jovens na assembleia de aranhas adultas, pois as aranhas jovens predominaram no outono e nesta estação nenhuma das espécies com maiores contribuições foram registradas.

Das aranhas adultas amostradas 5381 foram fêmeas (61%) e 3470 foram machos (39%). Houve predomínio de fêmeas em ambos os anos de amostragens. Este padrão de maiores quantidades de fêmeas do que machos já é conhecido para o método de guarda-chuva entomológico (Indrusiak & Kotzian, 1988; Rodrigues, 2005). Os machos foram mais coletados na primavera (N=920; 26,5%) e menos no outono (806; 23,2%), já as fêmeas predominaram no verão (N=1575; 29,3%) e foram menos amostradas no inverno (1173; 21,8%). Na região central do Rio Grande do Sul, Indrusiak & Kotzian (1988) encontraram resultados diferentes para a araneofauna em matas de encosta, com mais machos no inverno e mais fêmeas no outono. Possivelmente, as divergências com os padrões aqui encontrados

devem estar vinculadas as diferenças entre os ambientes avaliados e com os padrões de fenologia das espécies de cada ambiente.

A razão sexual foi de 0,65:1 (machos para fêmeas), variando entre as espécies (Figs. 6a-j). A razão sexual para a assembleia de aranhas nas matas ciliares no primeiro ano foi de 0,62:1 e no segundo 0,67:1. Para as estações, no inverno foi 0,75:1, para a primavera foi de 0,63:1, para o verão foi de 0,54:1 e no outono 0,68:1.

Entre as espécies com abundância superior a 2%, ou com mais do que 178 indivíduos (as 10 primeiras espécies no Apêndice 1), seis foram mais abundantes no verão, e quatro no inverno, nenhuma na primavera e outono. Para estas espécies são apresentados os seus respectivos fenogramas e a razão sexual junto às figuras (Figs. 6a-j). Utilizando os anos separadamente, observa-se que cronologicamente a grande maioria das espécies foram eurícronas (nove espécies) e somente uma estenócrona. Para o voltinismo, sete espécies foram multivoltinas, duas bivoltinas e uma univoltina. Estes padrões para aranhas da Região Neotropical são difíceis de serem aplicados, diferente das regiões Neártica e Paleártica, onde se observam padrões bem marcados de distribuição das espécies de aranhas ao longo do ano, principalmente devido ao inverno muito severo (Schaefer, 1977; Buddle & Draney, 2004).

Sphecozone personata (Fig. 6a) e *Thymoites promatensis* (Fig. 6b) apresentaram grandes amplitudes de distribuição temporal, sendo encontradas em todas as coletas, mais amostradas no inverno, onde foram registrados picos de ambos os sexos; as menores abundâncias para as duas espécies foram registradas no verão. As duas espécies só eram conhecidas pela descrição original e não eram registrados padrões sazonais das mesmas, sendo este fato também registrado para a maioria das espécies com a fenologia aqui estudada.

A família Linyphiidae, a qual pertence *S. personata*, é conhecida pela sua grande diversidade no Hemisfério Norte e por estarem maduras e reproduzirem durante os meses de inverno (Schaefer, 1977, 1987; Buddle & Draney, 2004). Como esta espécie foi amostrada

quase que exclusivamente na mata ciliar do rio Maquiné, parece ter preferência pelos fatores estruturais da vegetação desta mata que sofre forte influência da Mata Atlântica (Sevegnani & Baptista, 1996), no entanto, seguiu o padrão sazonal de preferir estações frias.

Outras espécies que tiveram suas fenologias analisadas também registraram mais indivíduos no inverno como: *Hetschkia gracilis* (Fig. 6d) e *Theridion plaumanni* (Fig. 6j) (ambas da família Theridiidae). Estas espécies apresentaram, como provável período reprodutivo, o inverno. Diversas aranhas de teia são quase incapazes de sobreviver em baixas temperaturas (Hatley & Macmahon, 1980), porém aqui diversas espécies foram mais registradas e tiveram picos de ambos os sexos no inverno.

As demais espécies apresentam padrões diferentes, sendo mais registradas no verão, com algumas como *Theridion calcynatum* (Fig. 6i), com extrema preferência por esta estação, não sendo registrada no inverno, e nas demais estações com poucos representantes. Os picos de machos e fêmeas são bem pontuais no verão de ambos os anos de amostragem, podendo ser classificada como estenócrona, pois não foram registrados adultos durante todo o ano. Esta espécie foi a que apresentou a razão sexual mais baixa de machos para fêmeas (0,29:1).

Cotinusa trifasciata (Salticidae) (Fig. 6f) tem as curvas de ambos os sexos com os mesmos padrões, com picos principalmente nos verões e fortes declínios no outono e inverno. A razão sexual de machos para fêmeas, mostrou proximidade nas quantidades de aranhas de ambos os sexos (0,92:1).

No entanto o valor mais homogêneo para a razão sexual foi encontrado para *Cryptachaea passiva* (Theridiidae) (Fig. 6g) com 0,93:1, onde com exceção do primeiro ano, as quantidades de machos e fêmeas ficam bem próximas entre as coletas.

Para muitas espécies ocorrem variações de um ano para o outro. Em *Spintharus gracilis* (Theridiidae) (Fig. 6c) os machos apresentaram uma distribuição temporal muito

irregular, no primeiro ano a curva é mais homogênea, já no segundo ano apresentam um pico no verão junto com as fêmeas.

Mesmo não encontrando, aqui neste estudo, uma relação dos fatores abióticos com abundância e riqueza de espécies de aranhas, padrões mais específicos podem ocorrer, atuando de forma diferente em cada espécie e na fenologia das mesmas. Conforme Buddle & Draney (2004) os padrões de fenologia podem variar de um ano para outro dependendo de inúmeros fatores ecológicos, assim como com os regimes climáticos de cada local. Indrusiak & Kotzian (1988) registraram variações na sazonalidade de aranhas para cada região amostrada dentro de um mesmo município, ou seja, numa escala espacial bem restrita. Da mesma forma, Avalos *et al.* (2007) verificaram que em dois bosques estudados na Argentina, a variação na fauna de aranhas ao longo das estações é diferente para cada local.

Para a ampla maioria das espécies registradas nas matas ciliares, não se conhece informações básicas de distribuição ao longo dos anos e estações. A falta de conhecimento das flutuações temporais na abundância das espécies dificulta pesquisas mais complexas destas assembleias de aranhas.

Para complementar os resultados da fenologia das espécies mais abundantes do estrato arbóreo-arbustivo, registradas aqui neste estudo, o interessante seria aplicar outros métodos de coleta, assim investigando se ocorre uma migração vertical por parte das aranhas (Castilho *et al.*, 2005) nas estações ou épocas do ano as quais são menos registradas.

Como na maioria dos inventários para assembleias de aranhas levam em consideração aranhas adultas, observamos a partir dos dados de dois anos de amostragem em matas ciliares, que a estação com maior abundância de aranhas adultas foi o verão e a com maior riqueza de espécies foi a primavera. Portanto, pesquisas futuras para avaliação rápida de fauna, analisando as aranhas adultas da comunidade, de preferência devem ser realizadas nestas estações do ano (primavera e verão). Um grupo que se mostra eficiente é a família

Theridiidae, que foi a mais representada neste estudo e parecer ser bastante abundante e predominar no estrato arbóreo-arbustivo ao longo de todas as estações do ano.

Foi verificado que as variações sazonais na assembleia de aranhas do estrato arbóreo-arbustivo variam muito entre estações. Segundo Castilho *et al.* (2005) a copa da floresta é um habitat mais estável que o substrato edáfico para muitas aranhas. Possivelmente, o estrato arbóreo-arbustivo pode conter aranhas de ambos os estratos em dado momento e, principalmente, em uma determinada estação a que melhor se ajustem determinadas espécies de aranha. Futuramente, novos estudos podem esclarecer se fatores abióticos, de forma mais específica, influenciam na araneofauna, assim como, deve-se avaliar se em determinado grupo esta influência realmente acontece.

Agradecimentos

À Patrícia E. Silva Rodrigues (MCN) pela ajuda nas coletas. À Erica H. Buckup e a pesquisadora Maria Aparecida de L. Marques pelo acesso ao material e à bibliografia e a direção do MCN pelo uso das dependências e equipamentos. Ao José Vanderlei Feltrim por disponibilizar a área de estudo no rio Maquiné. Aos funcionários e administradores da Fazenda Corticeiras Empreendimentos e Participações LTDA, em Cristal, por permitir o acesso à área de estudo e Tiago C. de Marchi e João Andre Jarenkow (PPG Botânica, UFRGS) pelas informações sobre a área. Ao Instituto Nacional de Meteorologia, 8º Distrito de Meteorologia, e a Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária, Centro de Meteorologia Aplicada, Porto Alegre, pelo fornecimento dos dados abióticos. Ao CNPq pela concessão da bolsa de doutorado a E.N.L. Rodrigues (processo 140586/2007-5); este artigo é parte da tese.

Referências

- Arango AM, Rico-Gray V, Parra-Tabla V. 2000. Population structure, seasonality, and habitat use by the green lynx spider *Peucetia viridians* (Oxyopidae) inhabiting *Cnidocolus aconitifolius* (Euphorbiaceae). *J Arachnol.* 28:185-194.
- Avalos G, Rubio GD, Bar ME, González A. 2007. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados Del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *R Biol Tropical.* 55(3-4):899-909.

- Baldissera R, Ganade G, Fontoura SB. 2004. Web spider community response along an edge between pasture and *Araucaria* Forest. *Biol Conserv.* 118:403-409.
- Baldissera R, Ganade G, Brescovit AD, Hartz SM. 2008. Landscape mosaic of *Araucaria* forest and forest monoculture influencing understory spider assemblages in southern Brazil. *Austral Ecol.* 33:45-54.
- Buddle CM, Draney ML. 2004. Phenology of linyphiids an Old-growth Deciduos Forest in Central Alberta, Canada. *J Arachnol.* 32:221-230.
- Castilho ACC, Marques MI, Adis J, Brescovit AD. 2005. Distribuição sazonal e vertical de Araneae em área com predomínio de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Amazoniana.* 18 (3/4):215-239.
- Clarke KR, Warwick RM. 1994. *Change in Marine Communities.* UK, National Research Concl. 144 p.
- Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambientes do Estado de São Paulo, SEMAD/Instituto Estadual de Florestas MG. 2000. Avaliações e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Brasília, Ministério do Meio Ambiente/SBF. 40 p.
- Daniel A. 1991. Estudo fitossociológico arbóreo/arbustivo da mata ripária da Bacia Hidrográfica do rio dos Sinos, RS. *Pesquisas, Bot.* 42:1-199.
- Dias SC, Brescovit AD, Couto ECG, Martins CF. 2006. Species richness and seasonality of spiders (Arachnida, Araneae) in an urban Atlantic Forest fragment in Northeastern Brazil. *Urban Ecosyst.* 9:323-335.
- Hammer O, Harper DAT. 2009. *Past: Paleontological Statistics.* Version 1.97. Disponível em: <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
- Hatley CL, Macmahon JA. 1980. Spider community organization: Seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environ Entomol.* 9:632-639.
- Indrusiak LF, Kotzian CB. 1998. Inventário das aranhas arborícolas de três regiões de Santa Maria, RS, Brasil. *R Ciência Natura.* 20:187-214.
- IPAGRO. 1989. Atlas agroclimático do estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Secretaria da Agricultura e Abastecimento, v.1. 102 p.
- Maluf JRT. 2000. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *R Bras Agrometeorol.* 8(1):141-150.
- Marchi TC, Jarenkow JA. 2008. Estrutura do componente arbóreo de mata ribeirinha no rio Camaquã, município de Cristal, Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Bot.* 63(2):241-248.

- New TR. 1999. Untangling the web: spiders and the challenges of invertebrates conservation. *J Insect Conserv.* 3(4):253-258.
- Oliveira AAB, Ribeiro AG. 1986. Climatologia. In: Levantamento de recursos naturais, v.33. Rio de Janeiro: IBGE. p.757-776.
- Podgaiski LR, Ott R, Rodrigues ENL, Buckup EH, Marques MAL. 2007. Araneofauna (Arachnida; Araneae) do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica.* 7(n2):
<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?inventory+bn01107022007>.
- Raizer J, Japyassú HF, Indicatti RP, Brescovit AD. 2005. Comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) do pantanal norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. *Biota Neotropica.* 5(1a):
<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN009051a2005>.
- Rinaldi IMP, Trinca LA. 2008. Spider assemblages in widely-separated patches of cerrado in São Paulo State, Brazil. *Acta Biol Paranaense.* 37(3, 4):165-180.
- Rodrigues ENL. 2005. Fauna araneológica (Arachnida; Araneae) arborícola de duas áreas em uma mata de restinga no sul do Brasil. *Acta Biol Leopoldensia.* 27(1):73-92.
- Rodrigues RR, Leitão-Filho HF. 2000. Matas ciliares: conservação e recuperação. EDUSP/FAPESP, São Paulo. 320 p.
- Romero GQ, Vasconcellos-Neto J. 2003. Natural history of *Misumenops argenteus* (Thomisidae): seasonality and diet on *Trichogoniopsis adenantha* (Asteraceae). *J Arachnol.* 31:297-304.
- Schaefer M. 1977. Winter ecology of spiders (Araneida). *Zeitschrift fur angewandte Entomologie.* 83:113-134.
- Schaefer M. 1987. Life cycles and diapause. In: W. Nentwig, editor. *Ecophysiology of spiders.* Berlin: Springer-Verlag. p. 331-347.
- Sevegnani L, Baptista LRM. 1996. Composição florística de uma floresta secundária, no âmbito da Floresta Atlântica, Maquiné, RS. *Sellowia.* 45-48:47-71.
- Soares LR, Ferrer RS. 2009. Estrutura do componente arbóreo em uma área de floresta ribeirinha na bacia do rio Piratini, Rio Grande do Sul. *Biotemas.* 22(3):47-55.
- Teixeira MB, Coura-Neto AB, Pastore U, Rangel ALR. 1986. Vegetação; as regiões fitoecológicas, sua natureza, seus recursos econômicos; estudo fitogeográfico. In: Levantamento de recursos naturais, v.33. Rio de Janeiro: IBGE. p. 541-632.
- Wolda H. 1988. Insect seasonality: Why? *Ann Rev Ecol Syst.* 19:1-18.

Lista de legendas das figuras e tabelas

Figura 1. Abundância de aranhas: jovens e adultos (a), adultas (b), jovens (c) entre as estações durante dois anos de amostragem em matas ciliares no sul do Brasil (letras diferentes indicam diferença no teste estatístico; estações: INV, inverno, PRI, primavera, VER, verão, OUT, outono).

Figura 2. Variação sazonal na abundância de aranhas adultas (a) e aranhas jovens (b) entre as coletas e estações em matas ciliares durante dois anos de amostragem no sul do Brasil (estações: INV, inverno, PRI, primavera, VER, verão, OUT, outono; matas ciliares: RP, rio Piratini, RC, rio Camaquã, RS, rio dos Sinos, RM, rio Maquiné).

Figura 3. Riqueza de espécies de aranhas entre as estações durante dois anos de amostragem em matas ciliares no sul do Brasil (letras diferentes indicam diferença no teste estatístico; estações: INV, inverno, PRI, primavera, VER, verão, OUT, outono).

Figura 4. Variação sazonal na riqueza de espécies de aranhas entre as coletas e estações em matas ciliares durante dois anos de amostragem no sul do Brasil (estações: INV, inverno, PRI, primavera, VER, verão, OUT, outono; matas ciliares: RP, rio Piratini, RC, rio Camaquã, RS, rio dos Sinos, RM, rio Maquiné).

Figura 5. Ordenação a partir do método de escalonamento multidimensional não métrico (nm-MDS) da composição da fauna de aranhas entre as estações ao longo de dois anos de amostragens em matas ciliares no sul do Brasil. (a) Índice quantitativo, Bray-Curtis. (b) Índice qualitativo, Simpson (anos: 1 e 2; estações: INV, inverno, PRI, primavera, VER, verão, AUT, outono).

Figura 6. Fenogramas e razão sexual das espécies mais abundantes amostradas em matas ciliares no sul do Brasil. (a) *Sphecozone personata*. (b) *Thymoites promatensis*. (c) *Spintharus gracilis*. (d) *Hetschkia gracilis*. (e) *Wamba crispulus*. (f) *Cotinusa trifasciata*. (g) *Cryptachaea passiva*. (h) *Phycosoma alta*. (i) *Theridion calcynatum*. (j) *Theridion plaumanni*. (rs, razão sexual).

Tabela 1. Valores de abundância (Ng, geral, Nj, jovens, Na, adultos) e riqueza de espécies (S) ao longo das estações para as matas ciliares amostradas no sul do Brasil (estações: INV, inverno, PRI, primavera, VER, verão, OUT, outono; matas ciliares: RP, rio Piratini, RC, rio Camaquã, RS, rio dos Sinos, RM, rio Maquiné).

Tabela 2. Análise de SIMPER para as vinte espécies de aranhas que mais contribuíram para similaridade/dissimilaridade entre as matas ciliares avaliadas no sul do Brasil (1, contribuição percentual das espécies para a dissimilaridade; 2, dissimilaridade cumulativa entre as matas ciliares; 3, abundância média de cada espécie nas estações).

Apêndice 1. Lista sazonal das espécies de aranhas amostradas em matas ciliares ao longo das estações durante dois anos no sul do Brasil (coletas: 1-16; estações: I, inverno, P, primavera, V, verão, O, outono).

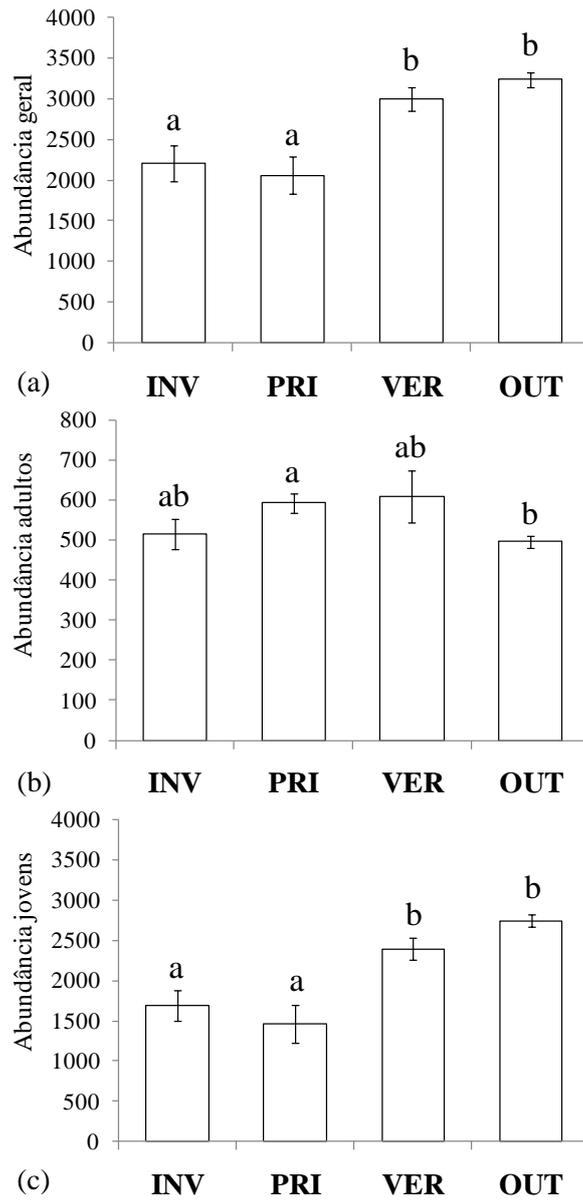


Figura 1 (a-c)

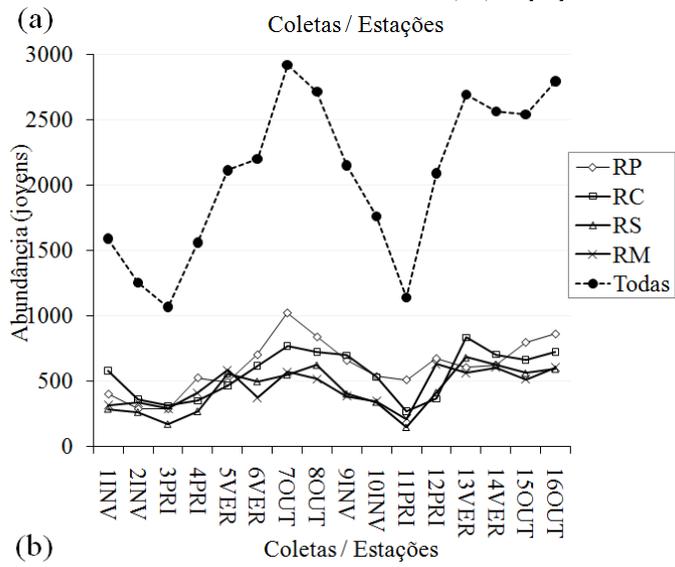
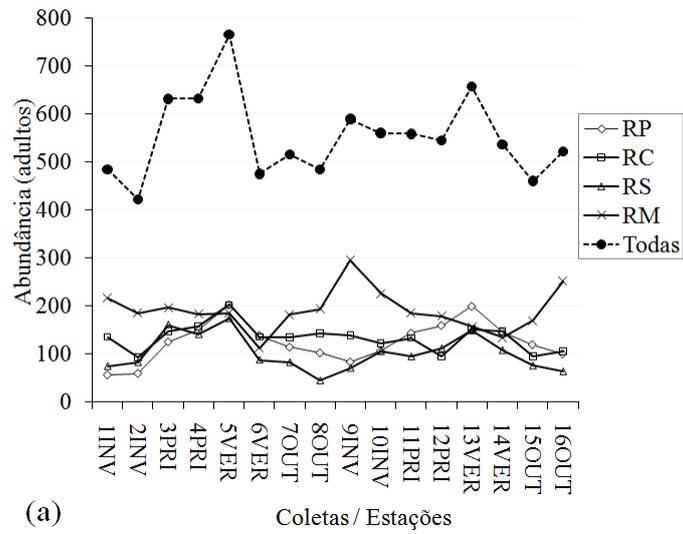


Figura 2 (a, b)

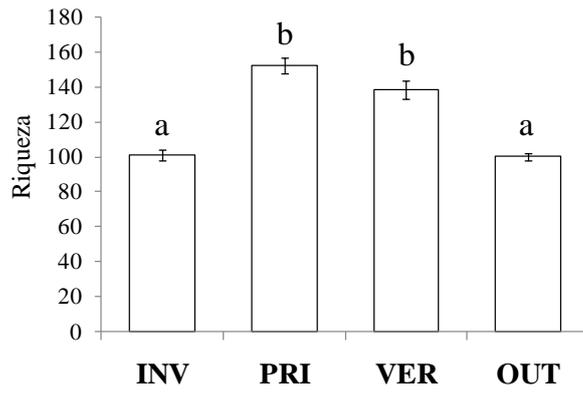


Figura 3

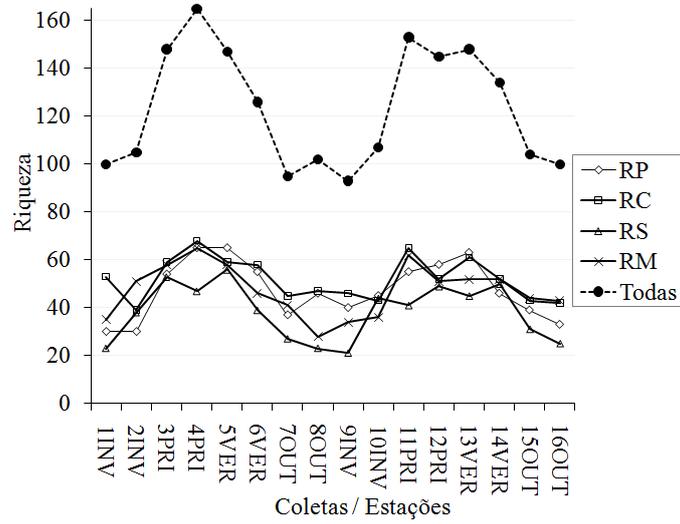


Figura 4

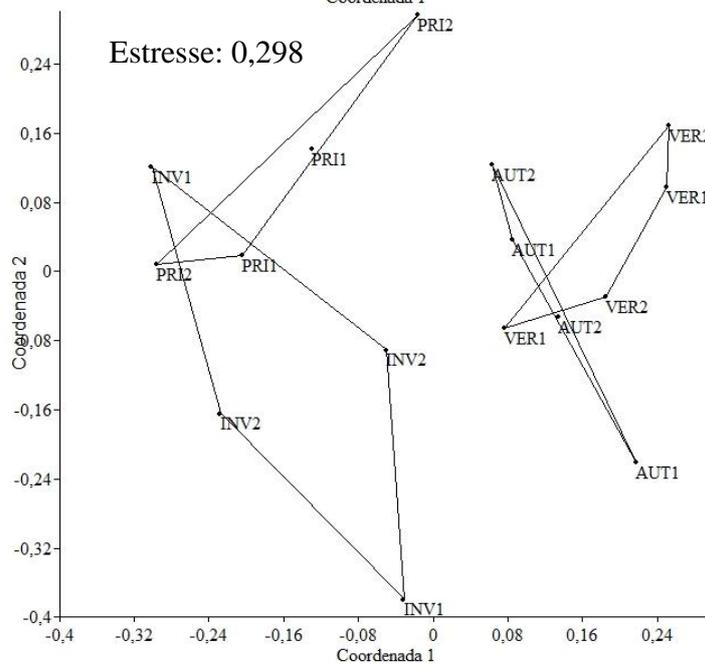
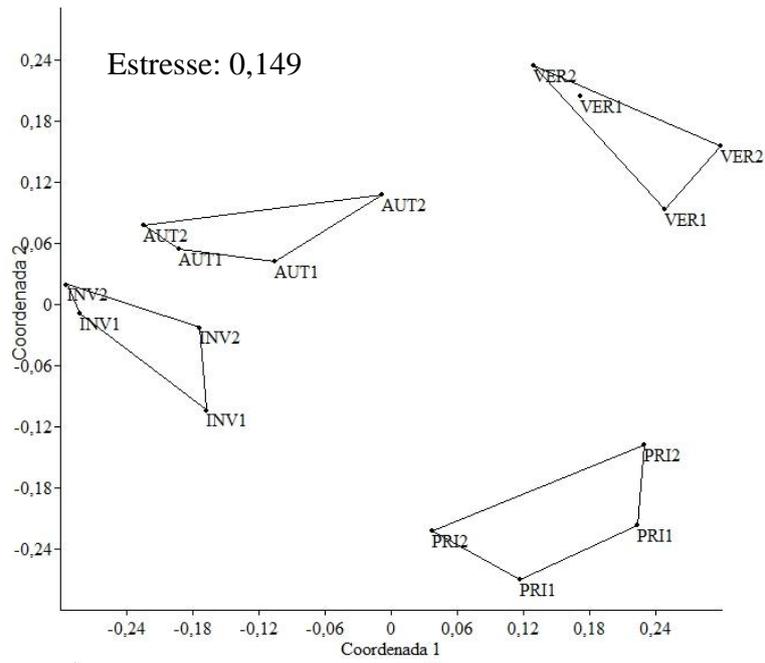


Figura 5 (a, b)

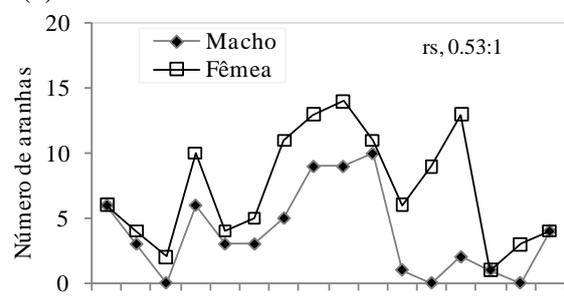
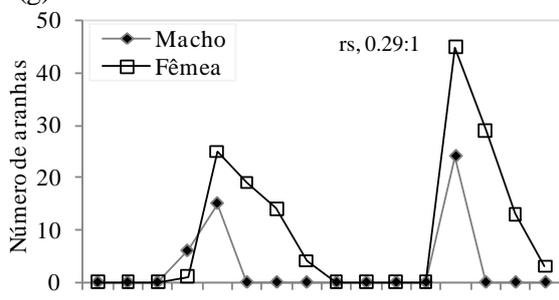
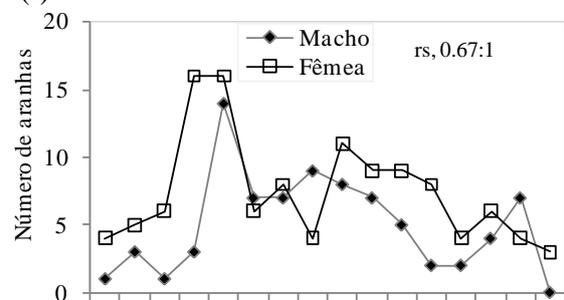
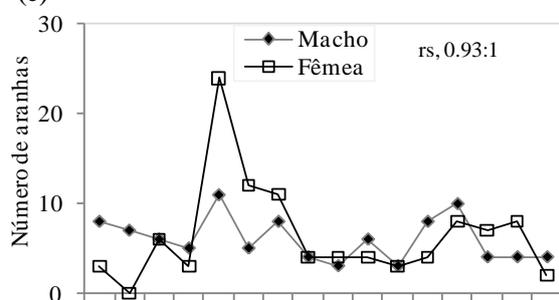
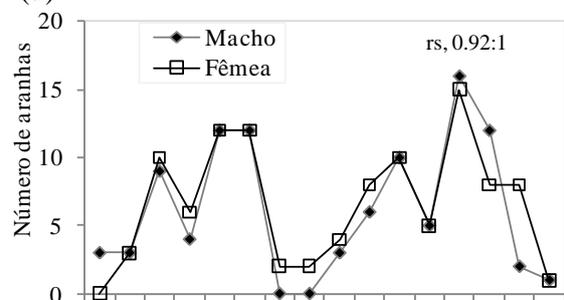
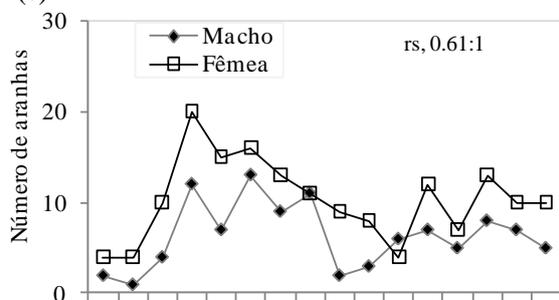
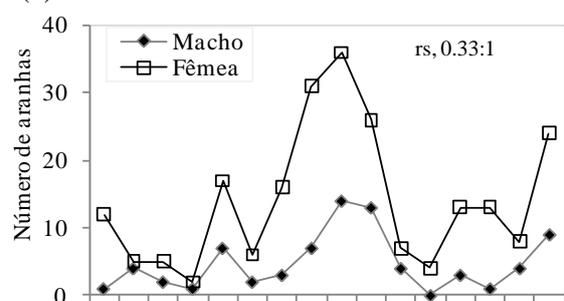
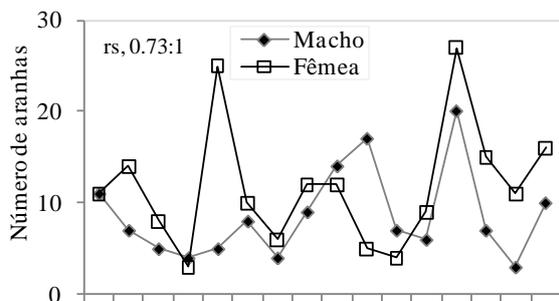
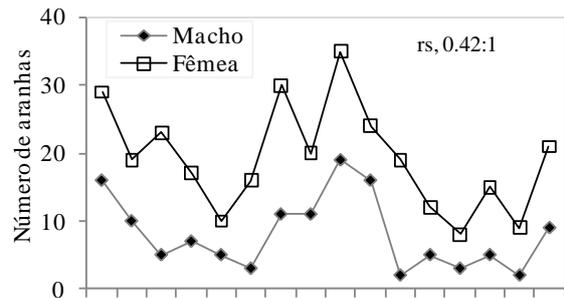
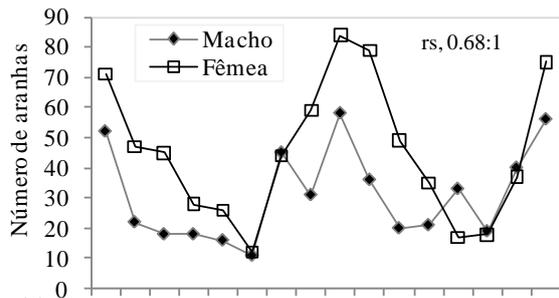


Figura 6 (a-j)

Tabela 1

| | Matas Ciliares | | | | RP | | | | RC | | | | RS | | | | RM | | | |
|----|----------------|------|-------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | INV | PRI | VER | OUT | INV | PRI | VER | OUT | INV | PRI | VER | OUT | INV | PRI | VER | OUT | INV | PRI | VER | OUT |
| Ng | 8827 | 8241 | 12020 | 12969 | 2201 | 2589 | 3124 | 3977 | 2672 | 1840 | 3273 | 3368 | 1637 | 1515 | 2899 | 2610 | 2317 | 2297 | 2724 | 3014 |
| Nj | 6768 | 5871 | 9583 | 10984 | 1893 | 2009 | 2435 | 3538 | 2181 | 1305 | 2635 | 2889 | 1302 | 1006 | 2380 | 2342 | 1392 | 1551 | 2133 | 2215 |
| Na | 2059 | 2370 | 2437 | 1985 | 308 | 580 | 689 | 439 | 491 | 535 | 638 | 479 | 335 | 509 | 519 | 268 | 925 | 746 | 591 | 799 |
| S | 208 | 299 | 254 | 194 | 83 | 122 | 119 | 81 | 95 | 138 | 120 | 90 | 81 | 108 | 100 | 59 | 87 | 128 | 108 | 91 |

Tabela 2

| Espécies | Contribuição ¹ | Cumulativo % ² | Média abund. ³ | | Média abund. ³ | | Média abund. ³ | |
|-----------------------------------|---------------------------|------------------------------|---------------------------|-----------|---------------------------|--------|---------------------------|--|
| | | | Inverno | Primavera | Verão | Outono | | |
| <i>Sphecozone personata</i> | 4,215 | 8,199 | 112 | 58,5 | 38 | 96,8 | | |
| <i>Theridion calcynatum</i> | 1,817 | 11,73 | 0 | 1,75 | 39,3 | 8,5 | | |
| <i>Hetschkia gracilis</i> | 1,466 | 14,58 | 27,8 | 6,25 | 15,5 | 25,5 | | |
| <i>Thymoites promatensis</i> | 1,414 | 17,34 | 42 | 22,5 | 16,3 | 28,3 | | |
| <i>Mangora strenua</i> | 1,307 | 19,88 | 0,25 | 0 | 22 | 11,3 | | |
| <i>Cotinusa trifasciata</i> | 1,085 | 21,99 | 7,5 | 14,8 | 24,8 | 4 | | |
| <i>Phoroncidia reimoseri</i> | 1,077 | 24,08 | 0,5 | 23 | 8,25 | 3 | | |
| <i>Spintharus gracilis</i> | 0,9599 | 25,95 | 22,8 | 11,5 | 29,3 | 17,8 | | |
| <i>Metagonia</i> sp. | 0,9235 | 27,75 | 20,3 | 2,25 | 4 | 8,5 | | |
| <i>Wamba crispulus</i> | 0,8723 | 29,44 | 8,25 | 18,8 | 21 | 19 | | |
| <i>Theridion plaumanni</i> | 0,7217 | 30,85 | 15,8 | 8,5 | 8 | 12,3 | | |
| <i>Wendilgarda</i> sp.1 | 0,6911 | 32,19 | 2,5 | 14,5 | 1 | 1 | | |
| <i>Cryptachaea passiva</i> | 0,6426 | 33,44 | 8,75 | 9,5 | 20,3 | 11,3 | | |
| <i>Sphecozone rostrata</i> | 0,6411 | 34,69 | 5,5 | 12,3 | 1 | 6,25 | | |
| <i>Phycosoma alta</i> | 0,6257 | 35,91 | 12 | 12,5 | 14,8 | 10,5 | | |
| <i>Chryso nigrosteria</i> | 0,5193 | 36,92 | 9,25 | 4,25 | 8 | 8,75 | | |
| <i>Faiditus affinis</i> | 0,5037 | 37,9 | 3,75 | 5 | 9,75 | 8,5 | | |
| <i>Exalbidion</i> sp. | 0,4662 | 38,8 | 4,75 | 2,5 | 8,75 | 0,75 | | |
| <i>Nephila clavipes</i> | 0,4614 | 39,7 | 0 | 0 | 10,3 | 0,75 | | |
| <i>Theridion positivum</i> | 0,4521 | 40,58 | 5,25 | 10,8 | 6 | 4,5 | | |
| Média total dissimilaridade:74,26 | | | | | | | | |

Apêndice 1

| Espécies | Coletas / Estações | | | | | | | | | | | | | | | | Total |
|--|--------------------|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-------|
| | 11 | 21 | 3P | 4P | 5V | 6V | 7O | 8O | 9I | 10I | 11P | 12P | 13V | 14V | 15O | 16O | |
| <i>Sphecozone personata</i> (Simon, 1894) | 123 | 69 | 63 | 46 | 42 | 23 | 89 | 90 | 142 | 115 | 69 | 56 | 50 | 37 | 77 | 131 | 1222 |
| <i>Thymoites promatensis</i> Lise & Silva, 2009 | 45 | 29 | 28 | 24 | 15 | 19 | 41 | 31 | 54 | 40 | 21 | 17 | 11 | 20 | 11 | 30 | 436 |
| <i>Spintharus gracilis</i> Keyserling, 1886 | 22 | 21 | 13 | 7 | 30 | 18 | 10 | 21 | 26 | 22 | 11 | 15 | 47 | 22 | 14 | 26 | 325 |
| <i>Hetschkia gracilis</i> Keyserling, 1886 | 13 | 9 | 7 | 3 | 24 | 8 | 19 | 38 | 50 | 39 | 11 | 4 | 16 | 14 | 12 | 33 | 300 |
| <i>Wamba crispulus</i> (Simon, 1895) | 6 | 5 | 14 | 32 | 22 | 29 | 22 | 22 | 11 | 11 | 10 | 19 | 12 | 21 | 17 | 15 | 268 |
| <i>Cotinusa trifasciata</i> (Mello-Leitão, 1943) | 3 | 6 | 19 | 10 | 24 | 24 | 2 | 2 | 7 | 14 | 20 | 10 | 31 | 20 | 10 | 2 | 204 |
| <i>Cryptachaea passiva</i> (Keyserling, 1891) | 11 | 7 | 12 | 8 | 35 | 17 | 19 | 8 | 7 | 10 | 6 | 12 | 18 | 11 | 12 | 6 | 199 |
| <i>Phycosoma alta</i> (Keyserling, 1886) | 5 | 8 | 7 | 19 | 30 | 13 | 15 | 13 | 19 | 16 | 14 | 10 | 6 | 10 | 11 | 3 | 199 |
| <i>Theridion calcynatum</i> Holmberg, 1876 | 0 | 0 | 0 | 7 | 40 | 19 | 14 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 69 | 29 | 13 | 3 | 198 |
| <i>Theridion plaumanni</i> Levi, 1963 | 12 | 7 | 2 | 16 | 7 | 8 | 16 | 22 | 23 | 21 | 7 | 9 | 15 | 2 | 3 | 8 | 178 |
| <i>Metagonia</i> sp. | 17 | 21 | 0 | 4 | 5 | 5 | 11 | 12 | 25 | 18 | 3 | 2 | 4 | 2 | 2 | 9 | 140 |
| <i>Miagrammopes</i> sp.1 | 9 | 6 | 14 | 12 | 13 | 10 | 9 | 3 | 1 | 9 | 7 | 9 | 14 | 11 | 10 | 3 | 140 |
| <i>Phoroncidia reimoseri</i> Levi, 1964 | 1 | 1 | 31 | 27 | 16 | 5 | 5 | 2 | 0 | 0 | 18 | 16 | 9 | 3 | 3 | 2 | 139 |
| <i>Mangora strenua</i> (Keyserling, 1893) | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 24 | 5 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 45 | 33 | 5 | 134 |
| <i>Dipoena santacatarinae</i> Levi, 1963 | 11 | 6 | 9 | 16 | 16 | 6 | 5 | 6 | 4 | 6 | 11 | 5 | 8 | 5 | 10 | 5 | 129 |
| <i>Chryso nigrosteria</i> Keyserling, 1891 | 17 | 5 | 1 | 3 | 16 | 7 | 9 | 5 | 10 | 5 | 1 | 12 | 7 | 2 | 9 | 12 | 121 |
| <i>Faiditus affinis</i> (O.P.-Cambridge, 1880) | 3 | 2 | 6 | 9 | 15 | 12 | 5 | 9 | 4 | 6 | 5 | 0 | 0 | 12 | 7 | 13 | 108 |
| <i>Rhomphaea brasiliensis</i> Mello-Leitão, 1920 | 3 | 9 | 6 | 2 | 8 | 4 | 9 | 8 | 8 | 4 | 4 | 4 | 12 | 3 | 7 | 15 | 106 |
| <i>Theridion positivum</i> Chamberlin, 1924 | 7 | 0 | 8 | 10 | 10 | 2 | 9 | 3 | 6 | 8 | 8 | 17 | 9 | 3 | 1 | 5 | 106 |
| <i>Cotinusa aff. deserta</i> | 5 | 9 | 5 | 6 | 6 | 4 | 5 | 6 | 4 | 8 | 9 | 7 | 0 | 9 | 8 | 9 | 100 |
| <i>Sphecozone rostrata</i> Millidge, 1991 | 0 | 2 | 29 | 9 | 0 | 1 | 9 | 9 | 9 | 11 | 9 | 2 | 2 | 1 | 3 | 4 | 100 |
| <i>Tekellina guaiba</i> Marques & Backup, 1993 | 5 | 12 | 4 | 2 | 2 | 6 | 6 | 14 | 15 | 5 | 6 | 4 | 5 | 5 | 2 | 7 | 100 |
| <i>Theridion teresae</i> Levi, 1963 | 16 | 7 | 3 | 0 | 8 | 3 | 8 | 5 | 6 | 7 | 2 | 1 | 3 | 9 | 5 | 5 | 88 |
| <i>Faiditus striatus</i> (Keyserling, 1891) | 3 | 4 | 5 | 3 | 12 | 11 | 5 | 1 | 1 | 0 | 5 | 6 | 9 | 4 | 13 | 2 | 84 |
| <i>Kochiura olaup</i> (Levi, 1963) | 7 | 3 | 3 | 8 | 11 | 2 | 2 | 4 | 12 | 2 | 5 | 7 | 4 | 0 | 0 | 10 | 80 |
| <i>Wendilgarda</i> sp.1 | 1 | 5 | 38 | 4 | 3 | 0 | 2 | 0 | 0 | 4 | 16 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 76 |
| <i>Scoloderus cordatus</i> (Taczanowski, 1879) | 1 | 1 | 13 | 5 | 8 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 8 | 8 | 8 | 4 | 3 | 3 | 69 |
| <i>Exalbidion</i> sp. | 0 | 8 | 4 | 3 | 16 | 4 | 1 | 0 | 2 | 9 | 1 | 2 | 14 | 1 | 1 | 1 | 67 |
| Mimetinae indet.1 | 2 | 4 | 5 | 2 | 0 | 0 | 11 | 6 | 5 | 2 | 10 | 0 | 0 | 1 | 10 | 7 | 65 |
| <i>Orchestina</i> sp.1 | 1 | 3 | 6 | 9 | 6 | 1 | 3 | 0 | 2 | 3 | 6 | 5 | 3 | 4 | 6 | 4 | 62 |
| <i>Tutaibo</i> sp.3 | 7 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 11 | 10 | 8 | 3 | 2 | 0 | 0 | 8 | 5 | 3 | 60 |
| <i>Mopiopia labyrinthea</i> (Mello-Leitão, 1947) | 1 | 7 | 6 | 1 | 5 | 4 | 2 | 2 | 0 | 3 | 2 | 5 | 11 | 4 | 5 | 0 | 58 |
| <i>Thwaitesia affinis</i> O.P.-Cambridge, 1882 | 2 | 4 | 5 | 8 | 11 | 3 | 0 | 0 | 2 | 4 | 2 | 2 | 7 | 5 | 1 | 1 | 57 |
| <i>Cryptachaea triguttata</i> (Keyserling, 1891) | 1 | 1 | 10 | 8 | 9 | 4 | 1 | 0 | 0 | 1 | 6 | 5 | 1 | 4 | 3 | 2 | 56 |
| <i>Anodoration claviferum</i> Millidge, 1991 | 2 | 2 | 6 | 2 | 4 | 2 | 1 | 3 | 1 | 4 | 2 | 13 | 4 | 2 | 4 | 4 | 56 |
| <i>Hahnia</i> sp. | 0 | 3 | 7 | 5 | 2 | 5 | 5 | 3 | 9 | 3 | 2 | 2 | 0 | 3 | 3 | 4 | 56 |
| <i>Episinus teresopolis</i> Levi, 1964 | 9 | 2 | 0 | 3 | 4 | 3 | 14 | 5 | 5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 3 | 2 | 55 |
| <i>Wamba congener</i> O.P.-Cambridge, 1896 | 4 | 6 | 8 | 11 | 3 | 1 | 6 | 2 | 2 | 4 | 4 | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | 55 |
| <i>Tmarus polyandrus</i> Mello-Leitão, 1929 | 0 | 0 | 1 | 15 | 13 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 9 | 1 | 1 | 0 | 51 |
| <i>Cylistella cuprea</i> (Simon, 1864) | 4 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 8 | 4 | 4 | 7 | 0 | 2 | 5 | 2 | 4 | 6 | 50 |
| <i>Hasarius</i> sp. | 1 | 2 | 2 | 3 | 3 | 4 | 3 | 4 | 4 | 3 | 1 | 2 | 4 | 0 | 7 | 4 | 47 |
| <i>Leucauge roseosignata</i> Mello-Leitão, 1943 | 0 | 0 | 6 | 2 | 2 | 3 | 4 | 2 | 0 | 1 | 6 | 3 | 5 | 8 | 2 | 2 | 46 |
| <i>Thymoites</i> sp.1 | 5 | 1 | 7 | 0 | 1 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 15 | 7 | 1 | 0 | 2 | 0 | 46 |
| <i>Chrosiothes niteroi</i> Levi, 1964 | 3 | 6 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 3 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 21 | 44 |
| <i>Nephila clavipes</i> (L., 1767) | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 8 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 9 | 0 | 0 | 44 |
| <i>Parasteatoda tessellata</i> (Keyserling, 1884) | 0 | 1 | 2 | 2 | 9 | 5 | 4 | 0 | 0 | 0 | 3 | 4 | 1 | 9 | 3 | 0 | 43 |
| <i>Conifaber yasi</i> Grismado, 2004 | 0 | 8 | 2 | 6 | 7 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 7 | 1 | 7 | 1 | 0 | 0 | 43 |
| <i>Faiditus</i> sp.1 | 1 | 3 | 2 | 4 | 14 | 6 | 0 | 2 | 0 | 3 | 2 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 42 |
| <i>Cryptachaea altiventer</i> (Keyserling, 1884) | 1 | 1 | 1 | 4 | 9 | 3 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 | 7 | 2 | 1 | 41 |
| <i>Eustala taquara</i> (Keyserling, 1892) | 3 | 4 | 1 | 7 | 4 | 3 | 0 | 1 | 1 | 3 | 1 | 3 | 5 | 2 | 2 | 1 | 41 |
| <i>Micrathena spitzii</i> Mello-Leitão, 1932 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 6 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 9 | 5 | 41 |
| <i>Episinus</i> sp.3 | 0 | 1 | 8 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 15 | 0 | 0 | 3 | 0 | 39 |
| <i>Cryptachaea hirta</i> (Taczanowski, 1873) | 0 | 3 | 0 | 6 | 1 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 6 | 6 | 7 | 2 | 0 | 36 |
| <i>Faiditus plaumanni</i> (Exline & Levi, 1962) | 2 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 5 | 3 | 2 | 5 | 2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 7 | 36 |
| <i>Thymoites</i> sp.3 | 10 | 1 | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 6 | 2 | 3 | 2 | 33 |
| <i>Tidarrem haemorrhoidale</i> (Bertkau, 1880) | 0 | 0 | 0 | 10 | 4 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 5 | 3 | 0 | 1 | 32 |
| <i>Chryso</i> sp.1 | 5 | 0 | 0 | 3 | 5 | 2 | 3 | 2 | 3 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 4 | 31 |
| <i>Episinus</i> sp.2 | 3 | 1 | 1 | 3 | 1 | 0 | 1 | 4 | 5 | 2 | 6 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 31 |
| <i>Tmarus</i> sp.6 | 0 | 0 | 0 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 9 | 2 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 29 |
| Mimetinae indet.2 | 1 | 0 | 6 | 4 | 2 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 4 | 2 | 0 | 2 | 0 | 28 |
| <i>Theridion quadripartitum</i> Keyserling, 1891 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 2 | 4 | 1 | 2 | 0 | 2 | 5 | 3 | 4 | 28 |
| <i>Berlandiella magna</i> Mello-Leitão, 1929 | 0 | 1 | 7 | 2 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 4 | 3 | 1 | 1 | 0 | 26 |
| <i>Tetragnatha longidens</i> Mello-Leitão, 1945 | 0 | 0 | 0 | 7 | 6 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 5 | 2 | 0 | 0 | 2 | 26 |
| <i>Theridion</i> sp.1 | 0 | 3 | 0 | 1 | 4 | 2 | 3 | 0 | 0 | 8 | 0 | 1 | 1 | 2 | 1 | 0 | 26 |
| <i>Tmarus pugnax</i> Mello-Leitão, 1929 | 0 | 0 | 0 | 1 | 16 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 26 |
| <i>Noegus australis</i> (Mello-Leitão, 1941) | 0 | 0 | 5 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 | 25 |
| <i>Sphecozone ignigena</i> (Keyserling, 1891) | 1 | 0 | 3 | 5 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 5 | 3 | 0 | 0 | 1 | 1 | 25 |
| <i>Cryptachaea bellula</i> (Keyserling, 1891) | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 | 5 | 2 | 1 | 3 | 1 | 3 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 24 |
| <i>Emertonella taczanowskii</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 1 | 2 | 3 | 0 | 1 | 1 | 0 | 3 | 4 | 1 | 3 | 2 | 0 | 2 | 1 | 24 |
| <i>Gelanor zonatus</i> (C. L. Koch, 1845) | 0 | 0 | 6 | 10 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 24 |
| <i>Chira thysbe</i> Simon, 1902 | 0 | 2 | 5 | 0 | 4 | 1 | 1 | 0 | 1 | 3 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 | 23 |
| <i>Tacuna delecta</i> Peckham & Peckham, 1901 | 0 | 2 | 3 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 8 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 23 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|----|---|---|---|---|---|---|---|---|----|---|---|---|---|----|
| <i>Thymoites</i> sp.4 | 1 | 1 | 3 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 6 | 3 | 1 | 0 | 1 | 23 |
| <i>Lygarina sylvicola</i> Millidge, 1991 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 2 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 11 | 1 | 0 | 0 | 0 | 22 |
| <i>Dipoena ira</i> Levi, 1963 | 0 | 0 | 5 | 0 | 3 | 5 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 21 |
| <i>Erigone</i> sp. | 0 | 2 | 1 | 2 | 1 | 1 | 2 | 2 | 4 | 2 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 21 |
| <i>Lyssomanes pauper</i> Mello-Leitão, 1945 | 0 | 0 | 13 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 21 |
| <i>Patrera longipes</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 4 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 2 | 2 | 0 | 0 | 20 |
| <i>Ayscha</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 9 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 19 |
| <i>Tmarus</i> sp.2 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 2 | 5 | 18 |
| <i>Theridion filum</i> Levi, 1963 | 0 | 6 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 17 |
| <i>Theridion tinctorium</i> Keyserling, 1891 | 0 | 0 | 0 | 4 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 17 |
| <i>Tutaibo</i> sp.1 | 4 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 2 | 17 |
| <i>Wulfilabus</i> (Mello-Leitão, 1945) | 0 | 5 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 |
| <i>Wulfilopsis tripunctata</i> (Mello-Leitão, 1947) | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 2 | 3 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 17 |
| <i>Alpaida octolobata</i> Levi, 1988 | 0 | 0 | 6 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 1 | 16 |
| <i>Cyclosa machadinho</i> Levi, 1999 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 | 16 |
| <i>Meioneta</i> sp.1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 |
| <i>Onocolus intermedius</i> (Mello-Leitão, 1929) | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 3 | 1 | 0 | 4 | 1 | 0 | 16 |
| <i>Ariamnes longissimus</i> Keyserling, 1891 | 0 | 3 | 5 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 15 |
| <i>Chryso rubrovittata</i> (Keyserling, 1884) | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 2 | 4 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 15 |
| <i>Cheiracanthium inclusum</i> (Hentz, 1847) | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 14 |
| <i>Eustala photographica</i> Mello-Leitão, 1944 | 1 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 2 | 2 | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 |
| <i>Sassacus</i> sp.1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 1 | 14 |
| <i>Ayscha montenegro</i> Brescovit, 1992 | 0 | 0 | 2 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 13 |
| <i>Cryptachaea cinnabarina</i> (Levi, 1963) | 3 | 3 | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 13 |
| <i>Anelosimus nigrescens</i> (Keyserling, 1884) | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 2 | 13 |
| <i>Araneus omnicolor</i> (Keyserling, 1893) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 4 | 1 | 13 |
| <i>Lyssomanes nigrofimbriatus</i> Mello-Leitão, 1940 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 |
| <i>Micrathena guanabara</i> Levi, 1985 | 0 | 0 | 2 | 3 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 13 |
| <i>Naatlo</i> sp.1 | 0 | 0 | 2 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 |
| <i>Onocolus infelix</i> Mello-Leitão, 1941 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 13 |
| <i>Tasata variolosa</i> Mello-Leitão, 1943 | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 13 |
| <i>Wendilgarda</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 10 | 0 | 0 | 1 | 0 | 13 |
| <i>Ashtabula</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 2 | 4 | 0 | 12 |
| <i>Chirothecia semiornata</i> Simon, 1901 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 12 |
| <i>Cotinusa</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 2 | 3 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 12 |
| <i>Cylistella</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 2 | 0 | 0 | 12 |
| <i>Philoponella gr. fasciata</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 12 |
| <i>Scytodes maquine</i> Rheims & Brescovit, 2009 | 0 | 0 | 3 | 3 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 12 |
| <i>Cryptachaea isana</i> (Levi, 1963) | 2 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 |
| <i>Chthonos</i> sp.1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 11 |
| <i>Dipoena</i> sp.1 | 2 | 2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 11 |
| <i>Faiditus americanus</i> (Taczanowski, 1874) | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 3 | 1 | 0 | 11 |
| <i>Leucauge</i> sp.1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 3 | 1 | 1 | 0 | 11 |
| <i>Mesabolivar luteus</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 11 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 11 |
| <i>Uloborus</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 11 |
| <i>Wulfilopsis</i> sp. | 0 | 0 | 3 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 |
| <i>Alpaida citrina</i> (Keyserling, 1892) | 0 | 7 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 |
| <i>Coryphasia</i> sp.2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 10 |
| <i>Cyclosa fililineata</i> Hingston, 1932 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 10 |
| <i>Neospintharus rioensis</i> (Exline & Levi, 1962) | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 10 |
| <i>Tariona bruneti</i> Simon, 1903 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 10 |
| <i>Testudinaria lemniscata</i> (Simon, 1893) | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 10 |
| <i>Thomisinae</i> indet. | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 | 10 |
| <i>Anelosimus ethicus</i> (Keyserling, 1884) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 9 |
| <i>Asemostera tacuapi</i> Rodrigues, 2007 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 9 |
| <i>Chrosiothes perfidus</i> Marques & Buckup, 1997 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 | 9 |
| <i>Coryphasia albibarbis</i> Simon, 1902 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 9 |
| <i>Dipoena</i> sp.2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 |
| <i>Gasteracantha cancriformis</i> (L., 1767) | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 | 9 |
| <i>Metagonia argentinensis</i> Mello-Leitão, 1945 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 9 |
| <i>Opas paranensis</i> (Mello-Leitão, 1937) | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 |
| <i>Theridion biezankoi</i> Levi, 1963 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 |
| <i>Anyphaenoides clavipes</i> (Mello-Leitão, 1922) | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Arachosia praesignis</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Araneus unanimes</i> (Keyserling, 1880) | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Ayscha borgmeyer</i> (Mello-Leitão, 1926) | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Ayscha triunfo</i> Brescovit, 1992 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Chirothecia</i> sp.1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 | 1 | 8 |
| <i>Eustala palmares</i> Poeta, Marques & Buckup, 2010 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Misumenops</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Ocrepeira galianoae</i> Levi, 1993 | 0 | 0 | 0 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Onocolus</i> sp.2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 |
| <i>Oxyopes</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Polybetes rubrosignatus</i> Mello-Leitão, 1943 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Senoculus purpureus</i> (Simon, 1880) | 0 | 0 | 3 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Theridion striatum</i> Keyserling, 1884 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Thomisidae indet.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 8 |
| <i>Tmarus</i> sp.16 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Tutaibo rusticellus</i> (Keyserling, 1891) | 4 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 |
| <i>Aysha</i> sp.2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 7 |
| <i>Bertrana rufostriata</i> Simon, 1893 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 7 |
| <i>Deinopis amica</i> Schiapelli & Gerschman, 1957 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 2 | 0 | 7 |
| <i>Dipoena pusilla</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 1 | 0 | 1 | 1 | 7 |
| <i>Dipoena taeniatipes</i> Keyserling, 1891 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 1 | 1 | 7 |
| <i>Faiditus</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 7 |
| <i>Gelanor altithorax</i> Keyserling, 1893 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 7 |
| <i>Leucauge volupis</i> (Keyserling, 1893) | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| <i>Mopiopia</i> sp. | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| <i>Paravixia audax</i> (Blackwall, 1863) | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 7 |
| <i>Phoroncidia</i> sp.2 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 7 |
| <i>Tekellina</i> sp.1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 7 |
| <i>Vinnius uncatius</i> Simon, 1902 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 7 |
| <i>Cryptachaea analista</i> (Levi, 1963) | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Araneus vincibilis</i> (Keyserling, 1893) | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Cotinusa</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Dipoena variabilis</i> (Keyserling, 1886) | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Lygarina</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 2 | 6 |
| <i>Mesabolivar aff. cyaneomaculatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 6 |
| <i>Misumenops pallens</i> (Keyserling, 1880) | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Ocrepeira gnomo</i> (Mello-Leitão, 1943) | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Rhomphaea</i> sp.1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Tulpus gauchus</i> Vianna & Soares, 1983 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Tutaibo aff. debilipes</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Wirada</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Cryptachaea rioensis</i> (Levi, 1963) | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Alpaida grayi</i> (Blackwall, 1863) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 5 |
| <i>Aysha ericae</i> Brescovit, 1992 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Aysha</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Dipoena pumicata</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Dolichognatha pinheiral</i> Brescovit & Cunha, 2001 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Lepthyphantes</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 |
| <i>Mangora fundo</i> Levi, 2007 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Meioneta</i> sp.2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Onocolus</i> sp.1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 5 |
| <i>Patreira procera</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Rhomphaea</i> sp.2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 5 |
| <i>Scolecuroa parilis</i> Millidge, 1991 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Sphecozone</i> sp.6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Thymoites</i> sp.5 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Tmarus</i> sp.4 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Triplogyna ignitula</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 |
| <i>Trogloneta cantareira</i> Brescovit & Lopardo, 2008 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Tutaibo</i> sp.2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Alpaida alticeps</i> (Keyserling, 1880) | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Amaurobiidae indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Araneus venatrix</i> (C.L. Koch, 1839) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Aysha</i> sp.7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Chrysometa boraceia</i> Levi, 1986 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 4 |
| <i>Corythalia</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 |
| <i>Dipoena</i> sp.3 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Eustala levii</i> Poeta, Marques & Buckup, 2010 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Gamasomorpha</i> sp.2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Hypognatha viamao</i> Levi, 1996 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Laminacauda montevidensis</i> (Keyserling, 1878) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Leucauge</i> sp.2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Mangora melanocephala</i> (Taczanowski, 1878) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 |
| <i>Misumenops</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Phoroncidia piratini</i> Rodrigues & Marques, 2010 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Rudra</i> sp. | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Synotaxus longicaudatus</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Tasata</i> sp.1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Tmarus</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Tmarus striolatus</i> Mello-Leitão, 1929 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Trachelas</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 4 |
| <i>Trachelopachys keyserlingi</i> (Roewer, 1951) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 |
| <i>Tupigea paula</i> Huber, 2000 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Tutaibo</i> sp.4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 |
| <i>Uloborus</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Wirada</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Xiruana gracilipes</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Acasesia graciosa</i> Lise & Braul, 1995 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| <i>Cryptachaea taim</i> (Buckup & Marques, 2006) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Alpaida pedro</i> Levi, 1988 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Aysa chicama</i> Brescovit, 1992 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Aysa</i> sp.1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Cotinusa</i> sp.2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Dubiaranea</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 3 |
| <i>Eustala albiventer</i> (Keyserling, 1884) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 |
| <i>Gamasomorpha</i> sp.1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Hamataliwa</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Lepthyphantes</i> sp.1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Mangora lactea</i> Mello-Leitão, 1944 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Meioneta</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 |
| <i>Mecynogea bigibba</i> Simon, 1903 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Mimetus hieroglyphicus</i> (Mello-Leitão, 1929) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Myrmarachne</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 |
| <i>Neomaso</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Notiohyphantes excelsus</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Oonops</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 |
| <i>Sanogasta</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Sarinda</i> sp. | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Sidymella longispina</i> (Mello-Leitão, 1943) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Sidymella multispinulosa</i> (Mello-Leitão, 1944) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Stephanopis colatinae</i> Soares & Soares, 1946 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Synemosyna aurantiaca</i> (Mello-Leitão, 1917) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Theridion opolon</i> Levi, 1963 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 |
| Theridiosomatidae indet. | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Thiodina robusta</i> Mello-Leitão, 1945 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Thomisidae indet.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Tmarus</i> sp.10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Trachelopachys cingulipes</i> (Simon 1886) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Verrucosa meridionalis</i> (Keyserling, 1892) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 |
| <i>Verrucosa undecimvariolata</i> (O.P.-Cambrid., 1889) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Xiruana</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 3 |
| <i>Alpaida nonoai</i> Levi, 1988 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Araneus uniformis</i> (Keyserling, 1880) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Atelurius segmentatus</i> Simon, 1901 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Aysa rubromaculata</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Aysa</i> sp.3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Castianeira</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 |
| <i>Cotinusa</i> sp.1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Cyclosa inca</i> Levi, 1999 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Cyclosa morretes</i> Levi, 1999 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Cylistella</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Deinopsis</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Dipoena atlantica</i> Chickering, 1943 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Echinotheridion</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Epicadinus</i> sp.1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Faiditus</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Gastromicans albopilosa</i> (Simon, 1903) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Jessica</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Larinia montecarlo</i> (Levi, 1998) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Lygarina</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Mermessus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Micrathena jundiai</i> Levi, 1985 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Mimetinae indet.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Caayguara albus</i> (Mello-Leitão, 1918) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Orchestina</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| <i>Paradescanso aff. fallax</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 |
| Philodromidae indet. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Phoroncidia</i> sp.1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Polybetes germaini</i> Simon, 1896 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Psilocymbium lineatum</i> (Millidge, 1991) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Runcinioides argenteus</i> Mello-Leitão, 1929 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Smermisia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Sphecozone diversicolor</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| <i>Synemosyna lauretta</i> Peckham & Peckham, 1892 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Tasata</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Theridiidae indet. | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Theridiosoma chiripa</i> Rodrigues & Ott, 2005 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Theridiosoma</i> sp.1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Thymoites</i> sp.6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Thymoites</i> sp.7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Tmarus</i> sp.1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Tmarus</i> sp.9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| <i>Trachelas</i> sp.1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Tupigea</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Tutaibo</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Uloborus</i> sp.2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Unidentati indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Wagneriana taim</i> Levi, 1991 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| <i>Aysha helvola</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cryptachaea digitus</i> (Buckup & Marques, 2006) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Acragas nigromaculatus</i> (Mello-Leitão, 1922) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Alpaida erica</i> Levi, 1988 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Alpaida lomba</i> Levi, 1988 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Alpaida truncata</i> (Keyserling, 1865) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Anelosimus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Arachosia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Argyrodes elevatus</i> Taczanowski, 1873 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Asemostera latithorax</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Ashtabula</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Aysha</i> sp.6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Aysha</i> sp.8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Beata</i> aff. <i>maccuni</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Beata</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Berlandiella</i> sp.1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Berlandiella</i> sp.2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Chira</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Chirothecia</i> sp.2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Chrysmeta aramba</i> Levi, 1986 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Chryso compressa</i> (Keyserling, 1884) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Chryso</i> sp.2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Chthonos</i> sp.2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Chthonos</i> sp.3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Coleosoma</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Coryphasia</i> sp.1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Corythalia</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cotinusa</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Craspedisia cornuta</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cyclosa camargoi</i> Levi, 1999 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cyclosa diversa</i> (O.P.-Cambridge, 1894) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cylistella</i> sp.1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Deinopsis</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Dendryphantes</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Dictynidae indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Dipoena cordiformis</i> Keyserling, 1886 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Dipoena</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Elaver brevipes</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Epicadinus</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Epicadus heterogaster</i> (Guérin, 1829) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Episinus</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Erigoninae indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Euophrys saitiiformis</i> Simon, 1901 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Eustala saga</i> (Keyserling, 1893) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Eustala crista</i> Poeta, Marques & Buckup, 2010 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Eustala</i> sp.1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Eustala</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Eustala</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Eutichurus ravidus</i> Simon, 1896 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Faiditus alticeps</i> (Keyserling, 1891) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Faiditus sicki</i> (Exline & Levi, 1962) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Faiditus</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Glenognatha lacteovittata</i> (Mello-Leitão, 1944) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Hadrotarsinae indet. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Hasarius lisei</i> Vianna & Soares, 1982 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Jessica osoriana</i> (Mello-Leitão, 1922) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Laminacauda</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Lepthyphantes</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Leucauge</i> sp.3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Leucauge</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Leucauge</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Linyphiinae indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Lyssomanes leucomelas</i> Mello-Leitão, 1917 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Mangora missa</i> Levi, 2007 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Mangora piratini</i> Rodrigues & Mendonça, 2011 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Meioneta</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Meriola cetiformis</i> (Strand, 1908) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Metazygia floresta</i> Levi, 1995 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Metazygia genialis</i> (Keyserling, 1892) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Metazygia lagiana</i> Levi, 1995 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Meteteira compsa</i> (Chamberlin, 1916) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|
| <i>Metepeira glomerabilis</i> (Keyserling, 1892) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Miagrammopes</i> sp.2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Miagrammopes</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Miagrammopes</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Micrathena furva</i> (Keyserling, 1892) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Micrathena lata</i> Chickering, 1960 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Micrathena nigrichelis</i> Chickering, 1960 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Misumenoides</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Misumenops maculissparsus</i> Keyserling, 1891 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Misumenops</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Misumenops</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Misumenops</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Naatlo</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Naatlo</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Ocrepeira fiebrigi</i> (Dahl, 1906) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Ocrepeira malleri</i> Levi, 1993 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Orchestina</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Parawixia velutina</i> (Taczanowski, 1878) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Polybetes</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Sanogasta maculatipes</i> (Keyserling, 1878) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Sanogasta maculosa</i> (Nicolet, 1849) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Sanogasta</i> sp.1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Sanogasta</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Sassacus</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Scolecurea cambara</i> Rodrigues, 2005 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Senoculus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Sidymella lucida</i> (Keyserling, 1880) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Sphecozone</i> sp.1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Sphecozone</i> sp.2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Sphecozone</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Sphecozone</i> sp.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Sphecozone</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Synema nigrianum</i> Mello-Leitão, 1929 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tasata</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tekellina</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Testudinaria quadripunctata</i> Taczanowski, 1879 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tetragnatha</i> sp.8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Theridion antron</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Theridion bergi</i> Levi, 1963 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Theridion eremum</i> Levi, 1963 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Theridion</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Theridiosoma</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Theridiosoma</i> sp.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Theridula gonygaster</i> (Simon, 1873) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Thomisidae indet.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Thymoites</i> sp.2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tmarus elongatus</i> Mello-Leitão, 1929 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tmarus</i> sp.11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tmarus</i> sp.12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tmarus</i> sp.13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tmarus</i> sp.14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tmarus</i> sp.15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tmarus</i> sp.5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tmarus</i> sp.7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tmarus</i> sp.8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Trachelinae indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tutaibo velox</i> (Keyserling, 1886) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Vinnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Zimiromus montenegro</i> Buckup & Brescovit, 1993 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Abundância (adultos) | 485 | 423 | 632 | 633 | 766 | 476 | 516 | 485 | 590 | 561 | 559 | 546 | 658 | 537 | 461 | 523 | 8851 |
| Riqueza de espécies | 100 | 105 | 148 | 164 | 147 | 126 | 95 | 102 | 93 | 107 | 153 | 144 | 148 | 134 | 104 | 100 | |

[Studies on Neotropical Fauna and Environment](#)

2009 Impact Factor: 0,33; Five-year Impact Factor: **0,584**

©2010 Thomson Reuters, 2009 Journal Citation Report®

ISSN: 1744-5140 (electronic) 0165-0521 (paper)

Publication Frequency: 3 issues per year

Subjects: [Animal Taxonomy](#); [Ecology - Environment Studies](#); [Entomology](#); [Entomology & Acarology](#); [Natural History - Evolution and general biology](#); [Plant Ecology](#);

Publisher: [Taylor & Francis](#)

You have:  PARTIAL ACCESS

Previously published as: Studies on Neotropical Fauna (0375-2410) until 1976

Previously published as: Beitrage zur Neotropischen Fauna (0005-8130) until 1972

- [Sign In](#) ⇨
- [Online Sample](#) 

Instructions for Authors

The instructions below are specifically directed at authors that wish to submit a manuscript to *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, For general information, please visit the [Publish With Us](#) section of our website,

Studies on Neotropical Fauna and Environment considers all manuscripts on the strict condition that they have been submitted only to *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, that they have not been published already, nor are they under consideration for publication or in press elsewhere, Authors who fail to adhere to this condition will be charged with all costs which *Studies on Neotropical Fauna and Environment* incurs and their papers will not be published,

Contributions to *Studies on Neotropical Fauna and Environment* must review published original research and will be subjected to review by referees at the discretion of the Editorial Office,

Manuscript Preparation

1, General guidelines

- Papers are accepted only in English, British English spelling and punctuation is preferred, It is advisory for non-English speakers to have a native English speaker read the article before submission, A Spanish or Portuguese version of the abstract may be added for inclusion in the online edition,
- Authors should include a word count with their manuscript, and all the pages and lines should be numbered,
- Manuscripts should be compiled in the following order: title page; abstract; keywords; main text; acknowledgments; appendices (as appropriate); references; table(s) with caption(s) (on individual pages); figure caption(s) (as a list), A word count should be included and authors should indicate if the paper is for a special issue,
- [Abstracts](#) of 100 words are required for all papers submitted,

- Each paper should have three to six [keywords](#), one of which should be the country where the study was carried out,
- Section headings should be concise and numbered sequentially, using a decimal system for subsections,
- All the authors of a paper should include their full names, affiliations, postal addresses, telephone and fax numbers and email addresses where prompted on manuscript submission, One author should be identified as the Corresponding Author,
- Biographical notes on contributors are not required for this journal,
- For all manuscripts non-discriminatory language is mandatory, Sexist or racist terms should not be used,
- Authors must adhere to [SI units](#), Units are not italicised,
- When using a word which is or is asserted to be a proprietary term or trade mark, authors must use the symbol ® or TM,
- Authors are asked to provide the names and contact details of four possible reviewers for their paper, Final choice of reviewers remains with the Editor-in-Chief,

2, Style guidelines

- [Description of the Journal's article style](#) Please note the following: for this journal, **do not number each section heading**,
- [Description of the Journal's reference styles](#) Please note the addition to this style: for this journal **in-text references to works with two authors should separate the authors' names with an ampersand, i.e, Dawson & Briggs 1990 (NOT Dawson and Briggs 1990)**,
- [Guide to using mathematical symbols and equations](#)

3, Tables and Figures

Artwork submitted for publication will not be returned and will be destroyed after publication, unless requested otherwise, Whilst every care is taken of artwork, neither Editor nor Taylor & Francis shall bear any responsibility or liability for its non-return, loss or damage, nor for any associated costs or compensation, Authors are strongly advised to insure appropriately,

- It is in the author's interest to provide the highest quality figure format possible, **Please be sure that all imported scanned material is scanned at the appropriate resolution: 1200 dpi for line art, 600 dpi for grayscale and 300 dpi for colour**,
- Tables and figures must be saved separate to text, Please do not embed tables or figures in the paper file,
- Files should be saved as one of the following formats: TIFF (tagged image file format), PostScript or EPS (encapsulated PostScript), and should contain all the necessary font information and the source file of the application (e.g, CorelDraw/Mac, CorelDraw/PC),

- All tables and figures must be numbered with consecutive Arabic numbers in the order in which they appear in the paper (e.g, Table 1, Table 2, Figure 1, Figure 2), In multi-part figures, each part should be labelled (e.g, Table 1(a), Table 2(b), Figure 1(a), Figure 2(b)),
- Table and figure captions must be saved separately, as part of the file containing the complete text of the paper, and numbered correspondingly,
- The filename for a graphic should be descriptive of the graphic, e.g, Figure1, Figure2a,

4, Colour

The Journal has no free colour pages within its annual page allowance, Authors of accepted papers who propose publishing figures in colour in the print version should consult Taylor & Francis at proof stage to agree a financial contribution to colour reproduction costs, Figures that appear in black-and-white in the print edition of the Journal will appear in colour in the online edition, assuming colour originals are supplied,

5, Reproduction of copyright material

As an author, you are required to secure permission if you want to reproduce any figure, table, or extract from the text of another source, This applies to direct reproduction as well as "derivative reproduction" (where you have created a new figure or table which derives substantially from a copyrighted source), For further information and FAQs, please see

<http://journalauthors.tandf.co.uk/preparation/permission.asp>, Authors are themselves responsible for the payment of any permission fees required by the copyright owner, Copies of permission letters should be sent with the manuscript upon submission to the Editor(s),

- [Copyright permission letter template](#)

6, Supplementary online material

Authors are welcome to submit animations, movie files, sound files or any additional information for online publication,

- [Information about supplementary online material](#)

Manuscript submission

Papers for consideration should be sent to Editor-in-Chief, Dr Anne Zillikens:

Editor-in-Chief, Studies on Neotropical Fauna and Environment
 Dr Anne Zillikens
 Zoologisches Institut
 Universität Tübingen
 Med,- Naturwissenschaftliches Forschungszentrum
 Ob dem Himmelreich 7
 D-72074 Tübingen
 Germany
 Fax: +49 (0) 7071 29 4507
 Email: anne.zillikens@uni-tuebingen.de

Authors are encouraged to submit manuscripts electronically, Electronic submissions should be sent as email attachments using a standard word processing program,

This journal does not accept Microsoft Word 2007 documents, Please use Word's "Save As" option to save your document as an older (.doc) file type,

Authors are asked to provide the names and contact details of four possible reviewers for their paper, Final choice of reviewers remains with the Editor-in-Chief,

Copyright and authors' rights

It is a condition of publication that authors assign copyright or license the publication rights in their articles, including abstracts, to Taylor & Francis, This enables us to ensure full copyright protection and to disseminate the article, and of course the Journal, to the widest possible readership in print and electronic formats as appropriate, Authors retain many rights under the Taylor & Francis rights policies, which can be found at www.informaworld.com/authors_journals_copyright_position, Authors are themselves responsible for obtaining permission to reproduce copyright material from other sources,

Exceptions are made for authors of Crown or US Government employees whose policies require that copyright cannot be transferred to other parties, We ask that a signed statement to this effect is submitted when returning proofs for accepted papers,

Reprints

Corresponding authors can receive 50 free reprints, free online access to their article through our website (www.informaworld.com), Reprints of articles published in the Journal can be purchased through Rightslink® when proofs are received, If you have any queries, please contact our reprints department at reprints@tandf.co.uk,

Page charges

There are no page charges to individuals or institutions

5.4. CAPÍTULO IV

*Manuscrito aceito pelo periódico The Journal of Arachnology
Submetido em: outubro de 2010. Aceito em: fevereiro de 2011.*

Spider guilds in the tree-shrub strata of riparian forests in southern Brazil

Everton Nei Lopes Rodrigues^{1,2,4} and **Milton de S. Mendonça, Jr.**^{2,3}: ²Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, Prédio 43435, 91501-970 Porto Alegre, RS, Brazil; ³Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, Prédio 43422, 91501-970 Porto Alegre, RS, Brazil; ⁴Museu de Ciências Natural, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. Rua Dr. Salvador França, 1427, 90690-000 Porto Alegre, RS, Brazil.

¹Corresponding author. E-mail: enlrodrigues@yahoo.com.br

Running head: RODRIGUES & MENDONÇA.-SPIDER GUILDS IN RIPARIAN FORESTS, BRAZIL

Abstract. The aim of this study was to evaluate spider guild abundance from riparian forests in southern Brazil in four distinct river basins. We compared spider guild abundance among rivers, habitats (edges vs. forest interior), and against vegetation complexity. We also compared spider assemblages between juvenile and adults in terms of guilds. Samples were taken twice per each of the four seasons in each river over the course of two years, sampling the araneofauna of the tree-shrub strata with a beating tray. Six transects were employed in each river, two per habitat: edge with grassland, forest interior, and river edge. To evaluate

vegetation complexity, we took measures of vegetation structure and density, as well as cover and canopy height, from each transect. Overall 42,057 spiders were sampled, including juveniles (79%) and adults (21%). Space-web weaving was the most abundant guild ($N = 16,308$) while cursorial hunting was the scarcest one (7,153). Weaving spiders dominated ($N = 24,992$; 59.42%) over hunters (17,065; 40.58%). Thirty-four families were recorded, ambush hunters totaled 11 families; space web sheet builders and hunting runners had eight families each and there were seven families for orbicular web builders. Space web sheet builders dominate on all levels: among rivers and habitats (edges and forest interior). Unexpectedly, spider guilds did not seem to be influenced by environmental complexity, given the variables measured, under a Canonical Correspondence Analysis. There is an interaction between guild relative abundance and ontogeny since the proportion of the space web sheet builders' guild among adult spiders is larger than the proportion among juveniles, with a decrease in proportion of adults, especially for hunting runners. Hunters can leave the environment by choosing to disperse, looking for appropriate hunting sites, but variations in weaving spiders could be better explained by the population dynamics of the spiders. The fact that a larger number of individuals, as adults, concentrated in the space web sheet builders' guild favors the idea that such spiders could have a lower mortality rate or be better adapted to deal with ecological situations such as competition, predation, and food resource availability.

Keywords: Guild composition, diversity, beating tray, habitats, vegetation complexity

Spider guilds are usually classified based on hunting strategies and predation habits (Uetz 1991; Silva 1996; Uetz et al. 1999; Höfer & Brescovit 2001). According to Simberloff & Dayan (1991), a guild is defined as a group of species exploiting the same environmental resource classes in a similar fashion. Uetz et al. (1999) comment on arachnologists' interest in the ecological concept of a guild and their subsequent and numerous efforts to classify spiders into groups with different foraging strategies.

In Brazil, Höfer & Brescovit (2001) analyzed spiders and their guilds in Ducke Reserve, Manaus, in the Brazilian Amazon, over several years. Given the high diversity of tropical spider assemblages and the lack of knowledge on species natural history, behavior, and lifestyle diversity, these researchers recognized future guild classifications can potentially be distinct from the present ones.

Other studies in Brazil (Battirola et al. 2004; Oliveira-Alves et al. 2005; Peres et al. 2007; Souza-Alves et al. 2007; Rodrigues et al. 2009; Dias et al. 2010), South America (Silva 1996; Silva & Coddington 1996; Flórez 1999; Avalos et al. 2007; Benavides & Flórez 2007; Rubio et al. 2008), and elsewhere in the world (Jennings & Hilburn 1988; Uetz et al. 1999; Toti et al. 2000; Whitmore et al. 2002; Chen & Tso 2004; Sørensen 2004; Laeser et al. 2005; Loeser et al. 2006; Hore & Uniyal 2008), focused on various aspects of spider guilds, especially their differential occurrence in distinct environments, their relationship with plant strata, and capturability by different collection methods.

Even though spiders are recognized as being very important ecologically (Simó et al. 1994), especially as essential components of forest ecosystems (Moulder & Reichle 1972), studies exploring this taxon as an indicator of habitat disturbance (Cardoso et al. 2010) and the effects of its predatory function in the ecosystem are still incipient for many regions, markedly tropical and subtropical ones. Although the literature on spider guilds has focused

on habitat use and occupancy, many environments and vegetation physiognomies are still understudied, and among those stand the riparian forests.

Riparian forests are those kinds of vegetation associated with water courses (Ab`Saber 2000). In Brazil, they are legally protected (Brazilian Forest Code, law 477/1965) and considered permanent preservation areas, but that has not prevented them from being degraded. This is clearly a case of bad management of natural resources (Kilca 2002), with important societal ramifications ranging from lower food production, lost opportunities for ecotourism, and unknown levels of biodiversity loss (Malavasi et al. 2004).

Several studies demonstrate that changes in vegetation surrounding rivers, streams, and brooks affect the associated invertebrate fauna (Nakano & Murakami 2001; Kato et al. 2003; Baxter et al. 2005). The resident fauna of riparian forest edges is also affected (Laeser et al. 2005). Riparian forests can work as corridors for spider dispersal between distant ecosystems (Raizer et al. 2005). However, human disturbance of these forests can affect this flow or even halt it.

There is an urgent need to know and characterize the spider fauna associated with riparian forests in Brazil. The aim of this research was to compare the abundance of spiders guilds occurring in different riparian forests (drainage basins), among forest habitats (edges and forest interior), and differences found among guilds for adult and juvenile spiders. We also evaluated distinct methods for measuring forest structure and complexity and how the latter influence spider guilds.

METHODS

Study areas.-Samples were taken from riparian forests in four different drainage basins in southern Brazil, state of Rio Grande do Sul (Fig. 1).

1. Piratini River (PR).-One sampling area is on the north bank of the lower Piratini, in the southern region of the coastal plain in Arroio Grande municipality (31°54'06.47"S, 52°39'08.29"W). The selected forest section is approximately 14 m a.s.l. and 39 km long down the valley, having 4,000 ha of riparian forest, representing the largest native continuous forest in this region currently. Temperatures are on average 18.2°C with February being the hottest (23.4°C) and July the coldest month (10.2°C); annual rainfall reaches 1,283 mm, with August being the rainiest month (123 mm) and January the driest (48 mm) (Oliveira & Ribeiro 1986). According to Teixeira et al. (1986), the Piratini River vegetation on its lower course has areas with Pioneer Formations with riverine and marine influences. Typical plant species include *Allophylus edulis* (Sapindaceae), *Eugenia uruguayensis* (Myrtaceae), *Trichilia clausenii* (Meliaceae), *Banara tomentosa* (Salicaceae), *Gymnanthes concolor* (Euphorbiaceae) and *Chrysophyllum marginatum* (Sapotaceae) (Kilca 2002).

2. Camaquã River (CR).-This study area is on the north bank of the lower Camaquã (31°01'01.7"S, 51°56'42.0"W), on the central-south portion of the coastal plain in Cristal municipality. It is also approximately 14 m a.s.l. and suffers from frequent seasonal flooding. The area is in a good conservation state, with forest continuity over an alluvial plain and a low indication of human disturbance (Marchi 2005), although the forest is not particularly tall. Average annual temperatures are 18.9°C, with July being colder (13.3°C) and January/February warmer (24.3°C). Average annual rainfall is 1,234 mm, with September being the rainiest month (135 mm) and November the driest (65 mm) (IPAGRO 1989). Marchi (2005) mentions that the largest trees in the region are *Luehea divaricata* (Malvaceae), *Salix humboldtiana* (Salicaceae), and *Vitex megapotamica* (Lamiaceae), also with shrub components *Psychotria carthagenensis* (Rubiaceae) and *Ruellia angustiflora* (Acanthaceae). The most abundant trees in the Camaquã River area include *Sebastiania*

commersoniana (Euphorbiaceae), *Eugenia verticillata* (Myrtaceae), *Allophylus edulis*, *Cupania vernalis* (Sapindaceae) and *Gymnanthes concolor*.

3. Sinos River (SR).-The study area is in Parobé, south bank of the river (29°41'06.94"S, 50°51'05.98"W), altitudes between 6-10 m a.s.l. (Daniel 1991). The forest is not continuous, but fragmented along the river; the chosen sampling spot includes the largest patch of forest in the region. On the north bank, there is a beach used by locals (Daniel 1991), but on the south bank the forest is taller, surrounded by flooding grasslands, wetlands and, further on, enclosed pastures. The highest monthly average temperatures reach 22°C and the coldest from 3 to 18°C. The Sinos River has rainfall between 1,200 and 1,750 mm annually (Daniel 1991; Diesel 1991), with monthly averages between 90 mm (driest) and 190 mm (rainiest), and rains more common in winter months (Oliveira & Ribeiro 1986), leading to higher river levels. In the study area, large deciduous trees like *Luehea divaricata* and *Anadenanthera macrocarpa* (Fabaceae) can be found. In winter, leaf loss occurs quickly revealing the semideciduous character of such forests (Daniel 1991). Shrubs are uniformly distributed in the area, especially *Psychotria leiocarpa*, *P. myriantha* (both Rubiaceae), and *Justicia brasiliana* (Acanthaceae) (Diesel 1991).

4. Maquiné River (MR).-This study area is in a forest fragment on the east bank of the Maquiné River (29°40'47.99"S, 50°11'20.03"W), of which the whole valley covers 622 km² within the Serra Geral slopes region adjacent to the coastal plain (Sevegnani & Baptista 1995). This region has been a part of the UNESCO Atlantic Forest Biosphere Reserve since 1992. Within Maquiné's drainage basin, there is a conservation unit (Reserva Biológica da Serra Geral), comprising 4,845 ha. The region is considered of extreme importance to the conservation of the Brazilian Atlantic forest (Conservation International do Brasil et al. 2000), for both its high biodiversity and its fragility to entronization. Average temperature for the coldest month range from 13 to 15°C and for the warmer month from 23 to 25°C; annual

rainfall ranges from 1,400 to 1,800 mm, with elevated frequency of rainy days throughout the year (Oliveira & Ribeiro 1986). Natural vegetation in the valley, although mainly represented by dense humid forest, is a biogeographic transition with elements of the semideciduous seasonal forest. Land cover is extremely heterogeneous, a mosaic of primary and secondary vegetation at various stages of development along with agriculture areas (Sevegnani & Baptista 1995).

Sampling.-Sampling occurred for a period of two years (01 August 2007 – 06 June 2009), with two samples per season in each of the four regions studied. In the subtropical region that this study was undertaken, there are four distinct seasons in terms of temperature, with rainfall evenly distributed or with a slight predominance of rains during winter. In each riparian forest, parallel transects were established in three habitats within the forest: the closest possible to the edge of the forest with the river; the closest possible to the edge of the forest with the adjoining grassland/pasture, and the forest interior as far as possible from either edge. These three transects constituted a set; the minimum distance between transects within a set was 20 m. Two sets of transects were established per riparian forest. Each transect was a straight line approximately 50 m long; sampling never exceeded 2 m on each side of this line. Overall, 24 transects were sampled per sampling date among all areas.

Spiders in the tree-shrub layer were sampled with a beating tray over the course of 45 min on each transect, totaling 288 h of sampling. Beating was employed on vegetation between 0.5 and 1.5 m. This method is efficient in sampling spiders living on small and medium sized shrubs, tall herbs, woody lianas, small trees, and shoots of larger trees (Coddington et al. 1996; Sørensen et al. 2002). The beating tray was a wooden structure mounted as a cross (70cm x 70cm) covered by a white nylon sheet. Spiders were transferred to 80% ethanol on the spot.

Spiders are deposited in the Museu de Ciências Naturais of Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil (MCN/FZB, curator: Erica H. Buckup).

Environmental complexity.-We evaluated vegetation structure by means of four different methods. For vegetation density, we established four transects in the same areas where spiders were sampled from. Each transect was determined as a 25 m long line held 1 m above the ground, from which vegetation touches to the line were counted. At the starting point of each transect, we evaluated the vegetation vertical structure with a 2 m long, 20 mm diameter rod. The rod was held upright and the number of vegetation touches to the rod was counted. At this same point, vegetation height was measured to an approximation with the help of a 3 m long rod held high by one of the sampling crew and observed by another sampler from a fixed (10 m) distance. Vegetation cover was sampled at the same point in the transect from a printed (20 X 20 cm) photograph taken up at a fixed height (1 m). We placed a transparent grid (10 by 10 mm) on the photograph and counted the number of squares with more than 50% of its area covered. All measures are modified from Raizer (2004) and Raizer et al. (2006).

Guild membership.-As a basis for guild separation, we used Silva (1996), Uetz et al. (1999), Höfer & Brescovit (2001) and Rodrigues et al. (2009). All spiders, separated by families, were grouped in one of the following guilds: a) web spinners: 1. orb weavers (construct bidimensional webs) and 2. space web sheet builders (construct tridimensional webs); b) hunters: 1. hunting runners (search and hunt their prey actively) and 2. ambushers/stalkers (do not build webs but sit-and-wait for their prey).

Data analysis.-Three factors of interest were tested: river basins (four levels: Piratini, Camaquã, Sinos, and Maquiné); habitats (three levels: river edge, forest interior, and grassland edge); and spider maturity (two levels: juvenile and adult). A MANOVA (multivariate analysis of variance) was employed to compare guild abundance proportions

(arcsine transformed) with factor levels, implemented in PASW (SPSS[®]) 18.0. To test for vegetation structure effects and habitats on the relative proportion of spider guilds, we employed a MANCOVA (multivariate analysis of covariance) with habitat as the single factor and four quantitative vegetation variables (vegetation density, structure, height, and cover) as covariates. In both cases, Pillai's Trace was the chosen statistic. To illustrate the effect of vegetation structure and habitats on proportional abundance of spider guild, we developed an ordination (Canonical Correspondence Analysis, CCA, Ter Braak 1986). The CCA was implemented in PAST (Paleontological Statistics 1.87b) (Hammer and Harper 2008).

RESULTS

Overall, we obtained 42,057 spiders, the juveniles more abundant than adults (78.95% and 21.05%, respectively); family richness reached 34 (Table 1). Web builders were prevalent ($N = 24,992$; 59.4%) over hunters (17,065; 40.6%). The most abundant guild was space web sheet builders ($N = 16,308$ individuals, eight families) (Fig. 2) dominated by Theridiidae (77.4%) and Linyphiidae (19%). The least abundant guild was hunting runners (7,153 individuals, eight families), dominated by Anyphaenidae (95%) and Corinnidae (2.32%). For ambushers, there were 9,912 individuals in 11 families with Thomisidae (42.4%) and Salticidae (39.1%) most abundant. Among orb weavers, there were 8,684 individuals in seven families, Araneidae (57.8%) and Tetragnathidae (15.1%) being the most abundant families.

Spider guilds and rivers.-In all river regions, more web building spiders were found than hunters. There were significant differences in guild proportion among river areas (MANOVA: orb web, $F = 17.37$, $p < 0.001$; space web, $F = 39.65$, $p < 0.001$; hunting runners, $F = 8.59$, $p < 0.001$; ambushers, $F = 30.26$, $p < 0.001$). The most prevalent guild was space web sheet builders (Piratini = 4,648; Camaquã = 3,813; Sinos = 2,767; Maquiné = 5,082), followed by ambushers (Piratini = 2,180; Camaquã = 3,008; Sinos = 2,500; Maquiné = 2,224) on all rivers

(Fig. 3) but Piratini, having orb weavers as the second most abundant guild ($N = 2,991$); on all rivers, the least abundant guild was hunting runners (Piratini = 2,072; Camaquã = 2,018; Sinos = 1,746; Maquiné = 1,317) (Fig. 3).

The Synotaxidae family (spacers web sheet build) was exclusive to the Maquiné River, as were Clubionidae and Segestriidae (hunting runners), Ctenidae and Idiopidae (ambushers), the latter being the sole Mygalomorphae family recorded here (Table 1). The Sinos River had a single exclusive family (Hersiliidae – ambushers).

Spider guilds and forest habitats.-A larger spider abundance was found for the forest interior ($N = 16,281$; 38.7%), than for the grassland edge (13,121; 31.2%) and the smaller abundance occurred in the river edge (12,655; 30.1%). Guild proportions differed significantly among all habitats (MANOVA: orb web, $F = 28.39$, $p < 0.001$; space web, $F = 6.79$, $p < 0.005$; hunting runners, $F = 7.51$, $p < 0.003$; ambushers, $F = 36.61$, $p < 0.001$). The dominant guild is still space web sheet builders; the least abundant guild consisted of hunting runners in the river edge and forest interior, and orb weavers for the grassland edge (Fig. 4). Hunters occurred more on edges; hunting runners in the grassland edge ($N = 2,627$), ambushers on the river edge (3,605). Weaving spiders were more abundant in the forest interior, for both space web sheet builders ($N = 6,943$) and orb weavers (4,013) (Fig. 4).

Family richness was reflected in 30 spiders recorded from one exclusive family (Idiopidae: ambushers) along the river edge, 32 in the forest interior (one exclusive – Segestriidae: hunting runners), and 30 in the grassland edge (one exclusive – Hersiliidae: ambushers).

Spider guilds and vegetation structure.-CCA results are shown on Figure 5. The eigenvalues for the two first axes were: 0.049 (axis 1) and 0.010 (axis 2). The permutation test did not return significant values for axes 1 and 2 ($p = 0.42$ and $p = 0.24$, respectively), indicating that the guilds do not significantly correlate to the environmental complexity variables evaluated. The triplot (Fig. 5) demonstrates the first axis to be related to vegetation

structure variables (positively) and to vegetation density (negatively). The second axis appears positively related to cover and height. Habitats around the origin are indifferent to the evaluated variables, except the forest interior in Maquiné, tending to remain close to vegetation density (*densveg*) and forest interior in Piratini, close to vegetation structure (*struveg*). The MANCOVA did not reveal any significant differences in guild proportions for any of the environmental complexity variables, except space web sheet builders having a significant influence of vegetation cover ($F = 8.17$; $p = 0.03$) and vegetation density ($F = 7.03$; $p = 0.04$).

Ontogenetical changes in spider assemblages.-By comparing adult and juvenile spider assemblages, we can see a strong shift with regard to guild abundance. Among the juveniles, 47% are hunters and 53% weavers; among adults, only 17% are hunters and 83% weavers.

There are large statistical differences among guild proportions contrasting adult and juvenile spiders (MANOVA: orb weavers, $F = 173.67$, $p < 0.0001$; space web sheet builders, $F = 1837.56$, $p < 0.0001$; hunting runners, $F = 879.60$, $p < 0.0001$; ambushers, $F = 375.34$, $p < 0.0001$). Juvenile spiders have more homogeneous abundances among guilds, while adults have a large difference between space web sheet builders and the other guilds. There is an especially large decrease in the proportion of hunting runners in the passage to the adult stage (Figs. 6, 7).

Among the different rivers regions, juvenile spiders (Fig. 6a) show consistent abundance patterns among guilds, with higher abundances for space web sheet builders in riparian forests of the Piratini and Maquiné Rivers and more ambushers in the Camaquã and Sinos Rivers. Regarding adults (Fig. 6b), there is a decrease, especially in hunting runners, and a strong increase in the proportion of space web sheet builders for all rivers (significant interaction: orb web, $F = 6.74$, $p < 0.002$; space web, $F = 14.85$, $p < 0.0001$; hunting runners, $F = 5.45$, $p < 0.005$; ambushers, $F = 11.01$, $p < 0.0001$).

For habitats, there is also an increase in the proportion of space web sheet builders for adults (Fig. 7) (MANOVA: space web, $F = 17.49$, $p = 0.0002$) with the other guilds also differing significantly among habitats, except orb weavers ($F = 1.37$, $p = 0.27$). For hunting runners, juvenile cursorials (Fig. 7a) have a higher proportion compared to adults (Fig. 7b).

DISCUSSION

The variation in guild proportions for the different rivers evaluated demonstrates that vegetation physiognomy influences the functional relationship between spiders and their environment. However, there is a degree of homogeneity among rivers in spider guild proportions that suggests a model for the tree-shrub strata of riparian forests of south Brazil: a large abundance of spiders in the space web sheet builders' guild and a lower representation for hunting runners. This distinguishes the tree-shrub strata fauna functionally from other habitats occupied by spiders within a forest, such as the underground or topsoil, where hunting spiders usually dominate (Höfer 1997; Loeser et al. 2006; Peres et al. 2007).

This model has been reported from other parts of the world. Sørensen (2004) recorded a higher abundance and richness for space web sheet builders and lower values for ambushers in Africa. Chen & Tso (2004) in China also point out space web sheet builders as the most predominant guild. Also for Flórez (1999), in Colombia, there was a predominance of space web sheet builders followed by hunting runners.

The most abundant guilds in this environment are likely those with families and species able to adequately occupy resources, given structural and spatial characteristics of the environment. The abundance of thin and ramified branches in shrubs and small trees generating a complex three-dimensional spatial structure in riparian forests could possibly explain this occupation of space web spiders in this strata. A lack of preferred hunting and sit-

and-wait points within the forest, such as flowers or open spots, could explain the lower numbers of ambushers.

The Theridiidae family represents more than 30% of all spiders found in this study, almost double the abundance of the second most common family. It is the prevalent family for various inventories in South America (Silva 1996; Silva & Coddington 1996; Flórez 1999; Benavides & Flórez 2007; Avalos et al. 2007). Theridiidae, along with Linyphiidae, were responsible for the space web sheet builders' guild being dominant in riparian forests. The higher abundance of space web, overall, suffers a strong influence of the high numbers of individuals in the Maquiné River region, and a lower influence from the Sinos River area. Linyphiidae really determined the higher space web sheet builders' abundance in the Maquiné River (73% of the spiders were in this family).

In the Samiria River riparian forest of Peru, Silva (1996) recorded a higher abundance of hunting runners and a lower number of ambushers. As the researchers sampled different vegetation strata, guild composition was distinct from what we found, indicating a variability in the fauna probably according to vegetation height. In Colombia, Benavides and Flórez (2007), sampled the Igapó forest influenced by the Taraira River, where cursorials dominated, while in the *terra firme* forest, irregular web builders dominated. The seasonal inundation regime is thus a factor that seems to affect the araneofauna composition in Igapó forests. We recorded higher abundances for hunters on forest edges; the river edge had more spiders among ambushers. This environment is usually subject to strong winds and can be influenced by floods, which could have led to lower abundances for the other guilds.

Orb weavers and space web sheet builders were more abundant in the forest interior, perhaps influenced by abiotic factors on the edges, such as floods at river edges, as above, or light and wind intensity at the grassland edge. Among hunters, abundances were homogeneous among habitats, with more individuals on the edges, perhaps related to a

hunting strategy independent of web type. According to Baldissera et al. (2004), web distribution and occurrence can be influenced by a forest/edge gradient because changes in microclimate created by the border can cause thermal tension and damage webs due to the winds.

The forest border is a place where species from different environments can establish and then disperse into the interior of the fragment, creating a flow of immigrants which would be encountering the species inhabiting the forest interior. Oliveira-Alves et al. (2005) suggest that the edge effect acts like a natural barrier, impeding the flow of spiders among the environments; these authors found a higher richness on the edge compared to in the forest interior.

The lower abundance of orbicular web spinners on the edges can be a consequence of the lack of proper habitat and/or wind exposure, being more open, compared to the riparian forest interior, a pattern similar to what is found by Hore & Uniyal (2008). Souza-Alves et al. (2007) recorded more weavers in the forest and more hunters in the grassland; Oliveira-Alves et al. (2005) observed that the hunter guild dominates on the edge and web builders in the forest center, similar to what was found here. Rubio et al. (2008) observed web builders to be connected to more heterogeneous environments and those with increased structural complexity. Goetze et al. (2001) concluded that some spider families have species occurring specifically in some habitats and not in others.

Studies on spider assemblages suggest that faunal composition tends to be strongly related to environmental spatial heterogeneity as determined by the plant community on which spiders live (Gunnarsson 1990; Uetz 1991; Rypstra 1986). Possibly, the occurrence of plants from neighboring environments, such as grasslands, introduces distinct habitats to riparian forests edges. These habitats can be occupied differentially by the spider guilds, some species perhaps coming from the grasslands as well, mixing up the spider fauna of the riparian forest

and generating an edge effect for guild composition. Toti et al. (2000) cite differences in physiognomy and plant composition as responsible for differences in guild composition in spider assemblages. Whitmore et al. (2002) suggest that similar kinds of habitats are similar in their familial spider composition and that there is an influence of habitat structural complexity on guild composition.

Despite considering a suite of factors that can determine riparian forest structure (Ab`Saber 2000), we have yet to find those structural factors that affect spider guilds. Although there are clear effects of habitat on the spider guilds, these guilds were not influenced by the differences found in plant structure and environmental complexity of riparian forests. There are at least two possibilities to explain this: a question of scale and of variation among sampling units. First, the scale we used to evaluate the environment might not be the one relevant for spiders. The methods are adequate for human perception of the environment, at the scale of meters, but spiders might respond to a smaller scale, that of centimeters or even millimeters. Secondly, riparian forests and such habitats may present low variation in vegetation structure so as to not affect spider guilds – for spiders with different hunting strategies, such forests are effectively homogeneous. Structural variation must thus be very large to lead to significant changes in abundances, reflecting the opportunistic and generalist character of spiders ecologically (Nentwig 1986; Uetz 1991). Abundance changes in spider guilds of the tree-shrub strata can be more strongly associated to abiotic changes mentioned above, such as wind and light intensity, among other aspects not evaluated here.

Juvenile and adult spider assemblage composition can be more plastic, changing in response to various factors, such as differences in phenology (maturation time) and differential mortality, among others (Sackett et al. 2008). Frequently, juvenile spiders are not used in quantitative analyses, being discarded, and with them a series of valuable information. Here we identified a large difference in the pattern of guild abundance between adults and

juvenile, that is, the maturation process has distinct consequences for each different spider guild.

Many papers cite hunters, either hunting runners or ambushers, as more abundant on the soil surface (Peres et al. 2007; Loeser et al. 2006) or in the canopy (Silva 1996; Battirola et al. 2004). Probably, the species in these guilds develop such preferences upon reaching the adult stage, being infrequent in the tree-shrub stratum then. Thus, the change in this guild proportions with age could be the consequence of this active vertical selectivity on the part of the spiders.

In our riparian forests, there are families among the hunters recorded only as juvenile. For ambushers: Pisauridae, Ctenidae, Idiopidae, and Hersiliidae; for hunting runners: Lycosidae, Gnaphosidae, and Segestriidae. All such families except Pisauridae are rare, recorded as a few individuals (< 20 spiders). Possibly, low abundance families are actually spiders not frequently seen in the tree-shrub stratum and could represent “tourists” (Coddington et al. 1996), present accidentally or *en marche* from one environment (soil) to another (canopy). Höfer (1997) mentions that in Amazonia, many spiders migrate vertically during flood seasons, leaving the soil they live on.

A better knowledge of spider guilds, their composition, and the effect on food webs, among others, are essential in future studies. More abundant guilds can have a fundamental role in the environment, yielding functional information similar to that of a taxonomic bioindicator. Nowadays, given the scarce knowledge of life history and behavior of most Neotropical species (Höfer & Brescovit 2001; Dias et al. 2010), researchers are increasingly using “higher taxa,” such as families for spiders, in current studies. According to Uetz et al. (1999), to have an accurate and thorough understanding of spider guilds, it is critical to know the natural history of each species; however, for most families, this knowledge will take time. Additionally, different classifications are used for the same taxa and groups depending on the

authors, and makes comparison among studies difficult. We hope that the increasing amount of information on Neotropical spiders being collected will allow us nevertheless to paint a picture of the functional relationships of the guilds, fostering an understanding of the ecosystems they live in as well.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank CNPq for the PhD scholarship for E.N.L. Rodrigues (140586/2007-5), Patrícia E. Silva Rodrigues (MCN, FZBRS) for help in the field, Ana Paula Ott (PPG-Fitossanidade, UFRGS), Helena Piccoli Romanowski (PPG-Biologia Animal, UFRGS), Luciano de Azevedo Moura (PPG-Biologia Animal, UFRGS), and anonymous reviewers for the suggestions to earlier versions of this manuscript. We are also grateful to José Vanderlei Feltrim for granting access to the study area in Maquiné River region and for providing information on the area, and to the spider collection curator at MCN/FZB, Erica H. Buckup and Maria Aparecida de L. Marques for access to material and bibliography. Last but not least, we thank the Director board of MCN for equipment use and access to Museum facilities.

LITERATURE CITED

- Ab´Saber, A.N. 2000. O suporte geológico das florestas beiradeiras (ciliares). Pp.15-25. *In* Matas ciliares: conservação e recuperação. (P.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho, eds). EDUSP/FAPESP, São Paulo.
- Avalos, G., G.D. Rubio, M.E. Bar & A. González. 2007. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados Del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 55(3-4):899-909.
- Baldissera, R., G. Ganade & S.B. Fontoura. 2004. Web spider community response along an edge between pasture and *Araucaria* Forest. *Biological Conservation* 118:403-409.

- Battirola, L.D., M.I. Marques, J. Adis & A.D. Brescovit. 2004. Aspectos ecológicos da comunidade de Araneae (Arthropoda, Arachnida) em copas da palmeira *Attalea phareolata* Mart. (Arecaceae) no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 48(3):421-430.
- Baxter, C.V., K.D. Fausch & W.C. Saunders. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrates prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology* 50:201-220.
- Benavides, L. & E. Flórez. 2007. Comunidades de aranhas (Arachnida: Araneae) en microhábitats de dosel en bosques de tierra firme e Igapó de la Amazonía Colombiana. *Revista Ibérica de Aracnología* 14:49-62.
- Chen, K.-C. & I.-M. Tso. 2004. Spider diversity on Orchid Island, Taiwan: a comparison between habitats receiving different degrees of human disturbance. *Zoological Studies* 43(3):598-611.
- Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo & SEMAD/Instituto Estadual de Florestas MG. 2000. Avaliações e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 40 pp.
- Cardoso, P., M.A. Arnedo, K.A. Triantis & P.A.V. Borges. 2010. Drivers of diversity in Macaronesian spiders and the role of species extinctions. *Journal of Biogeography* 37:1034-1046.
- 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.
- Daniel, A. 1991. Estudo fitossociológico arbóreo/arbustivo da mata ripária da Bacia Hidrográfica do rio dos Sinos, RS. *Pesquisas, Botânica* 42:1-199.

- Dias, S.C., L.S. Carvalho, A.B. Bonaldo & A.D. Brescovit. 2010. Refining the establishment of guilds in Neotropical spiders (Arachnida: Araneae). *Journal of Natural History* 44(3-4): 219-239.
- Diesel, S. 1991. Estudo fitossociológico herbáceo/arbustivo da mata ripária da Bacia Hidrográfica do rio dos Sinos, RS. *Pesquisas, Botânica* 42:201-257.
- Flórez, E.D. 1999. Estructura y composición de una comunidad de arañas (Araneae) en un bosque muy seco tropical de Colombia. *Boletín Entomología Venezolana* 14(1):37-51.
- Goetze, J.R., J. Tovar & A. Flores. 2001. Spider assemblages along the Rio Grande at Laredo, Texas. *Texas Journal of Science* 53(1):29-38.
- Gunnarsson, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. *Journal of Animal Ecology* 59:743-752.
- Hammer, O. & D.A.T. Harper. 2008. Past: Paleontological Statistics, version 1.87b. <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
- Höfer, H. 1997. The spider communities. Pp. 373-383. *In* The central Amazonian floodplain. Ecology of a pulsing system. (W. Junk, ed.). Springer, Berlin.
- Höfer, H. & A.D. Brescovit. 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) (Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brazil). *Andrias* 15:99-120.
- Hore, U. & V.P. Uniyal. 2008. Diversity and composition of spider assemblages in five vegetation types of the Terai Conservation Area, India. *Journal of Arachnology* 36:251-258.
- IPAGRO. 1989. Atlas agroclimático do estado do Rio Grande do Sul. Secretaria da Agricultura e Abastecimento, Porto Alegre. 102 pp.
- Jennings, D.T. & D.J. Hilburn. 1988. Spiders (Araneae) captured in malaise traps in spruce-fir forests of west-central Maine. *Journal of Arachnology* 16:85-94.

- Kato, C., T. Iwata, S. Nakano & D. Kishi. 2003. Dynamics of aquatic insect flux affects distribution of riparian web-building spiders. *Oikos* 103:113-120.
- Kilca, R.V. 2002. Alguns aspectos florísticos e estruturais de uma floresta de galeria no sul da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. B.S. Biology Thesis, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas. 80 pp.
- Laeser, S.R., C.V. Baxter & K.D. Fausch. 2005. Riparian vegetation loss, stream channelization, and web-weaving spiders in northern Japan. *Ecological Research* 20:646-651.
- Loeser, M.R, B.H. McRae, M.M. Howe & T.G. Whitham. 2006. Litter hovels as havens for riparian spiders in an unregulated river. *Wetlands* 26(1):13-19.
- Malavasi, U.C., M.M. Malavasi & M. Curti. 2004. III Simpósio regional de mata Ciliar. Ed. Unioeste, Cascavel. 96 pp.
- Marchi, T.C. 2005. Estudo do componente arbóreo de mata ribeirinha no rio Camaquã, Cristal, RS. M.Sc. Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 59 pp.
- 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.
- Nakano, S. & M. Murakami. 2001. Reciprocal subsidies: dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 98:166-170.
- Nentwig, W. 1986. Non-web building spiders: prey specialists or generalists? *Oecologia* 69:571-576.
- Oliveira, A.A.B. & A.G. Ribeiro. 1986. Climatologia. Pp. 757-776. *In* Levantamento de recursos naturais, v. 33. IBGE, Rio de Janeiro.

- Oliveira-Alves, A., M.C.L. Peres, M.A. Dias, G.S. Cazais-Ferreira & L.R.A. Souto. 2005. Estudos das comunidades de aranhas (Arachnida: Araneae) em ambiente de Mata Atlântica no Parque Metropolitano de Pituvaçu – PMP, Salvador, Bahia. *Biota Neotropica* 5(1a):<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN006051a2005>.
- Peres, M.C.L., J.M.C. Silva & A.D. Brescovit. 2007. The influence of treefall gaps on the distribution of web-building and ground hunter spiders in an Atlantic Forest remnant, northeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 42(1):49-60.
- Raizer, J. 2004. Comunidade de aranhas em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal Sul-Mato-Grossense. PhD Thesis, Universidade de Campinas, Campinas. 88 pp.
- Raizer, J., H.F. Japyassú, R.P. Indicatti & A.D. Brescovit. 2005. Comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) do pantanal norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. *Biota Neotropica* 5(1a):
<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN951a2005>.
- Raizer, J., A.D. Brescovit, R.Y. Lemos & N.F. Carvalho. 2006. Inventário das aranhas no Complexo Aporé-Sucuriú. Pp. 69-78. *In* Biodiversidade do Complexo Aporé-Sucuriú: subsídios à conservação e ao manejo do Cerrado: área prioritária 316-Jauru. (T.C.S. Pagotto & P.R. de Souza, orgs). Ed. UFMS, Campo Grande.
- Rodrigues, E.N.L., M.S. Mendonça, Jr. & R. Ott. 2009. Spider diversity in a rice agroecosystem and adjacent areas in southern Brazil. *Revista Colombiana de Entomología* 35(1):78-86.
- Rubio, G.D., J.A. Corronca & M.P. Damborsky. 2008. Do spider diversity and assemblages change in different contiguous habitats? A case study in the protected habitats of the Humid Chaco ecoregion, Northeast Argentina. *Environmental Entomology* 37(2):419-430.

- Rypstra, A.L. 1986. Web spiders in temperate and tropical forest: relative abundance and environmental correlates. *American Midland Naturalist* 115:42-51.
- Sackett, T.E., C.M. Buddle & C. Vincent. 2008. Relevance of collected juveniles to the analysis of spider communities. *Journal of Arachnology* 36:187-190.
- Sevegnani, L. & L.R.M. Baptista. 1995. Composição florística de uma floresta secundária, no âmbito da Floresta Atlântica, Maquiné, RS. *Sellowia* 45-48:47-71.
- 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, Hors série*:597-610.
- Silva, D. & J.A. Coddington 1996. Spiders of Pakitza (Madre de Dios) Peru: species richness and notes on community structure. Pp. 241-299. *In* The biodiversity of Pakitza and its environs. (D.E. Wilson, & A. Sandoval, eds.). Smithsonian Institution, Washington, DC.
- Simberloff, D. & T. Dayan. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22:115-143.
- Simó, M., F. Pérez-Miles, A.F.E. Ponde de León & M. Meneghel. 1994. Relevamiento de fauna de la quebrada de los cuervos; area natural protegida. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay* 2:1-20.
- Sørensen, L.L. 2004. Composition and diversity of the spider fauna in the canopy of a montane forest in Tanzania. *Biodiversity and Conservation* 13:437-452.
- Sørensen, L.L., J.A. Coddington & N. Scharff. 2002. Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an Afromontane Forest. *Environmental Entomology* 31(2):319-330.
- Souza-Alves, J.P., A.D. Brescovit, M.S. Tinocô & M.C.L. Peres. 2007. Number of individuals of the hunting and web-building spider guilds of the dry grassland and gallery forest of Chapada Diamantina, Bahia. *Biologia Geral e Experimental* 7(1): 5-8.

- Teixeira, M.B., A.B. Coura-Neto, U. Pastore & A.L.R. Rangel. 1986. Vegetação; as regiões fitoecológicas, sua natureza, seus recursos econômicos; estudo fitogeográfico. Pp. 541-632. *In* Levantamento de recursos naturais, v. 33. IBGE, Rio de Janeiro.
- Ter Brak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(5):1167-1179.
- Toti, D.S., A.C. Frederick & J.A. Miller. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *Journal of Arachnology* 28:329-345.
- Uetz, G.W. 1991. Habitat structure and spider foraging. Pp. 325-348. *In* Habitat structure. The physical arrangement of objects in space. (S.S. Bell, E.D. McCoy & H.R. Mushinsky, eds.). Chapman and Hall, London.
- Uetz, G.W., J. Halaj & A.B. Cady. 1999. Guild structure of spiders in major groups. *Journal of Arachnology* 27:270-280.
- Whitmore, C., R. Slotow, T.E. Crouch & A.S. Dippenaar-Schoeman. 2002. Diversity of spiders (Araneae) in a Savanna Reserve, Northern Province, South Africa. *Journal of Arachnology* 30:344-356.

Manuscript received 30 October 2010, revised 22 February 2011

Figure 1.-Schematic map of Brazil and Rio Grande do Sul State. State map shows the studies riparian forests. See Methods for abbreviations.

Figure 2.-Spider abundance (average over four rivers \pm SE) among guilds in riparian forests of Rio Grande do Sul, Brazil.

Figure 3.-Spider abundance (juveniles and adults) among guilds in riparian forests of southern Brazil.

Figure 4.-Spider guild abundance (juveniles and adults) in the three habitats of riparian forests of southern.

Figure 5.-Canonical correspondence analysis for spider guild abundance (juveniles and adults) response to environmental complexity variables evaluated among habitats in riparian forests in southern Brazil (RE: river edge, FI: forest interior, GE: grassland edge; p: Piratini River; c: Camaquã River; s: Sinos River; m: Maquiné River; covedoss: canopy cover; heigdoss: canopy height; densveg: vegetation density; struveg: vegetation structure).

Figures 6a-b.-Spider guilds in riparian forests of southern Brazil. (a) Juveniles. (b) Adults.

Figures 7a-b.-Spider guilds and habitats in riparian forests of southern Brazil. (a) Juveniles. (b) Adults.



Figure 1

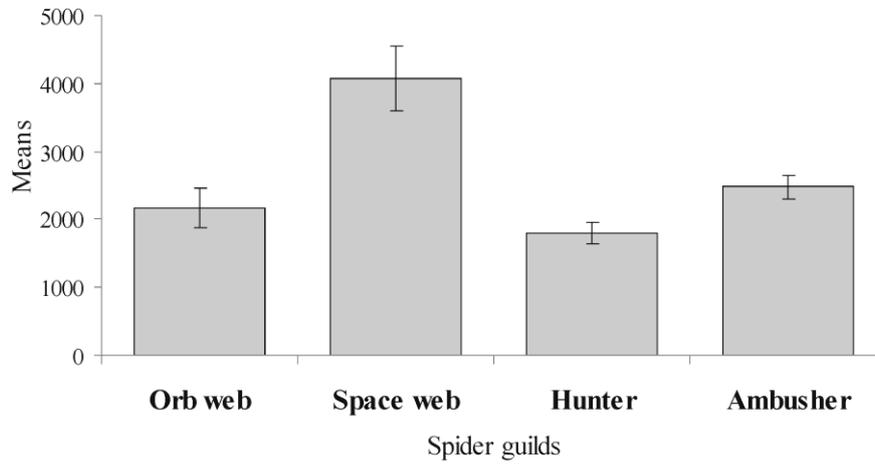


Figure 2

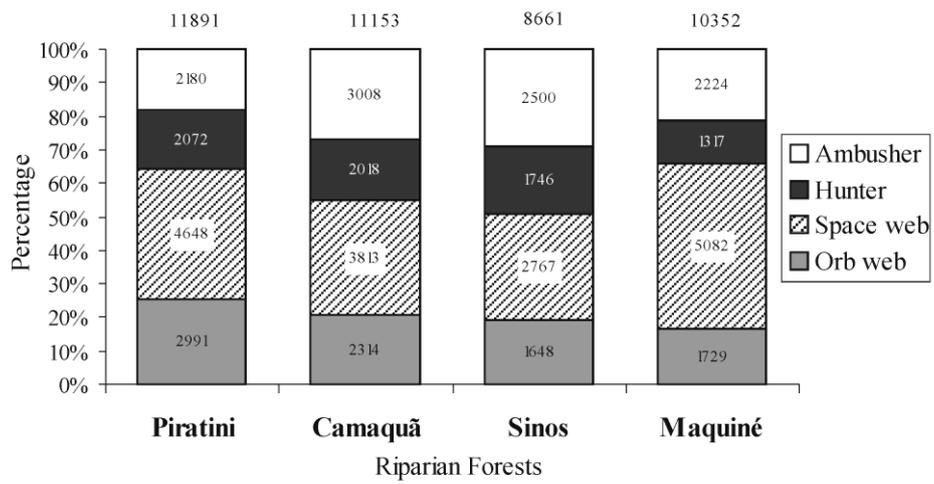


Figure 3

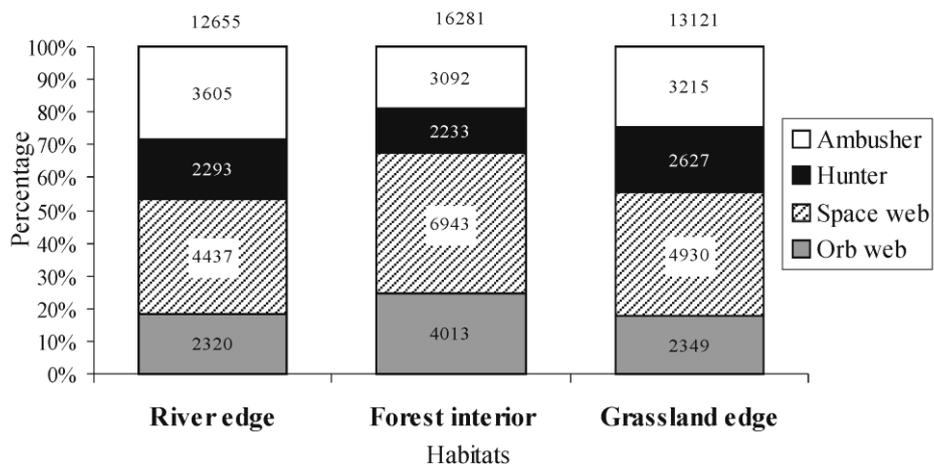


Figure 4

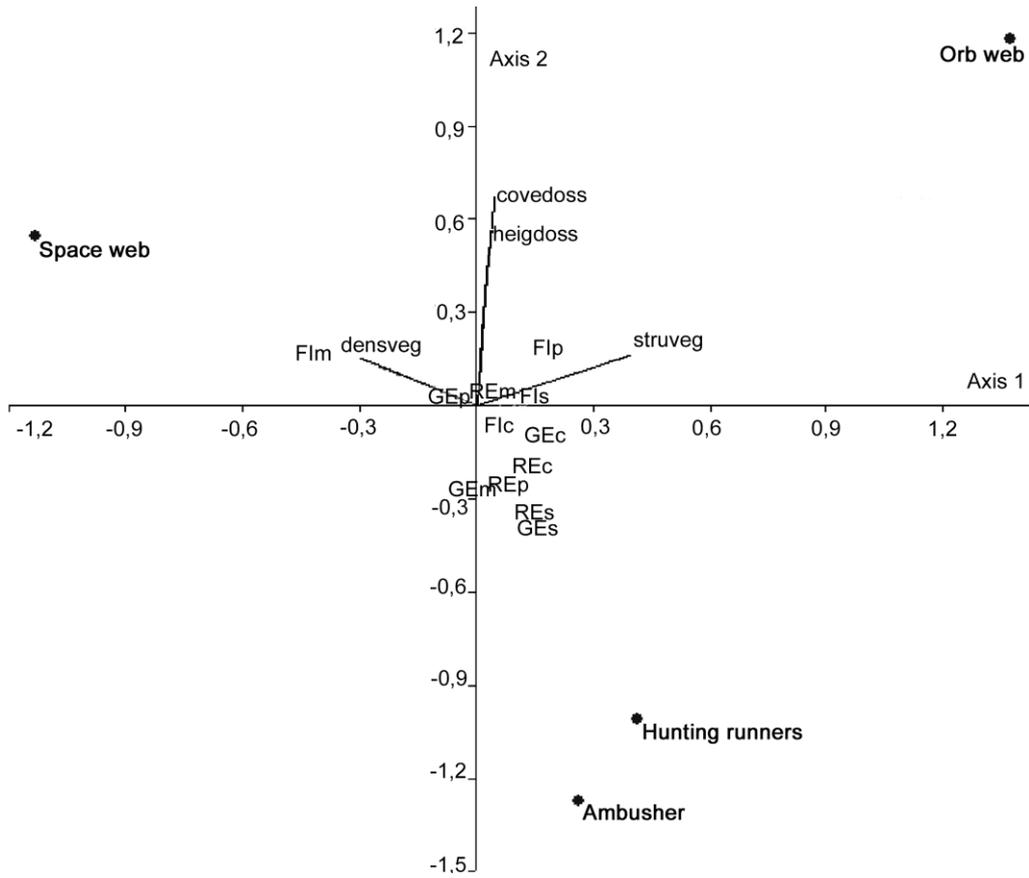
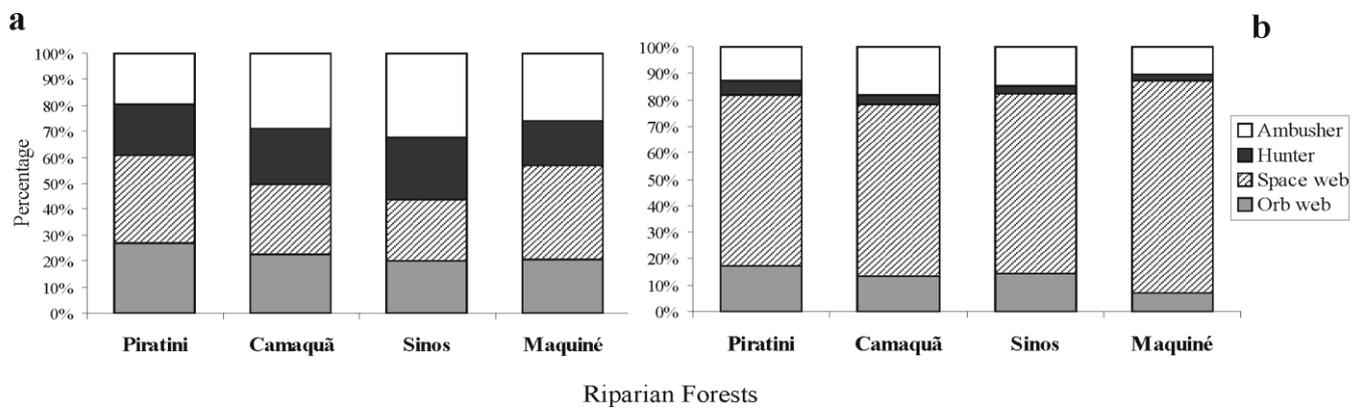
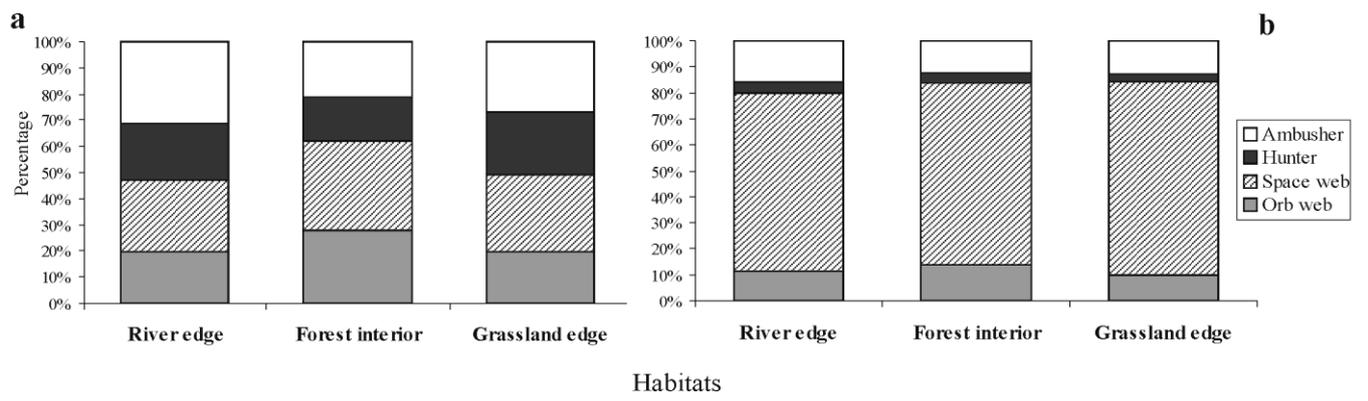


Figure 5



Figures 6a – b



Figures 7a - b

Table 1.-Spider guilds (juveniles and adults) and respective families in different riparian forests of southern Rio Grande do Sul, Brazil.

| Guilds/Families | Riparian forests | | | | Total | % |
|--------------------------|------------------|---------|-------|---------|--------|--------|
| | Piratini | Camaquã | Sinos | Maquiné | | |
| Orb weavers | | | | | | |
| Araneidae | 1,900 | 1,357 | 749 | 1,016 | 5,022 | 11.941 |
| Tetragnathidae | 399 | 385 | 246 | 280 | 1,310 | 3.115 |
| Theridiosomatidae | 421 | 357 | 203 | 203 | 1,184 | 2.815 |
| Uloboridae | 237 | 168 | 391 | 208 | 1,004 | 2.387 |
| Nephilidae | 21 | 22 | 43 | 5 | 91 | 0.216 |
| Deinopidae | 10 | 19 | 15 | 17 | 61 | 0.145 |
| Mysmenidae | 3 | 7 | 2 | - | 12 | 0.029 |
| Space web sheet builders | | | | | | |
| Theridiidae | 4,356 | 3,423 | 2,348 | 2,491 | 12,618 | 30.002 |
| Linyphiidae | 284 | 258 | 300 | 2,253 | 3,095 | 7.359 |
| Pholcidae | 1 | 115 | 98 | 163 | 377 | 0.896 |
| Hahniidae | - | - | 1 | 95 | 96 | 0.228 |
| Scytodidae | - | 11 | 3 | 58 | 72 | 0.171 |
| Amaurobiidae | 6 | 5 | 2 | 9 | 22 | 0.052 |
| Dictynidae | 1 | - | 14 | 6 | 21 | 0.050 |
| Synotaxidae | - | - | - | 7 | 7 | 0.017 |
| Ambushers/stalkers | | | | | | |
| Thomisidae | 1,242 | 1,439 | 823 | 697 | 4,201 | 9.989 |
| Salticidae | 719 | 1,042 | 1,129 | 983 | 3,873 | 9.209 |
| Mimetidae | 115 | 328 | 145 | 63 | 651 | 1.548 |
| Pisauridae | 46 | 85 | 127 | 271 | 529 | 1.258 |
| Sparassidae | - | 85 | 103 | 73 | 261 | 0.621 |
| Philodromidae | 1 | 3 | 77 | 79 | 160 | 0.380 |
| Senoculidae | 51 | 15 | 23 | 38 | 127 | 0.302 |
| Oxyopidae | 6 | 11 | 72 | 2 | 91 | 0.216 |
| Ctenidae | - | - | - | 17 | 17 | 0.040 |
| Hersiliidae | - | - | 1 | - | 1 | 0.002 |
| Idiopidae | - | - | - | 1 | 1 | 0.002 |
| Hunting runners | | | | | | |
| Anyphaenidae | 1,933 | 1,954 | 1,701 | 1,210 | 6,798 | 16.164 |
| Corinnidae | 87 | 26 | 16 | 37 | 166 | 0.395 |
| Oonopidae | 22 | 25 | 6 | 32 | 85 | 0.202 |
| Miturgidae | 26 | 9 | 11 | 28 | 74 | 0.176 |
| Lycosidae | 4 | 1 | 8 | 3 | 16 | 0.038 |
| Gnaphosidae | - | 3 | 4 | 3 | 10 | 0.024 |
| Clubionidae | - | - | - | 3 | 3 | 0.007 |
| Segestriidae | - | - | - | 1 | 1 | 0.002 |
| Total | 11,891 | 11,153 | 8,661 | 10,352 | 42,057 | 100 |
| Families | 24 | 26 | 29 | 32 | 34 | |
| Exclusive Families | 0 | 0 | 1 | 5 | | |

Guildas de aranhas no estrato arbóreo-arbustivo variam sazonalmente e respondem à temperatura e precipitação em matas ciliares no sul do Brasil?

Everton Nei Lopes Rodrigues^{1,3}, Milton de Souza Mendonça, Jr.^{1,2} & Ricardo Ott³

1. Programa de Pós Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, Prédio 43435, 91501-970 Porto Alegre, RS, Brasil. (enlrodrigues@yahoo.com.br)
2. Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, Prédio 43422, 91501-970 Porto Alegre, RS, Brasil. (milton.mendonca@ufrgs.br)
3. Museu de Ciências Naturais, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. Rua Dr. Salvador França, 1427, 90690-000 Porto Alegre, RS, Brasil. (rott@fzb.rs.gov.br)

ABSTRACT. Guilds of spiders in the tree-shrub strata vary seasonally and respond to temperature and rainfall in riparian forests of southern Brazil? Temperature and rainfall are two abiotic factors probably related causally to a seasonal response: at low temperatures and/or high precipitation levels spiders would be less active. A question remains whether different guilds of spiders would have the same seasonal pattern of variation and/or have specific responses to such abiotic factors. We compare spider guild abundance in the tree-shrub strata in riparian forests along two years of sampling at all seasons (twice per season per year). Samples were made with beating tray on riparian forests in four rivers of Rio Grande do Sul State, southern Brazil. Six transects were used per river, sampled during 45 min each, at different points of the forest (microhabitats). Spiders were separated in families and classified in four guilds: orbicular weavers (ORB), space web sheet builders (SPW), running hunters (RHU) and ambush/stalker hunters (ASH). Overall 42,057 spiders were sampled (73.3% juveniles; 26.7% adults). SPW was the most abundant guild (N=16,308), RHU was the least one (7,153). There were 34 spider families with Theridiidae prevailing in abundance in the SPW (12,619; 30% of the overall abundance), Anyphaenidae in the RHU (6,798; 16.2% overall), Araneidae among ORB (5,022; 11.9%) and Thomisidae for ASH (4,201; 10%), the four combined comprising 68% of all spiders. Significant differences were found for the guild composition data (Bray-Curtis index, ANOSIM: $R=0.238$; $p=0.001$): summer differed from winter ($p=0.003$) and spring ($p>0.001$); as did autumn (winter, $p>0.001$; spring, $p>0.001$). All guilds were more abundant in autumn, except RHU, in summer; possibly a higher mobility in this season increased capture of the latter spiders. Lowest abundances for all guilds occurred in spring, as recorded in other studies in

southern Brazil. SPW showed oscillations across the two years, but the other guilds fluctuated less in abundance across seasons. Temperature (maximum and minimum) and rainfall had no significant effect on spider guild abundance demonstrating spiders might be responding seasonally to other factors such as food resources, or having life histories timed with other environmental variables. **KEYWORDS.** Seasonality, functional groups, beating tray, weaver spiders, hunting spiders.

RESUMO. A temperatura e a precipitação são dois fatores abióticos provavelmente relacionados causalmente a uma resposta sazonal: em baixas temperaturas e/ou elevados níveis de precipitação as aranhas seriam menos ativas. Uma questão que permanece é se diferentes guildas de aranhas teriam o mesmo padrão de variação sazonal e/ou respostas específicas para tais fatores abióticos. Comparamos a abundância das guildas de aranhas no estrato arbóreo-arbustivo em matas ciliares ao longo de dois anos de amostragem (duas coletas por estação por ano). Amostragens foram realizadas com guarda-chuva entomológico em quatro matas ciliares no Rio Grande do Sul, Brasil. Foram seis transecções por rio, amostradas durante 45 minutos cada, em diferentes pontos da floresta (microambientes). As aranhas foram separadas em famílias e classificadas em quatro guildas: construtoras de teias orbiculares (CTO), construtores de teias irregulares (CTI), caçadoras cursoriais (CCU) e caçadoras emboscadoras/espreitadoras (CEM). No total 42057 aranhas foram amostradas (jovens: 73,3%; adultas: 26,7%). CTI foi a guilda mais abundante (N=16308) e menor quantidade das CCU (7153). Foram registradas 34 famílias de aranhas com Theridiidae prevalecendo entre as CTI (12619, 30% da abundância total), Anyphaenidae das CCU (6798; 16,16%), Araneidae das CTO (5022; 11,94%) e Thomisidae das CEM (4201; 9,98%), as quatro equivalem a 68% das aranhas amostradas. Foram encontradas diferenças significativas para a composição das guildas (índice de Bray-Curtis, ANOSIM: $R=0,238$, $p=0,001$): verão difere do inverno ($p=0,003$) e primavera ($p<0,001$); e outono do inverno ($p>0,001$) e primavera ($p<0,001$). Todas guildas foram mais abundantes no outono, com exceção CCU, no verão; possivelmente uma maior mobilidade nesta estação aumentou a captura destas aranhas. Menores abundâncias para todas as guildas ocorreram na primavera, como registrado em outros estudos no sul do Brasil. CTI apresentaram oscilações ao longo dos dois anos, já as outras guildas tiveram menores flutuações na abundância ao longo das estações. Temperatura (máxima e mínima) e precipitação não tiveram efeito significativo sobre a abundância das guildas, demonstrando que as aranhas podem estar respondendo sazonalmente a outros fatores, como recursos alimentares, ou histórias de vida sincronizadas com outras variáveis ambientais.

PALAVRAS-CHAVE. Sazonalidade, grupos funcionais, guarda-chuva entomológico, tecelãs, caçadoras.

Formando um dos grupos mais dispersos do planeta, as aranhas estão entre os mais abundantes invertebrados predadores em ecossistemas terrestres conhecidos, com diversos estilos de vida, comportamento, adaptações fisiológicas e morfológicas (TURNBULL, 1973; FOELIX, 1996). Aparentemente, demonstram ser bons organismos para estudos de padrões de sazonalidade (WISE, 1993). A assembleia de aranhas pode ser influenciada por diferentes fatores ambientais (UETZ, 1991), possivelmente esta influência, por sua vez, refletirá às diferentes estratégias e hábitos de predação que para as aranhas determinam as suas guildas (SILVA, 1996; UETZ *et al.*, 1999; HÖFER & BRESCOVIT, 2001).

Variações na temperatura podem influenciar a fauna de artrópodes (HEARD & HENDRIKZ, 1993) entre eles as aranhas (JOCQUÉ, 1984), alterando seus padrões e eficiência na predação (BARGHUSEN *et al.*, 1997). Além disso, os fatores climáticos, principalmente temperatura e umidade, podem determinar a abundância das populações de aranhas (HERBERSTEIN & FLEISCH, 2003; FERREIRA & FLÓREZ, 2007), porém, essas influências podem estar fortemente ligadas às condições abióticas de determinada área ou região. Há indicações de que aranhas procuram diferentes habitats e microclimas quando ocorrem severidades ambientais (AVALOS *et al.* 2007).

As matas ciliares apresentam o importante papel de funcionar como corredores para a dispersão de aranhas entre ecossistemas muito distantes (RAIZER *et al.* 2005). Entretanto, em locais onde essas formações vegetais são alteradas, esse fluxo pode ser encerrado. As matas ciliares contemplam todos os tipos de vegetação associados aos cursos de água, são consideradas áreas de preservação permanente e reservas ecológicas, mas continuam sendo degradadas e alteradas por ambientes antropizados, como áreas de pastagem, agropecuária e silvicultura (RODRIGUES & LEITÃO FILHO, 2000). As guildas de aranhas em matas ciliares e a variação sazonal destas comunidades nestes ambientes nunca foram estudadas.

Portanto, as aranhas e suas guildas, considerando-se as interações de todos esses aspectos ecológicos, são sem dúvida excelentes objetos de estudo para pesquisas que avaliam a organização das comunidades animais e a influência sazonal sobre estas comunidades (UETZ, 1991). Com a finalidade de conhecer melhor a variação sazonal nas guildas de aranhas associadas às matas ciliares no sul do Brasil, dada a inexistência de pesquisas neste assunto, este trabalho objetivou comparar a abundância das guildas de aranhas nas diferentes estações ao longo de dois anos de amostragem, assim como verificar se fatores abióticos interferem nas mesmas.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram efetuadas coletas em quatro matas ciliares no estado do Rio Grande do Sul, Brasil; abaixo segue uma breve descrição de cada área.

Mata ciliar do rio Piratini (RP). A área de estudo mais meridional avaliada está localizada no município de Arroio Grande, na margem direita (margem esquerda município de Capão do Leão), no baixo curso do rio Piratini, região sul da Planície Costeira (31°54'06,47"S; 52°39'08,29"W). A área está aproximadamente 14 m acima do nível do mar, possui 4000,45 ha de mata ciliar em boas condições de conservação, representando o maior segmento florestal contínuo nativo inserido atualmente na região sul da Planície Costeira, os impactos na área restringem-se a atividade agrícola de subsistência e a pecuária, além da extração de madeira para lenha e carvão (SOARES & FERRER, 2009). O clima, para a região, indica a amplitude térmica de 10,2°C, temperatura média de 18,2°C sendo fevereiro o mês mais quente (23,4°C) e julho o mais frio (10,2°C), apresentando pluviosidade anual de 1283 mm, com maiores níveis do rio no inverno (OLIVEIRA & RIBEIRO, 1986). O tipo climático é TE UM “temperado úmido” (MALUF, 2000).

Mata ciliar do rio Camaquã (RC). A área de estudo situa-se no município de Cristal, na margem esquerda ($31^{\circ}01'01,7''S$; $51^{\circ}56'42,0''W$), região centro-sul da Planície Costeira. Aproximadamente 14 m acima no nível do mar. A área encontra-se em bom estado de conservação, a mata é contínua, sobre uma área plana com poucos desníveis. O local sofre influência de enchentes determinando poucos indícios de perturbação antrópica, possui características estruturais semelhantes às matas de encosta da Serra do Sudeste, mas difere das florestas de restinga, típicas da Planície Costeira (MARCHI & JARENKOW, 2008). A média anual da temperatura para a área é de $18,9^{\circ}C$, sendo julho o mês mais frio ($13,3^{\circ}C$) e janeiro e fevereiro os mais quentes ($24,3^{\circ}C$). Relatam-se temperaturas absolutas extremas como $2^{\circ}C$ a mínima e $40^{\circ}C$ a máxima. A precipitação média é de 1234 mm, sendo setembro o mês mais chuvoso (135 mm) e novembro o menos chuvoso (65 mm) (IPAGRO, 1989). O tipo climático é STE UM “subtemperado úmido” (MALUF, 2000).

Mata ciliar do rio dos Sinos (RS). A área de estudo está localizada no município de Parobé, margem direita do rio ($29^{\circ}41'06,94''S$; $50^{\circ}51'05,98''W$), altitude entre 6–10 m acima do nível do mar (DANIEL, 1991). A mata ciliar não é contínua, são observados fragmentos ao longo do rio, o local escolhido abrange a fração de mata em boas condições da região. A mata da margem direita do rio é mais alta, depois ocorrem áreas inundáveis, banhados e mais distantes campos de pastagens. Na margem esquerda a mata foi devastada para instalação de um balneário (DANIEL, 1991). As temperaturas mais elevadas superam $22^{\circ}C$ e as mais frias ficam entre 3 – $18^{\circ}C$. O rio dos Sinos tem pluviosidade entre 1200 e 1750 mm anuais (DANIEL, 1991; DIESEL, 1991), as médias mensais estão entre 90 e 190 mm, as chuvas são mais prolongadas nos meses de inverno (OLIVEIRA & RIBEIRO, 1986), elevando o nível do rio. O tipo climático é ST SB “subtropical subúmido” (MALUF, 2000).

Mata ciliar do rio Maquiné (RM). A área de estudo localiza-se num fragmento de mata ciliar no município de Maquiné ($29^{\circ}40'47,99''S$; $50^{\circ}11'20,03''W$), no Vale do Maquiné, com

área aproximada de 622 km², inserido nas encostas da Serra Geral na Planície Costeira (SEVEGNANI & BAPTISTA, 1996), ponto mais setentrional deste estudo. A região compõe a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica reconhecida pela UNESCO, desde 1992. Na bacia do rio Maquiné está incluída a Reserva Biológica da Serra Geral, com área de 4845 hectares. Por estar dentro do domínio da Mata Atlântica e ecossistemas associados, é uma região considerada de extrema importância à conservação da Mata Atlântica brasileira (CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL *et al.*, 2000), possuindo corredores ecológicos e biogeográficos, provida de uma grande biodiversidade e fragilidade em relação a antropização. No Vale do rio Maquiné, as temperaturas médias mais frias variam de 13 a 15°C e no mês mais quente, entre 23 a 25°C; os totais pluviométricos anuais variam entre 1400 a 1800 mm, nos meses de inverno destacam-se maiores níveis pluviométricos (OLIVEIRA & RIBEIRO, 1986). O tipo climático é ST PU “subtropical perúmido” (MALUF, 2000).

Amostragem. Foram realizadas saídas de campo durante dois anos (01.agosto.2007-06.junho.2009), sendo efetuadas duas coletas por estação em cada mata ciliar, total de oito coletas ao ano e 32 coletas ao final de cada ano entre os quatro rios, 64 ao final do trabalho, visando cobrir as diferentes estações nas áreas, variações na vegetação (fenologia das plantas) e variações nos fatores abióticos (chuva, temperatura, níveis dos rios). Para avaliar a diversidade da fauna de aranhas do estrato arbóreo-arbustivo ao longo das amostragens, foram utilizadas seis transecções, cada uma formada por uma linha reta, paralela ao rio. As transecções foram dispostas em diferentes pontos do local (microambientes): duas foram colocadas na borda da mata com o rio; outras duas no interior da mata e as duas últimas entre a mata e os campos adjacentes, na borda oposta ao rio. No total, 24 transecções foram percorridas por coleta entre todas as matas ciliares.

O método de coleta foi o guarda-chuva entomológico (GCE), utilizado para amostrar aranhas que vivem em pequenos e médios arbustos, vegetação alta de ervas, árvores pequenas

e ramos de árvores de maior porte e cipós (CODDINGTON *et al.*, 1996; INDRUSIAK & KOTZIAN, 1998; SØRENSEN *et al.*, 2002). Em cada transecção num intervalo de 45 minutos, foram coletadas as aranhas com um GCE formado por uma estrutura de madeira montada em cruz (70cm x 70cm) coberta por *nylon* branco, totalizando 288 horas de coleta ao final do trabalho. Em cada transecção as aranhas foram amostradas nunca excedendo mais do que dois metros em cada lado da linha. Os espécimes coletados foram armazenados em recipientes próprios para o acondicionamento e para a conservação foi utilizado álcool etílico a 80%. A determinação e depósito do material foram realizados pelo primeiro autor no Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.

Dados abióticos. Foram utilizados os dados de temperatura (°C) mínima e máxima diária e precipitação (mm) diária para cada mata ciliar. Utilizou-se para as análises os dados de no mínimo cinco dias anteriores as coletas, dos quais foram extraídas as médias dos valores até o dia da coleta. Os dados abióticos para os rios Piratini, Camaquã e Sinos foram fornecidos pelo 8º Distrito de Meteorologia (8º DISME) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e para o rio Maquiné as informações foram repassadas do Centro de Meteorologia Aplicada da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO), ambos em Porto Alegre.

Análise dos dados. Todas as aranhas capturadas foram separadas por famílias e classificadas da seguinte forma: a) entre as tecelãs (construtoras de teias) em duas guildas: 1. construtoras de teias orbiculares - ORB (constroem teias bidimensionais) e 2. construtoras de teias irregulares – CTI (constroem teias tridimensionais); b) entre as caçadoras (caçam as presas, sem utilização de teias) em duas guildas: 1. caçadoras cursoriais – CCU (buscam e caçam suas presas ativamente) e 2. caçadoras emboscadoras/espreitadoras – CEM (aguardam na espreita suas presas). Para a separação em guildas foram utilizados os trabalhos de SILVA (1996), UETZ *et al.* (1999), HÖFER & BRESOVIT (2001) e RODRIGUES *et al.* (2009).

Para averiguar o efeito dos diferentes fatores (abióticos: precipitação e temperatura [máxima e mínima]; anos: 1 e 2; estações: inverno, primavera, verão e outono; matas ciliares: Piratini, Camaquã, Sinos e Maquiné), que de alguma forma podem influenciar as variáveis guildas (tecelãs: orbiculares e irregulares; caçadoras: cursoriais e emboscadoras) foi realizada uma MANCOVA (análise de covariância multivariada) com a utilização do software de análise estatística SPSS® (PASW 18.0).

Para ilustrar a composição das guildas, comparadas nas diferentes estações, foi efetuada uma ordenação a partir do método de escalonamento multidimensional não métrico (*Non-metric MultiDimensional Scaling*: nm-MDS) usando o índice quantitativo de Bray-Curtis. Para testar as diferenças estatísticas na composição da assembléia e as estações foi efetuada uma análise de similaridade (ANOSIM) de dois fatores com correção de Bonferroni para cada fator (CLARKE & WARWICK, 1994). As análises de nm-MDS e ANOSIM foram efetuadas com o programa PAST (Paleontological Statistics, versão 1.97) (HAMMER & HARPER, 2009).

RESULTADOS

Composição de famílias entre as guildas de aranhas. Foram coletadas no total 42057 aranhas, entre jovens (73,3%) e adultas (26,7%). Das guildas predominaram em abundância as construtoras de teias irregulares (N=16310 indivíduos, oito famílias), após as caçadoras emboscadoras (9912 indivíduos em 11 famílias), construtoras de teias orbiculares (8682 indivíduos em sete famílias) e, por fim, as caçadoras cursoriais (7153 indivíduos, oito famílias) (Tab. I).

Foram registradas 34 famílias no total (Tab. I); das que predominaram, cada uma pertence a uma das guildas: Theridiidae das construtoras de teias irregulares (N=12619; 30% das aranhas), Anyphaenidae das caçadoras cursoriais (6798; 16,16%), Araneidae das

construtoras de teias orbiculares (5022; 11,94%) e Thomisidae das caçadoras emboscadoras (4201; 9,98%); juntas equivalem a mais de 68% das aranhas amostradas. As famílias que predominaram se mantiveram as mesmas nos dois anos, com exceção das caçadoras emboscadoras, pois no primeiro ano prevaleceram os Salticidae e no segundo Thomisidae.

A maior riqueza de famílias foi encontrada no outono (32) e menor no inverno (26). Foram registradas 32 famílias no primeiro ano e 31 no segundo, 17 (metade das famílias) foram registradas em todas as coletas. As caçadoras cursoriais apresentaram mais famílias (7) em todas as coletas.

Na composição de famílias, entre os dois anos de amostragem, as construtoras de teias irregulares no primeiro ano apresentaram exclusivamente a família Dictynidae. As caçadoras emboscadoras no primeiro ano registraram exclusivamente Idiopidae, única Mygalomorphae coletada neste trabalho; no segundo ano foi exclusiva Hersiliidae. Para as caçadoras cursoriais no primeiro ano foi exclusiva Clubionidae e no segundo Segestriidae. Todas as famílias exclusivas de algum ano, em suas respectivas guildas, foram registradas por menos do que 10 indivíduos, com exceção Dictynidae com 21 aranhas, mas só no primeiro ano.

Algumas famílias reportaram padrões diferentes comparando os dois anos de coletas. Nephilidae, no primeiro ano, apresentou distribuição mais ampla, desde a primavera até o outono; no segundo ano sendo registrada somente no verão. Ctenidae não é uma família comum ao estrato arbóreo-arbustivo; foi mais registrada no segundo ano, com distribuição ao longo do verão até o outono (Tab. I).

Diferenças das guildas de aranhas nas estações ao longo das amostragens. Utilizando todas as aranhas da assembléia (jovens e adultos), pode-se notar que todas as guildas apresentaram maiores abundâncias no segundo ano de coleta (Fig. 1), mas não diferiram significativamente entre os anos de amostragem (Pillai's Trace: $F=1,029$; $p=0,411$).

A guilda predominante em ambos os anos foi das construtoras de teias irregulares e menores valores nas caçadoras cursoriais.

Construtoras de teias irregulares predominaram em todas as estações. Todas as guildas foram mais abundantes no outono, exceto caçadoras cursoriais, predominando no verão (Fig. 2). As menores abundâncias foram na primavera para todas as guildas.

Entre as estações, as construtoras de teias irregulares apresentaram diferença significativa (MANCOVA: $F=11,63$, $p<0,001$), assim como as caçadoras cursoriais ($F=7,36$, $p<0,001$). As caçadoras emboscadoras ficaram marginalmente diferentes ($p=0,054$) entre as estações. Não houve interação significativa para nenhuma das guildas entre estações e anos.

Visualmente (na Fig. 3) nota-se que a curva das CTI demonstra um padrão mais heterogêneo com oscilações ao longo dos dois anos; as demais guildas aparecem com um padrão mais homogêneo entre elas. As maiores abundâncias, no primeiro ano, foram no outono (CTO=657; CTI=1447; CCU=595; CEM=834); no segundo ano CTO (N=700), CCU (760) e CEM (922) foram mais amostradas no verão e as CTI no outono (1352) (Fig. 3). No primeiro e segundo ano de amostragem foram menos abundantes na primavera (CTI=759; CCU=206; CEM=325), exceto CTO no primeiro ano menos registradas no inverno (N=271). No segundo ano as menores abundâncias foram na primavera (CTO=340; CTI=871; CCU=203; CEM=289).

Entre os níveis ontogenéticos das aranhas, para as guildas, foram verificados padrões diferentes ao longo das estações (Figs 4, 5). Analisando somente os jovens (Fig. 4), as tecelãs foram mais abundantes no outono (CTO=1248; CTI=1796) e em menor quantidade no inverno (CTO=685; CTI=907), entre as caçadoras, foram mais abundantes no verão (CCU=1349; CEM=1559) e menos na primavera (CCU=413; CEM=609).

Para as aranhas adultas (Fig. 5), as construtoras de teias orbiculares foram mais abundantes no verão (213) e menos no inverno (49). As construtoras de teias irregulares

predominaram no inverno (968) e menor quantidade na primavera (682). As caçadoras foram mais abundantes na primavera (CCU=79; CEM=215) e menos no outono (CCU=21; CEM=99).

Comparando a composição e a abundância das guildas ao longo das estações, houve diferenças significativas para o conjunto (Bray-Curtis, ANOSIM: $R=0,238$; $p=0,001$). Entre as estações, ocorreram diferenças entre verão com inverno ($p=0,003$) e primavera ($p>0,001$); e outono com inverno ($p>0,001$) e primavera ($p>0,001$).

A ordenação não mostrou um padrão muito claro (Fig. 6, nm-MDS, com estresse de 0,12), porém o outono mostra um distanciamento, sendo observado na coordenada 1 com valores positivos, num padrão próximo ao do verão, estas duas estações demonstram uma proximidade; já inverno e primavera com tendência a formar outro grupo.

Variações das guildas de aranhas ao longo das amostragens nas matas ciliares. Na interação entre as matas ciliares e anos, as construtoras de teias orbiculares apresentaram diferença significativa (MANCOVA: $F=3,13$, $p=0,04$), assim como as caçadoras cursoriais ($F=4,18$, $p=0,01$).

Na interação entre as matas ciliares e estações, as construtoras de teias orbiculares apresentaram diferença significativa (MANCOVA: $F=4,01$, $p=0,002$), assim como as construtoras de teias irregulares ($F=3,14$, $p=0,009$) e as caçadoras cursoriais ($F=3,38$, $p=0,005$).

As guildas apresentaram variações entre as matas ciliares, cada rio com padrões de distribuição das aranhas ao longo das amostragens divergentes (Figs 7-10). As guildas na mata ciliar do rio Camaquã, apresentam visualmente (na Fig. 8), um padrão mais homogêneo de distribuição em relação as demais matas. Já o rio Maquiné apresenta uma distinção entre as construtoras de teias irregulares e as demais guildas, onde as CTI demonstram uma grande

oscilação na curva (Fig. 10). No rio dos Sinos na 3^a coleta (primavera) as caçadoras cursoriais apresentaram o menor número de indivíduos (N=12) entre todas as matas ciliares e coletas.

Interações entre fatores abióticos e as guildas de aranhas. As variações nas temperaturas (máxima e mínima), assim como as variações da precipitação, sendo os fatores abióticos avaliados, não apresentaram efeitos significativos (Pillai's Trace: precipitação $F=1,178$; $p=0,343$; temperatura mínima: $F=0,334$; $p=0,852$; máxima: $F=0,259$; $p=0,901$), demonstrando não afetarem nas guildas de aranhas. Os fatores abióticos são apresentados junto às abundâncias das guildas nas matas ciliares dos rios nas figuras 7 a 14.

DISCUSSÃO

Geralmente para a classificação das guildas de aranhas são utilizadas as suas estratégias de caça e hábitos de predação (UETZ, 1991; SILVA, 1996; UETZ *et al.*, 1999; HÖFER & BRESCOVIT, 2001), sendo muito útil essa classificação por poder utilizar toda a assembléia de aranhas, incluindo jovens e adultos, demonstrando melhor os padrões de distribuição das guildas ao longo do ano e estações. Sabe-se que utilizando somente os adultos para classificação em guildas, muitas espécies apresentam padrões muito curtos de distribuição ao longo do ano e estilos de vida que não caracterizam adequadamente o padrão da guilda à qual pertencem (TOTI *et al.*, 2000; WHITMORE *et al.*, 2002).

Para as matas ciliares estudadas ocorreu o predomínio das construtoras de teias irregulares e menor quantidade das caçadoras cursoriais. RODRIGUES (2005) com o mesmo método, mas em um ecossistema diferente (mata de restinga) também encontrou predomínio das construtoras de teias irregulares e menor abundância das caçadoras cursoriais, assim como AVALOS *et al.* (2007) em bosques em Corrientes na Argentina.

Este padrão pode ter uma grande influência do método de coleta que amostra, geralmente, o estrato o qual as tecelãs têm preferência. Para as aranhas caçadoras, é conhecido o padrão de preferência por determinado estrato em diferentes níveis ontogenéticos (NIEMELÄ *et al.*, 1994). Possivelmente, as aranhas caçadoras aqui amostradas, em diferentes estágios de desenvolvimento estejam em um determinado estrato, que não o arbóreo-arbustivo, daí sendo coletadas em menor quantidade.

Na Amazônia é conhecido o padrão de migração vertical para as copas por parte de aranhas de solo durante inundações (HÖFER, 1997); registramos a família Idiopidae, uma migalomorfa de solo, que foi coletada no estrato arbóreo-arbustivo na borda do rio em Maquiné, logo após um longo período de chuvas e, assim, cheia no rio e inundação da mata em dias anteriores. Assim como Idiopidae, possivelmente outras famílias, como Ctenidae, também não são características deste estrato, mas foram amostradas aqui neste estudo devido ao padrão de migração espacial o qual foi citado acima.

A quantidade de famílias foi alta em relação a outros inventários utilizando o mesmo método (WHITMORE *et al.*, 2002; RODRIGUES, 2005; PODGAISKI *et al.*, 2007), mas como foi pouca a inclusão de novas famílias entre os dois anos de amostragens e não houve a diferença entre os anos, possivelmente, para o estrato arbóreo-arbustivo estas famílias compõem a assembléia para este ecossistema.

Ao longo dos dois anos de amostragem, as variações na composição e predominância das guildas foram muito grandes entre as estações. Conforme JOCQUÉ (1984) as altas temperaturas favorecem a maior mobilidade por parte das aranhas errantes. Verificamos que as caçadoras cursoriais, realmente, foram mais abundantes no verão, provavelmente pela maior mobilidade facilitando a captura destas aranhas. A temperatura pode influenciar na fauna de insetos, tendendo a serem mais ativos em altas temperaturas (HEARD & HENDRIKZ, 1993); com a maior atividade por parte dos insetos, aumenta a chance de captura por parte das

caçadoras cursoriais. Conforme BARGHUSEN *et al.* (1997) as aranhas podem mudar os locais de forrageamento baseando-se em condições ótimas.

O predomínio das construtoras de teias irregulares, no geral, foi no outono em relação às outras estações, uma diferença maior do que o registrado para as demais guildas. Segundo TURNBULL (1973) as construtoras de teias, diferente das caçadoras, necessitam ficar à espera, não podendo se aventurar à procura de diferentes presas. Esta estratégia de “ancoragem” a um local fixo como substrato dificulta uma fuga dos rigores das estações, sendo mais registradas em estações com menores severidades ambientais, como o outono no sul do Brasil.

Registramos as menores abundâncias para todas as guildas na primavera, assim como RODRIGUES (2005), entretanto, os maiores valores anotou para o verão, como registramos aqui para as caçadoras cursoriais. BALDISSERA *et al.* (2004) para as tecelãs, encontraram maiores abundâncias na primavera, porém em uma região do RS onde os invernos são bem mais severos. PODGAISKI *et al.* (2007) também registraram mais aranhas na primavera do que no outono em uma Floresta Estacional Decidual no Alto Uruguai, possivelmente as variações nas estações entre os locais são refletidas de forma diferente na assembléia de aranhas. Já para o Cerrado em SP, RINALDI & TRINCA (2008) registraram menos indivíduos na primavera, os autores sugerem que baixas temperaturas, diferente do verão, reduzem o número de presas e, assim, há redução nas aranhas.

Diferente das aranhas tecelãs que dependem da teia e do substrato para confecção da mesma, as caçadoras podem migrar para outros estratos (HÖFER, 1997). Possivelmente as caçadoras possam efetuar migrações sazonais, em diferentes estações, gerando uma estratificação temporal, onde o guarda-chuva entomológico não amostra as aranhas que, por exemplo, se deslocam para áreas próximas ao solo ou para as copas das árvores. É conhecido também o padrão de algumas aranhas no inverno diminuírem suas atividades, atuando

somente em períodos de aquecimento pelo sol, adultos muitas vezes não são registrados e jovens abrandam sua dispersão (TURNBULL, 1973).

JOCQUÉ (1984) comenta que em clima frio as tecelãs têm vantagem na construção da teia devido à baixa necessidade energética, já as aranhas errantes têm maiores taxas de gasto de energia devido a atividade de caça. Entretanto, não encontramos aqui este modelo, pois as tecelãs foram mais coletadas no outono e verão, e as baixas temperaturas não influenciaram significativamente nem as tecelãs orbiculares nem as irregulares.

Segundo CASTILHO *et al.* (2005) a copa da floresta é um habitat mais estável que o substrato edáfico para muitas aranhas. Possivelmente, o estrato arbóreo-arbustivo pode conter aranhas de ambos os estratos em dado momento e, principalmente, em uma determinada estação que melhor se ajuste as guildas das aranhas.

A composição da comunidade de aranhas pode ser afetada pela cheia dos rios (BATTIROLA *et al.* 2004; CASTILHO *et al.*, 2005), entretanto, nas estações chuvosas, principalmente no inverno onde são registrados maiores níveis dos rios e cheias (OLIVEIRA & RIBEIRO, 1986; IPAGRO, 1989; DANIEL, 1991; MARCHI & JARENKOW, 2008; SOARES & FERRER, 2009), esperava-se um incremento nas guildas das caçadores que migrassem do solo para o estrato arbóreo-arbustivo, mas isso não foi observado.

AVALOS *et al.* (2007) citam que em dois locais estudados, na Argentina, a fauna de aranhas ao longo das estações diferiu, com altas dominâncias nos dois locais no inverno. Possivelmente, as poucas aranhas que dominam a assembléia nas matas ciliares no inverno são especialmente adaptadas às severidades desta estação. Muitas aranhas são impossibilitadas de sobreviver em temperaturas muito baixas (HATLEY & MACMAHON, 1980), e pode ocorrer que as coletas não tenham coincidido com períodos em que ocorreram maiores severidades nas estações, como extremos de temperatura.

As modificações sofridas no ambiente, influenciadas pelas variações das estações, refletem-se nas próprias plantas que são o substrato para muitas aranhas. As tecelãs dependem da estrutura das espécies vegetais para substrato para a confecção das teias e as caçadoras abrigo. TOTI *et al.* (2000) e WHITMORE *et al.* (2002) não encontraram influência temporal na composição das guildas, somente verificaram que há influência da complexidade estrutural do habitat. Outros fatores que não foram avaliados aqui, mas que também podem refletir de forma divergente ao longo das diferentes estações são a intensidade dos ventos e a luminosidade (HERBERSTEIN & FLEISCH, 2003; BALDISSERA *et al.*, 2004).

Aranhas são sensíveis a condições abióticas, principalmente climáticas (WISE, 1993; FOELIX, 1996; BARGHUSEN *et al.*, 1997), no entanto, notamos neste trabalho que as variações nas temperaturas (máxima e mínima), assim como as variações da precipitação, não apresentaram efeitos significativos sobre as guildas de aranhas. CASTILHO *et al.* (2005) registram declínio na quantidade de aranhas com aumento da precipitação, porém, estes dados para a região do Pantanal, onde na época de cheias são registrados altos índices de precipitação. No Rio Grande do Sul, no entanto, não há uma distinção muito clara de estações (chuvosa-seca), esta pouca variação pode, de certa forma, explicar a ausência de interação entre a precipitação e a abundância das guildas.

Diferente do encontrado aqui, outras pesquisas demonstram que fatores abióticos modificam a assembléia de aranhas. BELL *et al.* (1999) evidenciaram que fatores climáticos influenciaram as assembléias de aranhas em uma comunidade ribeirinha, a partir de estudos realizados na região oeste da Europa nas margens dos rios Helge (Suécia), Garonne (França) e Trent (Reino Unido). FERREIRA & FLÓREZ (2007) investigando as aranhas orbiculares em três formações vegetais na Colômbia, com guarda-chuva entomológico, registraram maior abundância na estação chuvosa e incremento de espécies com o aumento da precipitação.

Entretanto, nos resultados encontrados aqui, não revelaram relação entre a precipitação e araneofauna. BLANCO *et al.* (2003) na Colômbia, a precipitação também não influenciou na diversidade de aranhas encontrada. Possivelmente, taxas muito altas de precipitação devem atuar sobre as aranhas, onde as chuvas podem impedir o processo de fixação das teias por parte das tecelãs e desabrigar aranhas caçadoras de seus esconderijos.

As guildas de aranhas mais abundantes podem ter uma função fundamental no ambiente. Um conhecimento mais amplo sobre a sua composição, sua implicação nas cadeias alimentares e, principalmente, fatores que influenciam esses grupos funcionais de aranhas, são fundamentais em pesquisas futuras. Possivelmente, estudos mais específicos para determinadas guildas e os fatores que afetam sua abundância podem esclarecer muitas questões levantadas aqui neste trabalho.

Agradecimentos. À Patrícia E. Silva Rodrigues pelo auxílio nas coletas. À Erica H. Buckup e a pesquisadora Maria Aparecida de L. Marques pelo acesso a coleção de aranhas e bibliografia e à direção do MCN pelo uso das dependências e equipamentos. À Ana Paula Ott, Helena Piccoli Romanowski e Luciano de Azevedo Moura pela leitura da primeira versão do manuscrito. Ao José Vanderlei Feltrim por disponibilizar a área de estudo no rio Maquiné e pelas informações prestadas sobre a área. Aos funcionários e administradores da Fazenda Corticeiras Empreendimentos e Participações LTDA, em Cristal, por permitir o acesso à área de estudo e Tiago C. de Marchi e João Andre Jarenkow pelas informações sobre a área. Ao Instituto Nacional de Meteorologia, 8º Distrito de Meteorologia e a Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária, Centro de Meteorologia Aplicada pelo fornecimento dos dados abióticos. Ao CNPq pela concessão da bolsa de doutorado a E.N.L. Rodrigues (processo 140586/2007-5). Este artigo é parte da tese de doutorado em Biologia Animal (UFRGS).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUILERA, M. A.; CASANUEVA, M. E. & HERNÁNDEZ, C. E. 2006. Composicion de la araneofauna em dos especies de arboles nativos *Peumus boldus* Mol. y *Luma apiculata* (D.C.) Burret en el Parque Botanico Pedro del Rio Zañartu (Hualpen), Concepcion, VIII Region, Chile. **Gayana** **70**(2):176-185.
- AVALOS, G.; RUBIO, G. D.; BAR, M. E. & GONZÁLEZ, A. 2007. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados Del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. **Revista de Biología Tropical** **55**(3-4):899-909.
- BALDISSERA, R.; GANADE, G. & FONTOURA, S. B. 2004. Web spider community response along an edge between pasture and *Araucaria* Forest. **Biological Conservation** **118**:403-409.
- BARGHUSEN, L. E.; CLAUSSEN, D. L.; ANDERSON, M. S. & BAILER, A. J. 1997. The effects of temperature on the web-building behavior of the common house spider, *Achaearanea tepidariorum*. **Functional Ecology** **11**:4-10.
- BATTIROLA, L. D.; MARQUES, M. I.; ADIS, J. & BRESCOVIT, A. D. 2004. Aspectos ecológicos da comunidade de Araneae (Arthropoda, Arachnida) em copas da palmeira *Attalea phareolata* Mart. (Arecaceae) no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** **48**(3):421-430.
- BELL, D.; PETTS, G. E. & SADLER, J. P. 1999. The distribution of spiders in the wooded riparian zone of three rivers in Western Europe. **Regulated Rivers Research and Management** **15**(1-3):141-158.
- BLANCO, E. V.; AMAT, G. D. G. & FLÓREZ, E. D. 2003. Araneofauna orbitelar (Araneae: Orbiculariae) de los Andes de Colombia: comunidades em habitats bajo regeneracion. **Revista Ibérica de Aracnología** **7**:189-203.
- CASTILHO, A. C. C.; MARQUES, M. I.; ADIS, J. & BRESCOVIT, A. D. 2005. Distribuição sazonal e vertical de Araneae em área com predomínio de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Amazoniana** **18** (3/4):215-239.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 1994. **Change in Marine Communities**. UK, National Research Concil. 144 p.
- CODDINGTON, J. A.; YOUNG, L. H. & COYLE, F. A. 1996. Estimating spider species richness in a Southern Appalachian cove hardwood forest. **The Journal of Arachnology** **24**:111-128.

- CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS; INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS; SECRETARIA DO MEIO AMBIENTES DO ESTADO DE SÃO PAULO & SEMAD/INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS, MG. 2000. **Avaliações e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente/SBF. 40p.
- DANIEL, A. 1991. Estudo fitossociológico arbóreo/arbustivo da mata ripária da Bacia Hidrográfica do rio dos Sinos, RS. **Pesquisas, Botânica** **42**:1-199.
- FERREIRA, L. O. & FLÓREZ, E. D. 2007. Aranãs orbitelares (Araneae: Orbiculariae) en tres formaciones vegetales de la Sierra Nevada de Santa Marta (Magdalena, Colombia). **Revista Ibérica de Aracnología** **16**: 3-16.
- FOELIX, R. F. 1996. **Biology of spiders**. New York, Oxford University Press. 336p.
- HAMMER, O. & HARPER, D. A. T. 2009. **Past: Paleontological Statistics**. Version 1.97. Disponível em: <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
- HATLEY, C. L. & MACMAHON J. A. 1980. Spider community organization: Seasonal variation and the role of vegetation architecture. **Environmental Entomology** **9**:632-639.
- HEARD, A. M. & HENDRIKZ, K. 1993. Factors influencing flight activity of colonies of the stingless bee *Trigona carbonaria* (Hymenoptera: Apidae). **Austral Journal of Zoology** **41**:343-353.
- HERBERSTEIN, M. E. & FLEISCH, A. F. 2003. Effect of abiotic factors on the foraging strategy of the orb-web spider *Argiope keyserling* (Araneae: Araneidae). **Austral Ecology** **28**:622-628.
- HÖFER, H. 1997. The spider communities. In: JUNK, W. ed. **The central Amazonian floodplain. Ecology of a pulsing system**. Springer, Berlin, p.373-383.
- HÖFER, H. & BRESOVIT, A. D. 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) (Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brazil). **Andrias** **15**:99-120.
- INDRUSIAK, L. F. & KOTZIAN, C. B. 1998. Inventário das aranhas arborícolas de três regiões de Santa Maria, RS, Brasil. **Revista Ciência e Natura** **20**:187-214.
- IPAGRO. 1989. **Atlas agroclimático do estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Secretaria da Agricultura e Abastecimento, v.1. 102p.
- JOCQUÉ, R. 1984. Considérations concernant l'abondance relative des araignées errantes et des araignées à toile vivant au niveau du sol. **Revue Arachnologique** **5**(4):193-204.
- MALUF, J. R. T. 2000. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia** **8**(1):141-150.

- MARCHI, T. C. & JARENKOW, J. A. 2008. Estrutura do componente arbóreo de mata ribeirinha no rio Camaquã, município de Cristal, Rio Grande do Sul. **Iheringia**, Série Botânica, **63**(2):241-248.
- NIEMELÄ, J.; PAJUNEM, T.; HAILA, Y.; PUNTTILA, P. & HALME, E. 1994. Seasonal activity of boreal forest-floor spiders (Araneae). **The Journal of Arachnology** **22**:23-31.
- OLIVEIRA, A. A. B. & RIBEIRO, A. G. 1986. Climatologia. *In*: IBGE. **Levantamento de recursos naturais**. Rio de Janeiro, IBGE, v.33, p.757-776.
- PODGAISKI, L. R.; OTT, R.; RODRIGUES, E. N. L.; BUCKUP, E. H. & MARQUES, M. A. L. 2007. Araneofauna (Arachnida; Araneae) do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica** **7**(n2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?inventory+bn01107022007>.
- RODRIGUES, E. N. L. 2005. Fauna araneológica (Arachnida; Araneae) arborícola de duas áreas em uma mata de restinga no sul do Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia** **27**(1):73-92.
- RODRIGUES, E. N. L.; MENDONÇA, JR. M. S. & OTT, R. 2009. Spider diversity in a rice agroecosystem and adjacent areas in southern Brazil. **Revista Colombiana de Entomología** **35**(1):78-86.
- RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H. F. 2000. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. EDUSP/FAPESP, São Paulo.
- RAIZER, J.; JAPYASSÚ, H. F.; INDICATTI, R. P. & BRESCOVIT, A. D. 2005. Comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) do pantanal norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. **Biota Neotropica** **5**(1a): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN951a2005>.
- RINALDI, I. M. P. & TRINCA, L. A. 2008. Spider assemblages in widely-separated patches of cerrado in São Paulo State, Brazil. **Acta Biologica Paranaense** **37**(3, 4):165-180.
- SEVEGNANI, L. & BAPTISTA, L. R. M. 1996. Composição florística de uma floresta secundária, no âmbito da Floresta Atlântica, Maquiné, RS. **Sellowia** **45-48**:47-71.
- 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**, Hors serie:597-610.
- SOARES, L. R. & FERRER, R. S. 2009. Estrutura do componente arbóreo em uma área de floresta ribeirinha na bacia do rio Piratini, Rio Grande do Sul. **Biotemas** **22**(3):47-55.
- SØRENSEN, L. L.; CODDINGTON, J. A. & SCHARFF, N. 2002. Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an Afrotropical Forest. **Environmental Entomology** **31**(2):319-330.

- TOTI, D. S.; FREDERICK, A. C. & MILLER, J. A. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. **The Journal of Arachnology** **28**:329-345.
- TURNBULL, A. L. 1973. Ecology of the true spiders (Araneomorphae). **Annual Review of Entomology** **18**:305-348.
- UETZ, G.W. 1991. Habitat structure and spider foraging. *In*: BELL, S. S.; MCCOY, E. D. & MUSHINSKY, H. R. eds. **Habitat structure. The physical arrangement of objects in space**. Chapman and Hall, London, p.325-348.
- UETZ, G. W.; HALAJ, J., & CADY, A. B. 1999. Guild structure of spiders in major groups. **The Journal of Arachnology** **27**:270-280.
- WHITMORE, C.; SLOTOW, R.; CROUCH, T. E. & DIPPERNAAR-SCHOEMAN, A. S. 2002. Diversity of spiders (Araneae) in a Savanna Reserve, Northern Province, South Africa. **The Journal of Arachnology** **30**:344-356.
- WISE, D. H. 1993. **Spiders in ecological webs**. Cambridge, Cambridge University Press. xiii+328p.

Legendas das figuras e tabela

Figura 1. Abundância média (entre os quatro rios \pm EP) das guildas de aranhas para os dois anos de amostragem em matas ciliares no Rio Grande do Sul, Brasil (ORB, construtoras de teias orbiculares; CTI, construtoras de teias irregulares; CCU, caçadoras cursoriais; CEM, caçadoras emboscadoras/espreitadoras).

Figura 2. Abundância média (entre os quatro rios \pm EP) das guildas de aranhas para as diferentes estações amostradas em matas ciliares no Rio Grande do Sul, Brasil (ORB, construtoras de teias orbiculares; CTI, construtoras de teias irregulares; CCU, caçadoras cursoriais; CEM, caçadoras emboscadoras/espreitadoras).

Figura 3. Variação sazonal na abundância das guildas de aranhas entre as diferentes estações nas 16 amostragens efetuadas em matas ciliares no Rio Grande do Sul, Brasil (ORB, construtoras de teias orbiculares; CTI, construtoras de teias irregulares; CCU, caçadoras cursoriais; CEM, caçadoras emboscadoras/espreitadoras; INV, inverno; PRI, primavera; VER, verão; OUT, outono).

Figuras 4, 5. Variação sazonal na abundância das guildas de aranhas entre os diferentes níveis ontogenéticos nas estações amostradas em matas ciliares no Rio Grande do Sul, Brasil: 4, aranhas jovens; 5, aranhas adultas (ORB, construtoras de teias orbiculares; CTI, construtoras de teias irregulares; CCU, caçadoras cursoriais; CEM, caçadoras emboscadoras/espreitadoras; INV, inverno; PRI, primavera; VER, verão; OUT, outono).

Figura 6. Ordenação pelo método de escalonamento multidimensional não métrico (nm-MDS) da abundância das guildas de aranhas nas diferentes estações amostradas em matas ciliares no Rio Grande do Sul, Brasil (I, inverno; P, primavera; V, verão; O, outono; 1, primeiro ano, 2, segundo ano).

Figuras 7-14. Variação sazonal na abundância das guildas de aranhas entre as diferentes matas ciliares amostradas e fatores abióticos avaliados: 7-10. Variação sazonal das guildas de aranhas: 7, Rio Piratini; 8, Rio Camaquã; 9, Rio dos Sinos; 10, Rio Maquiné. 11-14. Dados abióticos das matas ciliares, temperatura (mínima e máxima) e precipitação: 11, Rio Piratini; 12, Rio Camaquã; 13, Rio dos Sinos; 14, Rio Maquiné. (ORB, construtoras de teias orbiculares; CTI, construtoras de teias irregulares; CCU, caçadoras cursoriais; CEM, caçadoras emboscadoras/espreitadoras; INV, inverno; PRI, primavera; VER, verão; OUT, outono).

Tabela I. Guildas de aranhas (jovens e adultos) e suas respectivas famílias durante os dois anos de amostragens e nas diferentes estações amostradas em matas ciliares no Rio Grande do Sul, Brasil (inv, inverno; pri, primavera; ver, verão; out, outono; 1, primeiro ano, 2, segundo ano).

Figura 1.

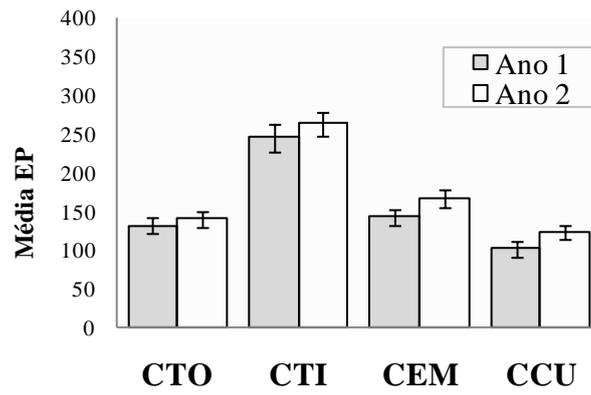


Figura 2.

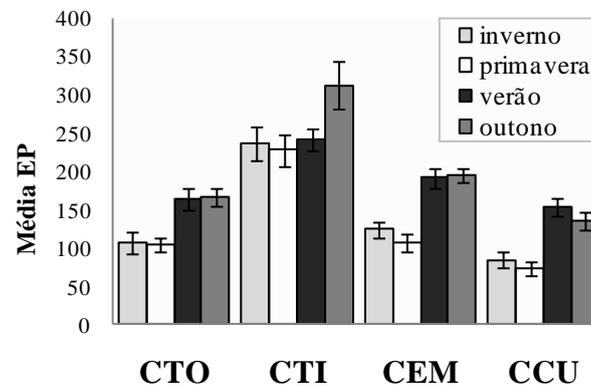
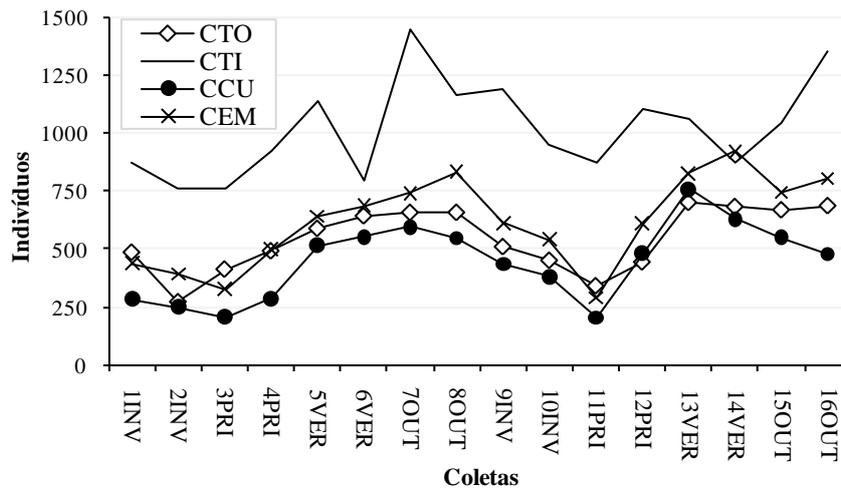


Figura 3.



Figuras 4, 5.

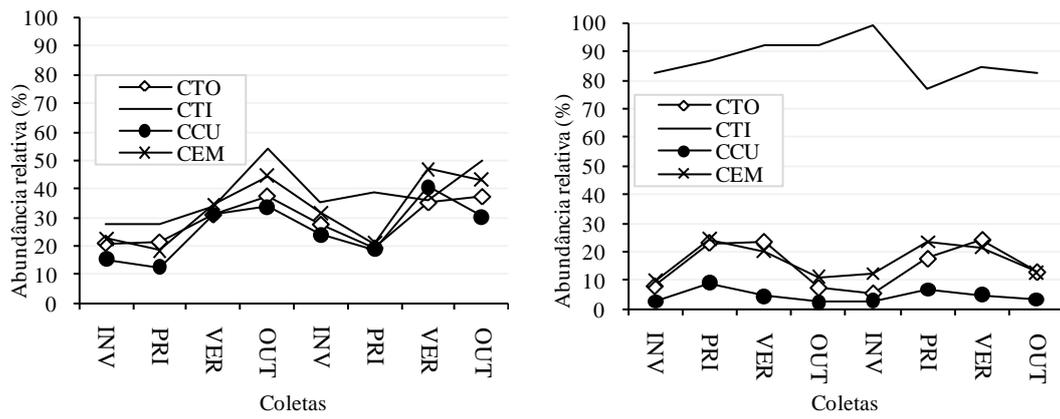
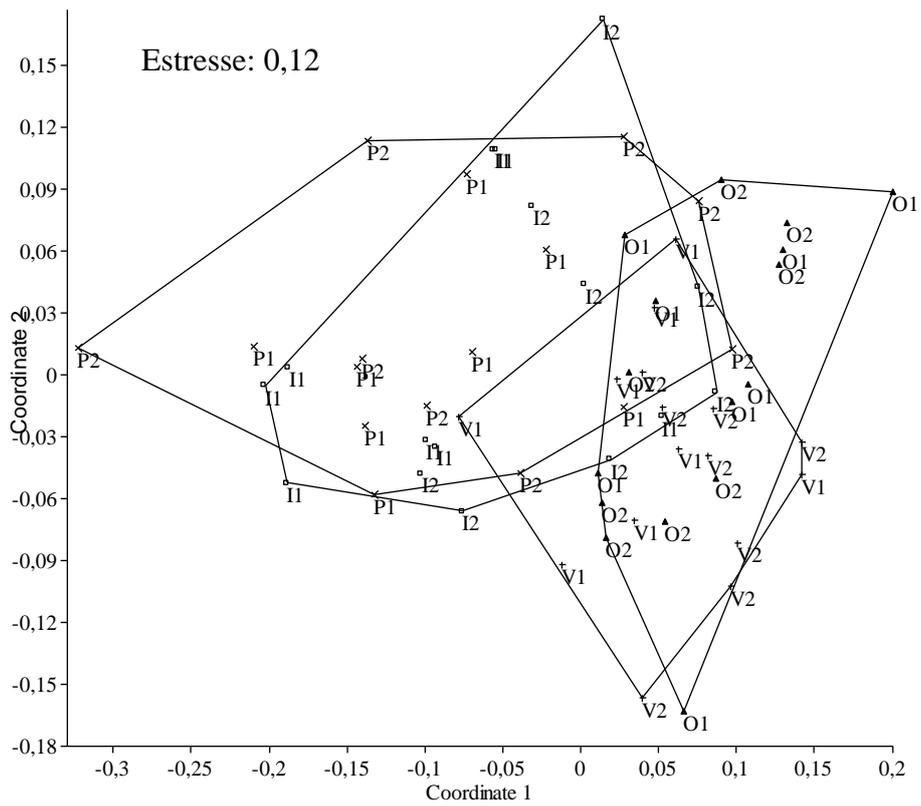


Figura 6.



Figuras 7-14

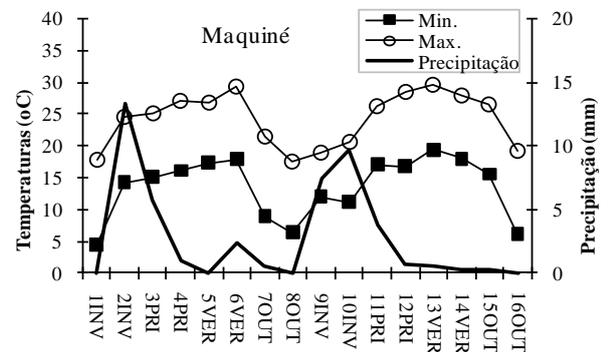
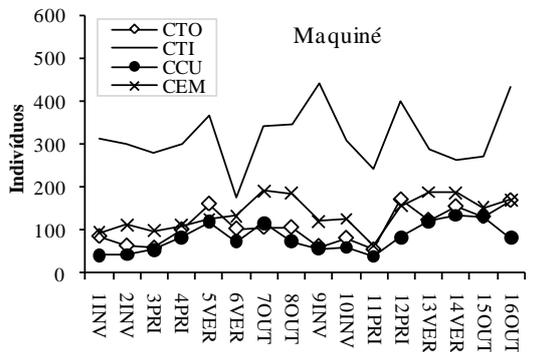
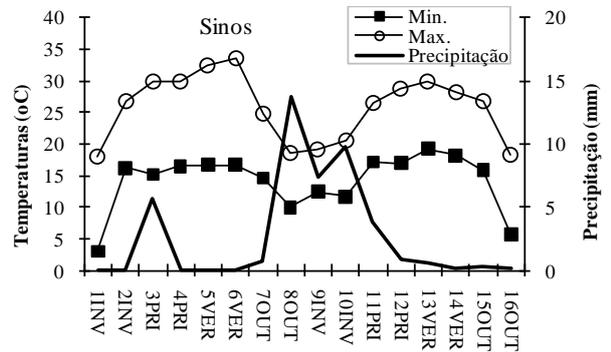
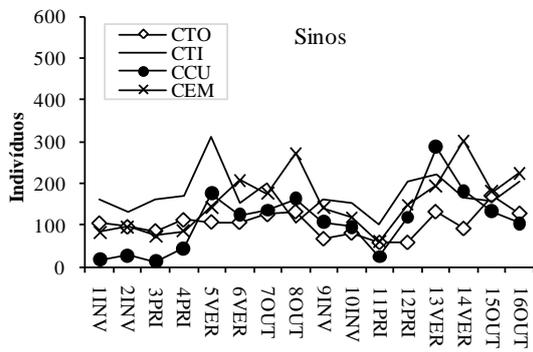
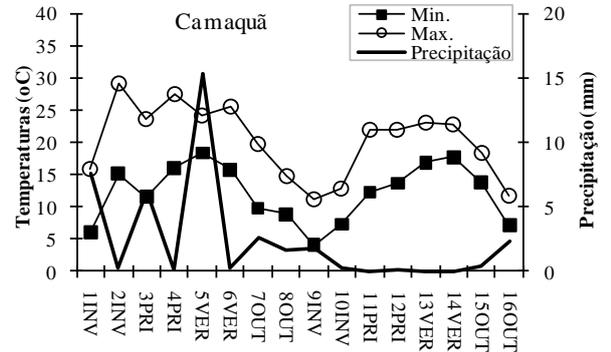
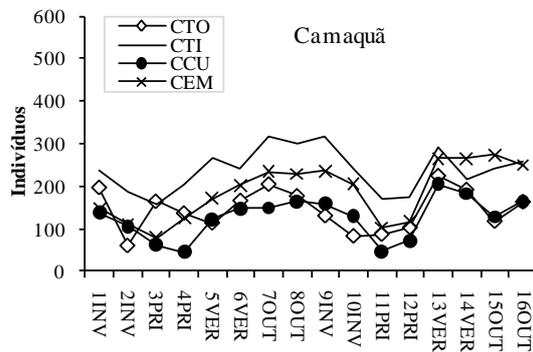
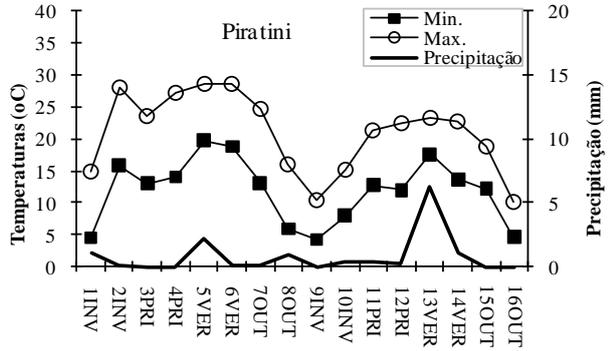
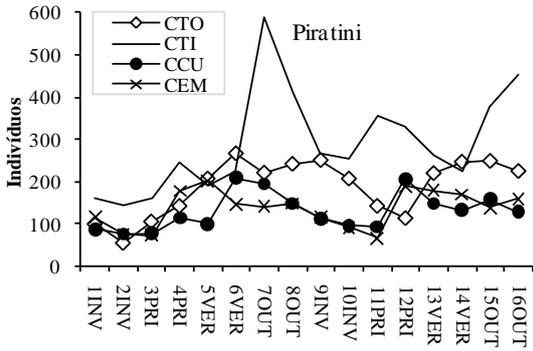


Tabela I.

| Guildas/Famílias | Estações - anos / coletas | | | | | | | | | | | | | | | | Σ |
|---|---------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|
| | inv1 | inv1 | pri1 | pri1 | ver1 | ver1 | out1 | out1 | inv2 | inv2 | pri2 | pri2 | ver2 | ver2 | out2 | out2 | |
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | |
| Construtoras de teias orbiculares (CTO) | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Araneidae | 243 | 128 | 203 | 299 | 380 | 407 | 380 | 399 | 263 | 238 | 189 | 304 | 465 | 430 | 339 | 355 | 5022 |
| Tetragnathidae | 105 | 59 | 121 | 117 | 70 | 65 | 83 | 96 | 83 | 74 | 85 | 82 | 49 | 43 | 57 | 121 | 1310 |
| Theridiosomatidae | 73 | 37 | 58 | 23 | 29 | 103 | 97 | 93 | 109 | 79 | 31 | 12 | 35 | 97 | 171 | 137 | 1184 |
| Uloboridae | 59 | 47 | 29 | 38 | 91 | 52 | 83 | 64 | 51 | 56 | 30 | 38 | 104 | 100 | 97 | 65 | 1004 |
| Nephilidae | | | | 11 | 17 | 10 | 3 | 1 | | | | | 40 | 9 | | | 91 |
| Deinopidae | 4 | | | 3 | 1 | 4 | 8 | 4 | 2 | 2 | 4 | 6 | 6 | 6 | 4 | 7 | 61 |
| Mysmenidae | 1 | | 1 | | | 1 | 3 | | 1 | 1 | | 1 | 1 | | | | 10 |
| Total CTO | 485 | 271 | 412 | 491 | 588 | 642 | 657 | 657 | 509 | 450 | 339 | 443 | 700 | 685 | 668 | 685 | 8682 |
| Construtoras de teias irregulares (CTI) | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Theridiidae | 588 | 583 | 532 | 708 | 908 | 678 | 1196 | 918 | 852 | 720 | 649 | 817 | 872 | 672 | 863 | 1063 | 12619 |
| Linyphiidae | 230 | 142 | 199 | 172 | 187 | 88 | 210 | 209 | 264 | 198 | 202 | 266 | 165 | 156 | 159 | 249 | 3096 |
| Pholcidae | 31 | 33 | 11 | 17 | 21 | 18 | 29 | 32 | 54 | 28 | 8 | 10 | 21 | 24 | 12 | 28 | 377 |
| Hahniidae | | 3 | 10 | 8 | 8 | 8 | 8 | 3 | 15 | 4 | 3 | 4 | | 8 | 5 | 9 | 96 |
| Scytodidae | 5 | | 7 | 14 | 13 | 3 | 3 | 1 | 2 | | 5 | 7 | 4 | 5 | 3 | | 72 |
| Amaurobiidae | | 1 | | 1 | 2 | 1 | | | 1 | 3 | 2 | 2 | 3 | | | 2 | 22 |
| Dictynidae | 17 | 3 | | | | | | 1 | | | | | | | | | 21 |
| Synotaxidae | | | | 1 | | | 1 | | 1 | 1 | 2 | | | 1 | | | 7 |
| Total CTI | 871 | 765 | 759 | 921 | 1139 | 796 | 1447 | 1164 | 1189 | 954 | 871 | 1106 | 1065 | 866 | 1044 | 1353 | 16310 |
| Caçadoras emboscadoras/espreitadoras (CEM) | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Thomisidae | 193 | 152 | 114 | 276 | 222 | 255 | 263 | 334 | 258 | 236 | 97 | 329 | 300 | 448 | 354 | 370 | 4201 |
| Salticidae | 159 | 149 | 114 | 125 | 330 | 335 | 339 | 321 | 214 | 205 | 132 | 214 | 371 | 339 | 250 | 276 | 3873 |
| Mimetidae | 35 | 27 | 35 | 29 | 28 | 35 | 57 | 50 | 61 | 36 | 35 | 16 | 31 | 50 | 63 | 63 | 651 |
| Pisauridae | 42 | 37 | 33 | 18 | 18 | 28 | 45 | 70 | 44 | 35 | 10 | 11 | 27 | 24 | 33 | 54 | 529 |
| Sparassidae | 1 | 6 | 13 | 23 | 17 | 13 | 12 | 22 | 16 | 15 | 10 | 12 | 35 | 29 | 16 | 21 | 261 |
| Philodromidae | 2 | 8 | 10 | 2 | 10 | 15 | 16 | 19 | 4 | 5 | 4 | 9 | 16 | 19 | 17 | 4 | 160 |
| Senoculidae | 2 | 4 | 4 | 18 | 9 | 1 | 6 | 10 | 6 | 5 | | 4 | 36 | 8 | 5 | 9 | 127 |
| Oxyopidae | 5 | 10 | 2 | 8 | 6 | 3 | 2 | 8 | 9 | 5 | 2 | 5 | 10 | 5 | 4 | 7 | 91 |
| Ctenidae | | | | | | 3 | | | | | | 10 | 1 | 1 | 2 | | 17 |
| Hersiliidae | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 |
| Idiopidae | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | 1 |
| Total CEM | 439 | 393 | 325 | 499 | 640 | 688 | 741 | 834 | 612 | 542 | 290 | 610 | 827 | 923 | 745 | 804 | 9912 |
| Caçadoras cursoriais (CCU) | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Anypheidae | 269 | 237 | 187 | 269 | 484 | 533 | 578 | 518 | 405 | 357 | 190 | 450 | 734 | 599 | 526 | 462 | 6798 |
| Corinnidae | 9 | 4 | 5 | 5 | 15 | 12 | 8 | 16 | 23 | 13 | 3 | 13 | 13 | 14 | 5 | 8 | 166 |
| Oonopidae | 1 | 4 | 10 | 9 | 9 | 1 | 4 | 1 | 2 | 6 | 9 | 6 | 5 | 5 | 8 | 5 | 85 |
| Miturgidae | 3 | 2 | 2 | | 3 | 8 | 4 | 9 | 5 | 3 | | 9 | 6 | 7 | 10 | 3 | 74 |
| Lycosidae | | | 1 | 2 | 3 | | 1 | 1 | | 1 | | 1 | | 5 | 1 | | 16 |
| Gnaphosidae | 1 | | | 1 | 2 | | | 2 | | | 1 | 1 | 1 | 1 | | | 10 |
| Clubionidae | | 2 | 1 | | | | | | | | | | | | | | 3 |
| Segestriidae | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | 1 |
| Total CCU | 283 | 249 | 206 | 286 | 516 | 554 | 595 | 547 | 435 | 380 | 203 | 480 | 760 | 631 | 550 | 478 | 7153 |
| TOTAL | 2078 | 1678 | 1702 | 2197 | 2883 | 2680 | 3440 | 3202 | 2745 | 2326 | 1703 | 2639 | 3352 | 3105 | 3007 | 3320 | 42057 |



Iheringia Série Zoologia, Museu de Ciências Naturais, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul
Rua Dr. Salvador França, 1427, Jardim Botânico, CEP 90.690-000 Porto Alegre, RS, Brasil.
Fone: (51)33202039. Fax: (51)33363306. E-mail: iheringia-zoo@fzb.rs.gov.br

NORMAS PARA SUBMISSÃO DE MANUSCRITOS

O periódico **Iheringia, Série Zoologia**, editado pelo Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, destina-se a publicar trabalhos completos originais em Zoologia, com ênfase em taxonomia e sistemática, morfologia, história natural e ecologia de comunidades ou populações de espécies da fauna Neotropical recente. Notas científicas não serão aceitas para publicação. Em princípio, não serão aceitas listas faunísticas, sem contribuição taxonômica, ou que não sejam o resultado de estudos de ecologia ou história natural de comunidades, bem como chaves para identificação de grupos de táxons definidos por limites políticos. Para evitar transtornos aos autores, em caso de dúvidas quanto à adequação ao escopo da revista, recomendamos que a Comissão Editorial seja previamente consultada. Também não serão aceitos artigos com enfoque principal em Agronomia, Veterinária, Zootecnia ou outras áreas que envolvam zoologia aplicada. Manuscritos submetidos fora das normas da revista serão devolvidos aos autores antes de serem avaliados pela Comissão Editorial e Corpo de Consultores.

1. Encaminhar o trabalho ao editor, via ofício, assinado pelos autores, acompanhado do original e duas cópias (incluindo as figuras) além de arquivo digital (ver item 14).

2. Os manuscritos serão analisados por, no mínimo, dois consultores. A aprovação do trabalho, pela comissão editorial, será baseada no conteúdo científico, respaldado pelos pareceres dos consultores e no atendimento às normas. Alterações substanciais serão solicitadas aos autores, mediante a devolução dos originais acompanhados das sugestões.

3. O teor científico do trabalho é de responsabilidade dos autores, assim como a correção gramatical.

4. O manuscrito, redigido em português, inglês ou espanhol, deve ser impresso em papel A4, em fonte "Times New Roman" tamanho 12, com páginas numeradas e espaçamento duplo entre linhas.

5. Os trabalhos devem conter os tópicos: título; nomes dos autores (nome e sobrenome por extenso e demais preferencialmente abreviados); endereço completo dos autores, com e-mail para contato; "abstract" e "keywords" (máximo 5) em inglês; resumo e palavras-chave (máximo 5) em português ou espanhol; introdução; material e métodos; resultados; discussão e conclusões; agradecimentos e referências bibliográficas.

6. Não usar notas de rodapé.

7. Para os nomes genéricos e específicos usar itálico e, ao serem citados pela primeira vez no texto, incluir o nome do autor e o ano em que foram descritos. Expressões latinas também devem estar grafadas em itálico.

8. Citar as instituições depositárias dos espécimes que fundamentam a pesquisa, preferencialmente com tradição e infra-estrutura para manter coleções científicas e com políticas de curadoria bem definidas.

9. Citações de referências bibliográficas no texto devem ser feitas em Versalete (caixa alta reduzida) usando alguma das seguintes formas: BERTCHINGER & THOMÉ (1987), (BRYANT, 1915; BERTCHINGER & THOMÉ, 1987), HOLME *et al.* (1988).

10. Dispor as referências bibliográficas em ordem alfabética e cronológica, com os autores em Versalete (caixa alta reduzida). Apresentar a relação completa de autores (não abreviar a citação dos autores com "*et al.*") e o nome dos periódicos por extenso. Alinhar à margem esquerda com deslocamento de 0,6 cm. Não serão aceitas citações de resumos e trabalhos não publicados. Exemplos:

- BERTCHINGER, R. B. E. & THOMÉ, J. W. 1987. Contribuição à caracterização de *Phyllocaulis soleiformis* (Orbigny, 1835) (Gastropoda, Veronicellidae). **Revista Brasileira de Zoologia** 4(3):215-223.
- BRYANT, J. P. 1915. Woody plant-mammals interactions. In: ROSENTHAL, G. A. & BEREMBAUM, M. R. eds. **Herbivores: their interactions with secondary plants metabolites**. San Diego, Academic. v.2, p.344-365.
- HOLME, N. A.; BARNES, M. H. G.; IWERSON, C. W. R.; LUTKEN, B. M. & MCINTYRE, A. D. 1988. **Methods for the study of marine mammals**. Oxford, Blackwell Scientific. 527p.
- PLATNICK, N. I. 2002. **The world spider catalog, version 3.0**. American Museum of Natural History. Disponível em: <<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog81-87/index.html>>. Acesso em: 10.05.2002.

11. As ilustrações (desenhos, fotografias, gráficos e mapas) são tratadas como figuras, numeradas com algarismos arábicos seqüenciais e dispostas adotando o critério de rigorosa economia de espaço e considerando a área útil da página (16,5 x 24 cm) e da coluna (8 x 24 cm). A Comissão Editorial reserva-se o direito de efetuar alterações na montagem das pranchas ou solicitar nova disposição aos autores. As legendas devem ser autoexplicativas e impressas em folha à parte. Ilustrações a cores implicam em custos a cargo dos autores. Os originais devem ser enviados apenas após a aprovação do manuscrito. Incentivamos o encaminhamento das figuras em meio digital de alta qualidade (ver item 14).

12. As tabelas devem permitir um ajuste para uma (8 cm) ou duas colunas (16,5 cm) de largura, ser numeradas com algarismos romanos e apresentar título conciso e auto-explicativo.

13. A listagem do material examinado deve dispor as localidades de Norte a Sul e de Oeste a Leste e as siglas das instituições compostas preferencialmente de até 4 letras, segundo o modelo abaixo:

VENEZUELA, **Sucre**: San Antonio del Golfe, (Rio Claro, 5°57'N 74°51'W, 430m) 5 ♀, 8.VI.1942, S. Karpinski col. (MNH 2547). PANAMÁ, **Chiriquí**: Bugaba (Volcán de Chiriquí), 3 ♂, 3 ♀, 24.VI.1901, Champion col. (BMNH 1091). BRASIL, **Goiás**: Jataí (Fazenda Aceiro), 3 ♂, 15.XI.1915, C. Bueno col. (MZSP); **Paraná**: Curitiba, ♀, 10.XII.1925, F. Silveira col. (MNRJ); **Rio Grande do Sul**: São Francisco de Paula (Fazenda Kraeff, Mata com Araucária, 28°30'S 52°29'W, 915m), 5 ♂, 17.XI.1943, S. Carvalho col. (MCNZ 2147).

14. Enviar, juntamente com as cópias impressas, cópia do manuscrito em meio digital (disquete, zip disk ou CDROM, devidamente identificado) em arquivo para Microsoft Word (*.doc) ou em formato "Rich Text" (*.rtf). Para as imagens digitalizadas, utilizar resolução mínima de 300 dpi e arquivos Bitmap TIFF (*.tif). Enviar as imagens nos arquivos originais (não inseridas em arquivos do MS Word, MS Power Point e outros), rotulados de forma auto-explicativa (e. g. figura01.tif). Gráficos e tabelas devem ser inseridos em arquivos separados (Microsoft Word ou Excel). Para arquivos vetoriais utilizar formato Corel Draw (*.cdr).

15. As provas não serão enviadas aos autores, exceto em casos especiais.

16. Para cada artigo serão fornecidas, gratuitamente, 5 revistas, que serão remetidas preferencialmente para o primeiro autor. Os artigos também estarão na página do Scientific Electronic Library Online, SciELO/Brasil, disponível em www.scielo.br/isz.

Araneid orb-weavers (Araneae, Araneidae) associated with riparian forests in southern Brazil: a new species, complementary descriptions and new records

EVERTON NEI LOPES RODRIGUES^{1,3,4} & MILTON DE S. MENDONÇA, JR.²

1. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, Prédio 43435, 91501-970 Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil
2. Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Bloco IV, Prédio 43422, 91501-970 Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil
3. Museu de Ciências Naturais, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. Rua Dr. Salvador França, 1427, 90690-000 Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil
4. Corresponding author: enlrodrigues@yahoo.com.br

Abstract

The Araneidae is a speciose family including web-spinning spiders that are very abundant in various terrestrial ecosystems. Sixty-five araneid species from 20 genera were collected during an inventory of riparian forests in southern Brazil. Among these were one new species, described here as *Mangora piratini* sp. nov. Also discovered were the previously unknown males of *Alpaida citrina* (Keyserling, 1893), *A. octolobata* Levi, 1988 and *Testudinaria lemniscata* (Simon, 1895), which are described here for the first time. *Metazygia floresta* Levi, 1995, *Ocrepeira malleri* Levi, 1993 and *Testudinaria quadripunctata* Taczanowski, 1879 are recorded for the first time for Rio Grande do Sul State, Brazil.

Key words: Araneidae, Neotropical, new species, spiders, taxonomy

Introduction

The family Araneidae Clerck, 1757 ranks third in number of genera and species globally (Platnick 2010), including ecribellate, entelegyne, three-clawed spiders, having eight eyes in two rows; they are notable for building orb webs (Levi 2002), which helps in sampling them, as well as for their relatively large size and colourfulness.

Spiders in this family are generally among the most abundant and speciose among those sampled from the tree-shrub plant strata in faunal inventories in southern Brazil, even from distinct ecosystems (Indrusiak & Kotzian 1998, Baldissera *et al.* 2004, Rodrigues 2005, Silva & Araújo 2005, Bonaldo *et al.* 2007, Podgaiski *et al.* 2007, Baldissera *et al.* 2008). A species list was presented by Indrusiak & Buss (2003) for the central region of Rio Grande do Sul State. Even though riparian forests have an important function as corridors, potentially helping araneofauna disperse between distant areas (Raizer *et al.* 2005), the spider fauna of this ecosystem remains poorly known.

Data obtained from a spider inventory in riparian forests in southern Brazil revealed a new species: *Mangora piratini* sp. nov., described and illustrated here based on a female; males of *Alpaida citrina* (Keyserling, 1893), *A. octolobata* Levi, 1988 and *Testudinaria lemniscata* (Simon, 1895) are also described and illustrated; and the species *Metazygia floresta* Levi, 1995, *Ocrepeira malleri* Levi, 1993 and *Testudinaria quadripunctata* Taczanowski, 1879 are recorded for Rio Grande do Sul State, Brazil, for the first time.

Materials and methods

The specimens examined were deposited in the collection of Araneae of Museu de Ciências Naturais, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (MCN; E. H. Buckup) from Porto

Alegre, Brazil. The description style and terminology of palpal morphology follow Levi (1988, 2005 and 2007). Specimens were illustrated using a Leica[®] MZ9.5 stereoscope with a camera lucida. Measurements are expressed in millimeters. Abbreviations: AME, anterior median eyes; ALE, anterior lateral eyes; PLE, posterior lateral eyes and PME, posterior median eye. All Araneidae spiders samples from a spider inventory in riparian forests in southern Brazil of special taxonomic interest, that is, new records, description of one of the sexes and new species are presented here, with the exception of the genus *Eustala*, which is currently being revised (Maria Rita Poeta, MCN, pers. comm.).

Taxonomy

Araneidae Clerck, 1757

***Alpaida* O.P.-Cambridge, 1889**

***Alpaida citrina* (Keyserling, 1892)**

(Figs. 1-4)

Epeira citrina Keyserling, 1892: 88, pl. 4, fig. 66 (Three females syntypes from Serra Vermelha, Rio de Janeiro, Brazil, deposited at BMNH, not examined).

Araneus citrinus, Petrunkevitch, 1911: 285.

Aranea citrinella, Roewer, 1942: 839.

Metepeira citrine, Mello-Leitão, 1943: 187.

Alpaida citrina, Levi, 1988: 418-420, figs. 204-206; Platnick, 2010.

Diagnosis. The male palp of *Alpaida citrina* (Keyserling, 1892) resembles that of *A. pedro* Levi, 1988 (see Levi 1988: fig. 252) by having a rectangular terminal apophysis without projections, differing from the other species of the genus. *Alpaida citrina* can be distinguished from *A. pedro* by the median apophysis with margin bearing numerous teeth and a shorter and wider embolus (Figs. 1, 2).

Note. For the diagnosis and description of female see Levi (1988: 418-420).

Description. Male (MCN 47001, Maquiné, RS). Total length 2.85. Carapace length 1.35, width 1.30, height 0.89. Clypeus height 0.07. Sternum length 0.65, width 0.65. Abdomen length 1.50, width 1.25, height 1.00. Leg formula I/II/IV/III. Leg lengths (I/II/III/IV): femur 1.50/1.30/0.85/1.20; patella 0.60/0.55/0.35/0.44; tibia 1.25/0.95/0.55/0.95; metatarsus 0.95/0.80/0.55/0.85; tarsus 0.44/0.44/0.35/0.44. Total leg (I/II/III/IV): 4.74/4.04/2.65/3.88. Eye diameters and interdistances: AME 0.10, ALE 0.07, PME 0.07, PLE 0.07; AME-ALE 0.17, PME-PLE 0.20, AME-AME 0.10, PME-PME 0.12. Eyes with black borders (Fig. 4). Carapace, sternum, endites and chelicerae yellowish. Legs with thighs yellow, other segments brown and distal portion dark-brown. Abdomen longer than wide, cylindrical. Dorsal side yellowish dotted with many black and a few white dots. Ventral side yellow without black pigment, except around the spinnerets. Palp with terminal apophysis very sclerotized without bumps. Tegulum with projection on the margin (Figs. 1, 2). Median apophysis sclerotized, toothed and distally excavated (Figs. 1, 2). Paracymbium short, hook-like (Figs. 2, 3).

Variation. Total length (five males) range: 2.85 to 3.25. Some males with scattered black spots on the dorsum of the abdomen and in others abdomen all black.

Material examined. BRAZIL, *Rio Grande do Sul*: Maquiné, riparian forest of Maquiné river, seven males and three females, 18.IX.2007–09.XI.2008, all collected by E. N. L. Rodrigues leg. (MCN 47001-47004).

Distribution. Brazil (Rio de Janeiro and Rio Grande do Sul).

***Alpaida octolobata* Levi, 1988**

(Figs. 5-8)

Alpaida octolobata Levi, 1988: 460, figs. 483-485 (Holotype female from Montenegro, Rio Grande do Sul, Brazil, 15. Dec. 1977, A. A. Lise col., deposited at MCN, examined); Platnick, 2010.

Diagnosis. The male palp of *Alpaida octolobata* Levi, 1988 resembles that of *A. tabula* (Simon, 1895) (see Levi 1988: fig. 115) by having a terminal apophysis with a distally rounded projection differing from the other species of the genus. *Alpaida octolobata* can be distinguished from *A. tabula* by the direction of this projection, not toward cymbium apex, and by the median apophysis having the proximal portion bifurcated (Figs. 5, 6).

Note. For the diagnosis and description of female see Levi (1988: 460).

Description. Male (MCN 47005, Cristal, RS). Total length 3.55. Carapace length 1.55, width 1.25, height 0.85. Clypeus height 0.14. Sternum length 0.80, width 0.75. Abdomen length 2.20, width 1.65, height 1.25. Leg formula I/II/IV/III. Leg lengths (I/II/III/IV): femur 2.25/1.79/1.25/1.70; patella 0.55/0.55/0.44/0.50; tibia 1.75/1.35/0.75/1.25; metatarsus 1.65/1.45/0.75/1.20; tarsus 0.75/0.60/0.44/0.55. Total leg (I/II/III/IV): 6.95/5.74/3.63/5.20. Eye diameters and interdistances: AME 0.12, ALE 0.07, PME 0.10, PLE 0.07; AME-ALE 0.15, PME-PLE 0.17, AME-AME 0.12, PME-PME 0.15. Eyes with black borders (Fig. 8). Carapace yellowish, ocular area darker. Sternum, endites and chelicerae yellowish, with few hairs. Legs yellowish, tarsi darker. Abdomen with three pairs of larger lateral lobes, plus two smaller lobes, one anterior and another posterior (Fig. 8). Apex of each lobe with a small black spot. Dorsum yellowish, with small dots of a yellowish-white

pigmentation, middle-anterior portion darker. Ventral side with dispersed white pigmentation. Spinnerets yellow. Palp with median apophysis very sclerotized (Figs. 5, 6). Tegulum without projection on the margin. Embolus with bifurcate apex. Paracymbium hooked (Fig. 7).

Variation. Total length (five males) range: 3.10 to 3.75. Some males with abdomen less pigmented yellowish-white.

Material examined. BRAZIL, *Rio Grande do Sul*: Cristal, riparian forest of Camaquã river, six males and six females, 14.XI.2007–12.VI.2009, all collected by E. N. L. Rodrigues leg. (MCN 47005-47012); Arroio Grande, riparian forest of Piratini river, four females, 16.IX.2007, all collected by E. N. L. Rodrigues leg. (MCN 46998-47000).

Distribution. Brazil (Rio Grande do Sul) and Argentina (Buenos Aires).

Testudinaria Taczanowski, 1879

***Testudinaria lemniscata* (Simon, 1893)**

(Figs. 9-13)

Arcidius lemniscatus Simon, 1893: 328, pl. 7, fig. 7 (Holotype female from Caraça, Minas Gerais, Brazil, E. Gounelle col., deposited at MNHN, not examined).

Gnolus lemniscatus, Simon, 1895: 910, fig. 976; Roewer, 1942: 912; Bonnet, 1957: 2028.

Testudinaria lemniscata, Levi, 2005: 192, figs. 33-38; Platnick, 2010.

Diagnosis. The male palp of *Testudinaria lemniscata* (Simon, 1893) (Figs. 9-11) resembles that of *T. unipunctata* (Simon, 1893) (see Levi 2005: figs 25, 26) by having a larger embolus anteriorly and by the presence of a distal spur on the median apophysis differing from other species of the genus. *Testudinaria lemniscata* can be distinguished from *T.*

unipunctata by the longer spur (Figs. 9-11), surpassing the margin of tegulum and by a less developed base of the median apophysis (Fig. 10).

Note. For the diagnosis and description of female see Levi (2005: 192).

Description. Male (MCN 47013, Maquiné, RS). Total length 3.00. Carapace length 1.30, width 1.10, height 0.70. Clypeus height 0.14. Sternum length 0.60, width 0.55. Abdomen length 1.75, width 1.50, height 0.95. Leg formula I/II/IV/III. Leg lengths (I/II/III/IV): femur 1.35/1.15/0.70/1.00; patella 0.44/0.40/0.30/0.40; tibia 1.05/0.95/0.55/0.70; metatarsus 1.20/0.85/0.55/0.85; tarsus 0.44/0.40/0.25/0.35. Total leg (I/II/III/IV): 4.48/3.75/2.35/3.30. Eye diameters and interdistances: AME 0.10, ALE 0.10, PME 0.07, PLE 0.10; AME-ALE 0.27, PME-PLE 0.35, AME-AME 0.07, PME-PME 0.10. Eyes with black borders, lateral eyes projected (Figs. 12, 13). Carapace pale-orange, median portion yellow. Chelicerae, sternum and endites yellow. Legs with thighs and anterior portion of femur yellow, other segments brownish and distal femur brown. Abdomen triangular, narrowing at the terminal portion, dorsum yellowish, with three black patches surrounded with white pigment, two anterior and one mid-posterior. Ventral side and spinnerets yellow. Palp with wide based embolus, sclerotized (Fig. 9), distal portion extending to the apex of conductor (Fig. 10). Median apophysis anteriorly large, distal portion narrowing as a hook (Fig. 10). Cymbium with ectal edge excavated (Fig. 11).

Variation. Total length (three males) 2.60 to 3.00.

Material examined. BRAZIL, *Rio Grande do Sul*: Maquiné, riparian forest of Maquiné river, three males and seven females, 27.I.2008–22.III.2009, all collected by E. N. L. Rodrigues leg. (MCN 47013-47019).

Distribution. Brazil (Minas Gerais, São Paulo, Santa Catarina and Rio Grande do Sul).

***Testudinaria quadripunctata* Taczanowski, 1879**

Testudinaria quadripunctata Taczanowski, 1879: 135, pl. 2, fig. 44 (Syntypes two females and one male from Amable María, Junín, Prov. Tarma, Peru, deposited at PAS, not examined).

Gnolus quadripunctatus, Simon, 1895: 912; Roewer, 1942: 912; Bonnet, 1957: 2029.

Scoloderus soaresi Mello-Leitão, 1945: 172, fig. 2.

Testudinaria quadripunctata, Levi, 2005: 190, figs. 13-20; Platnick, 2010.

New record. BRAZIL, Rio Grande do Sul: Maquiné, riparian forest of Maquiné river, one male, 22.VI.2008, E. N. L. Rodrigues leg. (MCN 47020).

Distribution. Venezuela (Aragua and Miranda), French Guiana, Brazil (Amazonas, Goiás and Rio Grande do Sul), Peru and Bolivia (Bení).

***Mangora* O.P.-Cambridge, 1889**

***Mangora piratini* sp. nov.**

(Figs. 14-16)

Types. Holotype female from riparian forest of Piratini river, Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brazil, 21.IX.2007, E. N. L. Rodrigues leg., deposited in MCN 47021.

Etymology. The species epithet is a noun in apposition referring to the type locality.

Diagnosis. The epigynum is similar to that of *M. latica* Levi, 2007 (Levi 2007, figs. 600, 601), in posterior view lateral plates are parallel with the median plate, apically projected like a tongue, but differs by the margins of lateral plates being closer together (Fig. 15). The

ventral side, posteriorly, has two lobes separated by a short space (Fig. 14) and, anteriorly, has spermathecae very close together. The male is unknown.

Description. Female (MCN 47021, Arroio Grande, RS). Total length 6.15. Carapace length 2.40, width 1.95, height 1.49. Clypeus height 0.10. Sternum length 1.10, width 0.89. Abdomen length 4.65, width 2.65, height 2.70. Leg formula I/IV/II/III. Leg lengths (I/II/III/IV): femur 2.75/2.50/1.70/2.75; patella 1.00/0.89/0.60/0.80; tibia 2.25/2.00/1.25/2.10; metatarsus 2.40/2.30/1.40/2.45; tarsus 0.95/0.95/0.80/0.95. Total leg (I/II/III/IV): 9.35/8.64/5.75/9.05. Eye diameters and interdistances: AME 0.15, ALE 0.07, PME 0.12, PLE 0.10; AME-ALE 0.20, PME-PLE 0.22, AME-AME 0.10, PME-PME 0.07. Eyes with black borders. Carapace (Fig. 16), sternum, endites and chelicerae yellowish. Legs yellow, except metatarsus and tarsus darker. Thighs III smaller than the others. Abdomen (Fig. 16) longer than wide, cylindrical, narrowing anteriorly. Dorsal and ventral sides yellow. Dorsum dotted with very sparse white spots, and two posterior black spots patches. Ventral side dotted with white, mostly on the central portion, from the epigastric furrow to the spinnerets. Colulus developed with four macrosetae. Spinnerets yellowish-brown. The epigynum sclerotized posteriorly, striated lateral plates and spermathecae very close together (Figs. 14, 15).

Material examined. Only the holotype was examined.

Distribution. Known only from the type locality (Arroio Grande, Rio Grande do Sul, Brazil).

***Metazygia* F. P.-Cambridge, 1903**

***Metazygia floresta* Levi, 1995**

Metazygia floresta Levi, 1995: 132, figs. 314-317 (Holotype female from Floresta dos macacos, Rio de Janeiro, Brazil, feb. 1961, M. Alvarenga col., deposited at AMNH, not examined); Platnick, 2010.

New record. BRAZIL, *Rio Grande do Sul*: Parobé, riparian forest of Sinos river, one female, 19.III.2008, E. N. L. Rodrigues leg. (MCN 47022).

Distribution. Brazil (Rio de Janeiro and Rio Grande do Sul).

***Ocrepeira* Marx, 1883**

***Ocrepeira malleri* Levi, 1993**

Ocrepeira malleri Levi, 1993: 100, figs. 180-185 (Holotype female from Pinhal, Santa Catarina, Brazil, dec. 1947, A. Maller col., deposited at AMNH, not examined); Platnick, 2010.

New record. BRAZIL, *Rio Grande do Sul*: Cristal, riparian forest of Camaquã river, one male, 19.XI.2007, E. N. L. Rodrigues leg. (MCN 47023).

Distribution. Brazil (Rio de Janeiro, Paraná, Santa Catarina and Rio Grande do Sul).

Acknowledgements

Thanks to Patricia E. Silva Rodrigues (MCN) for assistance in the field, to José Vanderlei Feltrim for allowing the study to occur in his area in the Maquiné River and for the information provided on the area, to Maria A. L. Marques, Erica H. Buckup and the direction of Museu de Ciências Naturais (MCN) for permitting the first author to develop part of this

work in its facilities. This study was supported by Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq 140586/2007-5 for E.N.L.Rodrigues). We also thank two reviewers (Jonathan A. Coddington and Pedro Cardoso) and the editor (Jeremy A. Miller) for their valuable comments.

References

- Baldissera, R., Ganade, G. & Fontoura, S.B. (2004) Web spider community response along an edge between pasture and *Araucaria* Forest. *Biological Conservation*, 118, 403-409.
- Baldissera, R., Ganade, G., Brescovit, A.D. & Hartz, S.M. (2008) Landscape mosaic of *Araucaria* forest and forest monoculture influencing understory spider assemblages in southern Brazil. *Austral Ecology*, 33, 45-54.
- Bonaldo, A.B., Marques, M.A.L., Pinto-da-Rocha, R. & Gardner, T. (2007) Species richness and community structure of arboreal spider assemblages in fragments of three vegetational types at Banhado Grande wet plain, Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia, Sér. Zool.*, 97(2), 143-151.
- Bonnet, P. (1957) *Bibliographia araneorum. Analyse méthodique de toute la littérature aranéologique jusqu'en 1939*. Les Frères Douladoure, Toulouse, vol. 2, part 3, G-M. 1927-3026p.
- Indrusiak, L.F. & Kotzian, C.B. (1998) Inventário das aranhas arborícolas de três regiões de Santa Maria, RS, Brasil. *Revista Ciência e Natura*, 20, 187-214.
- Indrusiak, L.F. & Buss, R.G. (2003) Lista de espécies de aranhas da região central do Rio Grande do Sul – Família Araneidae. *Revista Ciência e Natura*, 25, 51-60.
- Keyserling, E. (1892) *Die Spinnen Amerikas: Epeiridae*. Vol. 4, Nürnberg, 208 pp.
- Levi, H.W. (1988) The Neotropical orb-weaving spiders of the genus *Alpaida* (Araneae: Araneidae). *Bulletin of the Museum of the Comparative Zoology*, 151(7), 365-487.

- Levi, H.W. (1993) The Neotropical orb-weaving spiders of the genera *Wixia*, *Pozonia*, and *Ocrepeira* (Araneae: Araneidae). *Bulletin of the Museum of the Comparative Zoology*, 153(2), 47-141.
- Levi, H.W. (1995) The Neotropical orb-weaver genus *Metazygia* (Araneae: Araneidae). *Bulletin of the Museum of the Comparative Zoology*, 154(2), 63-151.
- Levi, H.W. (2002) Keys of the genera of araneid orbweavers (Araneae, Araneidae) of the Americas. *Journal of Arachnology*, 30(3), 527-562.
- Levi, H.W. (2005) The spider genera *Heterognatha*, *Testudinaria* and *Ursa* in South America (Araneae: Araneoidea). *Bulletin of the British Arachnological Society*, 13(6), 185-198.
- Levi, H.W. (2007) The orb weaver genus *Mangora* in South America (Araneae, Araneidae). *Bulletin of the Museum of the Comparative Zoology*, 159(1), 1-144.
- Mello-Leitão, C.F. (1943) Catálogo das aranhas do Rio Grande do Sul. *Archivos do Museu nacional do Rio de Janeiro*, 37, 147-245.
- Mello-Leitão, C.F. (1945) Some interesting new Brazilian spiders. *Transactions the Connecticut Academy of arts and Sciences*, 36, 169-175.
- Platnick, N.I. (2010) The world spider catalog, version 10.5. American Museum of Natural History. Available from <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html> (accessed 16 April 2010).
- Petrunkevitch, A. (1911) A synonymic index-catalogue of spiders of North, Central and South America with all adjacent islands, Greenland, Bermuda, West Indies, Terra del Fuego, Galapagos, etc. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 29, 1-791.
- Podgaiski, L.R., Ott, R., Rodrigues, E.N.L., Buckup, E.H. & Marques, M.A.L. (2007) Araneofauna (Arachnida, Araneae) do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul,

- Brasil. *Biota Neotropica*, 7(n2),
<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?inventory+bn01107022007>.
- Raizer, J., Japyassú, H.F., Indicatti, R.P. & Brescovit, A.D. (2005) Comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) do pantanal norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. *Biota Neotropica*, 5(1a),
<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN009051a2005>.
- Rodrigues, E.N.L. (2005) Fauna araneológica (Arachnida, Araneae) arborícola de duas áreas em uma mata de restinga no sul do Brasil. *Acta Biologica Leopoldensia*, 27(1), 73-92.
- Roewer, C.F. (1942) *Katalog der Araneae von 1758 bis 1940*. Bremen, Kommissions-Verlag von "NATURA". v. 1, p.1-1040.
- Silva, E.L.C. & Araújo, A.M. (2005) Distribuição e diversidade das espécies de aranhas (Araneae) coletadas na região de Tainhas e Terra de Areia, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 7(2), 285-296.
- Simon, E. (1893) Descriptions d'espèces et de genres nouveaux de l'ordre des Araneae. *Annales de la Société entomologique de France*, 62, 299-330.
- Simon, E. (1895) *Histoire Naturelle des Araignées*. Paris, Librairie Encyclopédique de Roret. v.1, fasc. 4, p.761-1084.
- Taczanowski, L. (1879) Les Aranéides du Pérou central. *Horae Societatis Entomologicae Rossicae*, 15, 102-136.

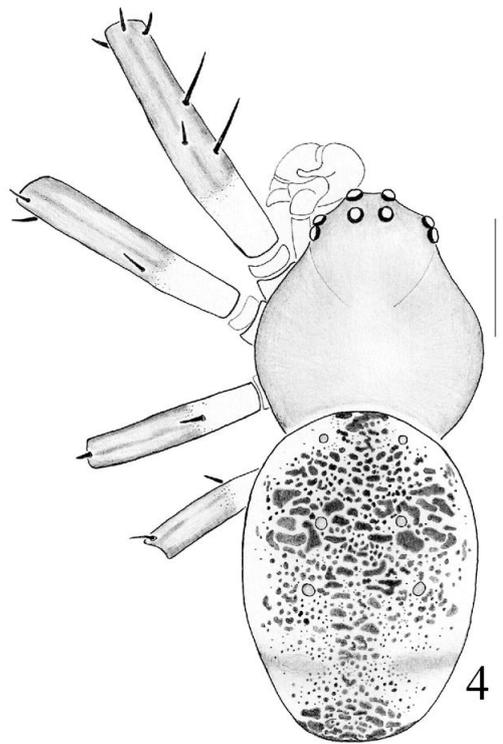
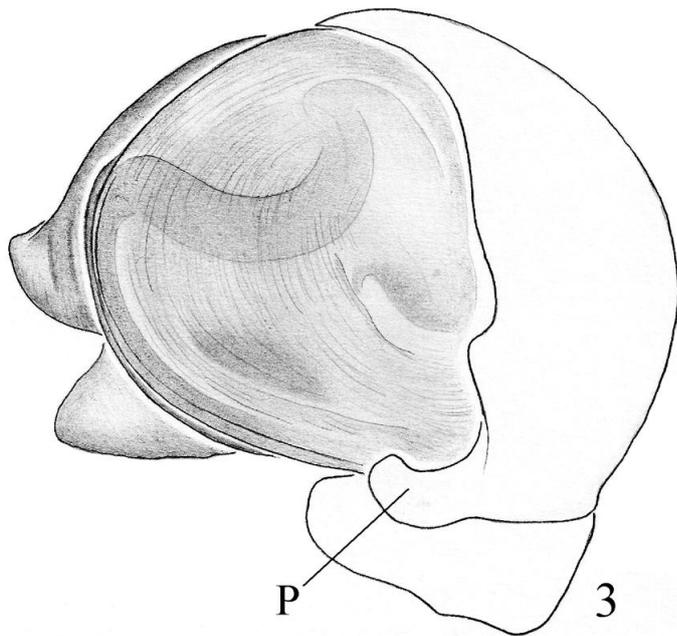
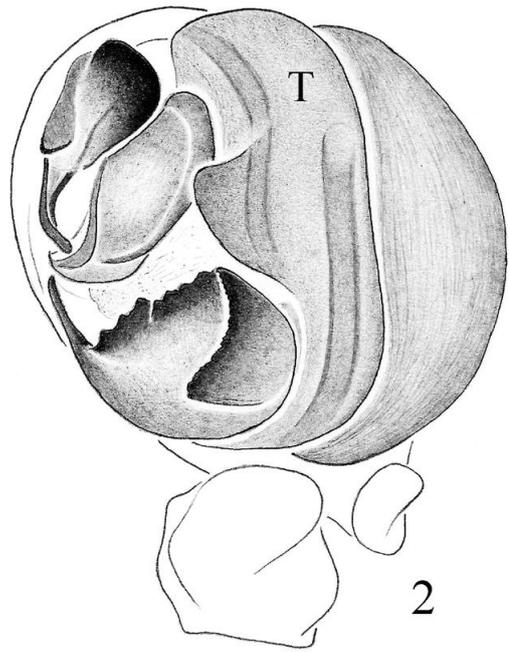
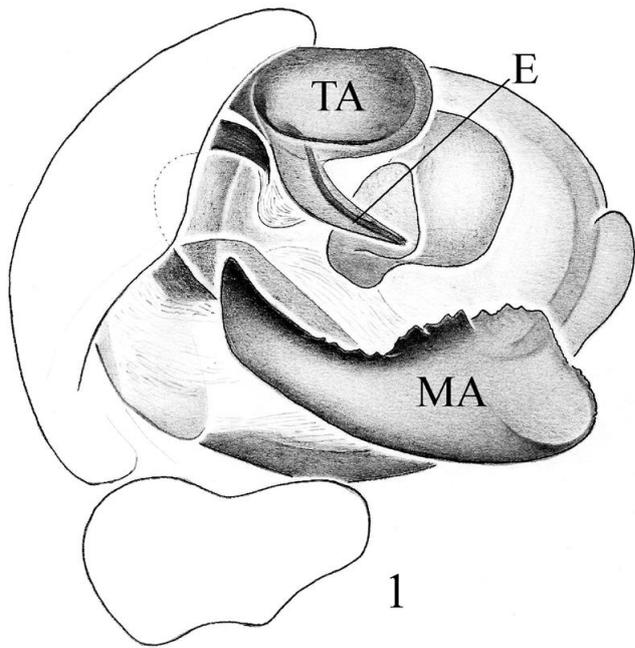
List of captions of the figures and table

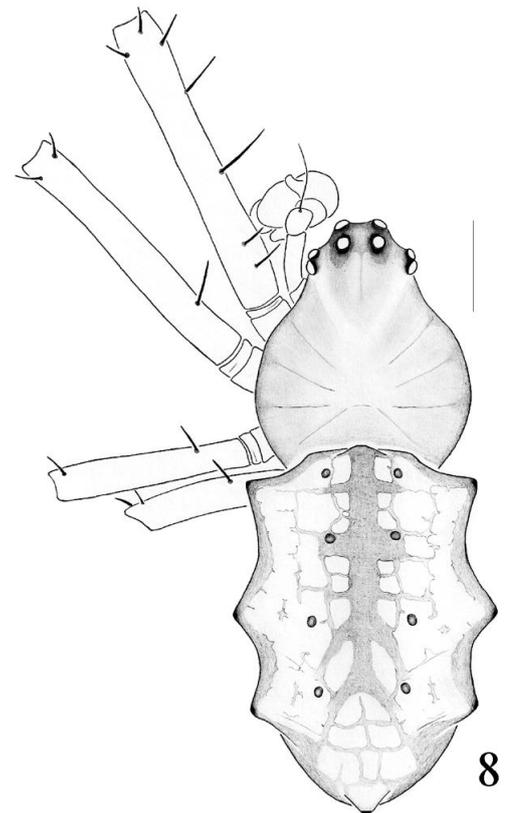
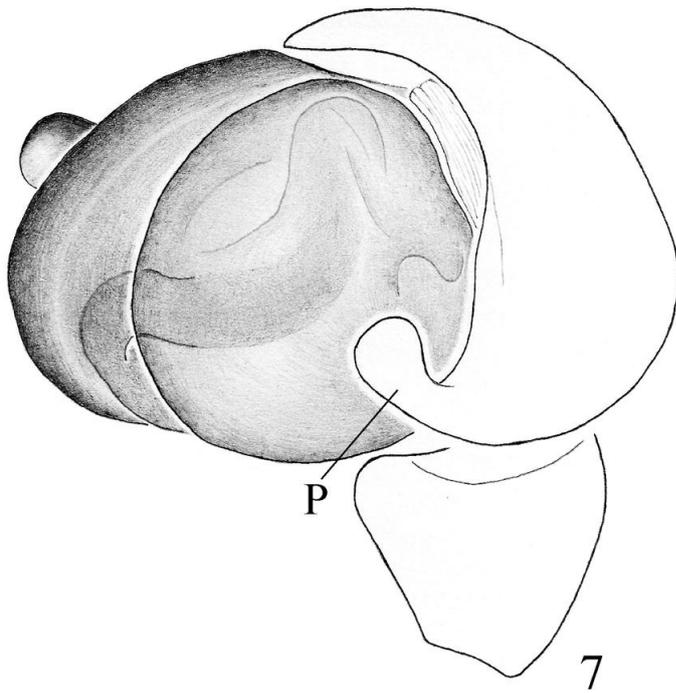
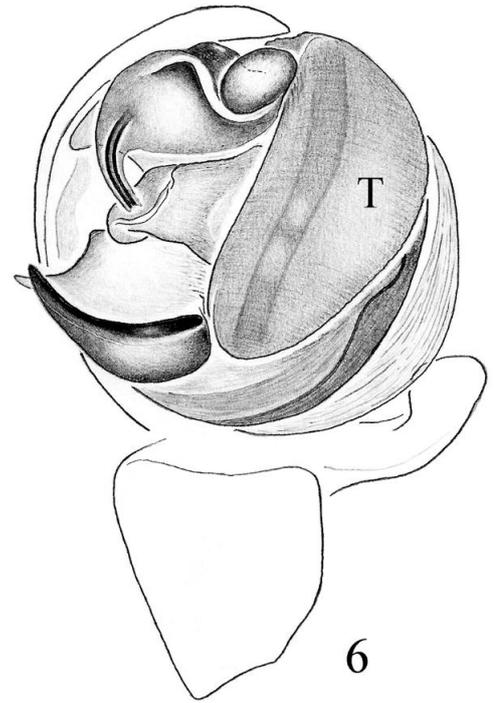
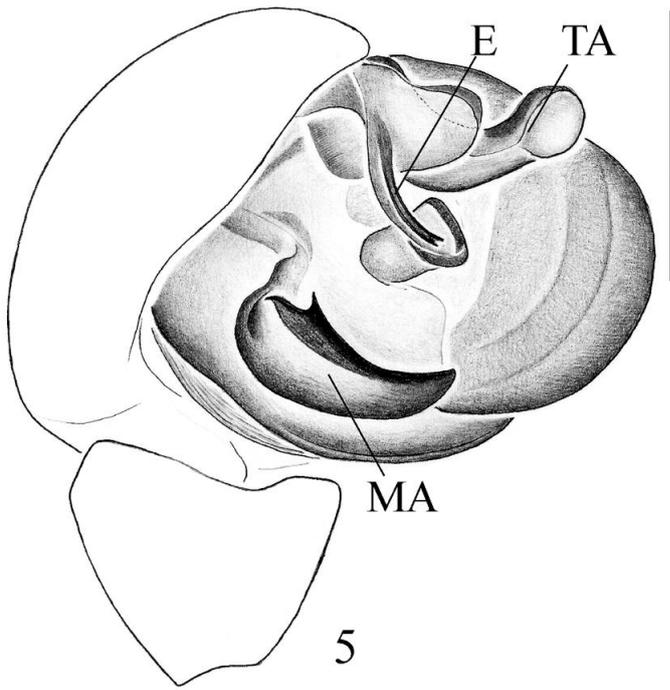
FIGURES 1-4. *Alpaia citrina* (Keyserling, 1892): (1-3) male palp: (1) mesal view, (2) ventral view, (3) ectal view, (4) male body, dorsal view (E = embolus; MA = median apophysis; P = paracymbium; T = tegulum; TA = terminal apophysis). Scale lines: (1-3) 0,25 mm, (4) 0,5 mm.

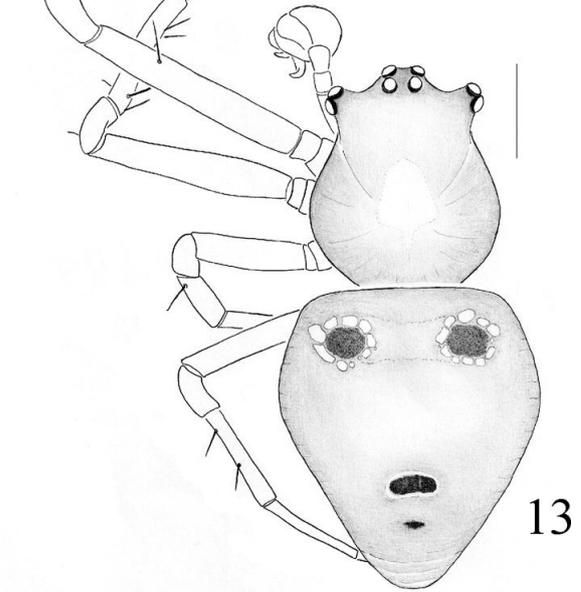
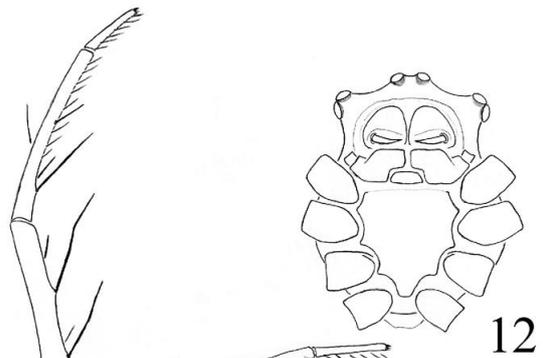
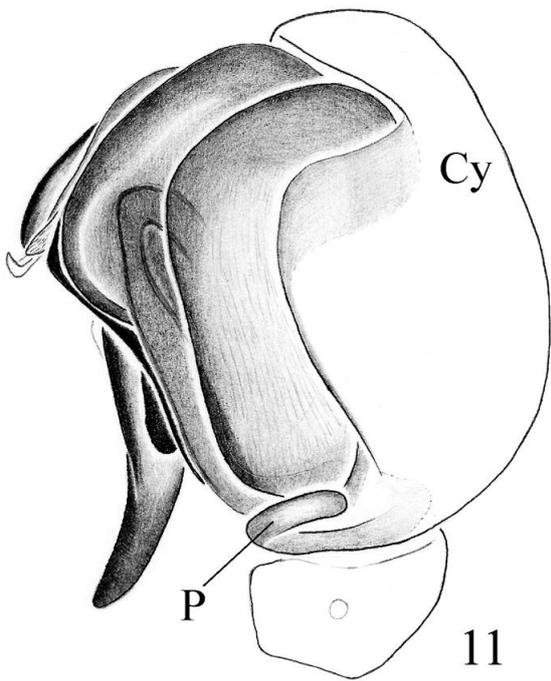
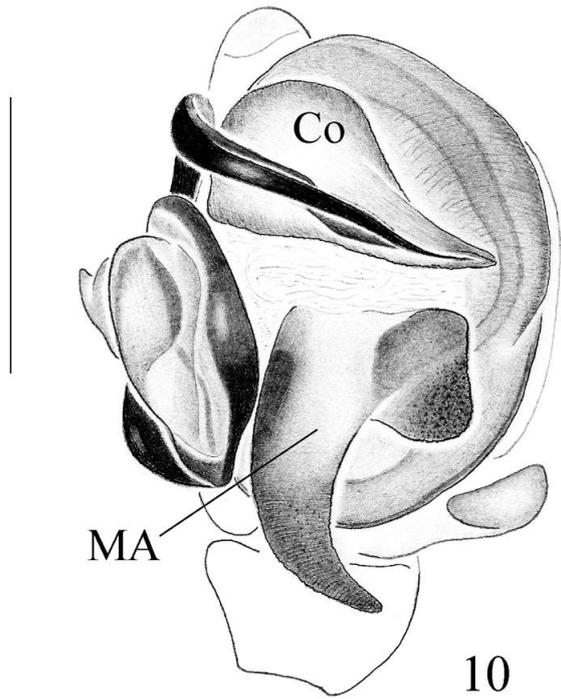
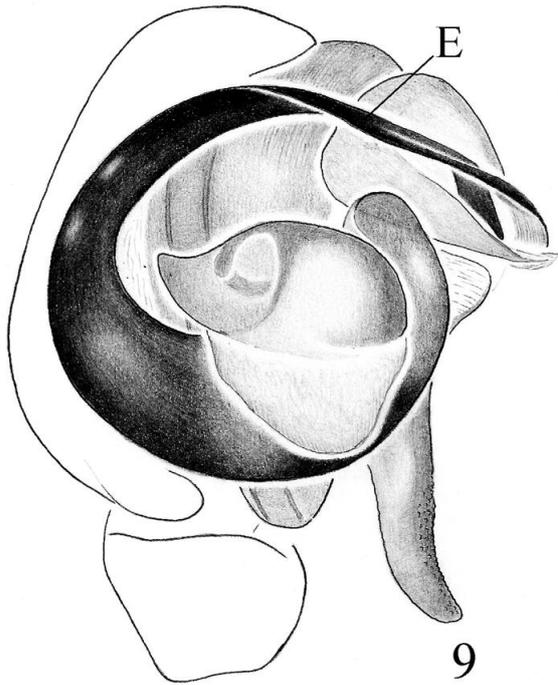
FIGURES 5-8. *Alpaia octolobata* Levi, 1988: (5-7) male palp: (5) mesal view, (6) ventral view, (7) ectal view, (8) male body, dorsal view (E = embolus; MA = median apophysis; P = paracymbium; T = tegulum; TA = terminal apophysis). Scale lines: (5-7) 0,25 mm, (8) 0,5 mm.

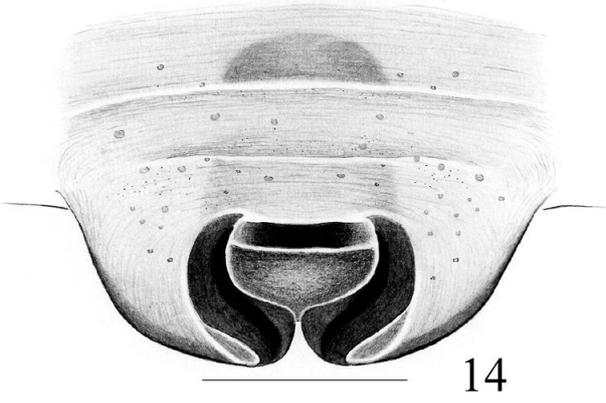
FIGURES 9-13. *Testudinaria lemniscata* (Simon, 1893): (9-11) male palp: (9) mesal view, (10) ventral view, (11) ectal view, (12, 13) male body: (12) cephalotorax, ventral view, (13) dorsal view (Co = conductor; Cy = cymbium; E = embolus; MA = median apophysis; P = paracymbium). Scale lines: (9-11) 0,25 mm, (12, 13) 0,5 mm.

FIGURES 14-16. *Mangora piratini* **sp. nov.**: (14, 15) female epygine: (14) ventral view, (15) posterior view, (16) female body, lateral view (LP = lateral plate; MP = median plate). Scale lines: (14, 15) 0,25 mm, (16) 1 mm.

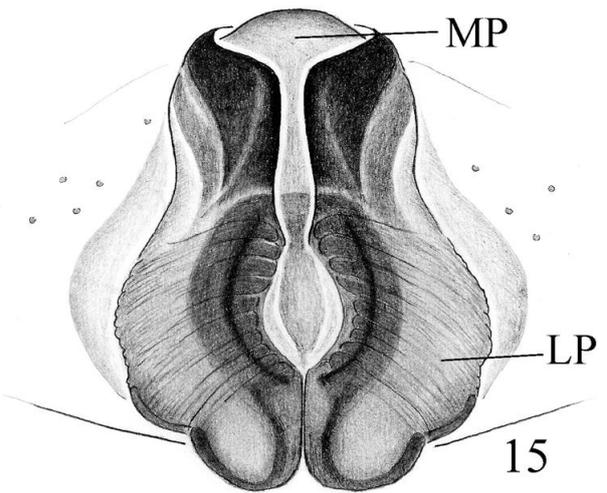








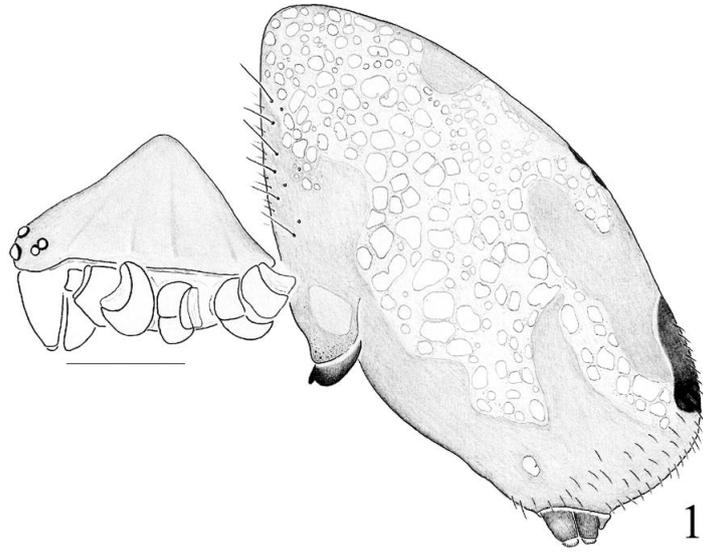
14



MP

LP

15



16

Information for authors

- [Aim and scope](#)
 - [Research article](#)
 - [Correspondence](#)
 - [Special issues](#) with collected papers (e.g. Festschrift)
- [Preparation of manuscripts](#)
- [Submission of manuscripts](#)
- [Review process](#)
- [Publication](#)
 - [Page charge and colour plates](#)
 - [Open access](#)
 - [Reprints](#)

Aim and scope

Zootaxa is a peer-reviewed international journal for rapid publication of high quality papers on any aspect of systematic zoology, with a preference for large taxonomic works such as monographs and revisions. *Zootaxa* considers papers on all animal taxa, both living and fossil, and especially encourages descriptions of new taxa. All types of taxonomic papers are considered, including theories and methods of systematics and phylogeny, taxonomic monographs, revisions and reviews, catalogues/checklists, biographies and bibliographies, identification guides, analysis of characters, phylogenetic relationships and zoogeographical patterns of distribution, descriptions of taxa, and nomenclature. Open access publishing option is strongly encouraged for authors with research grants and other funds. For those without grants/funds, all accepted manuscripts will be published but access is secured for subscribers only. All manuscripts will be subjected to peer review before acceptance. *Zootaxa* aims to publish each paper within one month after the acceptance by [editors](#).

Based on length, two categories of papers are considered.

1) Research article

Research articles are significant papers of four or more printed pages reporting original research. Papers between 4 and 59 printed pages are published in multi-paper issues of 60, 64 or 68 pages. Monographs (60 or more pages) are individually issued and bound, with ISBNs.

Zootaxa encourages large comprehensive taxonomic works. There is no upper limit on the length of manuscripts, although authors are advised to break monographs of over 1000 pages into a multi-volume contribution simply because books over 1000 pages are difficult to bind and too heavy to hold.

Very short manuscripts with isolated descriptions of a single species are generally discouraged, especially for taxa with large number of undescribed species. These short manuscripts may be returned to authors without consideration. Short papers on species of economic, environmental or phylogenetic importance may be accepted at the discretion of editors, who will generally encourage and advise authors to add value to the paper by providing more information (e.g. checklist of or key to species of the genus, biological information.....). Short papers of 4 or 5 pages accepted for publication may be shortened for publication in the Correspondence section.

2) Correspondence

High quality and important short manuscripts of 1 to 4 pages are considered to fill blank pages in multi-paper issues. *Zootaxa* publishes the following six types of correspondence:

- opinions and views on current issues of interests to systematic zoologists (e.g. [Zootaxa 1577: 1-2](#))
- commentary on or additions/corrections to papers previously published in *Zootaxa* (e.g. [Zootaxa 1494: 67-68](#))
- obituary in memory of deceased systematic zoologists (e.g. [Zootaxa 545: 67-68](#))
- taxonomic/nomenclatural notes of [importance](#)
- book reviews meant to introduce readers to new or rare taxonomic monographs (interested authors/publishers must write to subject editors before submitting books for review; editors then prepare the book review or invite colleagues to prepare the review; unsolicited reviews are not published)
- and short papers converted from manuscripts submitted as research articles but are too short to qualify as formal research articles.

These short contributions should have no more than **20 references** and its **total length should not exceed four printed pages (except editorials)**. Neither an abstract nor a list of key words is needed; major headings (Introduction, Material and methods...) should NOT be used, except for new taxon heading and references. A typical correspondence should consist of (1) a short and concise title, (2) author name and address (email address), (3) a series of paragraphs of the main text, and (4) a list of references if any. For correspondence of 3 or 4 pages, the first or last paragraph may be a summary.

Commentaries on published papers are intended for scholarly exchange of different views or interpretations of published data and should not contain personal attack; authors of concerned papers may be invited to reply to comments on their papers.

Special issues

Special issues with collected papers such as a Festschrift (see [Zootaxa 1325](#) and [Zootaxa 1599](#)) within the scope of the journal are occasionally published. Guest editors should send the proposal to the chief editor for approval and instructions. Although guest editors for special issues are responsible for organising the peer review of papers collected within these issues, they must follow *Zootaxa*'s style, standard and peer review procedures. If any papers by the guest editors are to be included in the special issue, then these papers must be handled by editors/colleagues other than the editor(s) involved. Special issues must be 60 or more pages. Normally funding is required to offset part of the production cost. Author payment for open access is strongly encouraged. Reprints can be ordered for the entire issue or for individual papers.

Preparation of manuscripts

1) *General*. All papers must be in English. Authors whose native language is not English are encouraged to have their manuscripts read by a native English-speaking colleague before submission. Nomenclature must be in agreement with the [International Code of Zoological Nomenclature](#) (4th edition 1999), which came into force on 1 January 2000. Author(s) of species name must be provided when the scientific name of any animal species is first mentioned (the year of publication needs not be given; if you give it, then provide a full reference of this in the reference list). Authors of plant species names need not be given. Metric systems should be used. If possible, use the common font New Times Roman and use as little formatting as possible (use only **bold** and

italics where necessary and indentions of paragraphs except the first). Special symbols (e.g. male or female sign) should be avoided because they are likely to be altered when files are read on different machines (Mac versus PC with different language systems). You can code them as m# and f#, which can be replaced during page setting. The style of each author is generally respected but they must follow the following general guidelines.

2) The **title** should be concise and informative. The higher taxa containing the taxa dealt with in the paper should be indicated in parentheses: e.g. *A taxonomic revision of the genus *Aus* (Order: family)*.

3) The **name(s) of all authors** of the paper must be given and should be typed in the upper case (e.g. ADAM SMITH, BRIAN SMITH & CAROL SMITH). The address of each author should be given in *italics* each starting a separate line. E-mail address(es) should be provided if available.

4) The **abstract** should be concise and informative. Any new names or new combinations proposed in the paper should be mentioned. Abstracts in other languages may also be included in addition to English abstract. The abstract should be followed by a list of **key words** that are not present in the title. Abstract and key words are not needed in short correspondence.

5) The arrangement of the **main text** varies with different types of papers (a taxonomic revision, an analysis of characters and phylogeny, a catalogue etc.), but should usually start with an **introduction** and end with a list of **references**. References should be cited in the text as Smith (1999), Smith and Smith (2000) or Smith *et al.* 2001 (3 or more authors), or alternatively in a parenthesis (Smith 2000; Smith & Smith 2000; Smith *et al.* 2001). All literature cited in the text must be listed in the references in the following format (see a [sample page here](#) in PDF).

A) **Journal paper:**

Smith, A. (1999) Title of the paper. *Title of the journal in full*, volume number, page range.

B) **Book chapter:**

Smith, A. & Smith, B. (2000) Title of the Chapter. *In*: Smith, A, Smith, B. & Smith, C. (Eds), *Title of Book*. Publisher name and location, pp. x–y.

C) **Book:**

Smith, A., Smith, B. & Smith, C. (2001) *Title of Book*. Publisher name and location, xyz pp.

C) **Internet resources**

Author (2002) *Title of website, database or other resources*, Publisher name and location (if indicated), number of pages (if known). Available from: <http://xxx.xxx.xxx/> (Date of access).

Dissertations resulting from graduate studies and non-serial proceedings of conferences/symposia are to be treated as books and cited as such. Papers not cited must not be listed in the references.

Please note that (1) **journal titles must be written in full (not abbreviated)**; (2) journal titles and volume numbers are followed by a ";"; (3) page ranges are connected by "n dash", not hyphen "-", which is used to connect two words. For websites, it is important to include the last date when you see that site, as it can be moved or deleted from that address in the future.

On the use of dashes: (1) Hyphens are used to link words such as personal names, some prefixes and compound adjectives (the last of which vary depending on the style manual in use). (2) En-dash or en-rule (the length of an 'n') is used to link spans. In the context of our journal that means numerals mainly, most frequently sizes, dates and page numbers (e.g. 1977–1981; figs 5–7) and also geographic or name associations (Murray–Darling River; a Federal–State agreement). (3) Em-dash or em-rule (the length of an 'm') are used far more infrequently, and are used for breaks in the text or subject, often used much as we used parentheses. In contrast to parentheses an em-dash can be used alone; e.g. What could these results mean—that Niel had discovered the meaning of life? En-dashes and em-dashes should not be spaced.

6) Legends of **illustrations** should be listed after the list of references. Small illustrations should be grouped into plates. When preparing illustrations, authors should bear in mind that the journal has a matter size of 25 cm by 17 cm and is printed on A4 paper. For species illustration, line drawings are preferred, although good quality B&W or colour photographs are also acceptable. See a guide [here](#) for detailed information on preparing plates for publication.

7) **Tables**, if any, should be given at the end of the manuscript. Please use the table function in your word processor to build tables so that the cells, rows and columns can remain aligned when font size and width of the table are changed. Please do not use Tab key or space bar to type tables.

8) **Keys** are not easy to typeset. In a typical dichotomous key, each lead of a couplet should be typed simply as a paragraph as in the box below:

```
1 Seven setae present on tarsus I ; four setae present on tibia I; leg I longer than the body; legs black in color ...  
Genus A  
- Six setae present on tarsus I; three setae present on tibia I; leg I shorter than the body; legs brown in color ... 2  
2 Leg II longer than leg I ... Genus B  
- Leg II shorter than leg I ... Genus C
```

Our typesetters can easily convert this to a proper format as in this [PDF file](#).

Deposition of specimens

Whenever possible, authors are advised to deposit type specimens in national or international public museums or collections. Authors are also advised to request registration numbers of deposited material in advance of the acceptance of papers to avoid unnecessary delay of publication. Some countries (e.g. Australia) require that primary type specimens be deposited in collections of the country of origin; authors are advised to take this into consideration.

Submission

Please follow the above basic guidelines and check if your manuscript has been prepared according to the style and format of the journal. Authors are encouraged to submit manuscripts by e-mail as attachments to the subject [Editors](#) responsible for your taxa or subject areas; manuscripts on small insect orders without subject editors should be submitted to Dr **Ernest Bernard** (ebarnard@utk.edu); manuscripts on other invertebrate taxa without subject editors should be submitted to the [Chief editor](#).

Prior to submitting a manuscript and figures to an editor, please check our [website](#) if there are two or more editors per subject, and then contact one of these to announce your intention to submit a manuscript for review. Please indicate the size of the manuscript, the number of figures and the format of these files. Your editor can then respond with special instructions, especially for the submission of many image files.

When you submit your manuscript to your editor, it will be more expedient to the review process if you offer the names of three or more potential reviewers with their complete postal and email addresses. It is also important to include the following statements in your cover letter:

1) All authors agree to its submission and the Corresponding author has been authorized by co-authors; 2) This Article has not been published before and is not concurrently being considered for publication elsewhere (including another editor at Zootaxa); 3) This Article does not violate any copyright or other personal proprietary right of any person or entity and it contains no abusive, defamatory, obscene or fraudulent statements, nor any other statements that are unlawful in any way.

Otherwise, your manuscript will not be processed.

For manuscripts with numerous illustrations, which might be saved as separate TIFF or JPG files, for the purpose of review, it will be easier and more efficient for the subject editors and reviewers to have the figures converted into one larger [PDF](#) (Portable Document Format) file, instead of requiring the subject editor to save many files, cutting and copying these into a string of messages/files to the reviewers. You should retain the original figures in a higher resolution format for the final production of the accepted paper. For the text, PDF file along with RTF (Rich Text format) files are preferred. The advantage of submitting a rtf file for the text part of the manuscript is that the reviewers can amend the manuscript electronically. If you can not prepare PDF files, then submit text in RTF and the figures in TIFF (line drawing scanned at 600 dpi and half tone at 300 dpi; please use LZW compression, if you can, to reduce the size of e-files for easy transmission); if halftone TIFF files are too big (exceeding 2 MB), then submit them in jpeg. See [here](#) for detailed information on preparing plates for publication.

Vector files (charts, maps etc) are best submitted as EMF.

If you do not have access to e-mail, you can send three copies of the manuscript by post. Please double space your ms and leave ample margins for printed manuscripts.

Authors of accepted papers will be asked to submit an electronic version of the manuscript so that the publisher needs not to re-key or scan the ms. At this stage, the text part of the ms must be submitted as RTF or MS Word files and figures as TIFF files. Authors please be aware that line drawings must be scanned at 600 or 900 dpi as line art (=1 bit); they must NOT be scanned as 8 bit or full colour images. Please read details [here](#).

In submitting the final version of revised manuscript to editors, authors are asked to provide the following information to all proper typesetting and indexing of the manuscript:

- 1) Corresponding author name and email
- 2) Author last name and running title (<40 characters; to be used in footer)
- 3) Number of plates and cited references
- 4) High taxon name (i.e. taxon section in Zootaxa website) and number of new taxa described in the paper

Authors need to complete and return an [Assignment of Copyright](#) form when paper is accepted for publication. Authors of institutions that do not allow transfer of copyrights to publishers (e.g. government institutions such as USDA, CSIRO) should attach a copyright waiver or similar documents.

Review process

When a manuscript is received by the [Editor](#), he/she will have it reviewed by at least two peers qualified to evaluate the manuscript and he/she normally asks the reviewers to complete the review in one month. However, the reviewing process will normally take longer, depending on the length of the manuscript and reviewer's responses.

Publication

Once the manuscript is accepted by your subject editor, final files, produced according to [Zootaxa requirement](#), will be forwarded by your subject editor to the chief editor, who will then link with author and the printer to ensure that the paper is published without unnecessary delay. Normally the proof will be sent to the author for checking 1 to 3 weeks after the final files are accepted. The paper will usually be published with two weeks (for larger papers it will take longer) once the corrections to the proof are received.

Page charge and colour plates. There is **no page charge** for publishing with *Zootaxa*. Publication of **colour figures/photographs** in online edition is also free of charge (print version in black and white). If colour plates in the print edition are desired, authors will be asked to contribute towards the full cost. Current rates: 300 USD for the first colour page; 200 USD for each additional colour page.

Open access. Zootaxa endorses the open access of taxonomic information and has published more open access taxonomic papers than any other journal. Authors who have funds to publish are strongly encouraged to pay a fee of 20 US\$ per printed page to give free online access of their papers to all readers at this site or their own site. Open access papers are read by more people and are expected to have higher citation rates.

Reprints. Each author will be given a **free e-reprint** (PDF) for personal use (printing a copy for own use or exchange with other researchers, but not for deposition in a library/website/ftp-site for public access).

Printed copies of each paper/monograph in the form of the regular reprint can also be produced by the Publisher for purchase by authors [at cost to authors](#), with a discount based on the number of copies ordered.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nos últimos anos tem se verificado um aumento significativo no número de artigos publicados com enfoque em estudos de assembleias de aranhas. Estes trabalhos tiveram um incremento na América do Sul, principalmente, com muitas publicações para diversas regiões do Brasil.

Os estudos da fauna de aranhas - em todos os ambientes, ecossistemas e regiões avaliadas - demonstram que este grupo abrange organismos muito diversificados, tanto em abundância, quanto em riqueza de espécies. Aqui neste trabalho, foram avaliados aspectos temporais e espaciais da comunidade de aranhas de diferentes matas ciliares, constituindo um inventário representativo da araneofauna do estrato arbóreo-arbustivo.

As matas ciliares, como verificado nesta tese, demonstram serem ambientes extremamente diversos em relação a assembleia de aranhas associada a estes locais. Espera-se que com a divulgação e publicação dos resultados aqui encontrados suscite uma “curiosidade científica” por parte de outros pesquisadores. Assim, futuramente novas pesquisas sejam efetuadas sobre a fauna de aranhas (e até mesmo de outros grupos taxonômicos) nestes ambientes tão importantes, mas criticamente ameaçados por atividades humanas e historicamente esquecidos pelo poder público.

6.1. Principais conclusões (conforme resolução número 23/2009, do PPGBAN-UFRGS)

- Este trabalho é o primeiro a inventariar e investigar a diversidade da fauna de aranhas de forma mais ampla em matas ciliares. Mesmo com um esforço amostral bastante intenso, incluindo dois anos de amostragens bisazonais, apresentando 14 novos registros de aranhas para o Estado do Rio Grande do Sul e três novos para o Brasil, conclui-se que as matas ciliares ainda continuam subamostradas. As curvas de rarefação e os estimadores revelam que

a fauna de aranhas ainda foi pouco amostrada para estes ecossistemas, revelando a urgência de estudos futuros, principalmente, abrangendo outros métodos, para diferentes estratos das florestas.

- Conclui-se que as matas ciliares realmente são ambientes muito ricos em espécies de aranhas, pois foram registradas 440 espécies/morfoespécies, apresentando a maior riqueza de espécies de aranhas em um inventário para o sul do Brasil, a partir do emprego do método de guarda-chuva entomológico para amostragens do estrato arbóreo-arbustivo.

- As diferenças nas composições das araneofaunas, entre as matas ciliares, são reflexos de variações regionais em diversos âmbitos, como fatores envolvidos com as diferentes bacias hidrográficas de cada floresta. Desta forma, as divergências estruturais entre as matas ciliares avaliadas parecem agir como fontes de organização das comunidades de aranhas, atuando diretamente sobre a dinâmica das espécies e suas composições nas assembléias. As associações das espécies com características de cada local foram determinantes para a formação de grupos de espécies para cada mata ciliar independentemente, demonstrando que cada mata apresenta sua fauna de aranhas distinta.

- As matas ciliares apresentam-se como ambientes amplamente diversificados, principalmente, em aspectos vinculados a riqueza de espécies, demonstrando serem ambientes que devem ser mais estudados, para dessa forma, fornecer mais subsídios para sua preservação e manutenção da sua diversidade biológica.

- As maiores riquezas de espécies nas bordas foram motivadas provavelmente pela sobreposição da fauna do campo e da mata, através de um fluxo de espécies entre os dois diferentes ambientes. Já as altas abundâncias no interior da mata possivelmente resultam do menor estresse de condições abióticas encontradas neste microambiente.

- A mata ciliar do rio Maquiné apresentou a maior abundância e riqueza observada devido a características do entorno desta mata, pois além de ocorrer forte influência de Mata

Atlântica na sua composição, esta mata ciliar é cercada por este Bioma, o que difere das demais matas ciliares com campos no seu entorno.

- As condições microambientais de cada local são diferentemente percebidas pela assembléia de aranhas, sendo que as matas ciliares mais antropizadas e fragmentadas (Sinos e Maquiné) apresentaram maiores proporções de aranhas no interior da mata, local mais protegido para estes fatores do que as bordas. Daí decorre a importância de estudos mais específicos para apontar as influências na araneofauna.

- As diferentes medidas utilizadas para avaliar se a complexidade ambiental age sobre a diversidade da araneofauna não demonstraram nenhuma correlação. Somente a cobertura do dossel afetou a assembleia de aranhas adultas, tanto na abundância, quanto na riqueza de espécies. Diferentes níveis de cobertura do dossel da floresta afetam de forma variável aranhas adultas e jovens. Aranhas do interior da mata preferem áreas mais fechadas, com pouca intensidade luminosa, o que é fortemente afetado pela cobertura do dossel da mata.

- Como a razão sexual demonstrou o predomínio de fêmeas sobre os machos, entre os dois anos e para as estações, conclui-se que o método aqui utilizado é mais efetivo para captura de fêmeas de aranhas.

- Para pesquisas futuras para avaliação rápida de fauna, analisando as aranhas adultas da comunidade, devem ser realizadas na primavera e/ou verão, por serem as estações do ano com maior abundância de aranhas adultas, maior riqueza de espécies e equitabilidade.

- Para estudos mais específicos, um grupo que deve ser considerado é a família Theridiidae, que foi a mais representada aqui neste estudo e parece ser bastante abundante, rico em espécies e por predominar no estrato arbóreo-arbustivo ao longo de todas as estações do ano.

- A variação entre a proporção das guildas, nas diferentes matas ciliares avaliadas, demonstra que cada fisionomia e características próprias das florestas influíram nas guildas de

aranhas. O padrão observado para o estrato arbóreo-arbustivo das matas ciliares no sul do Brasil é de grande abundância das aranhas da guilda das construtoras de teias irregulares e menor representação das caçadoras cursoriais.

- As aranhas da guilda das construtoras de teias irregulares têm menores taxas de mortalidade e/ou são mais aptas a enfrentar diferentes fatores ecológicos como competição, predação e obtenção de recursos alimentares, dadas as condições estruturais das matas pesquisadas. A guilda mais abundante tem papel fundamental no ambiente, podendo resultar em informações que indiquem como um grupo bioindicador.

- Diferente das guildas mais abundantes, as que possuem baixas densidades, e.g. caçadoras cursoriais, foram aquelas que apresentam famílias e espécies que não se adaptam ao ambiente ou a determinada característica estrutural e espacial da área de estudo.

- Muitas vezes, os jovens de aranhas não são utilizados em análises quantitativas, sendo descartados e com eles uma série de informações valiosas. Verificamos um padrão de distinção brutal entre adultos e jovens, ou seja, o processo de maturação tem consequências distintas para as diferentes guildas. Conclui-se que para estudos de comunidades de aranhas, devem ser avaliados ambos os estágios de maturidade, jovens e adultos, pois cada um apresenta padrões bastante distintos. Utilizando somente um dos níveis, muitas informações ecológicas serão descartadas.

- Temperatura (máxima e mínima) e precipitação não tiveram efeito significativo sobre a abundância das guildas, demonstrando que as aranhas respondem sazonalmente a outros fatores, como recursos alimentares, ou histórias de vida sincronizada com outras variáveis ambientais.

- As estações têm efeitos diferentes em cada local sobre as guildas, não ocorrendo homogeneidade nas distribuições das guildas ao longo do ano entre as matas ciliares avaliadas.

- Como para a maioria das espécies de aranhas não se conhece a história de vida e comportamento, o estudo com guildas, que no caso das aranhas são utilizadas as famílias, demonstrou ser eficiente para ilustrar diversos padrões ecológicos funcionais. Um melhor conhecimento sobre as guildas de aranhas, a sua composição, seus efeitos nas cadeias alimentares, fatores que influenciam a estrutura da assembléia de aranhas, entre outros, são essenciais em estudos futuros.

Desta forma, pode-se concluir que as matas ciliares são ambientes que necessitam urgente atenção, sendo áreas prioritárias para a conservação da diversidade biológica, pela sua importância para ecossistemas adjacentes. São ambientes essenciais para a manutenção e conservação da biodiversidade regional das aranhas.

A manutenção de fragmentos florestais e trechos de matas ciliares ao longo dos rios é extremamente importante para a conservação da fauna de aranhas. Mesmo estes fragmentos estando sobre forte influência antrópica, a sua manutenção pode futuramente conectar áreas mais diversificadas e servir de abrigo para as aranhas e outros artrópodes.

7. ANEXOS



Figura 1. Mapa esquemático da América do Sul, Brasil e Rio Grande do Sul. O mapa do RS ilustra a localização das áreas de estudo e as Províncias Geomorfológicas (Adaptado de <http://www.brasilrepublica.hpg.ig.com.br/mapas.htm>).



Figura 2. Mapa do Rio Grande do Sul ilustrando a localização das áreas de estudo e as Bacias Hidrográficas (Adaptado de <http://www.sema.rs.gov.br/sema/html/ihbacias.htm>).



Figura 3. Foto ilustrando a área de estudo no Rio Piratini, município de Arroio Grande, RS (Adaptado do programa Google Earth 4.0.2416(beta) disponível em <http://earth.google.com/downloads.html>; Barra: 5,84 Km).



Figura 4. Foto ilustrando a área de estudo no Rio Camaquã, município de Cristal, RS (Adaptado do programa Google Earth 4.0.2416(beta) disponível em <http://earth.google.com/downloads.html>; Barra: 2,72 Km).



Figura 5. Foto ilustrando a área de estudo no Rio dos Sinos, município de Parobé, RS (Adaptado do programa Google Earth 4.0.2416(beta) disponível em <http://earth.google.com/downloads.html>; Barra: 557 m).



Figura 6. Foto ilustrando a área de estudo no Rio Maquiné, município de Maquiné, RS (Adaptado do programa Google Earth 4.0.2416(beta) disponível em <http://earth.google.com/downloads.html>; Barra: 835 m).

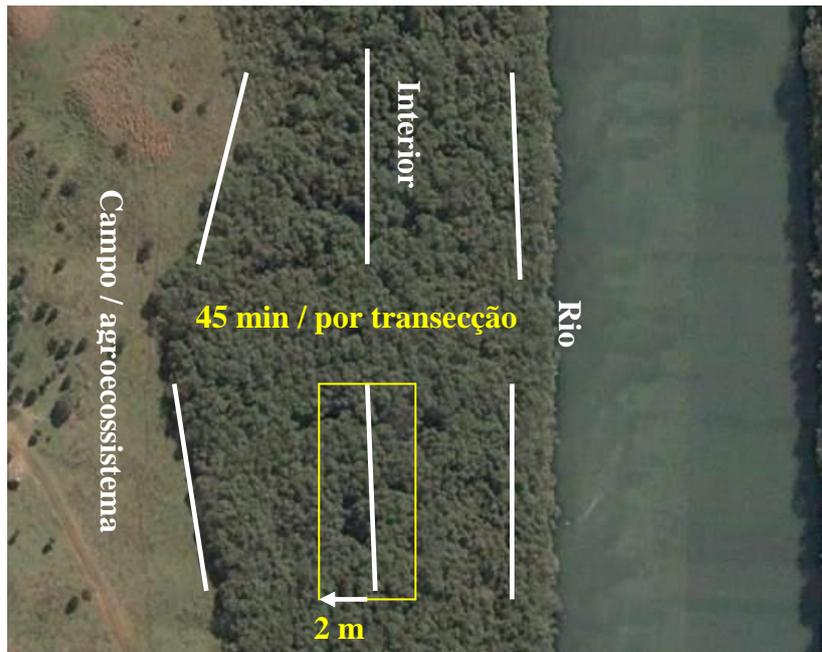


Figura 7. Figura esquemática sobre a disposição das transecções na área; demonstrando as transecções na borda com campo/agroecossistema e com a borda do rio, assim como as colocadas no interior da mata.

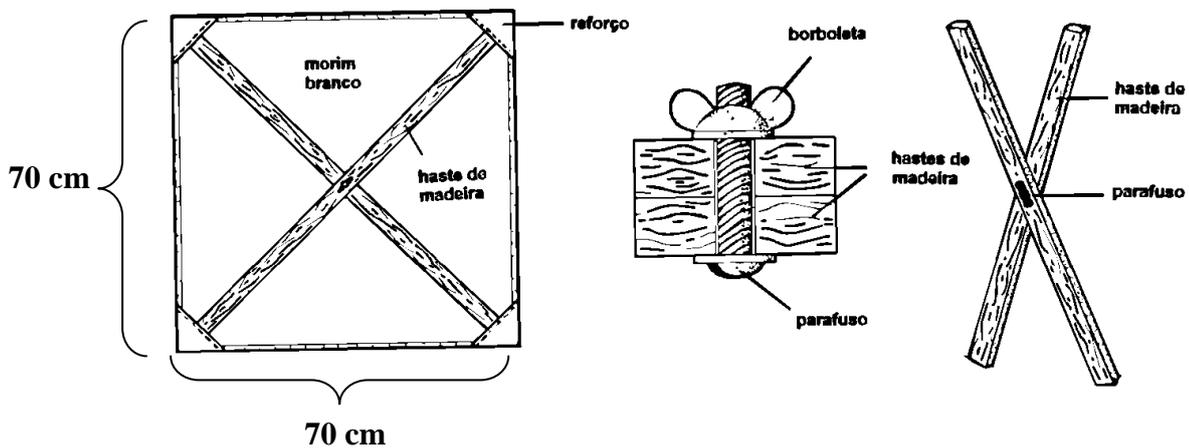
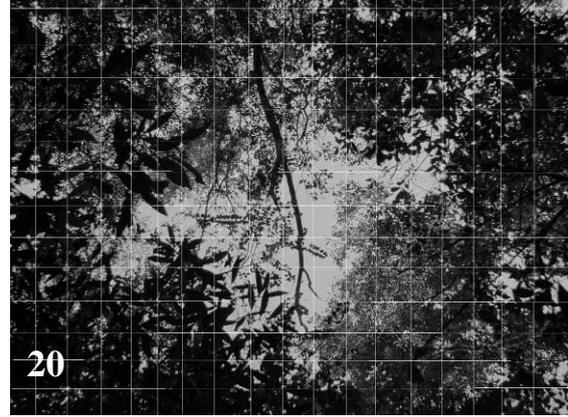


Figura 8. Modelo de guarda-chuva entomológico [Modificado de Diniz & Motta (2002)].



Figuras 9-16. Fotos das matas ciliares estudadas. 9, 10. Rio Piratini. 11, 12. Rio Camaquã. 13, 14. Rio dos Sinos. 15, 16. Rio Maquiné (Fotos: Everton N. L. Rodrigues).



Figuras 17-20. Fotos das medidas de complexidade ambiental nas matas ciliares estudadas. 17. Densidade da vegetação. 18. Estrutura vertical do estrato arbóreo-arbustivo. 19. Altura do dossel. 20. Foto da cobertura do dossel (Fotos: Patrícia E. S. Rodrigues).



Figuras 21-20. Fotos de algumas espécies de aranhas coletadas no estrato arbóreo-arbustivo nas matas ciliares estudadas. 21. *Alpaida grayi* (Blackwall, 1863) – Araneidae, mata ciliar do Rio Maquiné. 22. *Mangora strenua* (Keyserling, 1893) – Araneidae, mata ciliar do rio Piratini. 23. *Parawixia audax* (Blackwall, 1863) – Araneidae, mata ciliar do rio Maquiné. 24. Thomisidae indeterminado, mata ciliar do rio Camaquã. 25. *Micrathena spitzzi* Mello-Leitão, 1932 – Araneidae, mata ciliar do rio Piratini. 26. *Araneus venatrix* (C. L. Koch, 1839) – Araneidae, mata ciliar do rio Piratini. 27. *Verrucosa aff. meridionalis* - Araneidae, mata ciliar do rio Maquiné. 28, 29. *Sphecozone personata* (Simon 1894) – Linyphiidae, macho e fêmea, respectivamente, coletados na mata ciliar do rio Maquiné (Fotos: Everton N. L. Rodrigues, exceto 28 e 29 por Ricardo Ott).