

# PUCRS

FACULDADE DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

## ESTUDO DA COMUNIDADE DE ARANHAS (ARANEAE: ARACHNIDA) DE SOLO COMO FERRAMENTA DE DIAGNOSTICO AMBIENTAL

Rafael Carlo Francisco

Dissertação de Mestrado

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL  
Av. Ipiranga 6681 - Caixa Postal 1429  
Fone: (051) 320-3500 - Fax: (051) 339-1564  
CEP 90619-900 Porto Alegre - RS  
Brasil

2011

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL  
FACULDADE DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

**ESTUDO DA COMUNIDADE DE ARANHAS (ARANEAE:  
ARACHNIDA) DE SOLO COMO FERRAMENTA DE  
DIAGNOSTICO AMBIENTAL**

**Rafael Carlo Francisco**  
**Orientador: Prof. Dr. Arno Antonio Lise**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**  
**PORTO ALEGRE - RS - BRASIL**  
**2011**

## Sumário

<b>Agradecimentos.....</b>	<b>iv</b>
<b>Resumo.....</b>	<b>v</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>v</b>
<b>1. Introdução.....</b>	<b>6</b>
<b>2. Material e Métodos.....</b>	<b>9</b>
2. 1. Caracterização da Área de Estudos.....	9
2. 1. 1. Descrição das Áreas Amostradas.....	9
2. 2. Estudo Da Diversidade Taxonômica.....	14
2. 3. Métodos acessórios.....	15
2.3.1 Armadilha Luminosa (Insetos).....	15
2.3.2 Parâmetros de Heterogeneidade Ambiental.....	16
2. 3. Parâmetros de Comunidade.....	16
<b>3. Resultados e Discussão.....</b>	<b>20</b>
3. 1. Resultados Gerais.....	20
3. 2. - Resultados por área de estudo.....	24
3. 2. 1. Levantamento Estrutural das Áreas.....	24
3. 2. 2. – Comunidade de Aranhas de Solo.....	29
3. 3. Análise da Comunidade de aranhas de solo ao nível de família e de espécie...36	
3. 4. Análise das Guildas Tróficas.....	42
3. 5. Armadilha Luminosa.....	52
3. 6. Sazonalidade.....	54
<b>4. Conclusão.....</b>	<b>65</b>
<b>5. Bibliografia.....</b>	<b>67</b>

## **Agradecimentos**

Quero agradecer primeiramente a Deus de onde vem a força sem a qual nada seria possível.

Aos meus pais José Carlos Francisco e Shirley Day Kleine que sempre me apoiarem de forma decisiva e incentivaram a seguir adiante em meio às dificuldades. A minha família em especial meus tios Eliane, Julio e Inara, que foram fundamentais por seu apoio e carinho. Aos amigos Leandro e Sabrina, Mauricio e Luciana, Alexandre e Cecília, Eduardo e Raquel, Renato e Renata, Norivaldo e Carmen que são a segunda família e foram essenciais para a conclusão do trabalho por todo o apoio e carinho.

Ao meu eterno amigo e orientador Dr. Arno Antonio Lise por ter acreditado no potencial do trabalho, pelo companheirismo e amizade, por compartilhar de seu enorme conhecimento, pelo incentivo e apoio, por me receber em seu laboratório e por dividir comigo seu tempo, espaço e sua sabedoria e experiência. Ao amigo Kurt que sempre apoiou e torceu pelo sucesso deste projeto. A minha amada Jaqueline que aceitou dividir comigo as alegrias e as tristezas, que me apóia e me completa.

A empresa Maurique Consultoria Ambiental por permitir a utilização dos dados para a realização deste trabalho. A Universidade Regional de Blumenau na pessoa do Prof. Dr. Sergio Luiz Althoff que sempre apoiou na medida do possível. Ao instituto Butantan na pessoa do Dr. Antonio Domingos Brescovit por estar sempre a disposição e ter me ajudado em diversos momentos importantes deste e de outros trabalhos. A Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul cujo incentivo financeiro e estrutural permitiu a realização deste trabalho.

A todos aqueles amigos e amigas, parceiros indispensáveis que contribuíram de alguma forma com seu esforço, muitas vezes braçal, indo a campo, cavando buracos, recolhendo armadilhas, carregando material ou mesmo torcendo pelo sucesso deste trabalho, meu muito obrigado!

## **Resumo**

Diversos estudos demonstram o potencial das aranhas como bioindicadores. No entanto ainda não é bem compreendido a forma como podemos utilizá-las neste sentido. O enfoque dos trabalhos tem sido no sentido de se encontrar espécies de aranhas que sejam bioindicadores. O presente estudo propõe uma abordagem diferente e demonstra que a comunidade de aranhas é um excelente parâmetro, pelo qual podemos extrair informações que podem servir como instrumento para a elaboração de diagnósticos ambientais. Foram realizadas dez campanhas durante o período de dois anos e meio entre janeiro de 2008 e abril de 2010, com esforço amostral total de 1800 armadilhas. Foram coletados 2.400 espécimes de aranhas, distribuídas em 30 famílias. As amostragens foram feitas utilizando o método de armadilhas de queda, aplicado em três áreas com fragmento florestal, onde as armadilhas foram dispostas dentro e fora dos fragmentos. Foram realizadas análises para a obtenção de parâmetros de comunidade e comparadas estatisticamente. A interpretação da estrutura da comunidade através de parâmetros como diversidade riqueza dominância e equidade pode ser relacionada com a vegetação onde elas estão presentes. Os dados demonstram que as comunidades são características do tipo de paisagem, respondendo significativamente a complexidade estrutural da vegetação. As comunidades presentes nos ambientes mais heterogêneos apresentaram índices qualitativamente melhores em relação aos ambientes antropizados. Esta ligação permite a interpretação do ambiente através da análise da dinâmica populacional da comunidade, no entanto o tipo de abordagem dos dados é fundamental e chave para que estes forneçam as informações desejadas para que possam ser aplicadas e relacionadas.

**Title: STUDY OF SOIL SPIDERS COMMUNITY AS A TOOL FOR ENVIRONMENTAL DIAGNOSTICS**

## **Abstract**

Several studies demonstrate the spiders potential as bioindicators. However is not well understood how we can use them for this subject in the right way. The scientific works approach has been in the goal to find single spiders species as bioindicators. This study proposes a different point of view, and demonstrates that the spider community is an excellent yardstick by which we can have useful information to developing environmental diagnostics. Ten campaigns were conducted during the period of two and a half years between January 2008 and April 2010, with total sampling effort of 1800 traps. We collected 2400 specimens of spiders, belonging to 30 families. Samples were collected using the pitfall traps method, used in three areas with forest fragment, where the traps were placed inside and outside of the fragments. The interpretation of community structure parameters such as diversity, equitability, richness and dominance can be interpreted and related to vegetation. The observed data demonstrates that spiders communities are landscape type related, responding significantly to the vegetation structural complexity. The community founded in more heterogeneous environments showed qualitatively better indexes when compared to anthropogenic environments. This connection allows the interpretation of the environment through the analysis of spider community dynamics, however the way of the data approach is fundamental and key to provide the right information that can be applied and related to environmental diagnostics.

## 1. Introdução

A complexidade das interações entre os organismos vivos é sem dúvida um dos temas mais fascinantes da biologia e fundamental para a compreensão da natureza. Para entender algo complexo como as interações naturais, repletas de particularidades, é necessário a compreensão e a interação de várias áreas da ciência, que permitam interpretar a linguagem da natureza. Esta complexidade demanda estudos profundos que vão desde a taxonomia a modelos matemáticos para tentar desvendar o mistério das relações e circunstâncias em que a vida ocorre. Ao estudarmos a natureza nos deparamos com uma complexa teia de relações onde fica claro que apenas a descrição das espécies não é suficiente para entender a dinâmica ambiental. A enorme diversidade de espécies sugere uma proporcional diversidade de conexões onde a descrição sistêmica das espécies é apenas a ponta do iceberg. A conectividade entre os organismos vivos é uma idéia quase que instintiva e para entendermos seus mecanismos é necessário ultrapassar a visão reducionista da natureza para uma visão holística e sistêmica. Grandes áreas da ciência têm incorporado esta interpretação dos sistemas naturais e nos últimos anos vem crescendo a abordagem sistêmica dos organismos. Isto ocorre não só pela curiosidade dos cientistas sobre o tema, mas também porque o meio ambiente demanda a necessidade urgente de compreensão, para que entendendo, possamos de alguma forma, minimizar os impactos que tem ameaçado a vida nos ambientes naturais. Como por exemplo a fragmentação de florestas que acompanha a expansão das atividades humanas. Muitos trabalhos, dentre eles Câmara *et al.*, 1999; Laurance, 1991; Terborgh, 1992; Wilson, 1994, demonstram que a fragmentação da floresta tropical é um fator que influencia os processos ecológicos, pois além de restringir as espécies a ambientes muito pequenos, representa uma das maiores ameaças à diversidade biológica.

A complexidade dos ambientes naturais e a urgência em estabelecer parâmetros claros que indiquem áreas de conservação capazes de proteger a biodiversidade exigem estabelecer indicadores ambientais, descritores eficientes dos estados das áreas que são alvo de conservação. O desenvolvimento de indicadores é baseado em um grande conjunto de descritores que são dados qualitativos ou índices qualitativos de qualquer origem que descrevem aspectos bióticos, abióticos ou antrópicos e podem estar baseados tanto em padrões quanto em processos ecológicos (Metzger & Casatti, 2006). Ohtonen *et al.* (1997) relatam que a presença de espécies

bioindicadoras é uma questão importantíssima e chave para a compreensão da relação entre diversidade de espécies e funcionamento dos ecossistemas. Estas espécies, segundo Kennedy & Smith (1995) funcionariam como indicadores do status do ecossistema refletindo a resposta da comunidade.

A biodiversidade é freqüentemente utilizada como uma medida de qualidade ambiental. E um importante insight para a compreensão dos sistemas naturais é tentar abordar as relações entre os organismos do ponto de vista do fluxo de energia. Pois a forma como a natureza se apresenta pode ser interpretada através do fluxo e das cadeias de interações que circundam as trocas e transformações energéticas. Os fluxos de energia são os que permitem o estabelecimento da vida e do sucesso das espécies. E são os fluxos que se alteram juntamente com os organismos presentes nos ambientes quando estes sofrem impactos de qualquer ordem (Ricklefs 2003).

Observar as interações dos organismos com o ambiente em que se encontram, nos permite interpretar a dinâmica ambiental através do comportamento de uma determinada espécie ou de uma comunidade ao longo do tempo. Quanto maior for a interação entre espécime e ambiente, maior será a acurácia da interpretação. Na verdade todos os organismos têm profunda interação com o ambiente, mas a variedade de interações muitas vezes dificulta a interpretação. A capacidade de obtenção de dados sobre determinada espécie é outro fator limitante para elegê-la como bioindicador. A disponibilidade de dados sobre os organismos varia muito entre as espécies e algumas são verdadeiras incógnitas para a ciência, simplesmente porque são muito raras ou seus modos de vida muito difíceis de serem estudados, e isto impossibilitam incluí-las em análises.

No entanto existem espécies que são facilmente estudadas, ou certos aspectos de seu modo de vida podem ser acessados com facilidade. E ao descobirmos suas exigências biológicas, permite-nos usá-los como bioindicadores de qualidade ambiental ou indicadores ecológicos. A definição de indicadores biológicos é: Parâmetros biológicos baseados em populações, conjunto de populações, ou propriedades sistêmicas que, por suas características qualitativas e ou quantitativas, retratam o estado de um sistema ecológico permitindo detectar e monitorar eventos e mudanças ao longo do tempo. (Metzger & Casatti, 2006).

Cushing (2005) comenta que uma idéia central em biologia de populações é entender flutuações temporais em abundâncias populacionais. Essas flutuações nos permitem identificar as variações que ocorrem no ambiente, já que elas acabam

refletindo na dinâmica populacional. A diversidade biológica é freqüentemente usada como medidor para a saúde e função de um ecossistema (Schulze & Mooney, 1993).

As aranhas possuem grande potencial neste sentido e estudos nesta área têm demonstrado isto. Trabalhos como o de Cardoso *et al.* (2004a e b), sugerem a importância das aranhas como organismos indicadores do grau de conservação de um ambiente. Apesar de sua hiperdiversidade, podem ser facilmente coletadas e determinadas ao nível específico ou morfoespecífico. Além disso, as aranhas dependem de inúmeros fatores ambientais do ecossistema em que vivem para que lhes ensejem caçar, alimentar-se e reproduzir-se, evidenciando, com isto, ainda mais sua íntima conexão com a composição florística do habitat por elas selecionado. A grande dificuldade encontrada pelos aracnólogos é a pouca informação sobre a dinâmica das populações de aranhas ao longo do tempo. E este fato tem motivado vários trabalhos de longo prazo que abordam a ecologia da comunidade de aranhas, como este, que objetiva justamente contribuir com dados que nos permitam interpretar com maior clareza as suas interações com o ambiente.

As aranhas têm muito a nos dizer sobre o ambientes em que se fazem presentes. Porém, diferente de outros grupos que elegem espécies como indicadoras, a sugestão deste estudo é dar uma abordagem que relaciona a dinâmica da comunidade como um todo e utilize essa interpretação como parâmetro para relacioná-lo à vegetação. Ao invés de estudar apenas uma única espécie, aproveitar a vantagem que as aranhas tem em se obter muitas espécies com as amostragens e, através da leitura da dinâmica da comunidade, obter dados indicativos ambientais.

Para isso foram empregados métodos estatísticos, que são adequados e simples ao mesmo tempo, permitindo que a interpretação se tornasse acessível e prática. O objetivo central deste estudo foi encontrar padrões nos parâmetros de comunidade que, expressassem as relações entre as comunidades em paisagens semelhantes. E através de uma abordagem coerente e estatisticamente significativa procurou-se entender quais são as informações que podemos traduzir da comunidade, pudessem ser utilizados como parâmetros Bioindicadores.



## 2. Material e Métodos

### 2.1. Caracterização da Área de Estudos

O presente trabalho foi realizado como parte de um monitoramento de espécies de diferentes grupos de animais, durante a implementação da usina hidrelétrica Foz do Chapecó, onde este estudo foi responsável pelo monitoramento dos invertebrados, com especial enfoque às aranhas.

O Aproveitamento Hidrelétrico Foz do Chapecó localiza-se no município de Águas de Chapecó – SC, no rio Uruguai com uma bacia de drenagem de cerca de 53.000 km<sup>2</sup>, que faz divisa entre os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

#### 2.1.1. - Descrição das Áreas Amostradas

O trabalho foi realizado em três áreas de influência do AHE Foz do Chapecó. Em todas elas o monitoramento enfoca três Áreas de Estudo Definitivas (AED):

- **Área de Estudo Definitiva - AED1:** Localiza-se no município de Chapecó, Santa Catarina, às margens do rio Monte Alegre (UTM 22 J E = 342387,95 / N = 6986161,35), com cerca de 193,13 ha.
- **Área de Estudo Definitiva - AED2:** Localiza-se entre os municípios de Rio dos Índios e Alpestre, próximo ao rio Lajeado Grande, Rio Grande do Sul (UTM 22 J E = 304938,94 / N = 6985755,37), com área de 660,91 ha.
- **Área de Estudo Definitiva - AED3:** Localizada no município de Guatambu, Santa Catarina, às margens do rio Chalana (UTM 22 J E = 324115,35 / N = 6992045,82), com área de 342,59 ha.

Cada área foi dividida em duas subáreas, selecionando um local com a superfície coberta por floresta e um local de campo aberto por ação antrópica (áreas abertas para a pecuária ou agricultura), sendo denominadas: “A” (área aberta); e “B” (cobertas por floresta). Cada subárea (A e B) consiste em um sub-ponto amostral em cada uma das AED (1, 2 e 3).

- **A subárea IA:** É uma área que se caracteriza por seu uso para a prática da pecuária. O proprietário do terreno possui algumas espécies de animais domésticos que transitam eventualmente pela área. Os animais mais comuns são os bovinos e os suínos. Entretanto a área não sofria o corte das espécies vegetais, permitindo a presença de algumas espécies arbóreas de pequeno porte e espécimes arbustivas (Figura 1). A paisagem é composta por espécimes herbáceos de aproximadamente 1,5 metros de altura do solo, cobrindo a maior parte da superfície da área e por algumas arvoretas distribuídas de forma esparsa. O relevo apresenta-se levemente íngreme, com aproximadamente 30° de inclinação e o solo é rochoso, como é comum na região. A área não apresentava serapilheira e o solo era coberto por de gramíneas.



**Figura 1-** Detalhe da área IA (aberta) em AED1, mostrando a vegetação formada por espécies herbáceas.

- **A subárea IB:** Esta área é caracterizada por um pequeno fragmento de mata ciliar que acompanha um córrego que desce de uma colina e desemboca no rio Monte Alegre (Figura 2). Esta vegetação faz conexão com um fragmento maior localizado no topo da colina, formando um corredor de floresta. Este corredor é estreito e tem aproximadamente 40m de largura. O terreno é pouco íngreme e muito rochoso,

apresentando grande quantidade de rochas expostas, no entanto porém, verificou-se a presença de serapilheira.



**Figura 2** - Detalhe da subárea IB (floresta), mostrando uma das armadilhas de queda instaladas no fragmento.

- **A subárea IIA:** É uma área de pastejo, onde eventualmente o gado era posto para alimentarem-se. Esta área é circundada por floresta, nos fundos e nas laterais. A paisagem é composta principalmente por espécies arbustivas de, no máximo, 40 cm de altura e devido a influência da pecuária praticada neste local, o solo apresentava uma cobertura com predominância de gramíneas. O terreno é plano e, como resultado da ausência de vegetação de maior porte, a superfície é desprovido de serapilheira. Ao longo das coletas esta área sofreu alterações na composição da paisagem, principalmente nas ultimas duas campanhas onde cessaram as atividades de pecuária no local, permitindo o gradual restabelecimento de vegetação (Figura 3).



**Figura 3** - Detalhe da armadilha de queda na subárea IIA (floresta) da AED2.

- **A subárea IIB:** A paisagem desta área é caracterizada como floresta secundária, onde se faz presente um grande número de espécimes arbóreos de médio porte e poucos de grande porte. Ainda foi possível constatar a presença de sub-bosque bem conservado. O terreno é plano e coberto por serapilheira (Figura 4).



**Figura 4-** Detalhe da subárea IIB (floresta) da AED2.

- **A subárea IIIA:** Esta área caracteriza-se pela utilização do terreno para pecuária além de sofrer influencia de corte constante da vegetação, o que reflete na composição florística deste local. A paisagem é de campo artificial sem espécimes arbóreos. O solo é compacto, muito rochoso e coberto por gramíneas. O terreno é íngreme, com declividade de aproximadamente 30° (Figura 5).



**Figura 5** - Detalhe das armadilhas de solo na subárea IIIA (AED3).

- **A subárea IIIB:** é um fragmento de floresta sob uma área de encosta próxima à subárea IIIA. O terreno é irregular fazendo com que a serapilheira se acumule mais em determinados pontos, onde o declive é menos acentuado. O sub-bosque é bem denso e o fragmento faz limite com uma plantação de eucaliptos (Figura 6).



**Figura 6** - Detalhe das armadilhas de solo na subárea IIIB (floresta na AED3).

## **2. 2. Estudo Da Diversidade Taxonômica**

Foram realizadas dez campanhas durante o período de dois anos e meio entre janeiro de 2008 e abril de 2010, com esforço amostral total de 1800 armadilhas. As armadilhas ficaram expostas durante cinco dias por campanha, sendo abertas no primeiro dia de coleta e fechadas no último dia, quando era recolhido o conteúdo, para análise em laboratório.

Os estudos foram realizados utilizando-se o método de armadilhas de queda (figura 7) que consiste em um copo plástico de 500ml com diâmetro de abertura da boca do copo igual à aproximadamente 10 cm, contendo álcool 70% para a conservação do material amostrado. O copo é introduzido completamente em um buraco feito previamente no solo. Para evitar que a chuva e outros materiais como folhas ou galhos entulhem o copo, este é coberto com um prato plástico apoiado sobre três palitos, a uma altura aproximada de 15 cm em relação ao solo (Morril, 1975).

Em cada “AED” foram dispostas 60 armadilhas, sendo divididas em 30 por subárea. A escolha da disposição das armadilhas nas subáreas foi aleatória, obedecendo a um espaçamento de 3m de distância entre cada armadilha mantendo-se sempre o mesmo ponto de colocação das armadilhas em todas as campanhas. Cada armadilha

correspondeu a uma amostra e cada amostra recebeu um número de identificação. Procurou-se dispor as armadilhas em subáreas bem próximas, preferencialmente fazendo limite umas com as outras, ou seja, em cada área foi selecionado a subárea de floresta próxima à subárea aberta com as armadilhas de queda dispostos na borda da floresta. Isto foi feito para que, pelo fato de estarem muito próximas as diferenças encontradas na comunidade de aranhas evidenciarão as diferenças da paisagem.

O material recolhido no campo foi levado ao laboratório de Aracnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul para a triagem e determinação das espécies. Após o trabalho concluído foram depositadas na coleção científica de aracnídeos e miriápodes do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS. Os indivíduos jovens foram separados dos adultos e somente indivíduos adultos foram computados para a listagem de espécies. Isto se deve à dificuldade de determinação de jovens por ainda não possuírem caracteres morfológicos diagnósticos que permitam determiná-los.

### **2.3. Métodos acessórios**

Paralelamente às amostragens com armadilhas de queda (método principal) foram analisados outros fatores abióticos relacionadas com a comunidade de aranhas. Estas coletas de dados acessórios objetivaram a obtenção de outros parâmetros que permitissem melhor fundamentação das análises feitas a partir das amostragens com o método principal.

Foi realizada uma análise estrutural das áreas no intuito de obter parâmetros de heterogeneidade ambiental que pudessem ser comparados com os resultados obtidos das análises das comunidades de aranhas.

Foram realizadas coletas de insetos durante o período em que as armadilhas ficaram expostas para obter alguns dados da população e confrontar com a dinâmica populacional das aranhas, tendo em vista a interação presa predador.

#### **2.3.1 Armadilha Luminosa (Insetos)**

Para amostrar insetos foi utilizada a armadilha luminosa do tipo Luz de Queiroz (figura 8), que consiste em um recipiente cilíndrico de aproximadamente 50 cm de diâmetro feito de alumínio. Em sua porção superior é colocada uma fonte luminosa do tipo liquinho, enquanto em sua porção inferior, que termina em um funil, é colocado um saco plástico contendo Álcool 92% (cerca de 1 litro).



**Figura 7.** Detalhe da Armadilha de queda (*pitfall*) na AED 2 subárea de floresta.



**Figura 8.** Detalhe da armadilha luminosa colocada na AED1.



A fonte de luz atrai os insetos, que caem dentro do recipiente de alumínio onde são conduzidos através do funil para o saco plástico afixado na base. Ao amanhecer, a armadilha é retirada e o saco plástico recolhido. O resultado de cada noite foi considerado uma amostra (Vendramin *et al.*, 1989).

As armadilhas foram expostas ao anoitecer na borda dos fragmentos florestais das três AEDs e recolhidas ao amanhecer. Foi realizada uma coleta por noite em cada AED, simultaneamente à aplicação do método de armadilhas de queda, durante o período de dois anos e meio. O material resultante de cada noite foi levado ao laboratório para posterior análise e determinação dos indivíduos ao nível de ordem.

### **2.3.2 Parâmetros de Heterogeneidade Ambiental.**

Foi realizado também uma análise da estrutura tridimensional das áreas para confrontar com os dados de heterogeneidade obtidos através dos parâmetros de comunidade das aranhas de solo. Duelli (1997) propõe que a diversidade regional depende principalmente de parâmetros estruturais, que envolve diversidade de habitat e heterogeneidade do terreno.

Para isso as subáreas foram divididas em parcelas, e foram eleitos elementos da paisagem que correspondem a componentes estruturais de vegetação e outros (Tabela 3), que são supostos fatores determinantes do nicho das comunidades de aranhas, elegidos baseando-se no conhecimento da estrutura do ambiente freqüentado pela maioria das espécies.

Utilizando sempre os mesmos critérios, cada subárea foi submetida à uma análise ocasião em que foram mensurados os mesmos parâmetros em termos de presença e quantidade. Assim foi possível obter uma medida do grau de complexidade de cada área. A interpretação e análise dos dados seguiram o mesmo princípio das análises das comunidades de aranhas aplicando os mesmos métodos estatísticos. Os dados levantados foram agrupados por subárea e analisados no programa estatístico PAST (Hammer *et al.*, 2001). As comparações estatísticas foram realizadas considerando-se o nível de significância de 5% ( $p < ou = 0,05$ ).

### 2. 3. Parâmetros de Comunidade

Os dados obtidos das amostras com armadilhas de queda foram agrupados por estação do ano a fim de analisar a sazonalidade, e por subárea, permitindo a comparação das comunidades presentes em áreas de pastagem e com presença de cobertura florestal. Os parâmetros de comunidade foram medidos através do programa estatístico PAST (Hammer *et al.* 2001), onde foram obtidos os índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), de dominância (D), riqueza e equidade (J de Pielou). O programa permite a comparação estatística entre os índices, onde foram considerados diferentes, estatisticamente, os valores de “p” inferiores ou iguais ao nível de significância de 5% ( $p < \text{ou} = 0,05$ ).

Existem diversos métodos estatísticos que permitem abordagens, diferentes, dos dados, alguns são mais apropriados que outros segundo determinadas circunstâncias. Na maioria das vezes a escolha do método estatístico está associada à forma como empregamos a metodologia que nos permite relacionar ou não os dados.

Segundo Washinton (1984) os índices de diversidade são indicadores da estrutura da comunidade de uma forma ampla e abrangente.. A diversidade, segundo Magurran (1988), baseia-se fundamentalmente em dois componentes: variedade e abundância relativas de espécies e o debate central gerado pela incorporação destes dois fatores no índice de diversidade esta em torno da interpretação que eles podem gerar, uma vez que diferentes cálculos, utilizados para a obtenção do índice, geram interpretações diferentes (James & Rathburn, 1981). A diversidade é um dos temas que geram algumas discussões com respeito a utilização de um método que permita mensurá-la e expressa-la com o máximo de precisão possível A discussão sobre a utilização de um determinado índice é apropriada e salutar e é o primeiro passo para encontrarmos a melhor abordagem dos dados. É certo que problemas sempre existirão e a perfeição não é a pretensão do presente estudo, mais sim dar uma indicação de um possível caminho.

O ambiente natural não é preciso e fácil de ser estudo. Alguns fatores ligados a biodiversidade, segundo Duelli (1997) são fáceis de serem atingidos outros, no entanto, são impossíveis de quantificar de maneira científica. A interpretação da biodiversidade e a interação entre animais e plantas estão relacionadas a um grande conjunto de fatores que o determinam e é, sem duvida, algo complexo. Harper & Hawksworth (1994) postulam que a diversidade é mais bem estudada quando aplicados diferentes métodos utilizado indicadores ou substitutos e, se possível, parâmetros indicativos da área.

Segundo Washington (1984) a compreensão da estrutura as comunidades deve levar em consideração no mínimo dois índices complementares.

Segundo Magurran (1988) os índices de diversidade para serem realmente úteis devem ser capazes de detectar diferenças sutis entre os locais amostrados. Para Kennedy & Smith (1995) a utilização dos índices deve ser criteriosa para que os valores possam exprimir adequadamente e responder as questões propostas. A escolha dos índices analisados por este estudo baseou-se na metodologia escolhida, no tipo de análise que se pretendeu realizar, e na literatura que, indicando as características dos índices, permite estabelecer os mais apropriados para a abordagem pretendida.

O programa estatístico Past (Hammer *et al*, 2001) calcula diversos índices entre eles: Shannon, Simpson e Margaleff. Taylor (1978) examinou a habilidade discriminatória de oito medidas de diversidade utilizando a análise de variância para testar a variação entre nove áreas ambientalmente estáveis. Ele relata que os índices de diversidade de Shannon e de Simpson estão entre os melhores descritores da diversidade.

Margaleff é um índice que é mais sensível ao número de espécies e com habilidade de discriminação entre diferentes conjuntos de dados (além de cálculo mais fácil) porém mede apenas riqueza e é um índice pouco utilizado (Magurran, 1988).

O índice de Simpson (1949) foi o primeiro a ser utilizado em estudos ecológicos. Ele demonstra a concentração de espécies dominantes, ou seja, quanto maior seu valor maior será a dominância das espécies mais freqüentes. Basicamente é um índice de dominância e reflete a probabilidade de dois indivíduos, escolhidos ao acaso na comunidade, pertencerem à mesma espécie. Varia de 0 a 1 e quanto mais alto for, maior a probabilidade dos indivíduos serem da mesma espécie, maior a dominância e se  $S = 0$  menor a diversidade. Neste sentido ele é sensível a alterações nas espécies mais comuns, sendo menos sensível a presença de espécies raras (Magurran, 1988)

Índice de Shannon. Mede o grau de incerteza em prever a que espécie pertencerá um indivíduo escolhido, ao acaso, de uma amostra com S espécies e N indivíduos. Quanto menor o valor do índice de Shannon, menor o grau de incerteza e, portanto, a diversidade da amostra é baixa. A diversidade tende a ser mais alta quanto maior o valor do S. Segundo Rosso (1996) o índice de Shannon é a medida de diversidade mais consagrada. Para Wihl (1972) foi a mais satisfatória dentre as desenvolvidas para medir a diversidade específica e de dominância, pois expressa a

importância relativa de cada espécie e não apenas a proporção entre os indivíduos. Odum (1988) comenta que este índice atribui maior peso às espécies raras.

Como critérios para eleição do índice de diversidade levou-se em consideração à representatividade relativa das espécies na comunidade. O presente estudo detectou que a maioria as espécies coletadas foram muito raras (tabela 1) tendo sua abundância relativa muito pequena, ao passo que poucas espécies tiveram altíssima representatividade. A abordagem que se buscou empregar na análise partindo do ponto de vista da heterogeneidade ambiental tem na riqueza de espécies um fator determinante para estabelecer a diversidade. A presença de espécies denota presença de nichos realizáveis que são disponibilizados conforme o ambiente permite e relacionado também a capacidade das espécies em ocupar esses nichos. Portanto o índice de Shannon, que é sensível à presença de espécies raras demonstra ser mais apropriado para a abordagem do presente estudo. Este é calculado pela equação:

$$H = -\sum_{i=1}^{S_{obs}} p_i \log_e p_i$$

onde  $p_i$  = a proporção de indivíduos na  $i$ -ésima espécie;

Em termos de abundância de espécie:

$$H = \log_e N - \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{\infty} (p_i \log_e p_i) n_i$$

onde  $n_i$  = o número de espécies com  $i$  indivíduos. A medida de informação é nits para logaritmos de base  $e$ , e bits por indivíduo para logaritmos de base 2.

Como acessório a este índice foram calculados: a Densidade que foi média por amostra, através da frequência das espécies; a riqueza, medida através do número absoluto de espécies; a dominância que é a relação entre a representatividade de cada espécie e o número total de indivíduos da comunidade; e o cálculo da Equidade (J) pela equação

$$J = H/\log(S)$$

e pelo J de Pielou (Bultman & Uetz, 1982):

$$J = H'_{obs}/H'_{max}$$

### 3. Resultados e Discussão

#### 3. 1. Resultados Gerais

Foram coletados 2.400 espécimes de aranhas, distribuídas em 30 famílias (Tabela 1) onde 946 jovens e 1454 adultos e destes 1046 machos 408 fêmeas.

A área com maior densidade e também maior número de famílias foi AED2 com 872 indivíduos distribuídos em 26 famílias (Tabela 2). A família Linyphiidae obteve a maior representatividade dentro da comunidade de aranhas de solo com 817 indivíduos distribuídos em 22 espécies ou morfoespécies, representando 34% das aranhas coletadas, seguida pelas famílias Lycosidae (24%) e Theridiidae (9%) (Figura 9).

A maior parte das espécies tiveram densidades inferiores a 10 indivíduos e, cerca de 48 espécies, foram muito raras no presente estudo tendo apenas 1 indivíduo coletado (Tabela 1). A espécie mais abundante foi *Sphecozone novaetentoniae* (Linyphiidae) com 303 indivíduos coletados, sendo encontrada em todas as áreas de estudo e com mais frequência nas subáreas com floresta.

**Tabela 1.** – Espécies e morfoespécies de aranhas por família, coletadas por armadilhas de queda nas áreas de estudo.

FAMILIA	Espécie	AED1	AED2	AED3	Total geral
Actinopodidae	<i>Actinopus</i> sp. 1	1	3	0	4
Amaurobiidae	Macroboninae sp. 1	1	2	52	55
	<i>Ciniflrella</i> sp. 1	8	0	3	11
	<i>Ciniflrella</i> sp. 2	0	6	0	6
	Amaurobiidae sp. 4	1	0	0	1
Anyphaenidae	<i>Aysha</i> sp. 1	1	0	0	1
Araneidae	<i>Alpaida leucogramma</i> (White, 1841)	0	2	1	3
	<i>Alpaida rubellula</i> (Keyserling, 1892)	0	0	1	1
	<i>Alpaida</i> sp. 1	1	0	0	1
	<i>Eustala taquara</i> (Keyserling, 1892)	0	1	0	1
	<i>Mangora strenua</i> Levi, 2007	0	1	0	1
	<i>Verrucosa</i> sp. 1	1	0	0	1
Caponiidae	<i>Caponina notabilis</i> (Mello-Leitão 1939)	9	14	28	51
	<i>Nops</i> sp. 1	3	8	1	12
	<i>Nyetnops guarani</i> Platnick & Lise, 2007	5	5	0	10
Corinnidae	<i>Castianeira duguesi</i> (Becker, 1879)	0	0	1	1
	<i>Castianeira</i> sp. 1	5	3	12	20
	<i>Castianeira</i> sp. 2	2	0	8	10
	<i>Castianeira</i> sp. 3	4	1	5	10

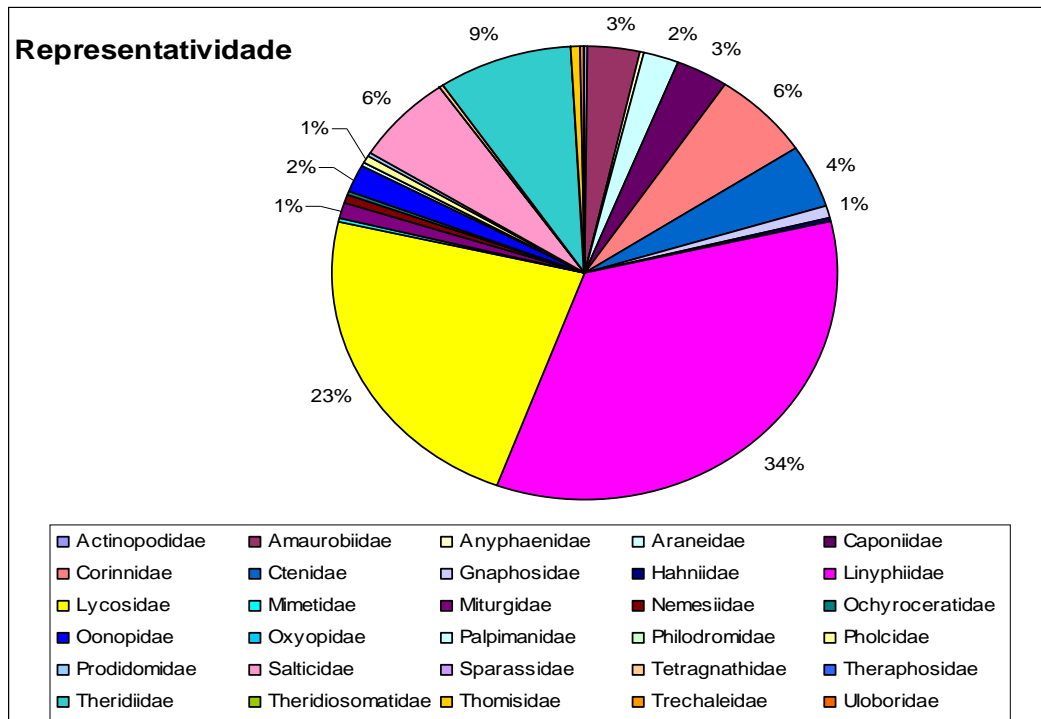
	<i>Ianduba varia</i> (Keyserling, 1891)	0	2	0	<b>2</b>
	<i>Mazax</i> sp. 1	1	4	0	<b>5</b>
	<i>Mazax spinosa</i> (Simon, 1897)	3	2	1	<b>6</b>
	<i>Orthobula</i> sp. 1	2	1	9	<b>12</b>
	Corinnidae sp. 3	1	1	0	<b>2</b>
	Corinnidae sp. 4	0	1	0	<b>1</b>
	<i>Tupirinna</i> sp. 1	4	0	3	<b>7</b>
	<i>Xeropigo</i> sp. 1	5	10	6	<b>21</b>
Ctenidae	<i>Ctenus ornatus</i> (Keyserling, 1877)	2	1	0	<b>3</b>
	<i>Isoctenus strandi</i> Mello-Leitão, 1936	7	1	0	<b>8</b>
	<i>Phoneutria nigriventer</i> (Keyserling, 1891)	1	1	0	<b>2</b>
Gnaphosidae	<i>Apopyllus iheringi</i> (Mello-Leitão, 1943)	0	1	2	<b>3</b>
	<i>Apopyllus silvestri</i> (Simon, 1905)	1	0	0	<b>1</b>
	<i>Camillina pilar</i> Platnick & Murphy, 1987	0	0	3	<b>3</b>
	<i>Camillina pulcher</i> (Keyserling, 1891)	0	0	1	<b>1</b>
	<i>Eilica maculipes</i> (Vellard, 1925)	1	0	0	<b>1</b>
	<i>Eilica</i> sp. 1	1	0	0	<b>1</b>
	<i>Eilica</i> sp. 2	1	0	0	<b>1</b>
	Gnaphosidae sp. 1	1	0	0	<b>1</b>
Hahniidae	Hahniidae sp. 1	3	2	0	<b>5</b>
Linyphiidae	<i>Dubiaranea</i> sp. 1	1	4	0	<b>5</b>
	<i>Erygone</i> sp. 1	1	10	2	<b>13</b>
	<i>Moyosi prativaga</i> (Keyserling, 1886)	3	2	45	<b>50</b>
	<i>Scolecurea cambara</i> Rodrigues, 2005	15	65	5	<b>85</b>
	<i>Sphecozone novaeteutoniae</i> (Baert, 1987)	133	96	74	<b>303</b>
	<i>Sphecozone</i> sp. 1	5	2	8	<b>15</b>
	<i>Sphecozone</i> sp. 2	0	0	2	<b>2</b>
	<i>Sphecozone</i> sp. 3	1	0	5	<b>6</b>
	Linyphiidae sp. 1	9	30	40	<b>79</b>
	Linyphiidae sp. 2	1	1	1	<b>3</b>
	Linyphiidae sp. 3	22	43	19	<b>84</b>
	Linyphiidae sp. 4	0	2	0	<b>2</b>
	Linyphiidae sp. 5	0	0	1	<b>1</b>
	Linyphiidae sp. 6	0	0	9	<b>9</b>
	Linyphiidae sp. 7	0	0	2	<b>2</b>
	Linyphiidae sp. 8	4	6	10	<b>20</b>
	Linyphiidae sp. 9	1	0	2	<b>3</b>
	Linyphiidae sp. 10	8	2	0	<b>10</b>
	Linyphiidae sp. 11	2	3	2	<b>7</b>
	Linyphiidae sp. 12	1	1	0	<b>2</b>
	Linyphiidae sp. 13	0	1	0	<b>1</b>
	Linyphiidae sp. 14	0	3	1	<b>4</b>
Lycosidae	<i>Lycosa erythrognatha</i> Lucas, 1836	8	21	14	<b>43</b>
	<i>Lycosa langei</i> Mello-Leitão, 1947	3	2	5	<b>10</b>
	<i>Pardosa moesta</i> (Holmberg, 1876)	11	8	6	<b>25</b>
Miturgidae	<i>Teminius agalenoides</i> (Badcock, 1932)	2	1	4	<b>7</b>
Nemesiidae	<i>Stenoterommata</i> sp. 1	1	2	4	<b>7</b>
Ochyroceratidae	<i>Ochyrocera</i> sp. 1	0	3	3	<b>6</b>
Oonopidae	<i>Gamasomorpha</i> sp. 1	0	2	7	<b>9</b>
	<i>Gamasomorpha</i> sp. 2	0	1	1	<b>2</b>
	<i>Neoxyphinus</i> sp. 1	4	2	3	<b>9</b>
	<i>Oonops</i> sp. 1	2	1	2	<b>5</b>
	Oonopidae sp. 1	1	0	1	<b>2</b>
	Oonopidae sp. 2	0	0	2	<b>2</b>

	Oonopidae sp. 3	2	5	2	<b>9</b>
Oxyopidae	<i>Oxyopes salticus</i> Hentz, 1845	1	0	2	<b>3</b>
Palpimanidae	<i>Otiotrops birabeni</i> (Zapfe, 1961)	0	0	1	<b>1</b>
Pholcidae	<i>Mesabolivar</i> sp. 1	1	1	7	<b>9</b>
Prodidomidae	<i>Lygromma</i> sp. 1	0	2	1	<b>3</b>
Salticidae	<i>Asaphobilis</i> sp. 1	7	1	0	<b>8</b>
	<i>Asaphobilis</i> sp. 2	1	0	0	<b>1</b>
	<i>Asaphobilis</i> sp. 3	3	1	0	<b>4</b>
	<i>Ailuticus</i> sp. 1	0	0	2	<b>2</b>
	<i>Hizucatus</i> sp. 3	8	0	0	<b>8</b>
	<i>Phiale</i> sp. 1	0	2	0	<b>2</b>
	Salticidae sp. 1	5	0	0	<b>5</b>
	Salticidae sp. 2	1	0	0	<b>1</b>
	Salticidae sp. 4	2	2	1	<b>5</b>
	Salticidae sp. 5	0	1	0	<b>1</b>
	Salticidae sp. 6	1	0	0	<b>1</b>
	Salticidae sp. 7	0	0	5	<b>5</b>
	Salticidae sp. 9	2	5	1	<b>8</b>
	Salticidae sp. 10	3	6	0	<b>9</b>
	Salticidae sp. 12	0	2	1	<b>3</b>
Salticidae sp. 13	0	1	0	<b>1</b>	
Salticidae sp. 15	1	0	0	<b>1</b>	
Tetragnathidae	<i>Chrysometa</i> sp. 1	0	0	2	<b>2</b>
	<i>Homalometa</i> sp. 1	0	1	1	<b>2</b>
	<i>Leucauge</i> sp. 1	1	0	0	<b>1</b>
Theraphosidae	Theraphosidae sp. 1	0	1	0	<b>1</b>
Theridiidae	<i>Achearanae triguttata</i> (Keyserling, 1891)	1	0	0	<b>1</b>
	<i>Ariamnes longissimus</i> Keyserling, 1891	1	0	0	<b>1</b>
	<i>Coleosoma floridanum</i> Banks, 1900	0	3	0	<b>3</b>
	<i>Euryopsis camis</i> Levi, 1963	2	17	15	<b>34</b>
	<i>Euryopsis</i> sp. 1	13	0	0	<b>13</b>
	<i>Euryopsis</i> sp. 2	4	3	0	<b>7</b>
	<i>Euryopsis</i> sp. 3	3	6	0	<b>9</b>
	<i>Euryopsis</i> sp. 4	0	0	1	<b>1</b>
	<i>Guaraniella bracata</i> Baert, 1984	3	0	0	<b>3</b>
	<i>Guaraniella mahnerti</i> Baert, 1984	0	3	4	<b>7</b>
	<i>Hetschkia gracilis</i> Keyserling, 1886	1	0	0	<b>1</b>
	<i>Steatoda</i> sp. 1	0	1	0	<b>1</b>
	<i>Styopsis selis</i>	5	2	0	<b>7</b>
	<i>Theridion</i> sp. 1	1	1	0	<b>1</b>
	<i>Theridion</i> sp. 2	1	0	2	<b>1</b>
	<i>Thwaitesia affinis</i> O. P.-Cambridge, 1882	1	0	0	<b>1</b>
	<i>Thymoites</i> sp. 1	10	3	1	<b>14</b>
	Theridiidae sp. 1	0	5	0	<b>5</b>
	Theridiidae sp. 2	1	0	0	<b>1</b>
	Theridiidae sp. 3	1	0	0	<b>1</b>
Theridiidae sp. 5	2	0	0	<b>2</b>	
Theridiidae sp. 6	3	0	1	<b>4</b>	
Theridiidae sp. 7	0	1	0	<b>1</b>	
Theridiidae sp. 9	0	0	1	<b>1</b>	
Thomisidae	<i>Acentroscelus</i> sp. 1	0	1	0	<b>1</b>
	<i>Misumenops pallidus</i> (Keyserling, 1880)	0	1	0	<b>1</b>
	<i>Tmarus</i> sp. 1	1	0	0	<b>1</b>
	<i>Runcinioides</i> sp. 1	0	1	0	<b>1</b>

	Thomisidae sp. 1 (g. n)	0	1	0	<b>1</b>
Trechaleidae	<i>Trechalea</i> sp. 1	0	3	0	<b>3</b>
Titanoecidae	<i>Titanoeca</i> sp.1	0	1	0	<b>1</b>
Uloboridae	<i>Miagrammopsis</i> sp. 1	0	1	0	<b>1</b>
Palpimanidae	<i>Otiothops birabeni</i>	0	0	1	<b>1</b>

**Tabela 2.** - Parâmetro de comunidade por área, e o resultado (p) da comparação estatística entre os índices dos parâmetros de comunidade.

PARÂMETROS DE COMUNIDADE	ÍNDICES POR ÁREA AMOSTRAL			COMPARAÇÕES ESTATÍSTICAS Bootsatripe P(eq) 5%		
	AED1	AED2	AED3	AED1xAED2	AED2xAED3	AED1xAED3
Num. de Famílias	23	26	23	-	-	-
Num. de Indivíduos	713	872	815	-	-	-
Riqueza	82	81	62	0,927	0	0
Dominância (D)	0,1812	0,2146	0,1854	0,047	0,025	0,872
Diversidade (H')	2,087	2,013	2,133	0,525	0,111	0,302
Equidade (J)	0,6656	0,6178	0,6804	0,114	0,003	0,22



**Figura 9.** - Representatividade (%) do número total de espécimes de aranhas coletados nas armadilhas de solo.



### 3. 2. - Resultados por área de estudo

#### 3. 2. 1. Levantamento Estrutural das Áreas

Esse estudo permitiu ter uma noção da composição tridimensional de cada subárea individualmente, demonstrando através da comparação, uma idéia da heterogeneidade paisagística. O objetivo não foi co-relacionar cada elemento levantado da paisagem com os resultados obtidos com a comunidade de aranhas. Pois para isso a metodologia aplicada na análise das armadilhas de queda precisaria de ajustes que não foram possíveis de serem realizados, como amostragens da estrutura ao longo de todo o trabalho e individualização das amostras das armadilhas de queda. Estes ajustes não foram realizados porque a idéia de fazer a análise estrutural surgiu no fim do trabalho e já não era possível retomar as análises anteriores. Por outro lado foi possível obter uma idéia geral da heterogeneidade paisagística ou tridimensional das subáreas para que permitisse diferenciá-las além da observação empírica feita em campo. Os elementos analisados estão descritos na tabela 3.

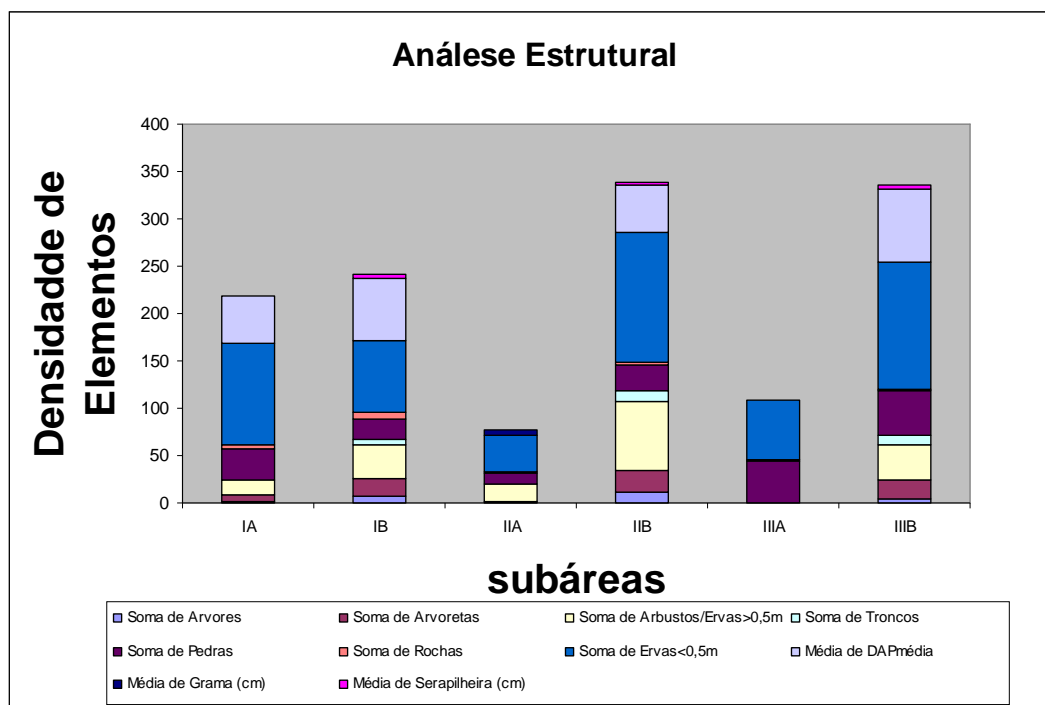
A primeira análise feita através do gráfico de barras (Figura 10) demonstra as diferenças estruturais em cada subárea. Cada barra corresponde a uma subárea com a distribuição dos elementos, presentes ou não, assinalados pela presença ou ausência das cores correspondentes a cada elemento. Já, a altura das barras nos indica a densidade desses elementos nas subáreas.

**Tabela 3.** - Parâmetros de heterogeneidade estrutural por subárea.

Área	Subárea	Amostra	Arvores	DAPsoma	DAPmédia	Arvoretas	Arbustos/Ervas>0,5m
AED1	A	1	0	0	0	1	2
AED1	A	2	1	50	50	4	7
AED1	A	3	0	0	0	2	8
AED1	B	1	2	203	101,5	6	11
AED1	B	2	3	126	42	7	13
AED1	B	3	2	114	57	6	12
AED2	A	1	0	0	0	0	5
AED2	A	2	0	0	0	0	4
AED2	A	3	0	0	0	1	10
AED2	B	1	3	152	50,66666667	3	29
AED2	B	2	2	135	67,5	10	14
AED2	B	3	6	191	31,83333333	11	29
AED3	A	1	0	0	0	0	0
AED3	A	2	0	0	0	0	0
AED3	A	3	0	0	0	0	0

AED3	B	1	2	145	72,5	8	8
AED3	B	2	0	0	0	10	13
AED3	B	3	2	167	83,5	2	17

Área	Subárea	Amostra	Troncos	Pedras	Rochas	Ervas<0,5m	Gramas/Serapilheira	Serapilheira (cm)	Gramas (cm)
AED1	A	1	0	19	1	24	G	0	0
AED1	A	2	0	8	2	59	G	0	0
AED1	A	3	0	5	1	25	G	0	0
AED1	B	1	2	4	4	30	S	4	0
AED1	B	2	0	10	2	30	S	3,4	0
AED1	B	3	3	7	2	15	S	2,5	0
AED2	A	1	0	2	1	6	G	0	5
AED2	A	2	0	4	0	16	G	0	6
AED2	A	3	0	5	1	17	G	0	4
AED2	B	1	5	2	1	47	S	2,1	0
AED2	B	2	5	8	1	32	S	2,4	0
AED2	B	3	2	17	1	58	S	1,6	0
AED3	A	1	0	16	1	25	G	0	0
AED3	A	2	0	22	0	38	G	0	0
AED3	A	3	0	7	0	0	G	0	0
AED3	B	1	3	15	0	47	S	3,1	0
AED3	B	2	6	18	1	35	S	5,1	0
AED3	B	3	0	14	1	52	S	3,2	0



**Figura 10.** Gráfico de barras obtido da análise dos elementos presentes em cada subárea.

A interpretação visual do gráfico demonstra que as áreas de floresta (IB, IIB e IIIB) possuem mais elementos e eles estão presentes em maior quantidade, enquanto que nas subáreas abertas (IA IIA e IIIA) o gráfico demonstra menor quantidade elementos e em menor densidade, como é também evidenciado na tabela 4.

**Tabela 4.** Valores dos parâmetros obtidos da análise dos elementos por subárea.

	IA	IB	IIA	IIB	IIIA	IIIB
<b>Numero de elementos</b>	7	9	6	9	3	9
<b>Dominância</b>	0,3241	0,2142	0,3429	0,2454	0,5046	0,2514
<b>Shannon_H</b>	1,373	1,774	1,297	1,67	0,7251	1,628
<b>Equitability_J</b>	0,7056	0,8074	0,7237	0,7603	0,66	0,7409

**Tabela 5.** Valores de “p” das comparações estatísticas dos parâmetros ao nível de significância de 5%.

<b>Subáreas</b>	<b>Dominância</b>	<b>Shannon H</b>	<b>Equidade J</b>
<b>IA vs IIA</b>	0,712	0,544	0,826
<b>IIA vs IIIA</b>	0,002	0	0,451
<b>IA vs IIIA</b>	0	0	0,524
<b>IB vs IIB</b>	0,133	0,144	0,144
<b>IIB vs IIIB</b>	0,775	0,509	0,506
<b>IB vs IIIB</b>	0,07	0,041	0,042
<b>IA vs IB</b>	0	0	0,004
<b>IIA vs IIB</b>	0,02	0,004	0,558
<b>IIIA vs IIIB</b>	0	0	0,14

As subáreas abertas foram estruturalmente menos diversas que as subáreas com floresta, apresentaram também menos componentes e em alguns casos com em IIA e IIIA o predomínio de um dos componentes dentro da paisagem, reproduzindo os maiores índices dominância (Tabela 4. e 5).

A subárea IIIA que apresentou a maior ausência de elementos, menor diversidade e maior dominância. Isto demonstra que essa área foi à pior em qualidade segundo os critérios da presente análise. Este fato relaciona-se ao impacto da atividade antrópica exercida no local observado durante as campanhas.

Os resultados obtidos em IIA, apesar de valores maiores, não diferiram significativamente dos resultados em IIIA (Tabela 5), indicando que estruturalmente estas duas áreas eram muito similares estatisticamente. No entanto, a subárea IIIA sofria corte constante da vegetação subarbustiva, o que não ocorria com a subárea IIA (Figura 3), enquanto que a vegetação que permanecia em IIA, em IIIA era freqüentemente subtraída tornando a paisagem ainda menos heterogenia. Por ocasião da coleta de dados, IIIA ainda era observada uma vegetação herbácea de pequeno porte distribuída esparsamente na subárea (Figura 5), ao passo que em IA a vegetação mais densa e com mais espécimes vegetais fornecia mais elementos paisagísticos (Figura 1), como foi evidenciado nos resultados dos parâmetros obtidos nesta subárea (Tabela 4. e 5).

As subáreas IA e IB demonstram ter os extremos de qualidade estrutural ou ao menos em densidade dos elementos, entre as subáreas. A subárea IA apresentou a maior densidade e quantidade de elementos dentre as subáreas abertas (Tabela 4). Apesar de ser uma área aberta, apresentava uma paisagem mais rica do que as outras e isto fez com que na análise de *cluster* ela assemelha-se mais com as subáreas de floresta do que com as subáreas abertas (Figura 11). Em IB, apesar de possuir mesma quantidade de elementos que as demais subáreas de floresta, a densidade dos elementos paisagísticos foi a menor em relação às demais (Tabela 4). A relação entre a menor densidade e quantidade ou presença por elemento em IB resultou num alto índice de equidade. Isto significa que IB apresenta uma distribuição mais equitativa de estruturas, que refletiu no índice de diversidade, onde este foi estatisticamente maior dos obtidos dentre as subáreas, com exceção apenas de IIIB, que foi apenas numericamente maior (Tabelas 4 e 5). Brouwn (1997) comentando sobre o efeito de distúrbios de diferentes proporções sobre a diversidade relata que o modelo mais aceito é de que as taxas mais altas de diversidade ocorrem em ambientes de distúrbio intermediário. Pequenos distúrbios tendem a aumentar a diversidade enquanto que distúrbios muito intensos ocasionam extinção de espécies. A análise de *cluster* demonstrada na figura 11 é possível notar que as subáreas foram agrupadas em três *clusters* que podem ser interpretado como um gradiente de heterogeneidade, levando em consideração os parâmetros obtidos, apresentados na Tabela 4:

No extremo direito está o *cluster* formado pelas subáreas IIA e IIIA denominado “CBH” (*Cluster* Baixa Heterogeneidade) que foram mais similares entre si e que

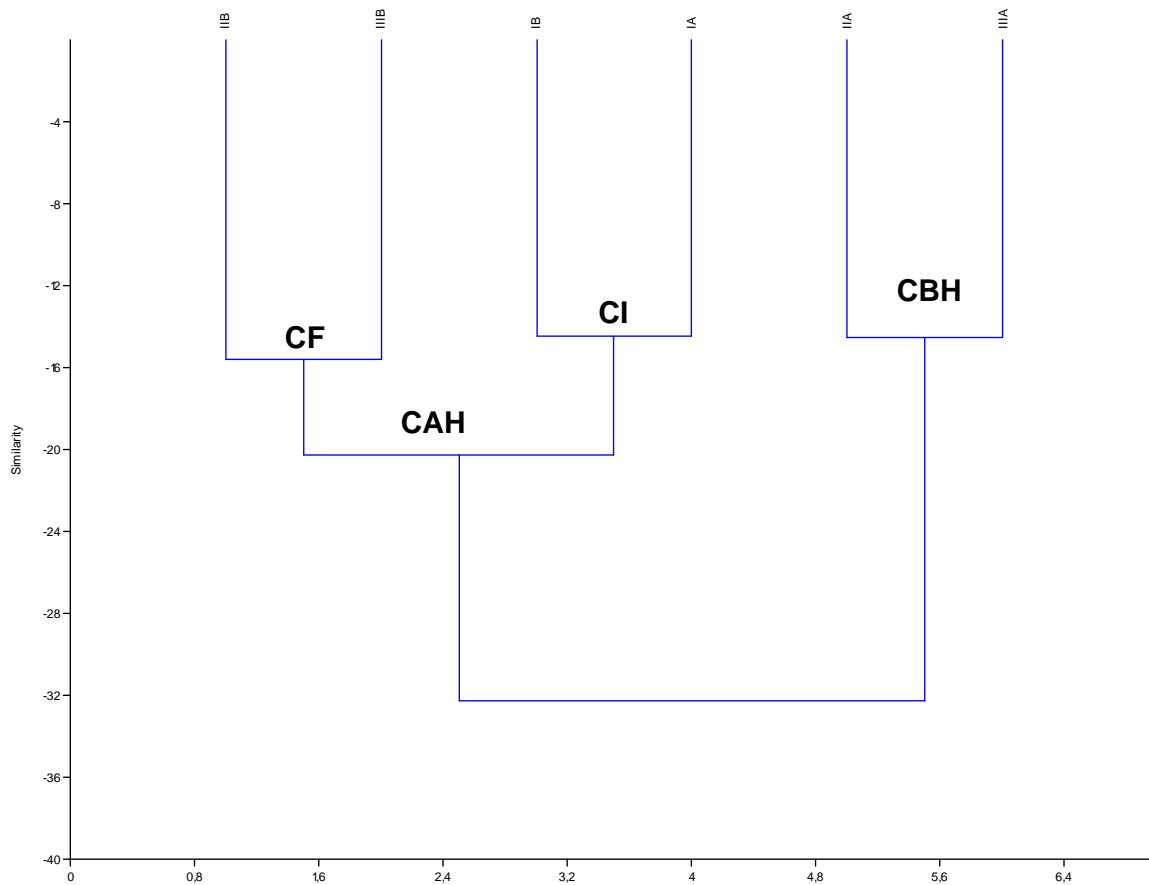
também apresentaram os menores índices observados, demonstrando ser um grupo formado por subáreas com o menor grau de heterogeneidade ambiental.

No extremo esquerdo está outro *cluster* denominando CAH (*Cluster* Alta Heterogeneidade) que é formado por dois outros *clusters*, onde estão representadas as subáreas que apresentaram índices de heterogeneidade maiores:

O *subcluster* formado pelas subáreas IIB e IIIB, denominado como “CF” (*Cluster* Floresta), que evidencia a similaridade entre estas subáreas, e podemos atribuir o grau de maior heterogeneidade.

E, por último, o *subcluster* composto pelas subáreas IA e IB, denominado *Cluster* intermediário (CI), formado pelas subáreas onde estão os extremos opostos de heterogeneidade estrutural das paisagens analisadas. A subáreas IB com a menor heterogeneidade dentre as outras com floresta, e a subárea Aberta IA com os melhores índices de heterogeneidade em relação as outras subáreas de mesma paisagem, o que sugere está relação, além dos índices obtidos, e a análise de *cluster* que inclui este grupo no mesmo *cluster* que CF.

Estas observações estatísticas concordam com a observação empírica das paisagens e com o grau de impacto antrópicos observado nas subáreas ao longo do trabalho. As três áreas AED1, AED2 e AED3 apresentaram presença de gado, no entanto a quantidade e frequência dos animais nas áreas diferiram entre elas, o que sugere graus diferentes de impacto. Apesar de este fator não poder ser mensurado através da metodologia aplicada, ele pode ser inferido com principal hipótese, pois quanto maior foi a presença observada do gado em campo, menores foram os índices de heterogeneidade obtidos. E também maior foi o impacto observado na vegetação que muito provavelmente deveu-se ao pisoteio e desbaste da pastagem, efetuado pelos animais ao transitarem pelas áreas e alimentarem-se da vegetação. Apesar de estas observações serem empíricas e, portanto subjetivas, elas coincidiram com a análise estrutural fundamental para evidenciar as diferenças observadas que, de outra forma, não poderiam ser relacionadas nas análises.



**Figura 11.** Gráfico de *cluster* do grau de similaridade entre os dados estruturais de cada subárea a partir da análise de correlação.

### 3. 2. 2. – Comunidade de Aranhas de Solo

#### *AEDI*

Na subárea IA foi coletado 281 espécimes de aranhas distribuídos em 14 famílias. Os parâmetros de comunidade obtidos estão representados na tabela 6. Lycosidae foi predominante nesta área, correspondendo a 38% dos espécimes coletados, seguido por Linyphiidae 22%, e Theridiidae 12% (figura 12).

Na subárea IB subárea foram registradas 20 famílias divididas entre 432 espécimes de aranhas (Tabela 6), onde predominaram as famílias Linyphiidae (44%) e Salticidae (16%) (Figura 12). Os parâmetros de comunidade obtidos para esta subárea estão representados na Tabela 6.

### **AED2**

Na subárea IIA Foram coletadas 395 aranhas distribuídas em 17 famílias. A tabela 6 apresenta os parâmetros de comunidade registrados para esta subárea. As famílias Lycosidae e Linyphiidae foram dominantes, correspondendo respectivamente a 47% e 24% da população (Figura 12)

A subárea IIB é coberta por uma vegetação que se assemelha a um capoeirão. Foram capturados nesta subárea 477 espécimes de aranhas distribuídas em 24 famílias. Nesta área Linyphiidae foi expressivamente dominante com 51% do material coletado na comunidade (Figura 12).

### **AED3**

Na subárea IIIA foram registradas 240 aranhas distribuídas em 13 famílias (Tabela 6). A família Lycosidae foi expressivamente dominante com 57% da representatividade dentro da comunidade (Figura 12). Os resultados dos cálculos de parâmetro de comunidade para esta subárea estão apresentados na tabela 6.

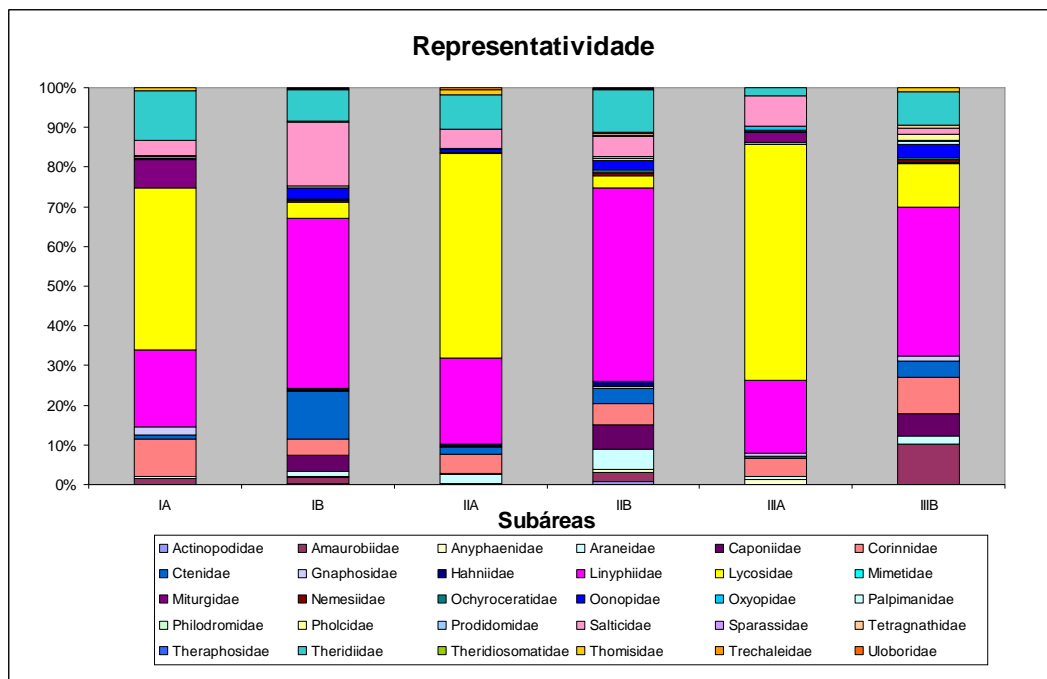
Na subárea IIIB Foram coletados 575 indivíduos distribuídos em 20 famílias. Linyphiidae predominou com 38% dos indivíduos coletados, seguido por Lycosidae 12% e Amaurobiidae com 10% (Figura 12). Os parâmetros de comunidade registrados para esta área são representados na tabela 6.

**Tabela 6.** Parâmetros de comunidade por subárea.

INDICES	SUBÁREAS					
	IA	IB	IIA	IIB	IIIA	IIIB
<b>Numero de Famílias</b>	13	20	17	25	12	21
<b>Riqueza</b>	38	55	42	51	24	51
<b>Densidade</b>	118	288	171	305	81	384
<b>Dominância (D)</b>	0,0712	0,2195	0,0939	0,1464	0,0681	0,0906
<b>Diversidade (H')</b>	3,101	2,681	3,012	2,707	2,901	2,957
<b>Equidade (J)</b>	0,8526	0,6691	0,8059	0,6884	0,9129	0,752

**Tabela 7.** Tabela de valores "p" da comparação entre os parâmetros de comunidade

Parâmetros	subáreas da mesma área			subáreas de paisagens semelhantes					
	IA x IB	IIA x IIB	IIIA x IIIB	IA x IIA	IIA x IIIA	IA x IIIA	IB x IIB	IIB x IIIB	IB x IIIB
<b>N. de Famílias</b>	0,144	0,023	0,053	0,305	0,331	0,853	0,22	0,203	1
<b>Dominância D</b>	0,988	0,003	0	0,003	0,041	0	0,267	0,001	0,013
<b>Shannon H</b>	0,211	0	0	0,016	0,091	0	0,318	0,054	0,002
<b>Equidade J</b>	0,288	0,013	0	0	0,718	0	0,77	0,002	0,008



**Figura 12.** Gráfico das proporções de cada família nas subáreas.

As áreas AED1 e AED 2 diferiram muito pouco em riqueza de espécies, não apresentando diferenças significativas ( $p > 0,05$ ), enquanto que a área AED 3 obteve o menor índice de riqueza como demonstra a tabela 2. Este resultado está relacionado com a contribuição do índice de riqueza da subárea IIIA para o valor total da área. Nesta subárea a riqueza foi significativamente menor em relação as demais subáreas.

As maiores diferenças encontradas foram entre os parâmetros de comunidade das subáreas abertas, enquanto que os índices entre as subáreas de floresta foram mais similares (Tabela 7). Este fato pode relacionar-se com mudanças constantes da paisagem nas subáreas abertas, fruto do processo natural de sucessão a que elas estão submetidas. O distúrbio na paisagem decorrente da ação antrópica altera o habitat que tende a



regenerar-se. O incremento de espécimes vegetais, resultantes desse processo natural de sucessão vegetal, é extremamente importante para o restabelecimento da comunidade de aranhas de solo, no tocante à riqueza e à diversidade. Em IIIA o desbaste da vegetação que impediu o estabelecimento das espécies vegetais, oriundas do processo natural de sucessão, tornou-se, do ponto de vista estrutural, mais homogênea, com menos elementos estruturais em relação às outras subáreas. Em IIIA as espécies arbustivas foram menos freqüentes e, em determinados períodos, completamente retiradas deixando o solo recoberto quase exclusivamente por grama e rochas. Isto refletiu também nos parâmetros de comunidade de aranhas de solo obtidos (Tabela 6). Diferentemente, nas outras subáreas IA e IIA a presença de vegetação arbustiva e subarbustiva fornece elementos paisagísticos que elevam o grau de complexidade ambiental da paisagem. As diferenças significativas entre os ambientes de área aberta IA, IIA, e IIIA que possuem diferentes graus de alteração da paisagem, indicam que a medida que a paisagem incorpora elementos que elevam a complexidade paisagística a comunidade de aranhas se altera elevando o número de espécies, a densidade de indivíduos e a diversidade. (Tabela 7).

As aranhas são muito sensíveis a perda da heterogeneidade, pois isto significa perda de habitat para reprodução, abrigo, forrageamento, dentre outros. Souza e Modena (2007) comenta que a distribuição espacial das aranhas é fortemente afetada por fatores bióticos como a disponibilidade de presas, abundância de competidores, predadores, parasitas e principalmente pela vegetação característica de cada habitat. A perda de vegetação que resulta em perda de heterogeneidade e o pisoteio do gado podem ser os principais fatores que resultaram na queda da riqueza e da abundância da comunidade de aranhas de solo.

Este comportamento da comunidade foi observado com grande intensidade em AED 3, onde foi obtido os menores índices em comparação às outras áreas (Tabela 2). Os trabalhos de Gibson *et al.* 1982, 1992; Curtis *et al.* 1990; Abensperg-Traun *et al.* 1996; Rivers- Moore & Samways 1996; Abrous-Kherbouche *et al.* 1997; Fabricius 1997; Churchill 1998; Fabricius *et al.* 2002 apontam impactos negativos do pisoteio e pastejo sobre a fauna de aranhas. Warui (2005) em seu trabalho afirma que a presença de mamíferos de grande porte, além do pisoteio, promove, através, do pastejo a perda de vegetação herbácea que resulta na perda da diversidade e abundância da comunidade de aranhas de solo.

A medida que é observado um incremento estrutural nas subáreas elevando a complexidade paisagística com a presença de mais elementos, que permitam por exemplo certo acúmulo de serapilheira, e outros elementos como galhos e etc., nota-se também o incremento de representantes de famílias na comunidade. Isto é observado quando comparadas as comunidades das subáreas abertas e de floresta, onde observa-se presença com maior representatividade de famílias que constroem teias (Uetz *et al.* 1999; Hoffer & Brescovit, 2001) como Linyphiidae e Theridiidae (Figura 12). Representantes destas famílias são mais freqüentes nas subáreas com floresta e menos presentes nas subáreas abertas, variando muito sua representatividade dentro da população nestas paisagens mais alteradas. As espécies da Família Linyphiidae são favorecidos pelo incremento de folhas, cobrindo o solo onde eles utilizam os espaços intersticiais da serapilheira para tecer suas teias. Nas áreas abertas, a falta do acúmulo de folhas pode estar prejudicando este grupo que encontra menos locais para tecer suas teias e, além disso, ficam mais expostas às competições de sítios por outros espécimes. Ao passo que os espécimes de maior representatividade, dentro da comunidade nas subáreas abertas, foram aranhas caçadoras como, por exemplo, as da família Lycosidae que dominaram nestes ambientes (Figura 12).

A presença predominante desta família já é esperado para áreas de paisagem abertas e (ou) alteradas. Bücherl (1952) relata que espécies desta família são muito comuns em ambientes alterados pelo homem, se instalando nos gramados e arbustos. Os Lycosidaeos (também chamados popularmente de aranhas-de-jardim ou tarântulas são mais raras em ambientes florestais onde a vegetação é mais densa (Foelix, 1996). As fêmeas de Lycosidae tendem a preferir áreas com maior insolação porque a temperatura elevada, nestes ambientes, em relação as áreas de floresta, aumentam o fitness (Edgar, 1971; Kronk & Riechert, 1979; Norgaard, 1951).

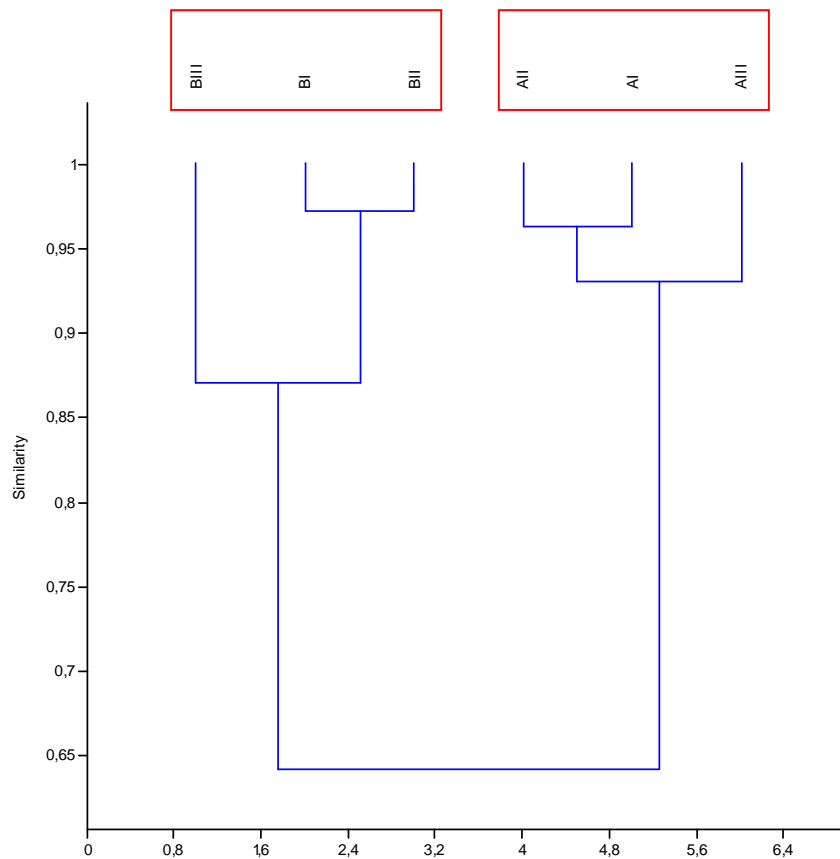
A presença e (ou) representatividade das famílias em uma área pode indicar graus de perturbação de ordem estrutural na vegetação como a supressão e/ou fragmentação de florestas. Cherret (1964) encontrou correlações positivas entre a densidade de Lycosidae e disponibilidade de presas. Ele postula que as correlações observadas pode ser um reflexo da estrutura da vegetação sobre a densidade de aranhas e outros artrópodes. Nas subáreas onde há presença de floresta observou-se o decréscimo da representatividade dos indivíduos dessa família e acréscimo das famílias Linyphiidae e Theridiidae.

Em ambientes de floresta, como as subáreas estudadas IB, IIB e IIIB a heterogeneidade é maior, e a presença de árvores modifica muito o ambiente e conseqüentemente altera o micro-habitat das aranhas. Nestes ambientes a comunidade se mostra diferente, não só nos parâmetros, mas também em composição. Famílias diferentes e espécies diferentes passam a compor a comunidade com representatividades diferentes das encontradas em áreas abertas, como relatado anteriormente em relação às famílias Linyphiidae e Theridiidae e Lycosidae por exemplo. Este dado é fortemente evidenciado pelo local de disposição das armadilhas nas subáreas em relação a proximidade entre elas nas áreas de estudo (como exposto na metodologia). Apesar de as armadilhas de queda estarem em subáreas muito próximas e subjacentes, a vegetação que cobre a área modifica drasticamente a estrutura da comunidade a ponto de, apesar da proximidade, elas demonstrarem diferenças muito significativas.

A análise de *cluster* (Figura 13) feita da correlação entre os parâmetros das comunidades demonstra que as áreas abertas (IA, IIA e IIIA) foram mais similares entre si formando um grupo, ao passo que outro grupo é formado pelas áreas florestadas (IB, IIB e IIIB). Este resultado corrobora com a análise estrutural das subáreas. Os dados foram agrupados nos *clusters* por tipo de paisagem o que leva a concluir que as comunidades de aranhas de solo estão relacionadas à formação vegetal. Apesar de a análise estrutural colocar IA e IB no mesmo cluster, demonstrando similaridade entre as subáreas, elas diferem paisagisticamente e, portanto, estruturalmente. A subárea IB apresenta paisagem de floresta e IA de uma paisagem aberta (pasto). Além disto, as comunidades de aranhas divergiram estatisticamente quanto aos parâmetros de comunidade, evidenciando que a paisagem é um fator determinante para a composição da comunidade.

Tendo em vista os resultados com a comunidade de aranhas, a análise estrutural feita pode conter elementos que tem diferentes graus de impacto sobre a comunidade de aranhas modificando-a diferentemente. Um exemplo destes elementos pode ser a serapilheira. Ela é presente nas subáreas de floresta e ausente nas subáreas abertas. A presença desse elemento relaciona-se a presença de outros elementos que são necessários para que a serapilheira seja formada como, por exemplo, a presença de espécimes arbóreos que a origina. Alguns trabalhos já demonstraram a importância da serapilheira para a comunidade de aranhas de solo. Uetz (1979) comenta que as aranhas de solo, bem como toda a fauna de invertebrados de solo, dependem de fatores ligados à

serapilheira, tais como espessura, profundidade, diversidade estrutural, estratificação, umidade, temperatura (microclima) entre outros. Estes fatores ligados à serapilheira, segundo Vibranz (1999), são modificados como reflexo da vegetação que o origina. Wagner (*et al.* 2003) comenta que a distribuição das aranhas de teia tende a decrescer conforme aumenta a espessura da serapilheira. Uetz (1982) cita a estratificação, a espessura e o volume total da serapilheira como fatores que podem influenciar no tamanho das populações e taxas de extinção das comunidades de aranhas.



**Figura 13.** Similaridade da correlação entre os dados obtidos nas subáreas ao nível de família.

### **3. 3. Análise da Comunidade de aranhas de solo ao nível de família e de espécie**

Uma dúvida que surge ao analisar a comunidade de aranhas de solo, bem como em análises semelhantes a proposta pelo presente estudo, é com relação ao nível taxonômico mais apropriado para a interpretação dos dados. Principalmente quando desejamos relacioná-los ao ambiente com o objetivo de utilizá-los como parâmetros para diagnósticos ambientais. Este é com certeza um dos grandes objetivos práticos de se estudar as comunidades. A demanda é por organismos que de alguma forma representem através de seu comportamento, biologia ou simplesmente presença ou ausência num determinado ambiente ser características que podem ser utilizadas como bioindicadores ambientais.

No entanto esta abordagem é nova e deve ser ainda muito discutida. Principalmente em relação a escala que utilizamos quando analisamos as comunidades em busca de padrões que sejam úteis e sirvam de parâmetros. E é sobre este tema que trata este capítulo.

Quando agrupamos os organismos, a fim de estudá-los, recorremos as que já definimos e temos utilizado com relativo sucesso para organizar os organismos. Como o ordenamento taxonômico, que divide os organismos em classes, ordens, famílias, gêneros e etc. Estas gradações são escalas artificiais que relacionam critérios taxonômicos formando conjuntos que atendem a determinados padrões. Estes padrões são diferentes em cada grupo e atendem a um determinado padrão específico que atende as características inerentes ao organismo. Isto é importante quando tentamos relacionar grupos muito diferentes, como por exemplo animais com plantas.

Os grupos internamente também se relacionam entre si formando subconjuntos de grupos que tem suas próprias características ou relações intrínsecas. Essas características que se comportam diferentemente e tem influências diferentes na abordagem dos dados torna sua interpretação singular. Por exemplo, a forma como abordamos os dados com mamíferos não deve ser a mesma com qualquer invertebrado por várias razões. Para citar algumas diferenças com relação a amostragem, quando trabalha-se com invertebrados o número de indivíduos e a diversidade são muito maiores, e permite certas abordagens estatísticas que podem não ser apropriadas com vertebrados. É justamente por isso que dificilmente podemos generalizar a forma como interpretamos os diferentes grupos, por se tratarem de agrupamentos de organismos com características biológicas diferentes. O raciocínio deve levar em consideração essas

diferenças e muitas vezes os pesquisadores trabalham com um grupo e descobrem dados relevantes, mas esquecem que eles podem não ser aplicáveis a outros grupos.

No entanto sempre é possível encontrar padrões que se revelam em diferentes escalas de interpretação (níveis taxonômicos por exemplo). Quanto menor for a escala, mais específicos serão os padrões. Da mesma forma, quanto maior a escala, mais gerais serão os padrões. Isto se refere a abrangência dos dados nas diferentes escalas. Escalas menores dão uma abrangência mais específica e por sua vez mais reduzida em relações gerais. Escalas maiores são mais abrangentes e referem-se a padrões gerais e mais fáceis de relacionarem-se a outros conjuntos maiores.

Padrões dos conjuntos maiores englobam os conjuntos menores e vice versa. Estes padrões vão se diluindo à medida que descemos ou subimos a escalas de observação. Novos padrões surgem à medida que mudamos a escala e estas novas informações que determinam os agrupamentos são incorporadas, enquanto outras são diluídas ou até mesmo perdidas. Neste sentido devemos estar atentos à escala de observação, ou ainda, ao nível taxonômico abordado para conseguir extrair as informações que procuramos, pois eles expressam diferentes padrões que podem ser ou não adequados quando buscamos interpretações mais ou menos abrangentes.

Se ao tentar extrair uma informação for utilizada a escala errada corre-se o risco de interpretar errado ou até mesmo chegar a nenhuma conclusão, simplesmente porque esta não existe informação adequada naquele nível de análise. Por exemplo, imagine que se busca encontrar o curso ou sentido do fluxo das águas de um determinado córrego. Será muito difícil e talvez impossível de percebê-lo ao nível ou na escala da molécula de água, que se movimenta caoticamente no fluido. Portanto para saber o curso do rio é necessário aumentar a escala de observação e contemplar o líquido, e assim teremos a visão do curso que o rio faz. Apesar da molécula e seu movimento caótico fazer parte do rio, na menor escala, o padrão geral é dificilmente observado.

Esta abordagem equivocada é como partir das partes para o todo para se entender os padrões gerais, como eles não estão evidentes nas partes, apesar de pertencerem ao todo, elas não fornecem informações sistêmicas do conjunto todo necessárias a interpretação. Por isso a importância de ampliar a visão ou escala de interpretação que permita a observação do comportamento desejado.

Outro exemplo que ilustra este raciocínio seria tentar entender o funcionamento de um motor partindo da análise do conjunto de porcas e parafusos que

o compõem. É possível entender a função e a relação que existe entre os parafusos e porcas, mas dificilmente chegaríamos a uma conclusão sobre o motor, que deve ser entendido de forma holística e sistêmica, ou seja, do ponto de vista funcional de todo o conjunto de elementos que o compõem.

O ambiente natural não permite que conheçamos todos os componentes que fazem parte do sistema. No entanto alguns conjuntos de organismos dão informações que podem ser inferidas a certos aspectos do ambiente. No entanto, assim como nos exemplos do riacho e do motor, sua interpretação depende da escala que usamos, pois esta deve abranger as relações que evidenciam as ligações que se pretende obter.

Os Organismos naturais podem ser agrupados e entendidos de várias formas, e cada uma delas revela padrões que fornecem informações sobre suas relações interespecíficas e intraespecíficas. A escala mais utilizada é a taxonômica onde o primeiro nível da escala é do ponto de vista do organismo e os padrões que exibem os agrupam por espécie. O próximo é a escala dos Gêneros que por sua vez exibem padrões diferentes dos anteriores sem perder de vista os padrões da escala anterior. Depois vem o de família, e assim sucessivamente elevando a amplitude de abordagem da escala e formando conjuntos cada vez maiores, exibindo padrões cada vez mais gerais. Obviamente que em uma determinada escala mais abrangente e mais distante da escala específica os padrões observados ao nível de espécie estão diluídos e não é possível mais observá-los. Como, por exemplo, ao nível de reino ou classe. Isto não quer dizer que os padrões deixaram de existir, mais simplesmente não estão mais em evidencia por não serem relevantes a priori para aquela determinada escala.

Partindo deste raciocínio, a escala de interpretação, quando analisamos as comunidades, é importante para obterem-se padrões que atinjam abrangência suficiente para extrapolar os dados e relacioná-los a outros conjuntos. Para que possamos identificar com clareza e com o máximo de acurácia a escala correta é necessária algumas informações essenciais. Rosemberg *et al.* (1986), Brown (1991, 1996) relatam que assembléias de invertebrados sejam utilizadas para o monitoramento da conservação ambiental desde que sejam respeitadas e conhecidas as relações inerentes a cada grupo em sua relação com o habitat. Dentre as características para grupos bioindicadores, sugeridas por (Brown, 1991; Pearson & Cassola, 1992; Pearson, 1994) podemos citar: ampla distribuição geográfica, ocorrência de representantes em diferentes habitats, pouca restrição sazonal de captura, e sensibilidade às alterações ambientais.

As aranhas possuem alguns complicadores relacionados a certas informações que, muitas vezes fazem-se ausente e dificultam a interpretação dos dados. Por exemplo, muitas famílias ainda são pouco estudadas não só em termos de sua biologia e distribuição geográfica, mas também taxonomicamente. Em inventários de aranhas ainda são descritas muitas espécies novas o que reflete bem esta problemática. A falta de conhecimento muitas vezes leva os pesquisadores a estudarem as aranhas ao nível taxonômico de família. Isto facilita a determinação e triagem além de evitar abordar dados da biologia das espécies. A dificuldade em se obter dados sobre a biologia e comportamento de um grande grupo de espécies de aranhas, em virtude de serem difíceis de serem acessadas, estudadas e observadas constituem um fator limitante na utilização deste nível taxonômico.

Por outro lado algumas informações podem ser perdidas ao nível de família, pois algumas espécies manifestam exigências quanto ao habitat em que vivem, podendo revelar certas características do ambiente em que estão inseridas.

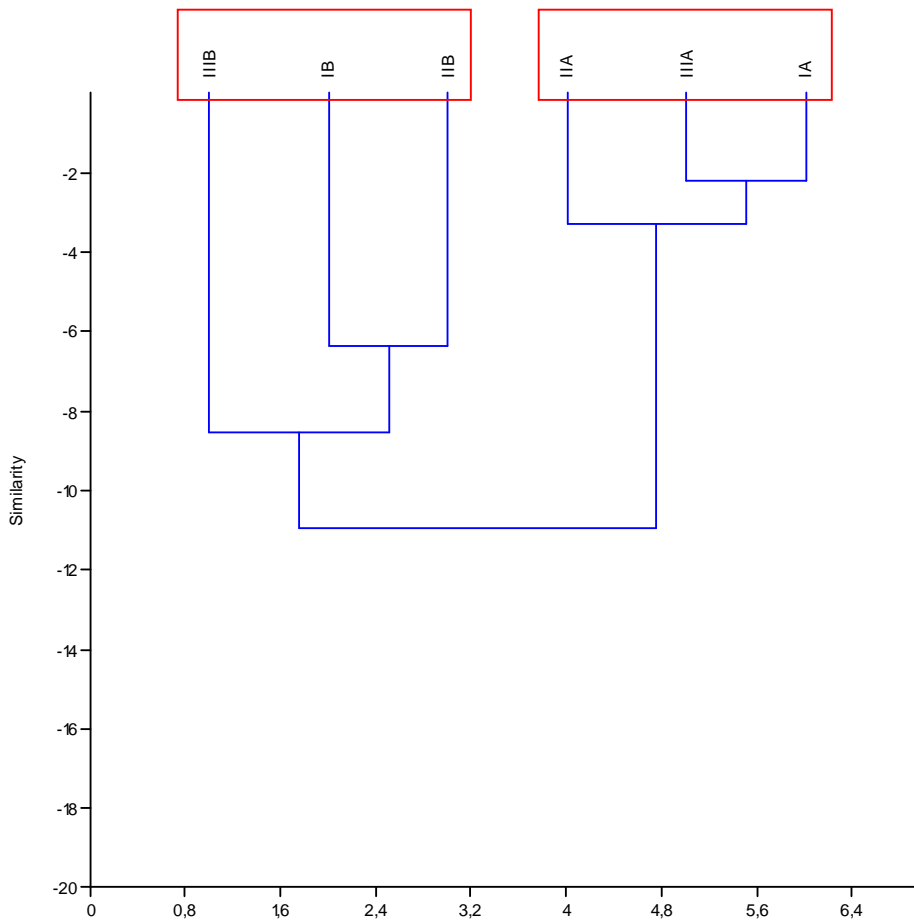
A abordagem ao nível de espécie tem outro importante componente negativo pois descartamos os indivíduos jovens, por não ser possível determiná-los ao nível de espécie, sendo possível a determinação apenas ao nível de família. O resultado é índices que podem ser mal compreendidos tendo em vista que as análises são feitas a partir da abundância relativa dos espécimes. E se pensarmos que a grande parte dos indivíduos coletados são jovens, como no caso do presente estudo em que praticamente 25% dos espécimes amostrados são jovens, deixamos de incluir uma parcela da comunidade nas análises que são muito representativas e não podem ser ignoradas.

As análises dos parâmetros de comunidade obtidos no presente estudo foram feitos ao nível de espécie e de família para ver se as informações gerais e as interpretações seriam diferentes. Os resultados obtidos ao nível taxonômico de famílias estão apresentados no capítulo anterior, e os resultados ao nível de espécie estão demonstrados na tabelas 8 e 9.

**Tabela 8.** Tabela que apresenta os parâmetros de comunidade obtidos a partir da comunidade de aranhas agrupadas ao nível de espécie

	<b>IA</b>	<b>IB</b>	<b>IIA</b>	<b>IIB</b>	<b>IIIA</b>	<b>IIIB</b>
<b>Riqueza</b>	38	55	42	51	24	51
<b>Densidade</b>	118	288	171	305	81	384
<b>Dominância D</b>	0,07124	0,2195	0,09394	0,1464	0,06813	0,09059
<b>Shannon H</b>	3,101	2,681	3,012	2,707	2,901	2,957
<b>Equidade J</b>	0,8526	0,6691	0,8059	0,6884	0,9129	0,752





**Figura 14.** Análise de *cluster* a partir da correlação dos parâmetros de comunidade ao nível de espécie, expressando o grau de similaridade.

**Tabela 9.** Valores de p das comparações entre os parâmetros de comunidade ao nível de espécie.

Parâmetros	subáreas da mesma área			subáreas de paisagens semelhantes					
	IA x IB	IIA x IIB	IIIA x IIIB	IA x IIA	IIA x IIIA	IA x IIIA	IB x IIB	IIB x IIIB	IB x IIIB
<b>Riqueza</b>	0,957	0,924	0,737	0,832	0,147	0,052	0,543	1	0,755
<b>Dominância D</b>	0	0,001	0,185	0,238	0,192	0,827	0,005	0	0
<b>Shannon H</b>	0,146	0,099	0,961	0,604	0,686	0,29	0,842	0,056	0,067
<b>Equidade J</b>	0	0,001	0	0,189	0,007	0,03	0,514	0,01	0,005

A análise de *cluster* das comunidades ao nível de espécie (Figura 14) obteve resultado semelhante à análise feita com as famílias (figura 13), ou seja, os dados foram agrupados por tipo de paisagem. Este dado reforça a hipótese de que as comunidades de

aranhas de solo representam a paisagem também ao nível de espécie, ou seja, as espécies que estão presentes nas subáreas são características daquele tipo fisionômico de paisagem.

Com relação aos parâmetros de comunidade as diferenças e semelhanças também estão presentes entre as subáreas. No entanto é possível observar uma inversão nos índices que resulta em uma interpretação diferente dos resultados. Por exemplo, enquanto que na análise feita ao nível de famílias as subáreas de floresta apresentaram índices de diversidade maiores (Tabela 6. e 7), na análise ao nível de espécie (Tabela 8 e 9) observa-se que as subáreas abertas apresentam os maiores índices de diversidade, enquanto que são as subáreas com floresta as mais diversas na abordagem ao nível de família. Este comportamento dos dados se repete com os outros parâmetros com exceção apenas do resultado do número de espécies e que é similar ao número famílias, onde em ambas as análises demonstraram que as subáreas de floresta são mais ricas.

Do ponto de vista dos padrões gerais em ecologia (Ricklefs 2003), levando-se em consideração o comportamento dos organismos em situações semelhantes de estresse ambiental, supõe-se que áreas menos impactadas teriam melhores resultados no tocante aos parâmetros de diversidade comparando-os com ambientais menos impactados. Os resultados obtidos ao nível de espécie parecem contradizer alguns destes pré-supostos básicos, com um comportamento dos dados diferentes do que é esperado. Isto não ocorre ao nível de família.

Este resultado pode estar relacionado a dois fatores. Pode estar ligada em primeiro lugar com a diferença dos dados em relação à quantidade de indivíduos analisados que por sua vez altera a representatividade de certos grupos, dentro da comunidade. Isto ocorre em virtude da exclusão dos indivíduos jovens, da análise, pelas razões já discutidas anteriormente. E pode relacionar-se a apenas a um problema de abordagem dos dados ou escala de abrangência.

A questão principal na hipótese da escala está no critério de agrupamento dos organismos. Ao observar e interpretar os parâmetros de comunidade ao nível de espécie está-se observando o comportamento dos dados agrupando os organismos baseando-se em caracteres ligados a diferenças entre os órgãos envolvidos na cópula, palpo no caso dos machos, e epígino no caso das fêmeas. Logo, ao agrupar os dados em espécies, estamos considerando apenas suas diferenças ou semelhanças sexuais e menos relacionadas à vegetação que, devem abranger outros caracteres mais gerais nas

aranhas. Sendo assim, ao nível de espécie os parâmetros demonstram informações que talvez possam ser úteis para interpretar o comportamento da comunidade em relação à reprodução, ou a nichos muito específicos e peculiares e, talvez, a interpretação que levaria a fazer inferências sobre a vegetação seja prejudicada ou mesmo imprópria.

A análise de *cluster* entre dos dois níveis taxonômicos (família e espécie) são compatíveis exceto pelo grau de similaridade que difere entre os dois testes. Ao nível de família, a similaridade é maior, aproximando-se de 1, enquanto que ao nível de espécie são negativos (Figuras 11 e 12). Na análise de *cluster*, ao nível de família das comunidades, existe maior proximidade dos resultados no agrupamento por subáreas. Esta maior similaridade encontrada com famílias, em relação à análise com espécies, sugere que, ao nível de família, os dados expressam maior conexão com a vegetação. Isto pode estar relacionado à diferença do tipo de critério utilizado para agrupamento dos organismos ao nível de família. Os caracteres morfológicos que agrupam os organismos ao nível de família são mais gerais e ligados a outros elementos menos específicos. Estes elementos podem sugerir os ambientes onde estão presentes as famílias e, por isso, ao analisar os dados neste nível taxonômico, é como agrupar os dados seguindo critérios ligados ou mais aproximados à vegetação.

### **3. 4. Análise das Guildas Tróficas**

Como já foi discutido, o nível taxonômico de família parece ser mais apropriado para as análises por ser uma forma de agrupamento taxonômico que utiliza caracteres morfológicos que podem sugerir o habitat. E essa ligação é a escala que se procura para interpretar os dados e relacioná-los à vegetação. No entanto, seguindo o mesmo raciocínio, as guildas tróficas são ainda mais relacionadas com a vegetação.

O agrupamento de aranhas em guildas relaciona características que elevam o grau de relação com a vegetação. Em primeiro lugar porque as guildas são compostas por famílias de aranhas (Hoffer & Brescovit, 2001) que, como visto anteriormente, expressam com maior similaridade a relação com a paisagem. E, ao agrupar as guildas (Uetz *et al.* 1999; Hoffer & Brescovit, 2001), estamos levando especificamente em consideração a forma como as aranhas obtêm seu recurso alimentar, pois as guildas baseiam-se em grupos de aranhas que utilizam os mesmos métodos, ou métodos muito similares de captura de alimento. O alimento é um recurso primordial que determina

*fitness*, e por sua vez é determinante para o sucesso das populações. Essa relação com a vegetação é extremamente essencial no entendimento da comunidade, o que indica que a escala da guildas que abrange essas relações podem ser mais apropriadas.

A relação do método utilizado pelas aranhas com a vegetação é a principal característica que torna a análise com aranhas tão especial, pois o método de captura de presas é uma característica singular dentre as aranhas. De forma geral todas se alimentam de insetos e está característica generalista intensifica muito a competição. Para que seja evitada a competição a evolução natural as fez distribuírem-se no ambiente de forma a evitar a intensa competição intra-específica, e a especialização da estratégia de captura foi talvez a principal saída para este problema. Como a disponibilidade e variedade de insetos é muito alta e esta variedade é acompanhada também por uma alta diversidade de hábitos e habitats onde se distribuem os insetos, a diversificação na variedade de forma com que as aranhas obtêm o alimento foi favorecida por essa diversidade. Algumas se utilizam de uma ferramenta que é a teia (de diferentes formas) para capturar as presas, outras não utilizam teia, mas as caçam ativamente (também com diferentes comportamentos de caça).

E esses comportamentos ou hábitos são característicos de cada grupo de aranhas ou guildas (Uetz *et al.* 1999; Hoffer & Brescovit, 2001), e não é adaptável no sentido de que uma aranha que faz teia orbitelar não ira tecer teia irregular ou caçar ativamente e vice versa. Essa é uma particularidade quanto ao método de captura das aranhas que traduz essencialmente a ligação ao habitat pois as aranhas tem profunda dependência do ambiente em termos estruturais para comporem suas teias ou mesmo utilizar com sitio de caça. Por exemplo, em relação às aranhas construtoras de teia, se não há estruturas que permitam apoiar os fios de sustentação e fixação da teia, esse grupo simplesmente estará ausente no ambiente.

As relações são muitas, mas é importante destacar a ligação entre a captura de alimento e a vegetação, que é um fator primordial para o estabelecimento dos diferentes grupos. Ou seja, o ambiente com sua paisagem que fornece elementos estruturais para os diversos grupos são determinísticos para a composição da comunidade de aranhas.

Esta ligação com a vegetação é evidenciado nas análises de *cluster* tanto em família com ao nível de espécie. Mas o agrupamento em guildas (Uetz *et al.* 1999; Hoffer & Brescovit, 2001) é muito mais específico, pois ele leva em consideração

justamente os caracteres que mais se relacionam ao ambiente, que é a forma de obtenção de recurso alimentar.

Dois pontos são importantes de destacar: primeiro é o fato de que esta abordagem engloba todos os indivíduos, jovens e adultos por ser ao nível de família e não haver problemas com a determinação dos jovens neste nível taxonômico; e o segundo é que não possui restrição de distribuição geográfica. Isto significa que este método para análise pode ser aplicado em qualquer parte do mundo. Diferentemente de utilizar espécies bioindicadores, cuja aplicabilidade seria restrita às regiões de ocorrência da espécie.

No presente estudo foram utilizados trabalhos de Uetz *et al.* (1999) e Hoffer & Brescovit (2001) para agrupar as famílias dentro das guildas. Os resultados dos parâmetros de comunidade com guildas estão demonstrados nas tabelas 10 e 11.

O resultado da análise de *cluster* foi semelhante ao resultado ao nível de espécie e de família onde os dados foram agrupados por paisagem. Contudo apresentou uma diferença que deve ser destacada por sua importância na argumentação em relação à escala de tratamento dos dados. O grau de similaridade na análise de *cluster* das guildas é maior que a obtida no tratamento com famílias e muito maior que a obtida no tratamento com espécies, sugerindo que está análise se aproxima ainda mais da relação com a paisagem. A composição das guildas é característica das paisagens e expressa maior similaridade o que sugere que as relações encontradas entre os parâmetros de comunidade com guildas pode ser melhor associado à vegetação, o que é esperado uma vez que o agrupamento dos dados em guildas abrange caracteres extremamente ligados a vegetação .

Com exceção da subárea IIIA que apresentou oito guildas, todas as subáreas apresentaram dez guildas (Tabela 10) das onze propostas. A distribuição, composição das guildas e a representatividade de cada uma, dentro da comunidade, foram estatisticamente similares entre as subáreas com paisagens semelhantes. O mesmo ocorreu com os parâmetros de comunidade. As subáreas de floresta apresentaram índices significativamente maiores de diversidade e equidade e índices menores de dominância. Os resultados demonstram que as subáreas de floresta, dos pontos amostrados, possuem comunidades de aranhas qualitativamente mais ricas,

quantitativamente mais densas e com guildas mais diversas (Tabela 10). Este dado indica que os ambientes que apresentam floresta, em comparação aos ambientes abertos estudados, comportam maior diversidade guildas tróficas sugerindo maior diversidade de fluxos de energia. Esta relação está ligada à estrutura da paisagem que por ser mais complexa estruturalmente, eleva a heterogeneidade elevando também a diversidade da comunidade. Os ambientes com floresta podem suportar maior riqueza e conseqüentemente mais espécies que participam de grupos tróficos diferentes.

A subárea de floresta IIIB foi a mais diversa enquanto que entre as subáreas IIB e IB não houve diferenças significativas (Tabela 11). Já entre as subáreas abertas, IIIA obteve os menores índices de diversidade, equidade, densidade e riqueza bem como o maior índice de dominância. Entre as subáreas IIA e IA não foram constatadas diferenças significativas entre os índices.

Tendo em vista a relação de similaridade com a paisagem, evidenciada na análise de *cluster* (Figura 16), pode-se concluir que a interpretação dos dados no tratamento com guildas sugere que estruturalmente a paisagem altera os parâmetros de comunidade e as relações tróficas nas aranhas. A estrutura da paisagem tem um importante papel na comunidade de aranhas moldando a comunidade sendo um fator determinante para o fluxo de energia na comunidade de aranhas, que é expresso através das relações tróficas entre elas.

Na análise dos parâmetros de comunidade feita ao nível de espécie, as áreas abertas apresentaram maior diversidade e menor riqueza, mas a análise de guildas revelou que este índice de diversidade não reflete a heterogeneidade ambiental por se tratarem de áreas com paisagem devastada e notadamente menos diversa, além de as áreas abertas expressarem menor diversidade de guildas que sugere a menor heterogeneidade ambiental (Tabela 4, 10, e 11). Nas subáreas abertas encontra-se uma grande diversidade ao nível de espécies, no entanto, estas pertencentes a um mesmo grupo ou guilda de aranhas. A maior dominância obtida nas subáreas abertas sugere que a menor heterogeneidade da paisagem não dá condições para que todas as guildas se estabeleçam equitativamente. E esta condição deve-se talvez ao fato de menos espécies participarem das relações tróficas, pois foi constatado que a riqueza foi menor nas subáreas abertas (Tabela 6).

O resultado dos índices da subárea IIIA, onde se observou maior impacto da atividade antrópica, corroboram para esta afirmativa, pois foram os mais baixos. Esta área foi a única a apresentar menos guildas, indicando o forte impacto com a perda da heterogeneidade da paisagem, que interfere de forma negativa na comunidade e fluxo de energia no ambiente (Tabela 10).

Nos ambientes mais degradados, a comunidade de aranhas tende a ser composta por menos guildas que se utiliza de teia para caçar. Nestes ambientes dominam guildas de aranhas que caçam ativamente e são típicas em ambientes de menor complexidade, ou seja, há predomínio de caçadoras nas áreas abertas enquanto que nas subáreas com floresta o predomínio é de construtoras de teia (figura 17), mais especificamente as aranhas de solo caçadoras errantes (Figura 15). Em contrapartida é possível observar o predomínio de aranhas que utilizam teia nas subáreas com floresta, representada principalmente pela guilda de aranhas de solo construtoras de teia em forma de lençol.

A guilda das aranhas de solo de perseguição (Uetz *et al.* 1999; Hoffer & Brescovit, 2001) foi quase que exclusiva nas áreas de floresta. Este dado pode estar ligado ao acúmulo de folhas que pode fornecer condições mais favoráveis, ao nível do solo, dando vantagem a este tipo de estratégia (Figura 15).

No entanto, comparando a dominância das guildas das caçadoras nas subáreas abertas e da guilda de aranhas de teia em lençol nas subáreas com floresta (Tabela 10. e 11), nas subáreas abertas a dominância é maior indicando que a maior heterogeneidade favorece a equidade nestas subáreas de floresta. E este dado é ainda mais evidente quando comparados os dados entre as subáreas abertas, onde são observadas, também, diferenças na composição da comunidade, o que sugerem a importância estrutural da paisagem. Entre as aranhas arbustivas e de solo é possível observar que nas áreas abertas são amostradas menos aranhas de hábito arbustivo enquanto que ha um incremento deste grupo significativo na amostragem da comunidade de aranhas das subáreas com floresta (figura 19).

Uma observação importante é entre a subárea IIA e IIIA que foram, segundo os parâmetros de comunidade, da análise estrutural, estatisticamente muito semelhante. No entanto ha uma diferença importante quando a densidade de elementos, quando se

observa que a estrutura da subárea IIIA. Ela possui menor riqueza de elementos estruturais. Poucos elementos em grande quantidade, sugerindo grande dominância e pouca heterogeneidade. Já a área IIA possui menor densidade dos elementos quando comparada a IIIA, mas, com maior riqueza (Figura 10. e Tabela 4. e 5). A comunidade de aranhas da subárea IIA, em relação à IIIA, apresentou mais guildas com maior diversidade, mais espécies e maior densidade de indivíduos (Tabela 10 e 11). Isto sugere que a densidade de elementos é menos importante para a comunidade de aranhas do que a riqueza, indicando que é a complexidade da paisagem é determinante para a composição e heterogeneidade da comunidade de aranhas.

Entre as subáreas de floresta foi observado que a mesma guilda esteve ausente, ou seja, a guilda de aranhas Arbustivas Caçadoras de Perseguição. Uma possível explicação é que esta guilda esteja ausente nestes ambientes, o que se põem em dúvida. Outra hipótese aventada é que as aranhas pertencentes a esta guilda encontram, no sob-bosque da floresta, condições favoráveis que dificilmente as faz descer ao solo. Talvez a maior concentração de estruturas verticais como arvoretas, arbustos e árvores favoreça o deslocamento neste substrato sem necessidade de deslocamento no solo, o que dificultaria a captura das mesmas nas armadilhas de queda e explicaria porque elas são encontradas nas subáreas abertas. Esta paisagem, contendo menos elementos verticais, exigiria a descida ao solo para o deslocamento a distância, que seria um comportamento eventual dadas às condições estruturais do ambiente e a necessidade de locomoção para sítios com disponibilidade de alimento. Esta análise explicaria também o fato desta guilda ser representada por poucos indivíduos.

Ao contrário das subáreas com floresta, as subáreas abertas não exibiram um padrão na ausência das guildas. Na subárea IA a guilda ausente foi a das caçadoras de solo de perseguição, enquanto que em IIA foi a arbustiva de teia em lençol, e em IIIA foram as arbustivas de teia em lençol, solo caçadoras de emboscada e solo de teia irregular.

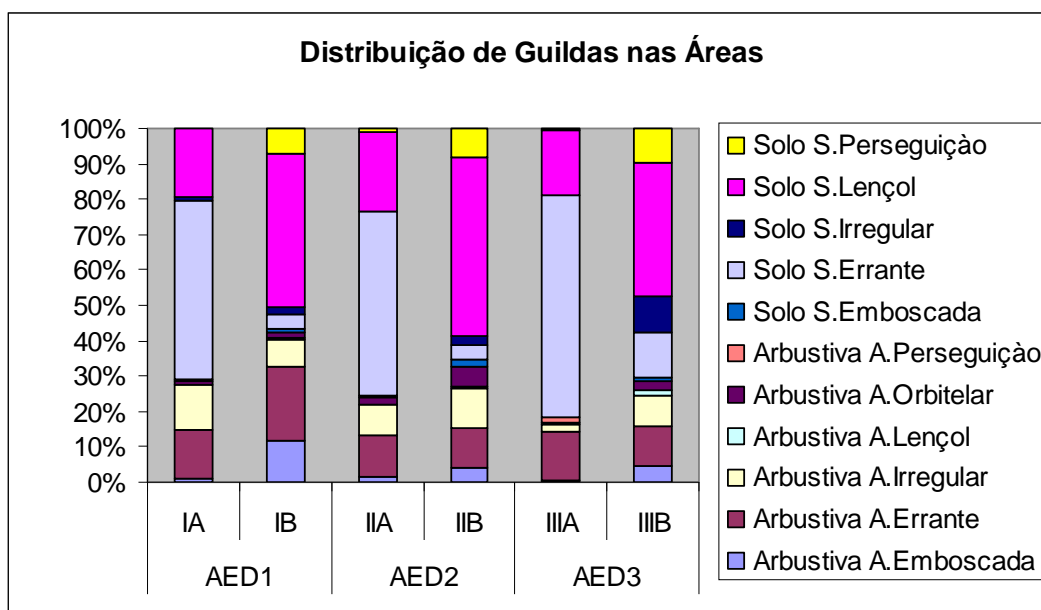
Os ambientes muito abertos, que conservam pouca vegetação e de forma esparsa (como é o caso de IIIA), devem funcionar como mosaicos, onde a pouca vegetação esparsa serve como refúgios ou ilhas. Estas, de acordo com a estrutura da vegetação das ilhas, abrigam certos grupos ou guildas. A hipótese é que o deslocamento em áreas muito abertas é perigoso sob o ponto de vista da predação, fazendo as aranhas



concentrarem sua distribuição em pontos de presença de vegetação, além de que para certos grupos a vegetação arbustiva é essencial para que possam se estabelecer. Logo, esta distribuição mais dispersa da comunidade de aranhas, diminui a probabilidade de captura em armadilha de queda. De qualquer forma, a influência da heterogeneidade ambiental na distribuição e composição da comunidade de aranhas é evidente.

É importante destacar que, seja qual for a metodologia escolhida para a análise de comunidades, ela sempre terá uma influência nos dados e conseqüentemente na interpretação dos mesmos. Isto ocorre porque cada método tem seus defeitos e qualidades. A vantagem da utilização de armadilhas de queda é sua aplicabilidade e capacidade de padronização, o que é um ponto positivo quando pensamos em análises estatísticas.

A padronização é fator essencial, pois a sua ausência implica em utilização de métodos estatísticos mais complicados que para corrigir este fator, e torna muitas vezes a interpretação mais difícil. No entanto as armadilhas de queda possuem limitações quanto a captura de espécimes de aranhas, delimitando a amplitude de animais coletados, pois é necessário que elas caiam na armadilha, e muitas espécies não utilizam o solo para se locomoverem. Mas ao aplicar a metodologia padronizadamente em diferentes áreas espera-se que a pressão decorrente dos problemas bem como das qualidades do método sejam equilibradamente distribuídas, e ao observada diferenças significativas, como as encontradas pelo presente estudo, em relação aos parâmetros de comunidade, é muito mais provável que elas sejam uma expressão de diferenças entre as áreas e subáreas. Pois apesar das dificuldades do método em capturar certas espécies, esta dificuldade esteve presente tanto nas subáreas com floresta, quanto nas subáreas abertas. Por tanto é possível afirmar através dos dados obtidos no presente estudo que as comunidades de aranhas, quando estudadas utilizando armadilhas de queda como método, entre áreas de florestas e áreas abertas, expressam diferenças significativas importantes para diagnósticos ambientais quanto aos parâmetros de comunidades.



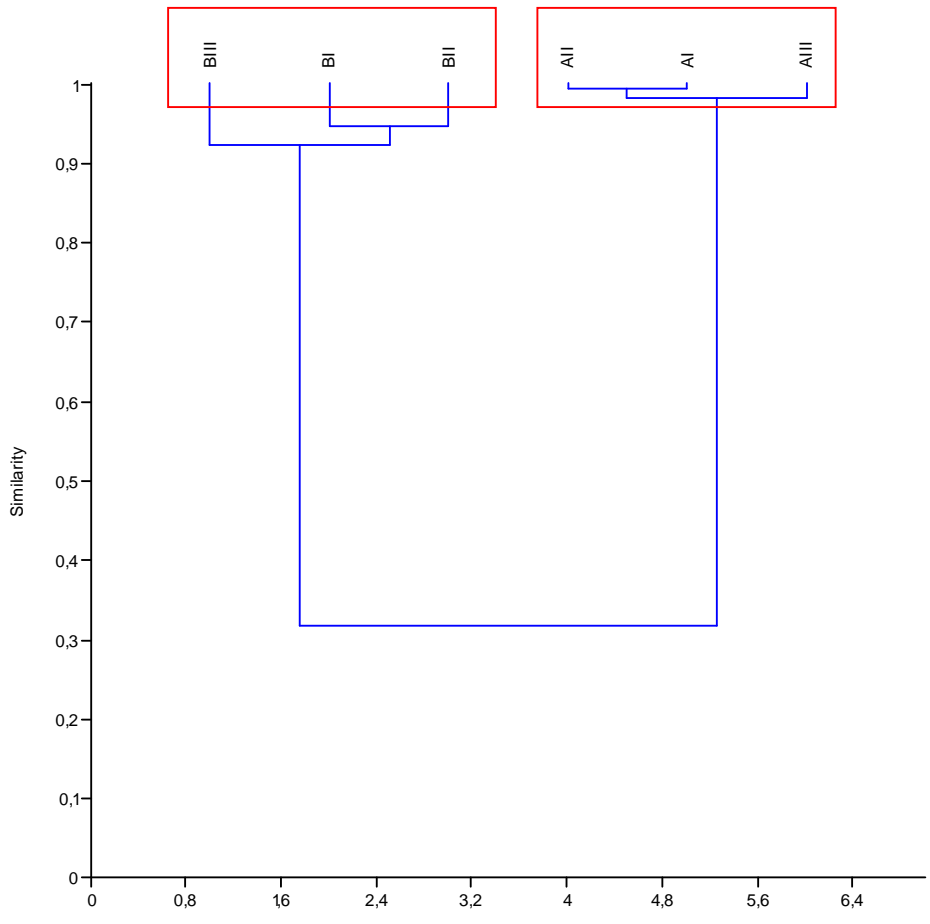
**Figura 15.** Gráfico da representatividade das guildas nas subáreas.

**Tabela 10.** Parâmetros de comunidade por subárea.

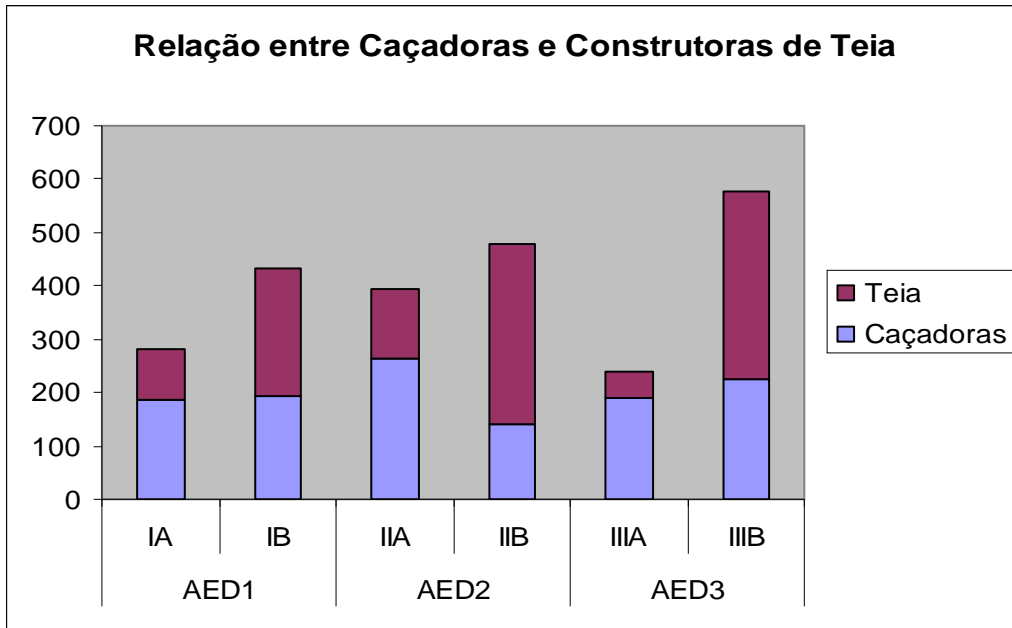
INDICES	IA	IB	IIA	IIB	IIIA	IIIB
Num. Guildas	10	10	10	10	8	10
Indivíduos	281	432	395	477	240	576
Dominância D	0,3239	0,2598	0,3403	0,2909	0,4491	0,201
Shannon H	1,401	1,666	1,383	1,674	1,096	1,891
Equidade J	0,6084	0,7236	0,6006	0,7272	0,5272	0,8213

**Tabela 11.** Resultado do teste de comparação entre os parâmetros de comunidade, exibindo os valores p.

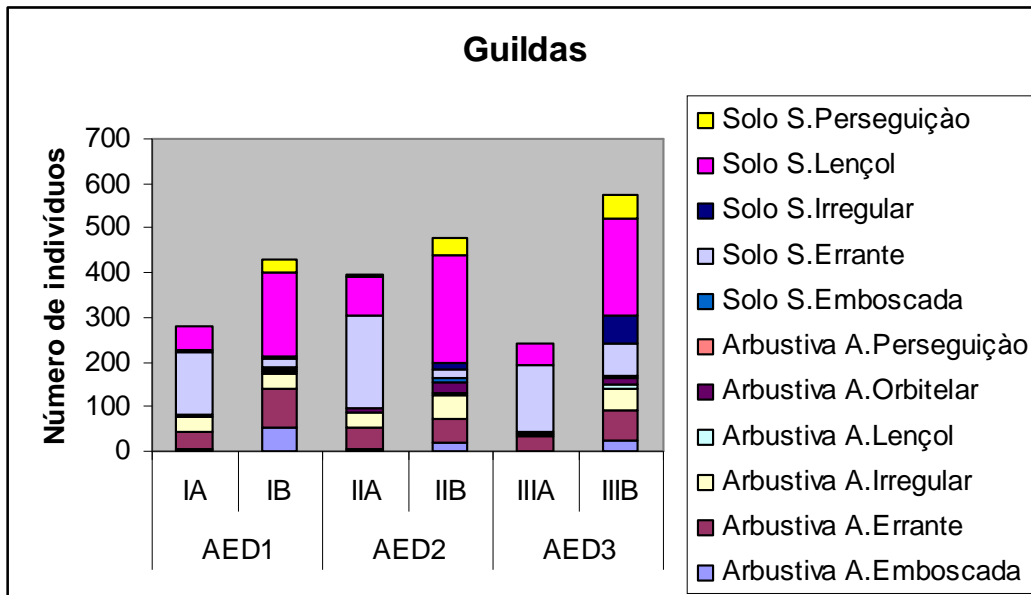
Parâmetros	subáreas da mesma área			subáreas de paisagens semelhantes					
	IA x IB	IIA x IIB	IIIA x IIIB	IA x IIA	IIA x IIIA	IA x IIIA	IB x IIB	IIB x IIIB	IB x IIIB
N. de espécies	1	1	0,072	1	0,478	0,425	1	1	1
Dominância D	0	0,007	0	0,563	0,004	0	0,207	0	0
Shannon H	0	0	0	0,815	0	0	0,901	0	0
Equidade J	0,002	0	0	0,85	0,137	0,097	0,902	0	0,001



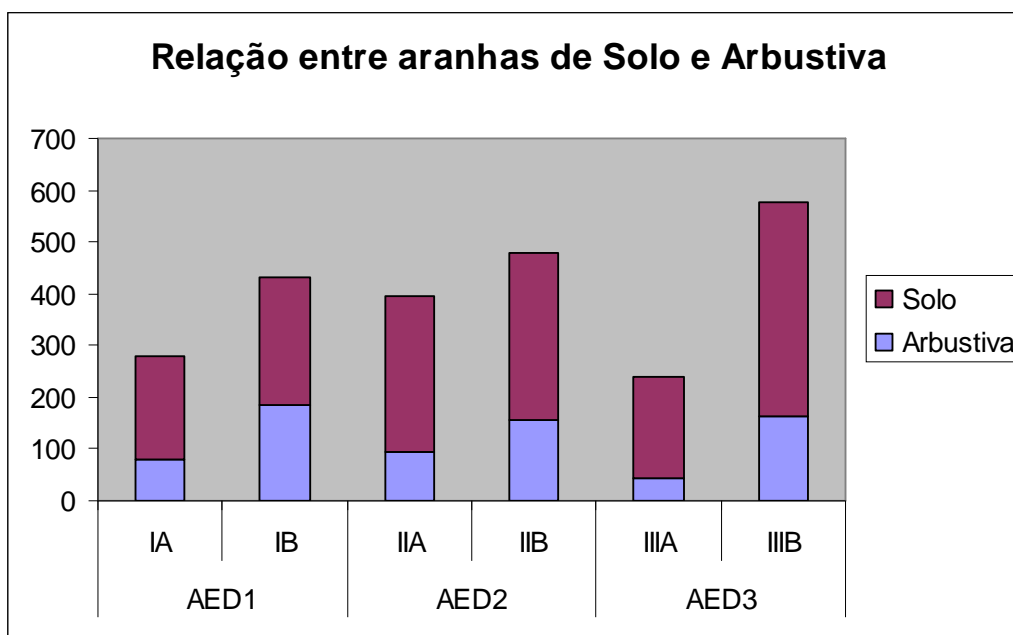
**Figura 16.** - Similaridade da correlação entre os dados obtidos nas subáreas no tratamento com Guildas tróficas.



**Figura 17.** Relação entre a proporcionalidade entre aranhas caçadoras e construtoras de teia por subárea.



**Figura 18** – Densidade de indivíduos agrupados por guildas em cada subárea.



**Figura 19.** Proporcionalidade entre aranhas arbustivas e aranhas de solo por subárea.

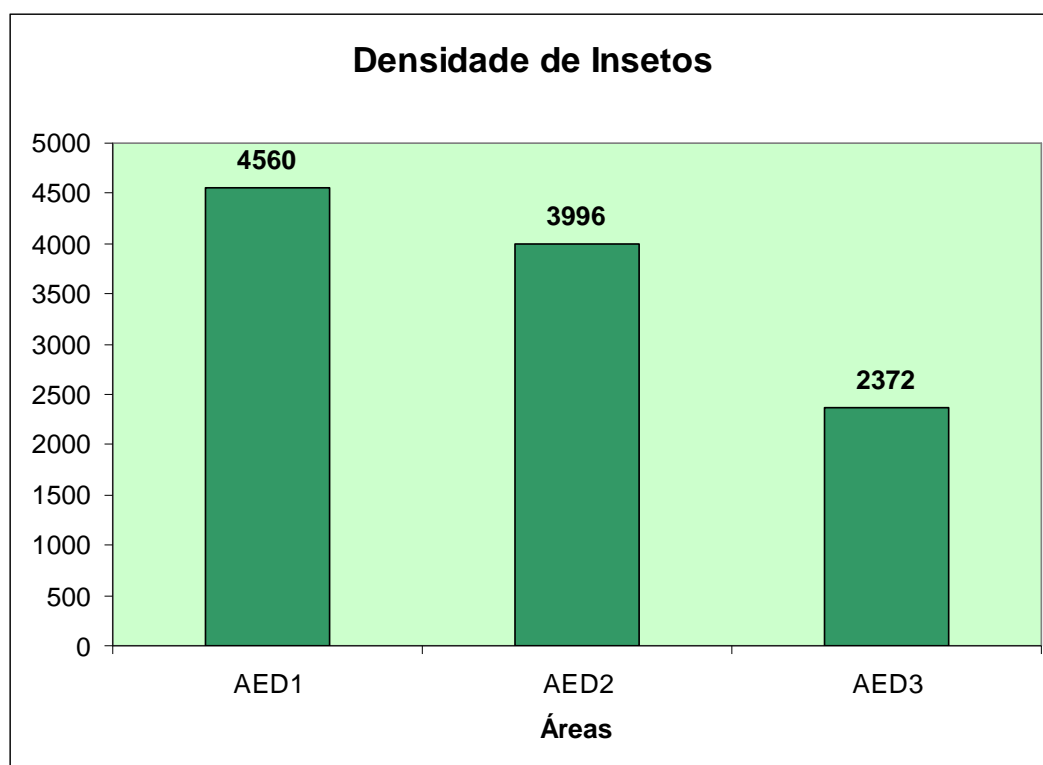
### 3. 5. Armadilha Luminosa

Foram coletados nestas duas últimas campanhas 10.346 espécimes, distribuídos em 14 ordens de insetos. A AED1 registrou o maior número de indivíduos somando 4.560 espécimes, seguida pela AED2 com 3.996 espécimes e AED3 com 2.372 (tabela 12).

**Tabela 12-** Numero de indivíduos coletados por ordem em cada área de amostragem.

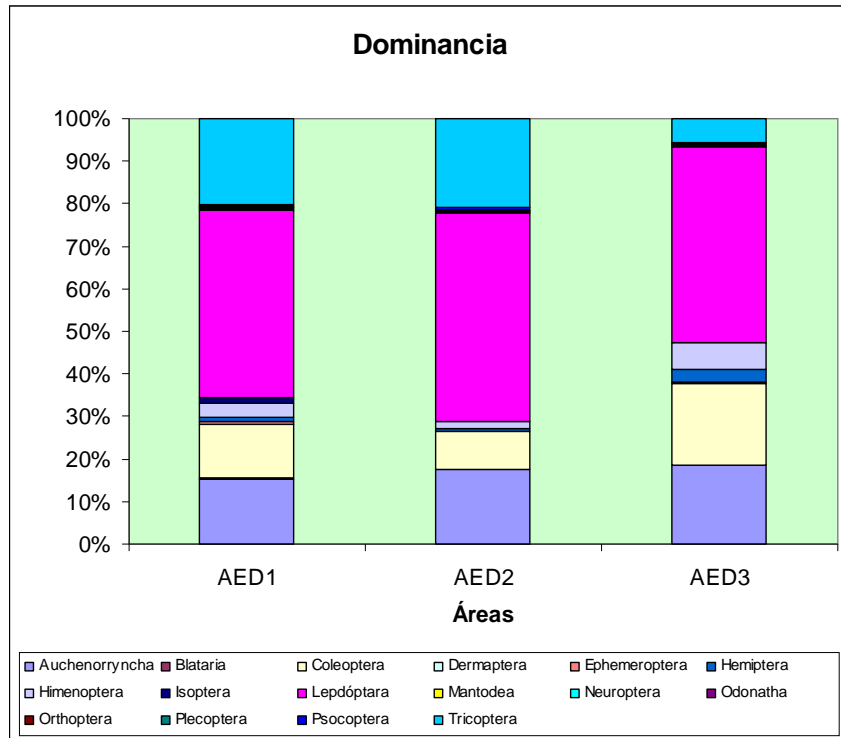
ORDEM	AED1	AED2	AED3
Auchenorrhyncha	693	702	438
Blataria	12	2	4
Coleoptera	578	351	455
Dermaptera	1	0	1
Diptera	0	0	0
Ephemeroptera	31	1	7
Hemiptera	49	23	72
Hymenoptera	149	68	144
Isoptera	60	1	0
Lepidoptara	2012	1966	1095
Mantodea	2	1	1

Neuroptera	8	3	6
Odonata	0	1	0
Orthoptera	12	13	5
Plecoptera	11	8	2
Psocoptera	24	17	7
Tricoptera	918	839	135

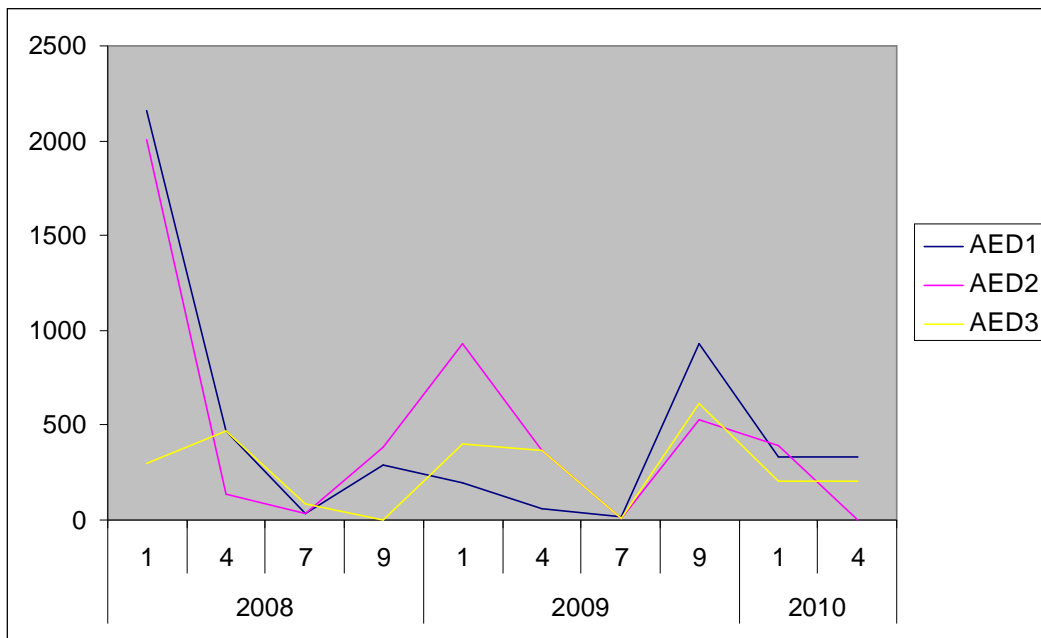


**Figura 20** - Número total de insetos coletados por área.

Os indivíduos da ordem Lepidoptera foram os mais amostrados em todas as três áreas, como demonstra a figura 20. Os lepidópteros representaram 46% dos indivíduos coletados, seguidos por Tricoptera e Auchenorrhyncha ambas com 17% dos indivíduos (figura 21).



**Figura 21** - Representatividade do número total de ordens coletados através do método Armadilha Luiz de Queiroz.



**Figura 22** Análise sazonal dos insetos nas três áreas de estudo.

### 3. 6. Sazonalidade

A questão fundamental na coleta de aranhas com armadilha de queda é justamente a pergunta por que elas caminham. Se pudermos responder esta pergunta, teremos um indicativo do comportamento da comunidade, na vegetação, ao longo do tempo. Esta pergunta é central para a interpretação dos dados obtidos com armadilhas de queda. Pois nestas armadilhas são coletadas essencialmente aranhas que estão se deslocando ao nível do solo. Portanto para entender e interpretar os dados da composição da comunidade amostrada nestas armadilhas é essencial que compreendamos a razão de as diferentes espécies, famílias e guildas estarem se deslocando na proporção em que se deslocam e são capturadas.

Foram feitas as análises da sazonalidade aos níveis de espécie, família e guildas e também analisados, separadamente, somente jovens e adultos, e machos e fêmeas. As análises sazonais, dos parâmetros de comunidade, estão demonstradas nas (figuras 23, 24, 25, 26 e 27). Com exceção da densidade de indivíduos e a riqueza, os parâmetros de comunidade não apresentaram padrões sazonais perceptíveis, sendo caótica a variação dos índices das subáreas ao longo do tempo.

Em relação à densidade e à riqueza a análise da sazonalidade demonstra que o pico populacional das aranhas ocorreu de setembro a janeiro (Figura 23 e 22).

Os resultados indicam maior atividade das aranhas nos meses citados. O fato de estarem mais ativas permite que, por caminharem mais na vegetação, os representantes das espécies mais raras, que possuem populações menores ou habitam outros estratos da vegetação, dificilmente descerem ao solo e, em consequência, sejam coletadas.

Tanto em machos quanto em fêmeas o pico populacional ocorre entre julho e outubro e, no caso das fêmeas se estende a janeiro, no entanto os jovens estão mais ativos em janeiro.

A análise sazonal da população de insetos (figura 22) demonstra que a um aumento populacional em setembro com pico da população em janeiro. Isto indica que as aranhas podem não estar se movimentando para alimentar-se especialmente, pois se há abundância de alimento neste período logicamente não há necessidade de grande deslocamento para encontrar presas. Neste caso o pico da densidade populacional da



comunidade de aranhas deveria ser nos períodos de maior escassez de alimento, o que não é observado.

Os dados sugerem outra interpretação. Indicam que as aranhas estão se deslocando nestes períodos com o objetivo maior de se reproduzirem. Isto explicaria o fato de os picos populacionais entre machos e fêmeas serem de julho a outubro e dos jovens em janeiro onde ocorreria a dispersão destes, aumentando a representatividade dos mesmos, nas armadilhas de queda, pelo maior deslocamento nas áreas face à atividade dispersiva.

A dispersão dos jovens é sugerida, pois se o alimento está em abundância neste período, não haveria necessidade de grandes deslocamentos para captura de presas por eles. A queda das populações de machos e fêmeas no mês de janeiro é outro indicio que corrobora para esta análise, pois coincide precisamente com o período de maior atividade dos insetos (Figura 22 , 28 , 29 e 30).

As aranhas parecem deslocar-se mais para se reproduzirem e inclusive até ocupando ambientes que não são típicos, como por exemplo, espécies arbustivas pertencentes a guilda das aranhas errantes deslocando-se ao nível do solo. O que explicaria a incomum captura deste grupo nas armadilhas de solo. A complexidade da vegetação pode favorecer este deslocamento entre substratos, pois permite as aranhas deslocarem-se sem se expor tanto quanto em áreas abertas. Isto sugere que o aumento da complexidade da vegetação pode favorecer a taxa reprodutiva de certos grupos por também favorecer deslocamento além de abrigo, sítios de reprodução e de captura de presas, e disponibilidade de alimento.

Esta interpretação é corroborada pelo fato de as aranhas movimentarem-se muito mais em áreas de floresta, como é observado na (figura 33), onde se constata nas subáreas de floresta os maiores picos de densidade dos adultos em detrimento as subáreas abertas. Enquanto que entre os jovens (Figura 34) o pico populacional é maior nas subáreas abertas. Esta maior atividade dos jovens nas subáreas abertas pode estar ligado à necessidade de maior deslocamento para a dispersão dos jovens. Nas subáreas abertas precisam percorrer talvez maiores distâncias para encontrar sítios e colonizá-los. Outra hipótese sugere que a maior movimentação dos jovens, em áreas abertas, pode estar relacionada ao grupo ou guilda a qual estes pertencem. Sendo a guilda das aranhas caçadoras de solo errantes, as predominantes nesta paisagem, devido a seu

comportamento nato, percorrem o solo com maior frequência sendo capturadas com maior facilidade nas armadilhas de queda.

Existem outros fatores que devem ser levados em consideração. Vários acidentes podem também ocorrer, como queda de indivíduos arborícolas no solo, que levam a captura dos mesmos nas armadilhas de queda. No entanto, se estes acidentes ocorrem, é porque a estrutura da vegetação permite, ou seja, os acidentes são importantes para a diagnose da vegetação pois eles revelam dados importantes da estrutura através de sua ocorrência. E os dados obtidos pelo presente estudo revelam que estes acidentes ocorrem com frequência significativa e com muito maior intensidade nos ambientes com floresta, esforçando a importância deste dado e a utilização das espécies que não ocorrem exclusivamente no solo para o diagnóstico ambiental. Ignorar a ocorrência das espécies arbustivas coletadas nas armadilhas de queda significa empobrecer a análise, além de ignorar dados científicos extremamente relevantes.

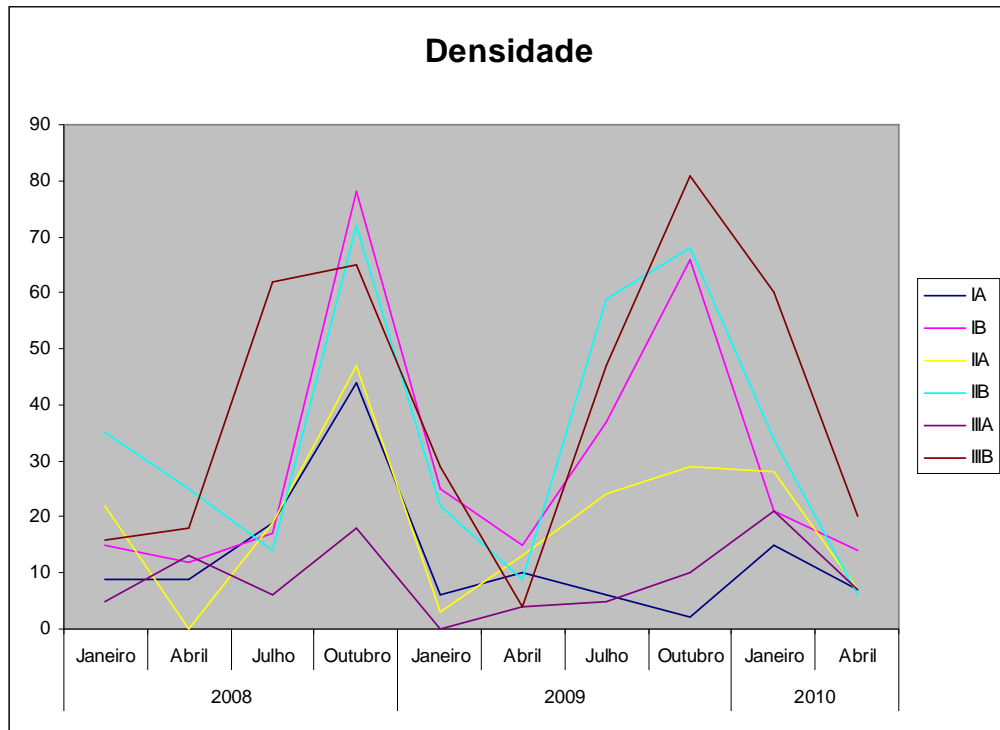
Entre as guildas de solo, nas subáreas com floresta o pico populacional é entre construtoras de teia em lençol, que são mais frequentes durante os meses de julho a janeiro. Enquanto que entre as guildas do grupo arbustiva o pico ocorre no período de outubro a janeiro, com destaque para as epifíticas errantes que são muito frequentes. Importante destacar a presença significativa de guildas de aranhas arbustivas errantes (Figuras 32; 33 e 34) no período de outubro a janeiro, sugerindo a movimentação desses grupos ao nível do solo.

Na subárea IIIB nota-se que há um pico populacional da guilda das caçadoras errantes no mês de abril (Figura 36). Esta guilda que é mais comum em paisagens abertas teve uma ocorrência singular neste período na subárea IIIB. Isto se deveu a uma seca muito intensa que afetou visivelmente o meio ambiente local. Durante a coleta de janeiro a abril de 2009 não ocorreram precipitações de chuvas significativas. Algumas alterações populacionais foram notadas em virtude deste evento, que não é comum para esta época do ano, na região. Na população de insetos houve uma queda da densidade. (figura 22). Em relação às aranhas, na subárea IIIA observou-se queda da taxa de captura, enquanto que em IIIB foram capturados muitos indivíduos da Família Lycosidae. Isto deve estar ligado à seca e a falta de vegetação nesta subárea que resultou na queda drástica da população de insetos induzindo a migração temporária de licosídeos, principalmente jovens para a floresta (figura 32) utilizando a borda da mata como refugio devido ao estresse provocado pela seca.

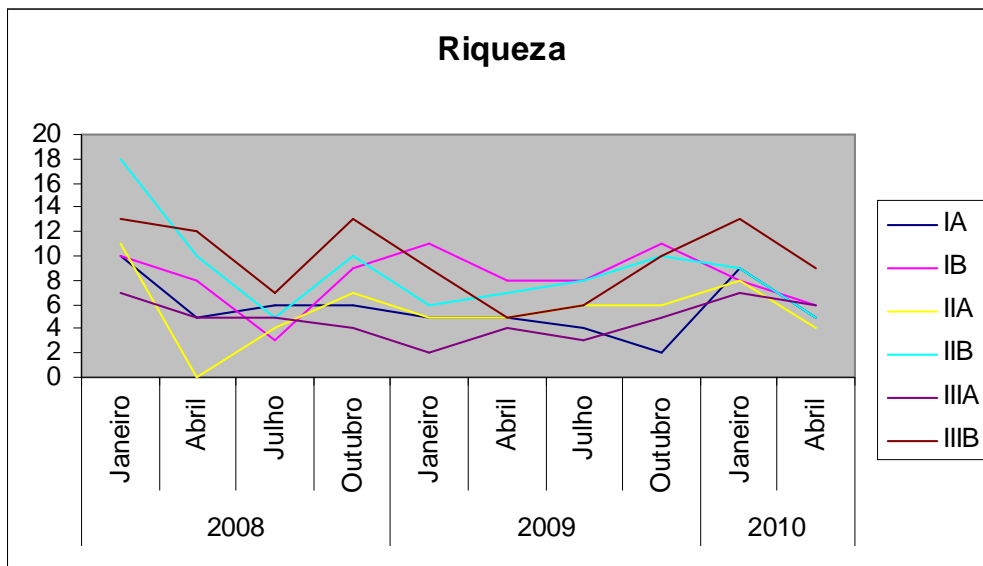
Como as armadilhas de queda em todas as subáreas de floresta foram colocados na borda este fenômeno foi possível de ser percebido. Mas ocorreu unicamente na AED3 cuja subárea aberta não apresentava vegetação arbustiva. Nas outras subáreas abertas não foi observado o mesmo fenômeno, apesar de todas as áreas terem sofrido com a seca.

Isto sugere a importância da vegetação no comportamento das espécies de aranhas em situações de estresse ambiental. À soma da pouca vegetação, com a seca intensa que alterou a população das presas resultou num estresse que, mesmo as aranhas adaptadas a ambientes abertos, não conseguem suportar o evento, passando a ocorrer em ambientes atípicos para a espécie, em busca de refugio. Estes dados sugerem que se não existir a possibilidade de refugio por ausência de fragmentos próximos às áreas abertas, em situações estocásticas extremas de estresse algumas populações de aranhas podem ser extintas localmente.

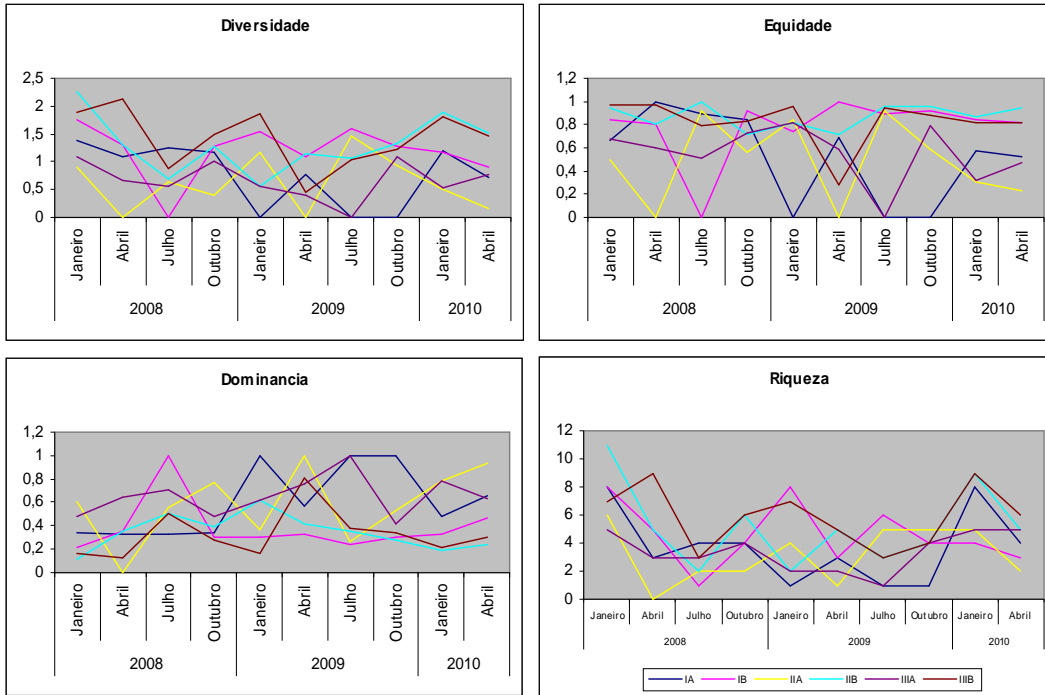
Nas subáreas abertas, diferentemente das subáreas com floretas, nota-se uma dinâmica diferente entre as guildas, que atende a um período provavelmente maior que um ano. É possível notar que a alternância de picos populacionais entre as guildas de aranhas de solo errantes e as de teia em lençol. Quando uma domina a comunidade a outra tem sua representatividade diminuída. Algo semelhante ocorre entre as aranhas arbustivas errantes e de teia irregular (Figuras 35, 36 e 37). Este fenômeno se repetiu nas três subáreas, e deve ser motivado pela competição intra-específicas ou predação intraespecíficas. Este evento é observado em janeiro onde ocorreu maior frequência de indivíduos jovens. A hipótese é que os indivíduos jovens das aranhas caçadoras errantes nos ambientes abertos devem exercer forte competição entre as espécies construtoras de teia, e ao se dispersarem ocupam os sítios ou se alimentam destas. Kronk & Riechert (1979) comenta que a eficiência de captura de presas nos primeiros instares dos jovens de aranhas caçadoras é favorecida em ambiente com presença de grama. Ao se tornarem adultas, esta competição deve ser reduzida, pois os jovens caçadores aumentam seu tamanho corpóreo e passam a buscar presas maiores.



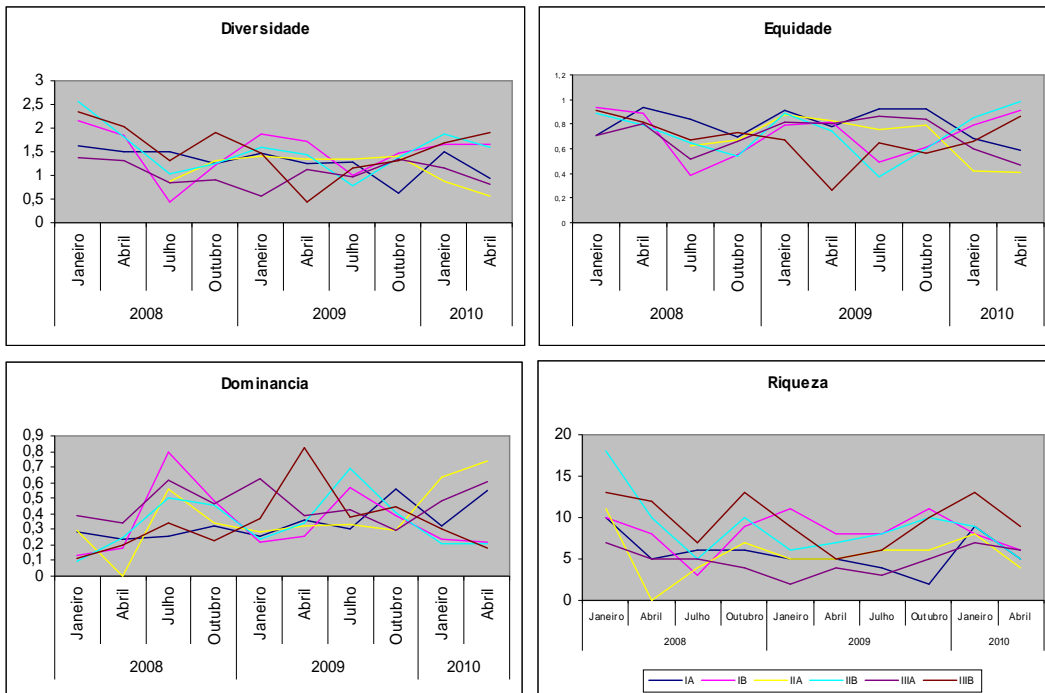
**Figura 23.** Flutuação sazonal da densidade de indivíduos das comunidades em cada subárea.



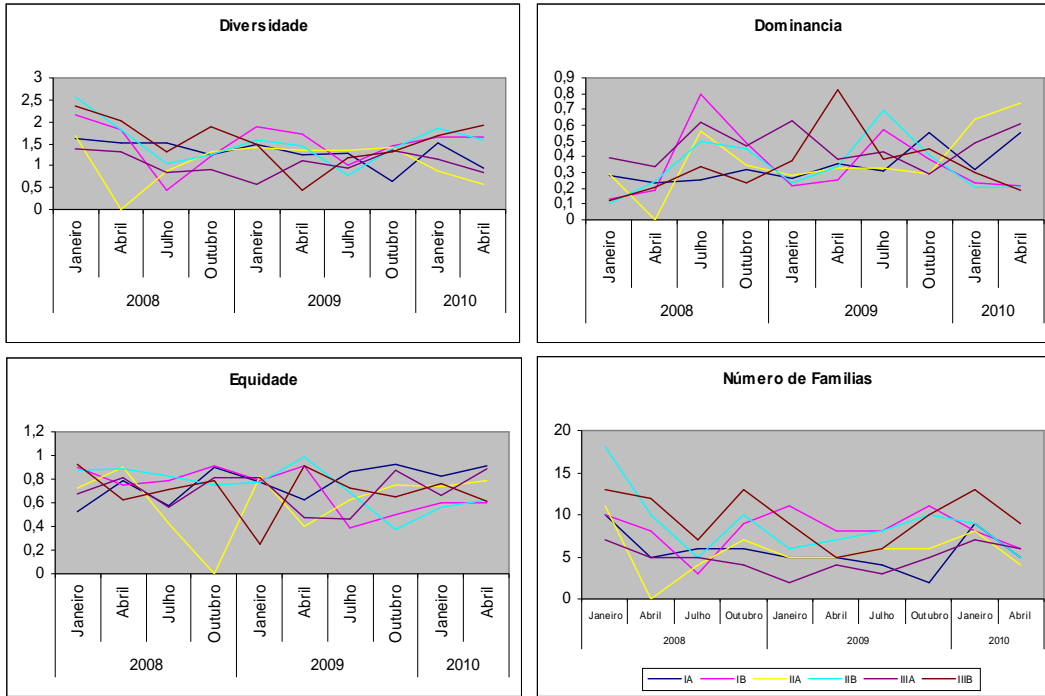
**Figura 24.** Flutuação sazonal da riqueza nas comunidades em cada subárea.



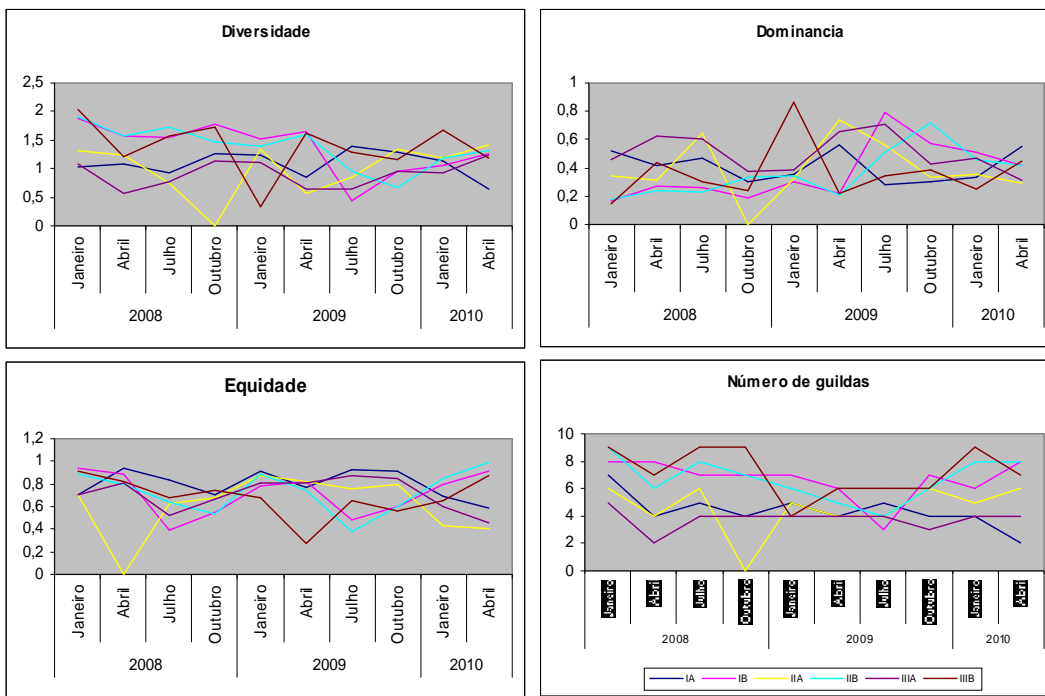
**Figura 25.** Análise sazonal dos parâmetro de comunidade dos indivíduos Jovens.



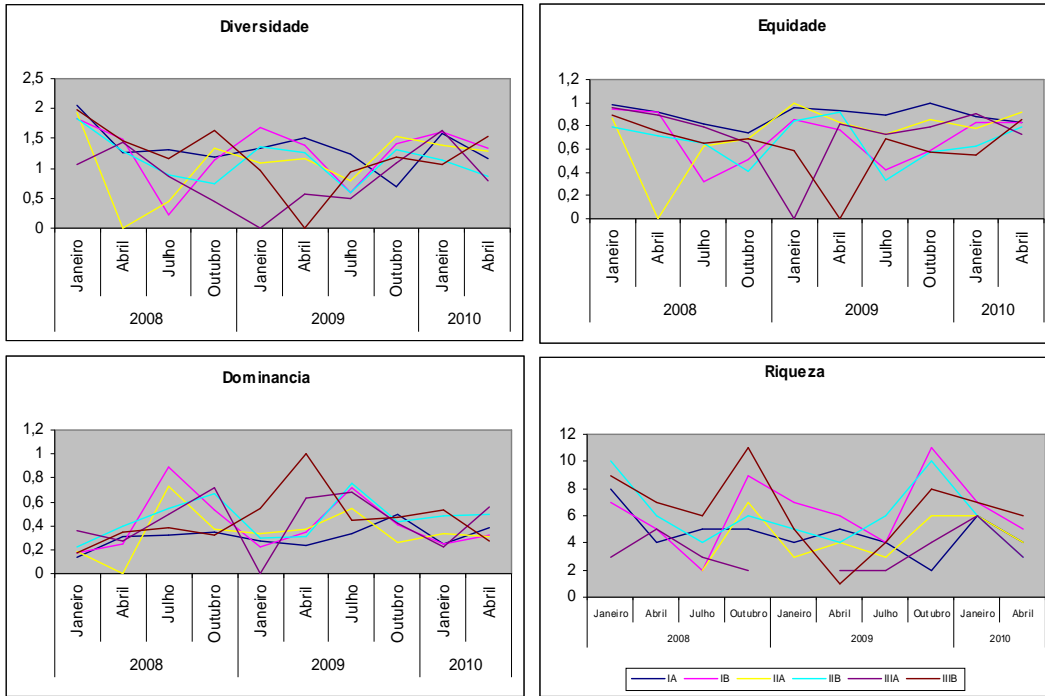
**Figura 26.** Análise sazonal dos parâmetros de comunidade, dos indivíduos ao nível de espécie.



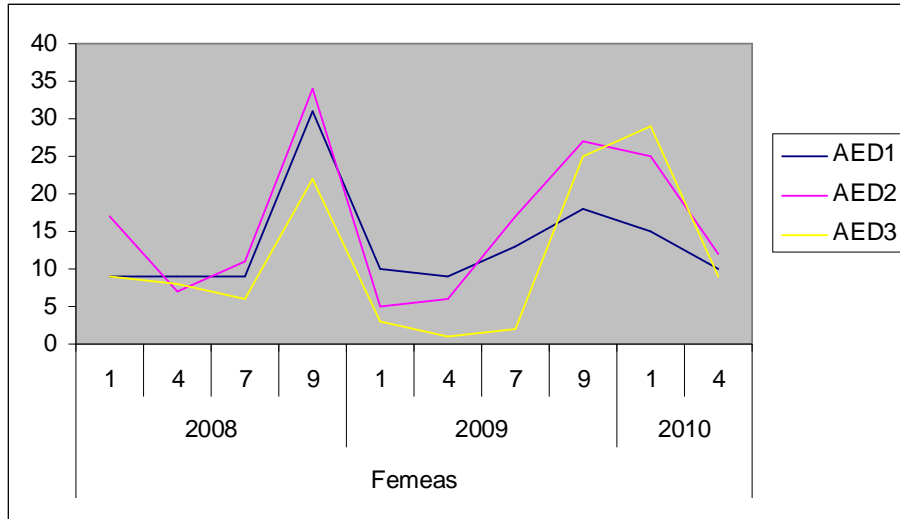
**Figura 27.** Análise sazonal dos parâmetros de comunidade, dos indivíduos ao nível de Família.



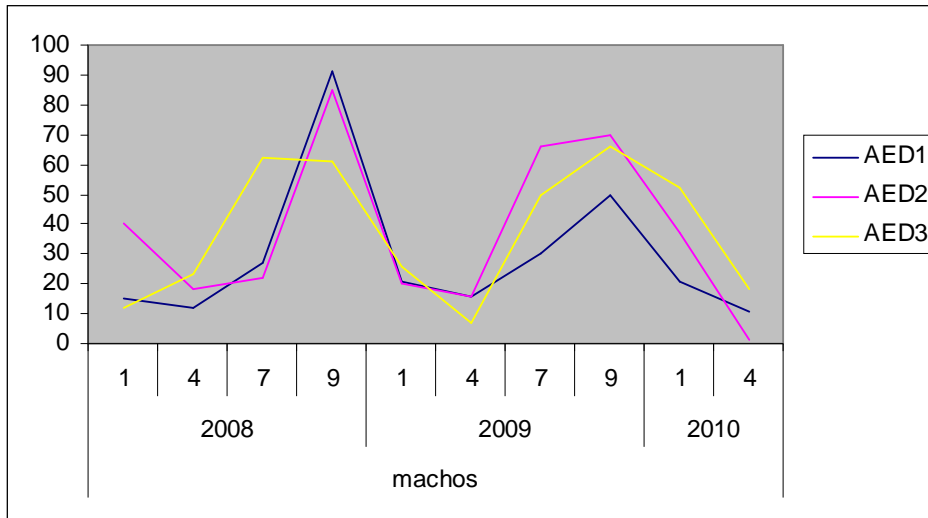
**Figura 28.** Análise sazonal dos parâmetros de comunidade, dos indivíduos ao nível de Guildas.



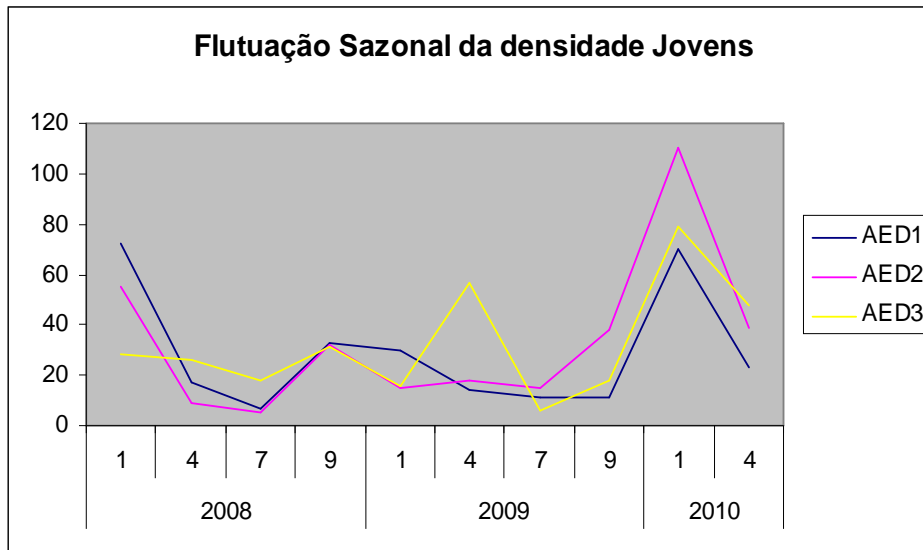
**Figura 29.** Análise sazonal dos parâmetros de comunidade, dos indivíduos Adultos.



**Figura 30.** Análise sazonal de fêmeas por área de estudo.

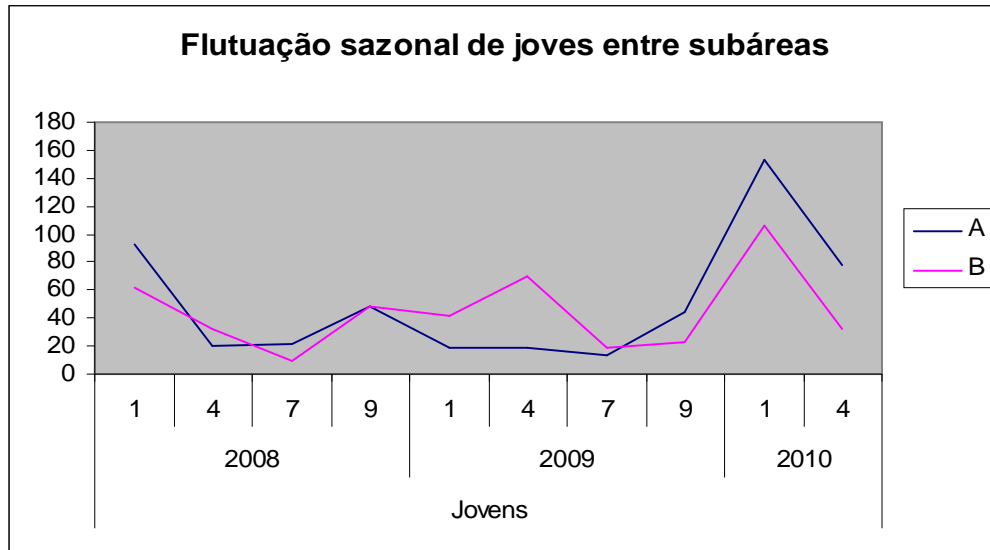


**Figura 31.** Análise sazonal dos ínvidos machos por área de estudo.

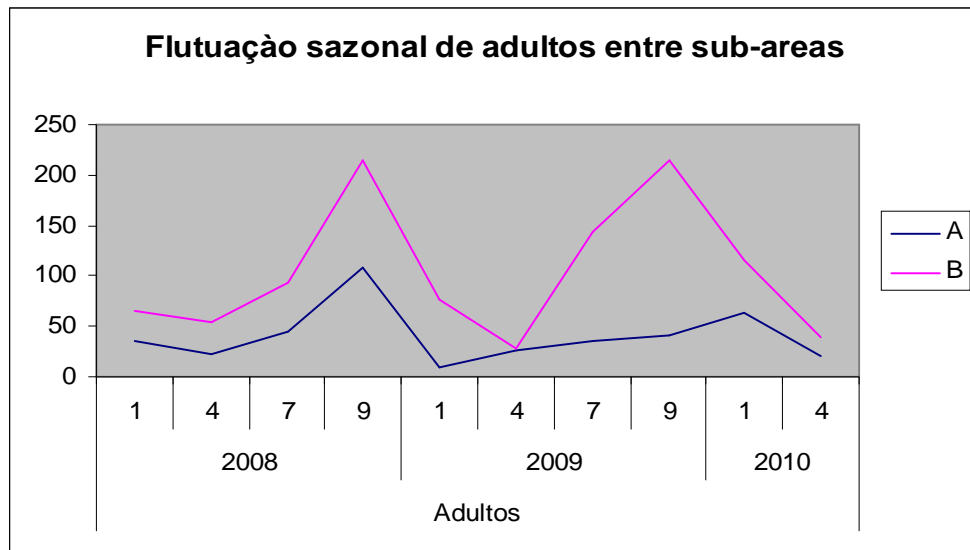


**Figura 32** Análise sazonal dos indivíduos jovens por área de estudo.

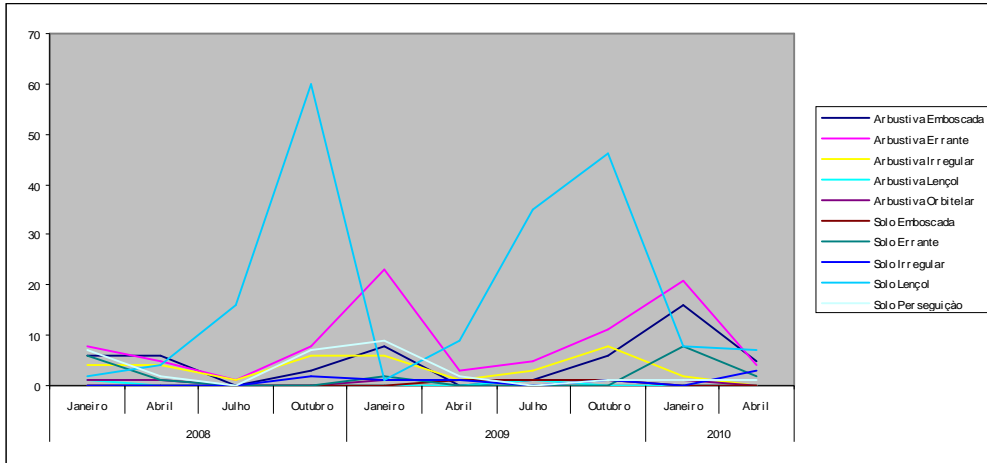




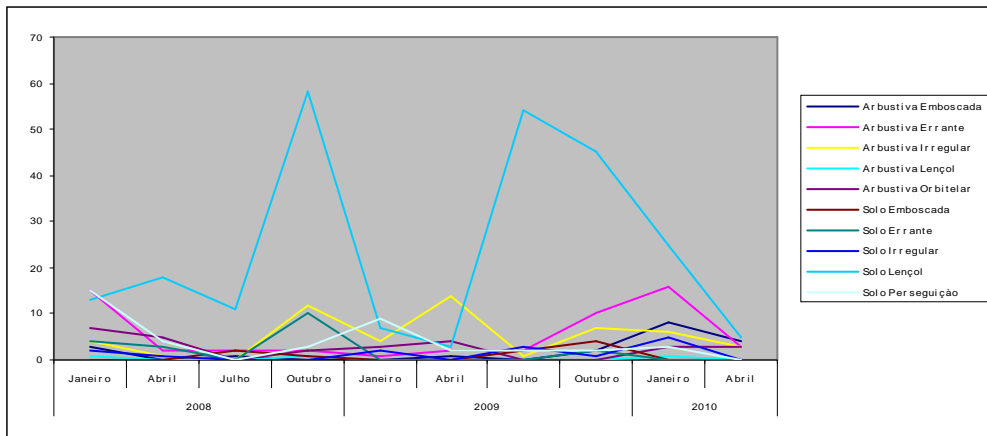
**Figura 33.** Sazonalidade dos indivíduos adultos, em floreta e subárea aberta.



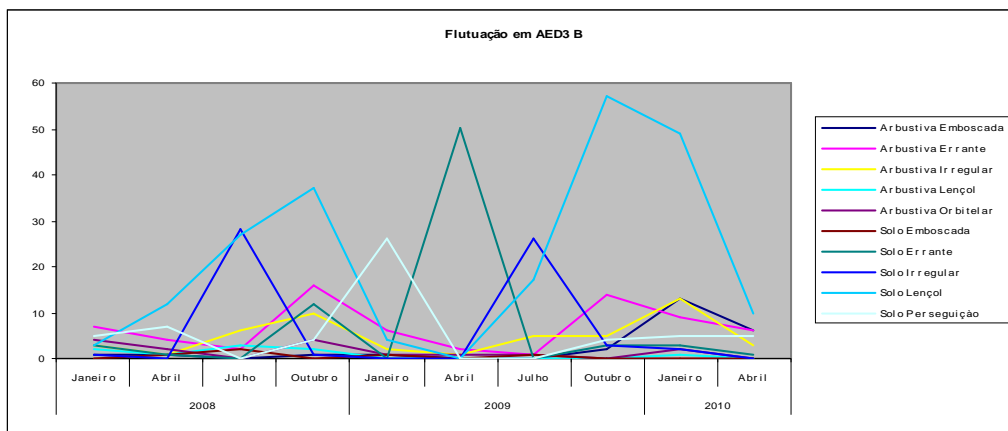
**Figura 34.** Sazonalidade dos indivíduos adultos jovens em floreta e subárea aberta



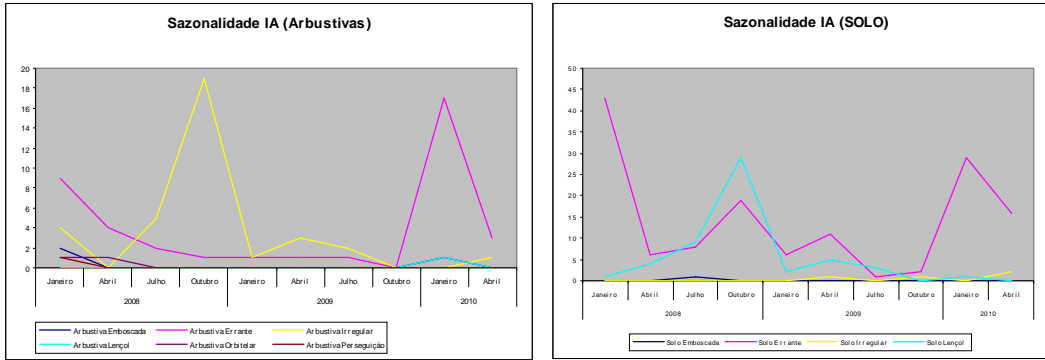
**Figura 35.** Sazonalidade das guildas em IB (Floresta AED 1)



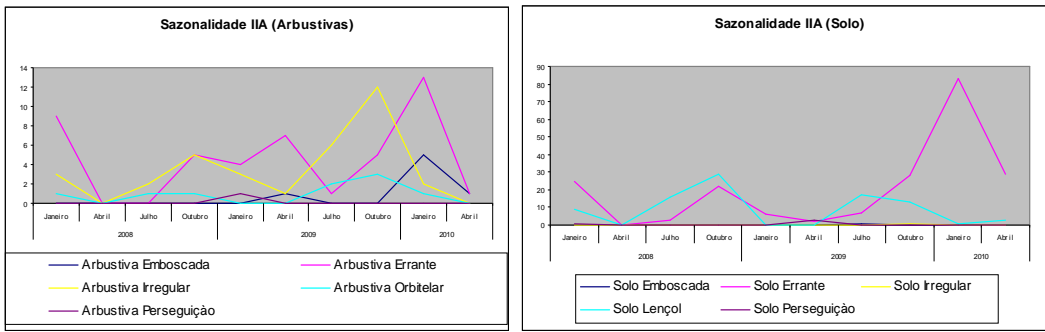
**Figura 36.** Sazonalidade das guildas em IIB (Floresta AED 2)



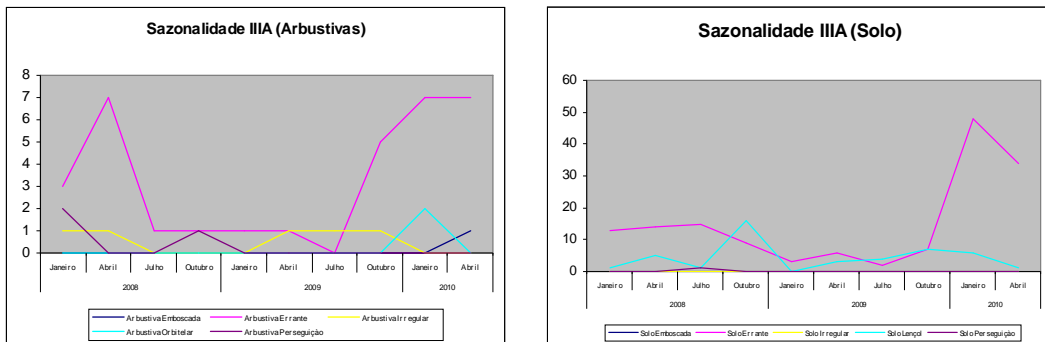
**Figura 36.** Sazonalidade das guildas em IIIB (Floresta AED 3)



**Figura 37.** Sazonalidade na subárea IA (aberta AED 1) entre guildas arbustivas (a) e de solo (b).



**Figura 38.** Sazonalidade na subárea IIA (aberta AED 2) entre guildas arbustivas (a) e de solo (b)



**Figura 39.** Sazonalidade na subárea IIIA (aberta AED 3) entre guildas arbustivas (a) e de solo (b)

#### 4. Conclusão

A comunidade de aranhas capturadas com armadilhas de queda no solo demonstra grande potencial para ser utilizada como bioindicadores. As relações encontradas pelo presente estudo, entre os parâmetros de comunidade, evidenciam que a comunidade é fortemente influenciada pela estrutura vegetal da paisagem. As comunidades de aranhas distribuem-se de acordo com a vegetação a qual estão associadas, que determinam as relações tróficas nas comunidades.

A abordagem é fundamental para o entendimento da relação entre vegetação e composição da comunidade. Solbrig (1991) define que a biodiversidade é a inter-relação entre três elementos: diversidade genética, funcional e taxonômica, que segundo Ovreas & Torsvik (1998) pode ser medida em vários níveis de complexidade como, por exemplo, ao nível genético, de espécies ou ecossistemas. A abordagem dos dados com guildas tróficas reflete a diversidade funcional da comunidade de aranhas. E esta diversidade funcional está intrinsecamente ligada a estrutura da paisagem. Zak *et al.* (1994) comenta que poucas investigações tem focado a diversidade funcional não sendo ainda bem entendidos seus fundamentos teóricos.

As observações do comportamento dos parâmetros de comunidade das aranhas sob o ponto de vista funcional obtido da interpretação das guildas pode ser um filtro apropriado para a interpretação da relação com a heterogeneidade ambiental. Van der Heijden (1998) comenta que o estudo da biodiversidade é importante, na medida em que determina, basicamente, a funcionalidade e a estabilidade dos ecossistemas. Gilpin (1992) relata que uma população saudável que é caracterizada também por sua variabilidade genética determina o sucesso dos organismos diante da ampla gama de condições ecológicas e mudanças ambientais que ocorrem no tempo. A heterogeneidade ambiental para as aranhas é determinante, uma vez que sua variabilidade e diversidade dependem, em grande parte, da estrutura da vegetação.

As alterações na paisagem refletem-se na dinâmica da comunidade. As áreas de Floresta amostradas demonstram comunidades de aranhas com maior riqueza de espécies, com maior número de indivíduos, com mais famílias e guildas mais diversas, enquanto que as subáreas abertas demonstram índices inferiores. Este resultado é um forte indicio de que as a comunidade se modifica conforme a vegetação se altera em decorrência da sucessão natural. Paisagens mais heterogêneas suportam maior número de espécies e maior diversidade funcional, o que indica que o fluxo de energia é

otimizado. Isto corrobora com a hipótese dos ambientes mais heterogêneos onde a heterogeneidade espacial proporcionada pela vegetação eleva a heterogeneidade da comunidade de aranhas, uma vez que ela fornece os elementos tridimensionais que determinam e regulam a obtenção de presas, além de abrigo e sitio reprodutivo, podendo ser percebido na dinâmica das guildas.

A estrutura vegetal influencia a obtenção de recurso alimentar, (portanto fluxo de energia), em dois importantes fatores independentemente: a Estrutura Tridimensional e disponibilidade de presas (os insetos) pois a vegetação em relação a sua composição estrutura e fatores abióticos determinam também a distribuição e densidade das presas, fator este que é determinante para o estabelecimento das comunidades de aranhas.

Como a comunidade é muito característica da paisagem, talvez seja possível acompanhar a sucessão da vegetação, através dos parâmetros encontrados com coletas mais freqüentes, pois o estudo das comunidades de aranhas e suas relações tróficas permitem a generalização das informações para diagnósticos ambientais.

A importância das aranhas vai além de seu potencial como indicadores ecológicos, pois é também um importante componente da cadeia trófica que regula a ciclagem e a fixação de nutrientes no solo. Pois sendo um predador de topo de cadeia é um regulador das populações de insetos que participam não só da decomposição a matéria orgânica, mas também de outros processos biológicos importantes na manutenção dos ambientes naturais como polinização e, herbivoria, dentre outros.

Segundo Kennedy & Smith (1995) ressalta que a diversidade é a questão chave no fluxo de energia dos sistemas naturais. Sendo assim a importância de estudos com o apresentado pelo presente trabalho, que identifica a sensibilidade dos ecossistemas através de parâmetros, no caso, a comunidade de aranhas de solo, são essências e contribuem, segundo Solbrig (1991) para a sustentabilidade dos sistemas.

É necessário desenvolver estudos futuros para entender melhor quais conjuntos de estruturas tridimensionais, dentro dos possíveis moldadores que o ambiente fornece que caracterizam as relações entre a vegetação e a comunidade de aranhas. O próximo passo é associar, de forma mais clara, fatores fitológicos e a composição da comunidade.

O presente estudo está longe da pretensão de ser perfeito e determinístico quanto ao método, pois entendo que todos os índices têm suas limitações matemáticas, e é claro, existem tratamentos estatísticos mais complexos. De certa forma procurou-se interpretar a comunidade com ferramentas estatísticas simples, mas com uma

abordagem e emprego do método diferenciado que, apesar da simplicidade, os resultados encontrados com a interpretação dos parâmetros de comunidade utilizados, foram positivos e estatisticamente significativos indicando que a interpretação pode estar seguindo um caminho coerente.

## 5. Bibliografia

- ABENSPERG-TRAUN, G. T., SMITH G. T., ARNOLD, G. W. & STEVENSON, D. E. 1996. The effects of habitat fragmentation and livestock-grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in the Western Australian wheatbelt. I. Arthropods. *Journal of Applied Ecology* 33:1281–1301.
- ABROUS-KHERBOUCHE, O., JOCQUE, R. & MAELFAIT, J. P. 1997. Les effets du paturage intensif sur l'araneofaune dans la region de Tala-Guif (Parc National du Djurdjura, Algerie) *Bulletin et Annales de la Societe royale Belge d'Entomologie* 133:71–90.
- BROWN, JR, K. S., 1997. Diversity , disturbance , and sustainable use of Neotropical forests : insects as indicators for conservation monitoring \* Introduction : biological diversity and. *Conservation Biology*. 1:25-42
- BROWN, JR, K.S. 1991. Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. In *The Conservation of Insects and Their Habitats* (N.M. Collins and J.A. Thomas, eds) *Royal Entom. Soc. Symposium XV*, pp. 349 - 404. London: Academic Press.
- BROWN, JR, K.S. 1996. Diversity of Brazilian Lepidoptera: History of study, methods for measurement, and use as indicator for genetic, specific, and system richness. In *Bio-diversity in Brazil: a first approach* (C.E.M. Bicudo and N.A. Menezes, eds) pp. 221 - 53. São Paulo: Instituto de Botanica/CNPq.
- BÜCHERL, W. 1952. Aranhas Do Rio Grande Do Sul. *Memórias Do Instituto Butantan*. São Paulo, Sp 24(2):127 – 156 Novembro
- CÂMARA, E. M. V. C., FILHO, P. E. G. & TALAMONI, S.A. 1999. Mamíferos das áreas de proteção especial de mananciais do Mutuca, Barreiros e Fechos na região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais. *BIOS, Belo Horizonte*, 7 (7): 57-64.

- CARDOSO, P., SILVA, I., DE OLIVEIRA, N. G. & SERRANO, A. R. M.. 2004a. Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 177: 453–459.
- CARDOSO, P., SILVA, I., DE OLIVEIRA, N. G. & SERRANO, A. R. M.. 2004b. Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 120 (4): 517-524.
- CHERRET, J. M., 1964. The distribution of spider on Moor National Nature Reserve, Westmorland. *Journal of Animal Ecology*. 33:27-48
- CHURCHILL, T.B. 1998. Spiders as ecological indicators in the Australian tropics: family distribution patterns along rainfall and grazing gradients. Pp. 325–330. In *Proceedings of the 17th European & J.P. Maelfait. Colloquium of Arachnology*, Edinburgh. (P.A. Selden, ed). 14–18 July 1997.
- CURTIS, D.J., E.J. CURTIS & D.B.A. THOMPSON. 1990. On the effects of trampling on montane spiders and other arthropods. *Bulletin de la Societe Européenne d'Arachnologie* 1:103–109.
- CUSHING J.M., COSTANTINO R.F., DENNIS B., A. T DESHARNAIS R. E HENSON S. M. 2005. *Chaos in Ecology Experimental Nonlinear Dynamics*. Elsevier Inc. 225p.
- DUELLI, P. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.62, p.81-91,1997.
- EDGARD , W. D. 1971. The Life-cycle, abundance and seasonal movement of the wolf-spider, *Lycosa (Pardosa) lugubris*, in central Scotland. *Journal of Animal Ecology*. 40:303-322
- FABRICIUS, C. 1997. The impact of land use on biodiversity in xeric succulent thicket, South Africa. Ph.D. Thesis, University of Cape Town.
- FOELIX, R.F. 1996. *The Biology of Spiders*. Second Edition. New York, Oxford University Press, 330p.
- GIBSON, C. W. D., BROWN, V. K., LOSITO L. & MCGAVIN, G. C. 1982. The response of invertebrate assemblages to grazing. *Ecography* 15:166–176.

- GIBSON, C. W. D., HAMBLER C. & BROWN V. K. 1992. Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *Journal of Applied Ecology* 29:132–142.
- GILPIN, M.; GRAHAM, A. E. G. & WOODRUFF, D. S. 1992. Ecological dynamic and agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.42, p.27-52.
- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER E P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electrônica* 4: 1-9.
- HARPER, J. L.; HAWKSWORTH, D. L. 1994. Biodiversity: measurement and estimation. *Philosophical Transation of Royal. Society of London*, v.345, p.5-12.
- HOFER, H. & BRESCOVIT, A. D., 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) from reserve Ducke, Amazonas, Brazil. *andrias*. 15:99-119.
- JAMES, F. C. & RATHBURN, S. 1981. Rarefaction, relative abundance, and diversity of avian communities. *Auk*, v.98, p.785-800.
- KENNEDY, A. C.; SMITH, K. L. 1995. Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. *Plant and Soil*, v.170, p.75-86.
- KRONK, A. E. & RIECHERT S. E., 1979. Paramters affceting de habitat choice of a desert wolf spider, *Lycosa santrita* Chamberlin and Ive. *Journal of Arachnology* 7:155-166.
- LAURANCE, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*. 57: 1-15.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological Diversity And Its Measurement*. Cambridge University Press, Cambridge.
- METZGER J. P. & CASATTI L., 2006. Do diagnóstico à conservação da biodiversidade : o estado da arte do programa BIOTA / FAPESP. *Ecological Research*.;6:1-23.
- MORRILL, W.L. 1975. Plastic pitfall trap 933-964. *Env. Entomol.*, 4:596.



- NOORDGARD, E., 1951. On the ecology of two lycosid spiders (*Pirata piraticus* and *Lycosa pullata*) from a Danish Sphagnum bog. *Oikos* 3:1-21
- ODUM, E. P., 1998. Populações em comunidades. In: ODUM, E.P., eds, *Ecologia*. São Paulo.
- OTHONEN, R.; AIKIO, S.; VÄRE, H., 1997. Ecological theories in soil biology. *Soil Biology and Biochemistry*, v.29, p.1613-1619.
- OVREAS, L. & TORSVIK, V. 1988. Microbial diversity and community in two different agricultural soil communities. *Microbial Ecology*, v.36, p.303-315, 1998. Paulo: Guanabara,. p.258-272.
- PEARSON, D. L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. London B* 345, 75.
- PEARSON, D. L. AND CASSOLA, F., 1992. World-wide species richness patterns for tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conserv. Biol.* 6, 376 - 91.
- RICKLEFS, R. E. 2003. *A Economia da Natureza*. 5a. edição. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 503 p.
- RIVERS-MOORE, N. A. & SAMWAYS, M. J., 1996. Game and cattle trampling, and impacts of human dwellings on arthropods at a game park boundary. *Biodiversity and Conservation* 5:1545– 1556.
- ROSENBERG, D. M., DANKS, H. V. & LEHMKUHL, D. M., 1986. Importance of insects in environmental impact assessment. *Env. Managem.* 10, 773 - 83
- ROSSO, S. 1996. Amostragem, repartição espacial e diversidade/dominância de comunidades de costões rochosos: uma abordagem metodológica. *Laboratório de Ecologia Marinha/USP*. 30 p.
- SCHULZE, E. D. & MOONEY, H., 1993. *Biodiversity and Ecosystem Function*. Ecological Studies no. 99. Heidelberg: Springer-Verlag.
- SIMPSON, E. H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, v.163, n.4148, p.688.

- SOLBRIG, O. T., 1991. From genes to ecosystems: a research agenda for biodiversity. Report of a IUBS-SCOPE-UNESCO workshop. The International Union of Biological Science, Paris.
- SOUZA, A. L. T. & MÓDENA, E. S., 2004. Distribution of spiders in different types of inflorescences in the Brazilian pantanal. *Journal of Arachnology*. 32:345-348
- TAYLOR, L. R., 1978. A variety of diversities. In: *Diversity of Insect Faunas: 9 th Symposium of the Royal Entomological Society* (MOUND, L.A. & WARLOFF, N., eds), Blackwell, Oxford, pp.1-18.
- TERBORGH, J., 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*. 24 (2b): 283-292.
- UETZ, G. W. & BULTIMAN, T. L., 1982. Abundance and Community Structure of Forest Floor Spider Following Litter Manipulation (Berlim). 55: 34 – 41.
- UETZ, G. W. , 1979. Influence of Variation of Litter Habitats on Spider Communities. *Oecology (Berlim)* 40: 29 – 42.
- UETZ, G. W.; HALAJ, J. & CADY , A. B., 1999. Guild Structure of Spider In Major Crops. *The Journal of Arachnology*. 27: 270 – 280.
- VAN DER HEIJDEN, M. G. A.; KLIRONOMOS, J. N., URSIC, M., MOUTOGLIS, P., STREITWOLF-ENGEL, R., BOLLER, T., WIEMKEN, A., SANDERS, I. R., 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*, v.396, p.69-72.
- VENDRAMIM, J. D.; ZUCCHI, R. A.; SILVEIRA NETO, S., 1992. Controle cultural, físico, por comportamento e por resistência de plantas. In: *Curso de Entomologia Aplicada à Agricultura*, Piracicaba: FEALQ, p113-9.
- VIBRANS, A. C. 1999. Produção E Composição Química De Serapilheira Em Dois Remanescentes de Floresta Ombrófila Densa em Blumenau - Sc. Monografia de Especialização. Universidade Regional De Blumenau, Blumenau (Sc).
- WAGNER, J. D.; TOFT, S. & WISE, D. H., 2003. Spatial Stratification In Litter Depth By Forest-Floor Spiders. *The Journal of Arachnology*. 31: 28 – 39.

- WARUI, C. M., VILLET M. H. & YOUNG. T. P., 2004. Spiders (Araneae) from black cotton soils of a high- land savanna in Laikipia, central Kenya. *Journal of Afrotropical Zoology* 1:13–24.
- WASHINGTON, H. G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special reference to aquatic ecosystem. *Water Research*, v.18, p.653-694,
- WILHM, J. 1972. Graphic and mathematical analyses of biotic communities in polluted streams. *Annual Review of Entomology*, v.17, p.223-252.
- WILSON, E. O. 1994. *Diversidade da vida*. São Paulo, Companhia das Letras, 447p.
- ZAK, J. C.; WILLG, M. R.; MOORCHEAD, D. L.; WILDMAN, H. G., 1994. Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. *Soil Biology and Biochemistry*, v.26, p.1101.