

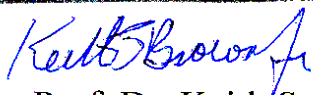
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Danilo Bandini Ribeiro

“A GUILDA DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA NO ALTO PARAÍBA-SP.”

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)
Danilo Bandini Ribeiro
e aprovada pela Comissão Julgadora.

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biologia para
obtenção do Título de Mestre
em Ecologia.



Orientador: Prof. Dr. Keith Spalding Brown Jr.

- Campinas -
2006

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP**

R354a

Ribeiro, Danilo Bandini

A guilda de borboletas frugívoras em uma paisagem fragmentada no Alto Paraíba, São Paulo / Danilo Bandini Ribeiro. -- Campinas, SP: [s.n.], 2006.

Orientador: Keith Spalding Brown Junior.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Lepidoptera: Nymphalidae. 2. Mata Atlântica. 3. São Luiz do Pairitinga (Brasil). 4. Partição aditiva. 5. Fragmentação florestal. I. Brown Junior, Keith Spalding. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

(scs/ib)

Título em inglês: The guild of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape in the upper Paraíba River basin, São Paulo.

Palavras-chave em inglês: Lepidoptera: Nymphalidae; Mata Atlântica (Brazil); São Luiz do Pairitinga (Brazil); Additive partitioning; Forest fragmentation.

Área de concentração: Ecologia.

Titulação: Mestre em Ecologia.

Banca examinadora: Keith Spalding Brown Junior, Thomas Michael Lewinsohn, Ronaldo Bastos Francini.


Data da defesa: 06/09/2006.

Programa de Pós-Graduação: Ecologia.

Campinas, 06 de setembro de 2006.

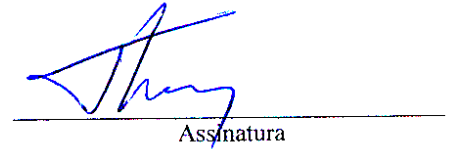
BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Keith Spalding Brown Jr. (Orientador)



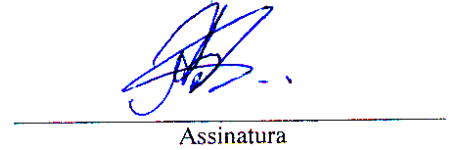
Assinatura

Prof. Dr. Thomas Michael Lewinsohn



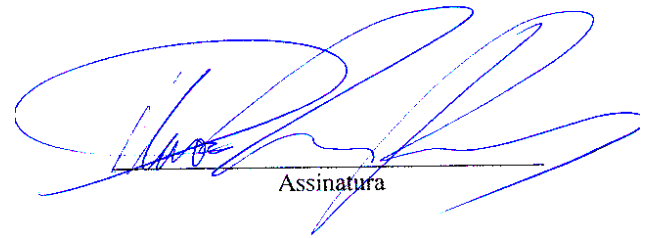
Assinatura

Prof. Dr. Ronaldo Bastos Francini



Assinatura

Prof. Dr. Flávio Nunes Ramos



Assinatura

Prof. Dr. André Victor Lucci Freitas

Assinatura

Dedico este trabalho aos meus pais Edelcio e Neuza, pelo apoio incondicional que me deram durante toda a minha vida e que foi fundamental para que eu chegasse até aqui.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todos que contribuíram de alguma forma com o meu trabalho e especialmente a:

Keith Spalding Brown Jr. e André Vitor Lucci Freitas pela orientação durante o trabalho, sem a qual o mesmo seria inexequível.

Aos integrantes do projeto “Biodiversidade e Processos Sociais em São Luiz do Paraitinga-SP” pelo companheirismo e apoio que tornaram minha participação muito mais agradável. E especialmente ao Coordenador do Projeto Paulo Inácio K. L. Prado por toda a ajuda no delineamento experimental e na análise dos dados.

Ao assessor da Fapesp por suas valiosas colaborações durante a realização do trabalho.

Ao Jean Paul Metzger pelas importantes sugestões, principalmente nas análises de paisagem.

Aos membros da pré-banca pela leitura crítica dos manuscritos da dissertação, Ronaldo Bastos Francini, Thomas Michael Lewinsohn, Paulo Inácio K. L. Prado.

Aos colegas e professores do Curso de campo “Ecologia do Pantanal”, que contribuíram muito para minha formação acadêmica e pessoal.

Ao Marcio Uehara Prado por ter me ajudado em todas as etapas do trabalho.

A todas as pessoas que me ajudaram no trabalho de campo e na montagem dos indivíduos coletados: Juliana, Joe, Kelen, Mariana, Cristiane, Aida e todos os outros que eu não citei aqui devido às falhas na minha memória.

Aos proprietários dos fragmentos que permitiram a realização do trabalho em suas propriedades.

Ao seu Miguel que sempre me forneceu caldo de cana sem saber que era para fazer isca!

Aos meus colegas e amigos do Curso de Ecologia, por compartilharem das minhas aflições e às vezes da minha cerveja.

Aos meus companheiros de APF que caridosamente cederam suas canelas e joelhos para que eu me desestressa-se.

Aos velhos amigos Shima, Andrey, Fabiano, Juliana, João Paulo, Luli, Sandra e Tânia.

Aos meus irmãos Sabrina e Tadeu por agüentarem meu mau humor e meu territorialismo e pela amizade e companheirismo que sempre tiveram comigo.

A minha amiga Aida, que me ajudou muito durante o mestrado.

A Letícia que cuidou muito bem de mim na reta final desta dissertação e tornou meu trabalho muito mais agradável.

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo pela bolsa concedida (03/11697-0) e pelo financiamento dos projetos aos quais estive vinculado: “Biodiversidade e Processos Sociais em São Luiz do Paraitinga-SP” (processo 02/08558-6) e “Lepidóptera do Estado de São Paulo: diversidade, distribuição, recursos, e uso em análise e monitoramento ambiental.” (processo 98/05101-8).

A Agência Nacional de Águas (ANA) e ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) por me fornecerem dados meteorológicos muito detalhados da minha área de estudo.

E gostaria muito de agradecer a você leitor que se indignou a abrir esta dissertação e ler o que eu escrevi, mesmo que apenas os agradecimentos!

INDÍCE

| | |
|--|----|
| Resumo | 1 |
| Abstract | 3 |
| Introdução geral | 5 |
| Justificativa e objetivos da dissertação | 10 |
| Capítulo 1: A comunidade de borboletas frugívoras no Alto Paraíba - SP: Padrões em uma paisagem fragmentada. | |
| Introdução..... | 16 |
| Material e Métodos..... | 19 |
| Resultados..... | 28 |
| Discussão..... | 43 |
| Bibliografia citada..... | 48 |
| Capítulo 2: Partição aditiva da diversidade de borboletas frugívoras em diferentes escalas temporais e espaciais. | |
| Introdução..... | 54 |
| Material e Métodos..... | 57 |
| Resultados..... | 60 |
| Discussão..... | 66 |
| Bibliografia citada..... | 72 |
| Considerações finais..... | 76 |

RESUMO

Atualmente grande parte da Mata Atlântica do Estado de São Paulo encontra-se distribuída em fragmentos de diferentes tamanhos. Estudos anteriores indicam que a fragmentação florestal afeta a comunidade de borboletas podendo alterar sua composição e diversidade. Tendo em vista a importância de se conhecer a fauna destes remanescentes florestais, o presente trabalho teve por objetivo caracterizar a guilda de borboletas frugívoras de dez remanescentes florestais (11 a 83 hectares) no Alto Paraíba - SP e verificar se a diversidade deste grupo se distribui de maneira aleatória no tempo e no espaço. Os fragmentos encontram-se inseridos em uma matriz composta principalmente por campos ruderais, áreas de pecuária extensiva e áreas de silvicultura. As amostragens foram feitas mensalmente utilizando-se armadilhas modelo “Van Someren-Rydon”. A cada mês as armadilhas permaneceram abertas no campo por oito dias consecutivos. Como isca foi utilizada uma mistura de banana com caldo de cana fermentada por 48h. A hipótese de que as borboletas frugívoras se distribuem aleatoriamente no tempo e no espaço foi testada através da partição temporal e espacial da diversidade total. Durante 13 meses foram amostradas 6488 borboletas frugívoras pertencentes a 73 espécies e cinco subfamílias. Segundo os estimadores de riqueza Chao 2 e Jackknife a guilda de borboletas frugívoras foi quase totalmente amostrada, e provavelmente o número de borboletas que estão presentes na comunidade e não foram amostradas está entre duas e 10 espécies (Chao 2 = $80,56 \pm 5,96$; Jackknife = $83,89 \pm 3,46$). Esta riqueza é equivalente à encontrada em ambientes com características semelhantes, porém com um menor grau de perturbação humana e fragmentação como a Serra do Japi -SP e a Reserva do Morro Grande – SP, demonstrando que apesar do avançado processo de fragmentação na região do Alto Paraíba, os remanescentes florestais ainda retêm uma boa parte da riqueza que seria esperada para a região. Segundo as análises de similaridade, as comunidades dos fragmentos são muito parecidas entre si. Apesar desta grande semelhança, existem pequenas diferenças na composição de espécies das guildas que podem ser verificadas em testes mais sensíveis a estas diferenças como as análises de entorno e de partição de diversidade. As análises de entorno demonstraram que a composição e abundância das comunidades de borboletas frugívoras são fortemente determinadas pela vegetação que se encontra em seu entorno imediato (em um raio de 100m em torno da unidade amostral).

A partição aditiva da diversidade mostrou que as borboletas se encontram mais agrupadas do que o esperado ao acaso tanto temporalmente como espacialmente, porém isto ocorre somente nas menores escalas analisadas. Provavelmente os recursos e condições favoráveis para a ocorrência destes insetos são distribuídos de forma agregada no tempo e no espaço, resultando na agregação das espécies e indivíduos. Estes resultados podem nortear a criação de protocolos mais eficientes que facilitem a produção de inventários de borboletas frugívoras e reiteram seu potencial como indicadores ambientais. Os padrões verificados neste estudo demonstram que a escala de paisagem não é a mais importante na estruturação da comunidade de borboletas frugívoras, mas sim os fatores locais, resultando em padrões mais consistentes observados nas menores escalas em ambas as abordagens utilizadas.

ABSTRACT

Most of the Atlantic Forest in the State of São Paulo occurs in fragments of various sizes. Previous studies indicate that forest fragmentation affects the butterfly community, changing its composition and diversity. In view of the importance of knowing the fauna of these forest remainders, the present work had the objective to characterize the assemblage of fruit-feeding butterflies of ten forest fragments (ranging from 11 to 83 hectares) in the Upper Paraíba River Basin - SP and verify if the diversity of this group is randomly distributed in time and space. The fragments are in a matrix composed of anthropogenic scrub, areas of extensive cattle pasture and areas of *Eucalyptus* plantation. The samplings were made monthly using "Van Someren-Rydon" traps. In each month the traps remained open in the field for eight consecutive days. A mixture of banana with sugar cane juice fermented for 48h was used as bait. The hypothesis that the fruit-feeding butterflies are randomly distributed in time and space was tested using additive partitioning of diversity. During 13 months 6488 individuals of 73 species and five subfamilies of fruit-feeding butterflies were sampled. According to the Chao 2 and Jackknife estimators the assemblage of fruit-feeding butterflies was almost totally sampled; the number of butterflies present in the community but not sampled is between two and 10 species (Chao 2 = 80.56 + 5.96; Jackknife = 83.89 + 3.46). These results are equivalent to those found in environments with similar characteristics but with less human disturbance and fragmentation, such as the Serra do Japi (SP) and the Reserva do Morro Grande (SP), showing that despite the extensive fragmentation of natural vegetation in the region of the Upper Paraíba River Basin - SP, the forest remnants still retain much of the diversity expected in the region. Similarity analyses showed that the communities in the fragments are very similar to one another. Despite this great similarity, small differences in the composition of species assemblages can be verified in more sensible tests like the analysis of the surroundings and additive partitioning of diversity. Surroundings analysis showed that the composition and abundance of the assemblages are strongly determined by the vegetation of the immediate surroundings (radius of 100m around the sample unit). Additive partitioning of diversity showed that the butterflies species were more grouped than expected in space and time, principally at the small scales examined. Probably, the favorable resources and conditions for the

occurrence of these insects are not randomly distributed in time and space, resulting in the aggregation of species and individuals. These results can guide the creation of more efficient protocols to help inventories of fruit-feeding butterflies, and reaffirm their potential as indicators. The patterns verified in this study show that the landscape scale is not the most important in determining the assemblage of fruit-feeding butterflies. Local factors give more consistent patterns, observed in the small scales in both analyses used.

INTRODUÇÃO GERAL: IMPLICAÇÕES DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA CONSERVAÇÃO DA FAUNA.

A atividade humana vem provocando alterações no planeta a uma velocidade alarmante. Entre um terço e metade da superfície terrestre foi transformada pela atividade humana (Vitousek *et al.* 1997). Estas transformações estão destruindo comunidades que levaram milhões de anos para se estabelecer. Muitas espécies diminuíram drasticamente suas populações, chegando, em alguns casos, a se extinguir (Dirzo & Raven 2003). Dentre os principais fatores responsáveis pela extinção de espécies estão a destruição do habitat, a caça e a pesca predatória e a introdução de espécies exóticas (Pimm & Raven 2000, Tilman *et al.* 2002). A perda de diversidade genética é outra importante consequência da atividade antrópica no planeta (Lande 1998). A variabilidade genética é a matéria prima da evolução, fornecendo o material básico do qual a adaptação e a especiação dependem (Amos & Harwood 1998). Esta perda de diversidade é irreversível e diminui a capacidade de adaptação das espécies (Soulé & Orians 2001).

As mudanças nos ciclos biogeoquímicos e a consequente alteração do clima nunca foram tão visíveis como atualmente. A concentração de dióxido de carbono na atmosfera é atualmente 30 vezes maior que no início da revolução industrial e mais nitrogênio atmosférico é fixado pela humanidade do que por todas as fontes naturais juntas (Vitousek *et al.* 1997). Mais da metade da água doce acessível do mundo é atualmente utilizada em atividades humanas. O homem provoca também severas alterações no ciclo da água, e ações humanas como o desmatamento e as queimadas atuam de forma sinérgica na alteração da cobertura vegetal em áreas florestais e nos ciclos de chuva (Gibbard *et al.* 2000). As práticas de agricultura intensiva e mecanizada, a remoção da cobertura vegetal em margens de rios e encostas e o mau uso do solo fazem com que toneladas de material erodido sejam despejadas em rios e lagos todos os anos, alterando as características hidrológicas da região (Yang *et al.* 2003). Estas alterações afetam profundamente as comunidades bióticas associadas a estes sistemas (Gascon *et al.* 1999).

Outra grande alteração causada pelo homem, e também a mais visível, é a transformação da paisagem através da substituição da cobertura vegetal (Laurance *et al.* 2001). O uso da terra em atividades geradoras de bens e serviços representa a alteração antrópica mais substancial do ecossistema terrestre (Lambin *et al.* 2001). Este uso altera a

estrutura e a dinâmica do ecossistema, assim como a maneira como ele interage com a atmosfera, com os sistemas aquáticos, e com a paisagem a sua volta (Webb *et al.* 2005). A transformação da paisagem é a principal força atuando na perda da diversidade biológica e interage fortemente com todos os outros componentes que alteram o ambiente global (Soulé & Orians 2001).

Dentre as alterações da paisagem causadas pelo homem, a fragmentação florestal é um dos processos mais onipresentes nas formações florestais neotropicais. Fragmentação é o processo pelo qual um habitat grande e contínuo é tanto reduzido em sua área como dividido em dois ou mais fragmentos (Wilcove *et al.* 1986). Habitats que anteriormente ocupavam grandes áreas são divididos em pequenos pedaços por estradas, campos, cidades e um grande número de outras atividades humanas (Primack & Rodrigues 2001). Estes fragmentos podem ser descritos como ilhas de habitat favorável circundadas por uma matriz inóspita formada por diversos tipos de sistemas. A composição da matriz irá determinar a capacidade do organismo em colonizá-la e se locomover através dela.

A destruição do habitat e a fragmentação são, provavelmente, as principais causas do aumento nas taxas de extinção. Atualmente todos os indicadores de destruição do habitat e fragmentação em todas as partes do planeta mostram um severo e crescente problema (Soulé & Orians 2001). Mesmo florestas extensas como a Amazônia estão se tornando fragmentadas (Laurance *et al.* 2001). Nas décadas de 70 e 80, as taxas de remoção da floresta aumentaram exponencialmente (Soulé & Orians 2001), e continuam aumentando até hoje. Na Amazônia brasileira, por exemplo, os níveis de destruição da cobertura vegetal nativa aumentaram significativamente nos últimos anos e no biênio 2003-2004 foram cortados 26.130 km² de vegetação nativa (INPE 2004). Esta destruição resulta em uma paisagem fragmentada constituída por áreas remanescentes de floresta nativa circundada por uma matriz composta de plantações, pastos e vegetação em diferentes estágios de sucessão (Saunders *et al.* 1991). Como resultado, os fluxos de radiação, a intensidade do vento, a água e o ciclo de nutrientes nestes remanescentes são significativamente alterados em relação à situação original (Vitousek *et al.* 1997). Os efeitos da fragmentação florestal na biota são bem variados, alterando a riqueza, a abundância e a composição de espécies, a dinâmica florestal, a estrutura trófica da

comunidade e uma variedade de processos ecológicos (Laurance *et al.* 2001, Fahrig 2003). Diversos trabalhos demonstraram que o efeito de borda tem um papel chave na dinâmica dos fragmentos e que a matriz tem uma influência primordial na conectividade e na troca de energia e materiais com os fragmentos (Saunders *et al.* 1991, Pimm 1998, Laurance *et al.* 2001, Fahrig 2003).

Em uma paisagem fragmentada o balanço energético é marcadamente diferente do fluxo de energia em um habitat contínuo, principalmente se a vegetação nativa era densa antes de ser removida (Saunders *et al.* 1991). A substituição da vegetação original por uma matriz estruturalmente diferente altera os níveis de luz no local, alteração esta que geralmente é acompanhada de um aumento da temperatura e da diminuição da umidade do ar e do solo (Vitousek *et al.* 1997). Estes fatores aumentam significativamente a probabilidade de ocorrência de queimadas e tendem a beneficiar organismos pioneiros de crescimento rápido e que necessitam de altos índices de luminosidade em detrimento de organismos de sombra que possuem crescimento lento (Kitahara & Fujii 1994, Soulé & Orians 2001). Outro importante fator físico alterado pela fragmentação florestal é a incidência e a intensidade dos ventos (Saunders *et al.* 1991). A intensidade do vento no interior de uma área contínua é bem menor do que próximo à borda de um fragmento (Vitousek *et al.* 1997). Isto acarreta um maior aporte de propágulos anemofílicos, facilitando a entrada de agentes causadores de doenças e plantas exóticas, e uma maior remoção de água e matéria orgânica do fragmento, o que diminui a umidade e a quantidade de serapilheira do solo (Tabarelli *et al.* 1999, Roslin 2002). Outra importante consequência do vento é a derrubada de árvores de dossel; estes organismos típicos de florestas densas não possuem adaptações para suportar o vento e acabam se quebrando e morrendo. O aumento da radiação solar nos fragmentos e a ação do vento alteram o ciclo da água na paisagem, podendo causar alterações climáticas locais (Laurance & Cochrane 2001).

A remoção da vegetação no entorno dos fragmentos e seu consequente isolamento traz grandes implicações para os organismos presentes no local (Saunders *et al.* 1991). Muitos animais não atravessam nem mesmo uma pequena faixa de solo exposto devido ao risco de predação, e isto impede a recolonização do fragmento após a extinção de uma espécie (Marsh *et al.* 2005). Este isolamento também pode confinar em uma pequena área

populações inviáveis e a duração destas espécies no fragmento vai ser igual à longevidade dos indivíduos remanescentes (Wilsey *et al.* 2005). Mesmo a implementação de corredores florestais não é uma medida comprovadamente eficaz para aumentar a conectividade dos fragmentos, e sua eficiência varia mesmo entre organismos de uma mesma ordem, como aves passeriformes, por exemplo (Uezu *et al.* 2005).

A fragmentação florestal afeta de diferentes maneiras diversos grupos de organismos. O isolamento dos habitats remanescentes altera a movimentação e conseqüentemente as taxas de colonização dos fragmentos por diferentes táxons, desde organismos com pouca mobilidade, como salamandras terrestres (Marsh *et al.* 2005) e vespas parasitóides (Esch *et al.* 2005) até grupos capazes de se deslocar por centenas de quilômetros como aves migratórias (Roslin 2002, Yamaura *et al.* 2005). A composição de espécies lenhosas também pode ser afetada pelo processo de fragmentação (Pearson & Dawson 2005). Tabarelli *et al.* (1999) encontraram um aumento da dominância de espécies ruderais e uma diminuição do valor de importância de espécies zoocóricas em remanescentes florestais de Mata Atlântica. Diversos grupos de vertebrados são afetados pela fragmentação florestal: estudos em florestas tropicais demonstram que a riqueza e composição de lagartos, pequenos mamíferos e aves em fragmentos é diferente da de áreas contínuas (e.g. Harrington *et al.* 2001, Scott *et al.* 2006).

A fragmentação também afeta de diferentes maneiras os invertebrados. Diversos trabalhos mostram alterações na composição de espécies em diferentes grupos de insetos (e.g. Magura *et al.* 2001, Hunter 2002, Uehara-Prado *et al.* 2005, Cairns *et al.* 2005). Esta alteração geralmente beneficia organismos generalistas/oportunistas em detrimento dos organismos especialistas (e.g. Kitahara & Fujii 1994, Shahabuddin & Ponte 2005). A fragmentação florestal também leva a uma diminuição da riqueza e da diversidade de alguns grupos de insetos nativos (e.g. Hymenoptera: Euglossinae) e facilita a invasão de insetos oportunistas vindos de outros sistemas (Cairns *et al.* 2005, Shahabuddin & Ponte 2005).

Dentre os diversos grupos de invertebrados que são afetados pela fragmentação florestal, as borboletas podem ser consideradas um ótimo modelo de estudo. Devido ao seu tamanho relativamente grande, sua aparência colorida, facilidade de amostragem e taxonomia bem resolvida, as borboletas estão entre os grupos de insetos mais bem

conhecidos, mostrando um grande potencial para elucidar os padrões de diversidade e para estudos de conservação de insetos e de seus habitats (Brown 1991, Kremen 1992, DeVries *et al.* 1997).

As borboletas são normalmente divididas em duas guildas, segundo os hábitos alimentares dos adultos (DeVries 1987): as nectarívoras, que se alimentam de néctar durante a vida adulta e incluem a maior parte das espécies das famílias Papilionidae, Lycaenidae, Riodinidae, e alguns grupos de Nymphalidae (DeVries 1997), e as frugívoras, que obtêm a maior parte de seus nutrientes de frutas fermentadas e seiva de plantas. Na região neotropical esta guilda é composta principalmente pela linhagem satiróide de Nymphalidae (*sensu* Freitas & Brown 2004, compreendendo as subfamílias Satyrinae, Brassolinae, Morphinae, Charaxinae e Biblidinae) e pela tribo Coeini (Nymphalinae).

As borboletas frugívoras são facilmente amostradas com armadilhas contendo iscas de frutas fermentadas, o que possibilita que duas ou mais áreas sejam amostradas simultaneamente e com o mesmo esforço amostral. Além disto, este grupo compreende entre 50 e 75% da riqueza total dos Nymphalidae Neotropicais (Brown 2005, DeVries 1987) e sua diversidade está correlacionada com a diversidade total de borboletas (Brown & Freitas 2000, Horner-Devine *et al.* 2003).

Alguns trabalhos mostraram que a fragmentação pode afetar a riqueza, a diversidade e a composição da comunidade de borboletas frugívoras (e.g. Horner-Devine *et al.* 2003, Veddeler *et al.* 2005, Shahabuddin & Ponte 2005). Algumas características biogeográficas como grau de isolamento e tamanho do fragmento também alteram a assembléia de borboletas frugívoras do remanescente florestal (Veddeler *et al.* 2005). As características da vegetação e a permeabilidade da matriz são fatores que podem estar correlacionados com a distribuição de frugívoras (e.g. Shahabuddin & Terborgh 1999, Ramos 2000, Uehara-Prado *et al.* 2005). Apesar de vários estudos relatarem alterações nestes parâmetros, não existe um padrão claro nestas alterações, e alguns autores chegam a relatar padrões opostos nas suas conclusões (e.g. Summerville & Crist 2001, Shahabuddin & Ponte 2005). Portanto, apesar das borboletas frugívoras serem consideradas um grupo com grande potencial para estudos de monitoramento (Brown & Freitas 2000), são necessários mais estudos para elucidar os padrões de distribuição e os

fatores que afetam as borboletas frugívoras em ambientes fragmentados.

JUSTIFICATIVA

A mata atlântica é um “hotspot” de diversidade que encontra-se atualmente em um avançado grau de fragmentação e sofre um serio risco de desaparecer. Apesar disto, poucos estudos realizados neste bioma avaliam a biota presente em paisagens fragmentadas. Portanto, se temos por objetivo evitar a perda de diversidade neste bioma, precisamos conhecer quais são os organismos presentes nestes remanescentes florestais. Com base nisto o objetivo do presente trabalho foi caracterizar a guilda de borboletas frugívoras em uma paisagem intensamente fragmentada no Alto Paraíba - SP e verificar de que maneira fatores como os diferentes tipos de uso da terra no entorno dos fragmentos, as condições meteorológicas e o tamanho dos fragmentos afetam esta guilda. Outro objetivo deste trabalho foi verificar se a diversidade de borboletas frugívoras se distribui de maneira aleatória no tempo e no espaço em diferentes escalas.

O presente estudo está inserido em um projeto maior denominado “Biodiversidade e processos sociais em São Luiz do Paraitinga – SP” que tem por objetivo caracterizar a fauna e a flora de remanescentes florestais de uma paisagem fragmentada que sofrem uma intensa pressão antrópica e verificar quais são os fatores históricos e sociais que atuam de forma mais vigorosa nesta paisagem. Este projeto, além do levantamento de borboletas frugívoras, possui vários componentes que atuam no levantamento de mamíferos, herpetofauna, plantas arbóreas, estudos sociais e históricos da região que serão integrados no final a fim de explicar como estas variáveis de ocupação humana afetam a diversidade dos organismos presentes nos fragmentos.

BIBLIOGRAFIA CITADA

Amos, W. & J. Harwood. 1998. Factors affecting levels of genetic diversity in natural populations. **Philosophical Transactions of the Royal Society London B** 353: 177-186.

- Brown Jr., K.S. 1991. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. p. 350-404. *In* N.M Collins & J.A. Thomas (org.). *The Conservation of Insects and their Habitats*. San Diego, Academic Press, Inc. 450p.
- Brown Jr., K.S. 2005. Geologic, evolutionary, and ecological bases of the diversification of neotropical butterflies: Implications for conservation. P. 166-201. *In* E. Bermingham, C. W. Dick & G. Moritz (Eds.). *Tropical Rainforest: Past, Present, and Future*. Chicago, The University of Chicago Press, 745 p.
- Brown Jr., K.S. & A.V.L. Freitas. 2000. Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation. **Biotropica** 32: 934-956.
- Cairns, C.E., R. Villanueva-Gutierrez, S. Koptur & D.B. Bray. 2005. Bee populations, forest disturbance, and africanization in Mexico. **Biotropica** 37: 686-692.
- DeVries, P.J. 1987. *The butterflies of Costa Rica and their natural history: Papilionidae, Pieridae, and Nymphalidae*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 327p.
- DeVries, P.J., D. Murray & R. Lande. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. **Biological Journal of the Linnean Society** 62: 343-364.
- Dirzo, R. & P.H. Raven. 2003. Global state of biodiversity and loss. **Annual Review of Environment and Resources** 28:137-67.
- Esch, S., P. G. L. Klinkhamer & E. V. D. Meijden. 2005. Do distances among host patches and host density affect the distribution of a specialist parasitoid? **Oecologia** 146: 218-226.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review Ecology, Evolution and Systematics** 34:487-515.
- Freitas, A. V. L. & K. S. Brown. 2004. Phylogeny of the Nymphalidae (Lepidoptera). **Systematic Biology** 53: 363-383.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R.O. Bierregaard Jr., J.R. Malcolm, Phillip C. Stouffer, H.L. Vasconcelos, W.F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher & S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation** 91 223-229.
- Gibbard, S., K. Caldeira, G. Bala, T. J. Phillips & M. Wickett. 2005. Climate effects of global land cover change. **Geophysical Research Letters** 32: No. 23 L2370510.1029/2005GL024550 disponível em <http://www.agu.org/pubs/crossref/2005/2005GL024550.shtml> (Acessado em maio/2006).

- Harrington, G.N., A.N.D. Freeman & F.H.J. Crome. 2001. The effects of fragmentation of an Australian tropical rain forest on populations and assemblages of small mammals. **Journal of Tropical Ecology** 17: 225-240.
- Horner-Devine, M. C., G.C. Daily, P.R. Ehrlich & C.L. Boggs. 2003. Countryside biogeography of tropical butterflies. **Conservation Biology** 17: 168-177.
- Hunter, M. D. 2002. Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. **Agricultural and Forest Entomology** 4: 156-166.
- INPE. 2004. Projeto PRODES: monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite www.obt.inpe.br/prodes (INPE, São Jose dos Campos, 2004).
- Kitahara, M & K. Fujii. 1994. Biodiversity and community structure of temperate butterfly species within a gradient of human disturbance: An analysis based on the concept of generalist vs. specialist strategies. **Researches on Population Ecology** 36: 187-199.
- Kremen, C. 1992. Assessing the Indicator Properties of Species Assemblages for Natural Areas Monitoring. *Ecological Applications* 2: 203-217.
- Lambin, E.F., B.L. Turner, H. Geist, S. Agbola, A. Angelsen, J.W. Bruce, O. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P.S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E.F. Moran, M. Mortimore, P.S. Ramakrishnan, J.F. Richards, H. Skånes, W. Steffen, G.D. Stone, U. Svedin, T. Veldkamp, C. Vogel & J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. **Global Environmental Change** 11:261-269.
- Lande, R. 1998. Anthropogenic, ecological and genetic factors in extinction and conservation. **Researches on Population Ecology** 40: 259-269.
- Laurance, W. F. & M. A. Cochrane. 2001. Synergistic effects in fragmented landscapes. **Conservation Biology** 15:1488-1499.
- Laurence, F.L., T.E. Lovejoy, H.L. Vasconcelos, E.M. Bruna, R.K. Didham, P.C. Stouffer, C. Gascon, R.O. Bierregaard, S.G. Laurance & E. Sampaio. 2001. Ecosystem decay of amazonian forest fragments. **Conservation Biology** 16: 605-618.
- Magura, T., V. Kodobocz & B. Tothmeresz. 2001. Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. 2001. **Journal of Biogeography** 28: 129-138.
- Marsh, D. M., G. S. Milam, N. P. Gorham & N. G. Beckman. 2005. Forest roads as partial barriers to terrestrial salamander movement. **Conservation Biology** 19: 2004-2008.
- Pearson, R.G. & T.P. Dawson. 2005. Long-distance plant dispersal and habitat fragmentation: identifying conservation targets for spatial landscape planning under

- climate change. **Biological Conservation** 123: 389-401.
- Pimm, S.L. 1998. The forest fragment classic. **Nature** 393:23-24.
- Pimm, S.L. & P. Raven. 2000. Extinction by numbers. **Nature** 403: 843-845.
- Primack, R.B. & E. Rodrigues. 2001. **Biologia da Conservação**. Londrina, PR, Gráfica e Editora Midiograf, 328p.
- Ramos, F. A. 2000. Nymphalid butterfly communities in an amazonian forest fragment. **Journal of Research on the Lepidoptera** 35: 29-41.
- Roslin, T. 2002. Who said that size is all that matters? **Trends in Ecology & Evolution** 17:10-11.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs & C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology** 5: 18-32.
- Scott, D. M., D. Brown, S. Mahood, B. Denton, A. Silburn & F. Rakotondraparany. 2006. The impacts of forest clearance on lizard, small mammal and bird communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. **Biological Conservation** 127: 72-87.
- Shahabuddin, G. & J.W. Terborgh. 1999. Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity and the effects of isolation. **Journal of Tropical Ecology** 15: 703-722.
- Shahabuddin, G. & C.A. Ponte. 2005. Frugivorous butterfly species in tropical forest fragments: correlates of vulnerability to extinction. **Biodiversity and Conservation** 14: 1137-1152.
- Soulé, M.E. & G.H. Orians 2001. *Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade*. Washington, Island Press, 397p.
- Summerville, K.S. & T. O. Crist. 2001. Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). **Ecology** 82: 1360-1370.
- Tabarelli M., W. Mantovani & C. A. Peres. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation** 91: 119-127.
- Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman & M. A. Nowak. 2002. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature** 371: 65-66.
- Uehara-Prado, M., K. S. Brown Jr. & A. V. L. Freitas. 2005. Biological traits of frugivorous butterflies in a fragmented and a continuous landscape in the south Brazilian Atlantic forest. **Journal of the Lepidopterists' Society** 59: 96-106.
- Uezu, A., J.P. Metzger & J.M.E. Vielliard. 2005. Effects of structural and functional

connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation** 123: 507-519.

Veddeler, D., C.H. Schulze, I. Steffan-Dewenter, D. Buchori & T. Tschardtke. 2005. The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruit-feeding butterflies: effects of isolation and age. **Biodiversity and Conservation** 14: 3577-3592.

Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco, J.M. Melillo. 1997. Human domination of earth's ecosystems. **Science** 277: 494-499.

Webb, T.J., F.I. Woodward, L. Hannah & K.J. Gaston. 2005. Forest cover-rainfall relationships in a biodiversity hotspot: The Atlantic forest of Brazil. **Ecological Applications** 15: 1968-1983.

Wilcove, D.S., McLellan, C.H. & A.P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**, Soulé, M.E. (ed.). Michigan University, Michigan.

Wilsey, B.J., L.M. Martin & H.W. Polley. 2005. Predicting plant extinction based on species-area curves in prairie fragments with high beta richness. **Conservation Biology** 19: 1835-1841.

Yamaura, Y., K. Katoh, G. Fujita & H. Higuchi. 2005. The effect of landscape contexts on wintering bird communities in rural Japan. **Forest Ecology and Management** 216: 187-200.

Yang, D.W., S. Kanae, T. Oki, T. Koike, K. Musiake. 2003. Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. **Hydrological Processes** 17: 2913-2928.

CAPÍTULO 1:
A COMUNIDADE DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS EM UMA
PAISAGEM FRAGMENTADA NO ALTO PARAÍBA, SP.

INTRODUÇÃO

Dentre as alterações da paisagem causadas pelo homem, a fragmentação é um dos processos mais onipresentes nas florestas neotropicais. Fragmentação é o processo pelo qual um habitat grande e contínuo é tanto reduzido em sua área como dividido em dois ou mais fragmentos (Wilcove *et al.* 1986). Habitats que anteriormente ocupavam grandes áreas são divididos em pequenos pedaços por estradas, campos, cidades e um grande número de outras atividades humanas (Primack & Rodrigues 2001). Mesmo florestas extensas como a Amazônia estão se tornando fragmentadas (Laurance & Cochrane 2001). Nas décadas de 70 e 80 as taxas de remoção da floresta aumentaram exponencialmente (Soulé & Orians 2001) e atualmente, a velocidade de remoção da floresta continua aumentando (INPE 2004). No Brasil, a formação florestal que se encontra mais ameaçada é a Mata Atlântica (Morellato & Haddad 2000), que também apresenta uma diversidade maior que a maioria das formações florestais do país e o mais alto grau de endemismo, chegando a 95% em algumas regiões (Brown & Brown 1992). Desde a chegada dos europeus ao Brasil, 92% da Mata Atlântica original foi destruída, e a mata remanescente encontra-se distribuída em fragmentos de diferentes tamanhos, que sofrem intensa pressão antrópica e correm sério risco de desaparecer (Morellato & Haddad 2000, Laurance 2001, Primack & Rodrigues 2001). Esta destruição das florestas resulta em uma paisagem fragmentada constituída por áreas remanescentes de mata nativa circundada por uma matriz composta de plantações, pastos e vegetação em diferentes estágios sucessionais (Saunders *et al.* 1991).

A fragmentação afeta diversos grupos de organismos como vertebrados, artrópodes e plantas lenhosas (Esch *et al.* 2005, Marsh *et al.* 2005, Roslin 2002, Yamaura

et al. 2005, Pearson & Dawson 2005, Tabarelli *et al.* 1999). Diversos trabalhos mostram que a fragmentação resulta em alterações na composição de espécies em diferentes grupos de insetos (e.g. Magura *et al.* 2001, Hunter 2002, Uehara-Prado *et al.* 2005, Cairns *et al.* 2005), resultando em um aumento local de organismos generalistas/oportunistas em relação aos organismos especialistas (e.g. Kitahara & Fujii 1994, Shahabuddin & Ponte 2005). A fragmentação florestal também leva a uma diminuição da riqueza e da diversidade de alguns grupos de insetos nativos (e.g. Hymenoptera:Euglossinae) e facilita a invasão por insetos oportunistas vindos de outros sistemas (Cairns *et al.* 2005, Shahabuddin & Ponte 2005).

Dentre os diversos grupos de insetos que são afetados pela fragmentação florestal, as borboletas podem ser consideradas um ótimo modelo de estudo, devido ao seu tamanho relativamente grande, sua aparência colorida, facilidade de amostragem e a sua taxonomia bem resolvida. Estas características fazem das borboletas um dos grupos de insetos mais bem conhecidos, e com um grande potencial para elucidar os padrões de diversidade e conservação de insetos e de seus habitats (DeVries *et al.* 1997).

As borboletas são normalmente divididas em duas guildas, segundo os hábitos alimentares dos adultos (DeVries 1987): nectarívoras e frugívoras. As nectarívoras, que se alimentam de néctar durante a vida adulta, incluem a maior parte das espécies de Papilionidae, Lycaenidae, Riodinidae, e a maioria dos Nymphalidae (DeVries 1997). As frugívoras, que obtêm a maior parte de seus nutrientes de frutas fermentadas e seiva de plantas, são representadas na região neotropical principalmente pela linhagem satiroíde de Nymphalidae (*sensu* Freitas & Brown 2004): representada pelas subfamílias Satyrinae, Brassolinae, Morphinae, Charaxinae e Biblidinae), e pela tribo Coeini (Nymphalinae).

As borboletas frugívoras são facilmente amostradas com armadilhas contendo iscas de frutas fermentadas, o que possibilita que duas ou mais áreas sejam amostradas simultaneamente e com o mesmo esforço amostral. Além disto, este grupo compreende entre 50 e 75% da riqueza total dos Nymphalidae Neotropicais (DeVries 1987, Brown 2005) e sua diversidade esta correlacionada com a diversidade total de borboletas de uma determinada área (Brown & Freitas 2000, Horner-Devine *et al.* 2003).

Alguns trabalhos mostraram que a fragmentação pode afetar a riqueza, a diversidade e a composição da comunidade de borboletas frugívoras (e. g. Horner-Devine *et al.* 2003, Veddeler *et al.* 2005, Shahabuddin & Ponte 2005). Componentes desta fragmentação como o grau de isolamento e o tamanho do fragmento afetam a assembléia de borboletas frugívoras (Veddeler *et al.* 2005). Além disso, as características da vegetação e a permeabilidade da matriz são fatores que estão correlacionados com a distribuição de borboletas frugívoras (e.g. Shahabuddin & Terborgh 1999, Ramos 2000, Uehara-Prado *et al.* 2005). Existem vários estudos que relatam alterações nestes parâmetros, porém não existe um padrão claro nestas alterações, e alguns autores chegam a relatar padrões opostos nas suas conclusões. Summerville & Crist (2001) trabalhando em fragmentos florestais secundários na América do Norte relataram uma maior vulnerabilidade das espécies raras a fragmentação, enquanto Shahabuddin & Ponte (2005) em ilhas de vegetação na Venezuela não encontraram relação entre a raridade das borboletas e sua vulnerabilidade a fragmentação. Apesar das borboletas frugívoras serem consideradas um grupo com grande potencial para estudos de monitoramento (Brown & Freitas 2000), são necessários mais estudos para elucidar os padrões de distribuição e os fatores que afetam as borboletas frugívoras em ambientes fragmentados. Com isto o

objetivo do presente trabalho foi descrever a comunidade de borboletas frugívoras em uma paisagem intensamente fragmentada, e verificar como parâmetros comunitários tais como diversidade, riqueza e abundância são afetados por diferentes fatores como temperatura, precipitação, tamanho dos fragmentos e tipo de cobertura vegetal no entorno das áreas amostradas. A expectativa deste estudo é que as características da guilda de borboletas frugívoras estejam correlacionadas com um ou mais destes fatores.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado no Município de São Luiz do Paraitinga (Fig. 1), estado de São Paulo (centrado em 23°20'S, 45°20'W), próximo às escarpas da Serra do Mar. A altitude média na região é de 740m, com relevo composto por “morrarias”, escarpas com vertentes íngremes e festonadas e vales curtos e profundos (MME 1983). O clima é úmido sem estação seca; a temperatura média anual é de 20° C (min 12°C, max 27°C) e a precipitação média é de 1340 mm/ano (MME 1983).

A vegetação original da área era composta principalmente de Floresta Ombrófila Densa (MME 1983); no entanto, o processo de fragmentação florestal reduziu drasticamente a cobertura vegetal da região (Dean 1997). O histórico de interferência humana na paisagem de São Luiz se inicia com a substituição da Mata Atlântica nativa por áreas de cultivo ou criação, no início do século XVIII. Com o ciclo do café, a eliminação da mata teria experimentado um impacto mais intenso do que o imposto pela agricultura itinerante, processo que seria acelerado com a implantação maciça da pecuária leiteira na região, após a decadência da cafeicultura e a partir da década de 1930 (Petrone 1959). Atualmente grande parte da vegetação foi removida e o que restou encontra-se

dividido em pequenos fragmentos inseridos em uma matriz composta principalmente por pastagens, campos antrópicos e áreas de silvicultura (Fig. 2). A porcentagem de cobertura remanescente de florestas nesta paisagem é de aproximadamente 140 hectares o que corresponde a 10% da área total.

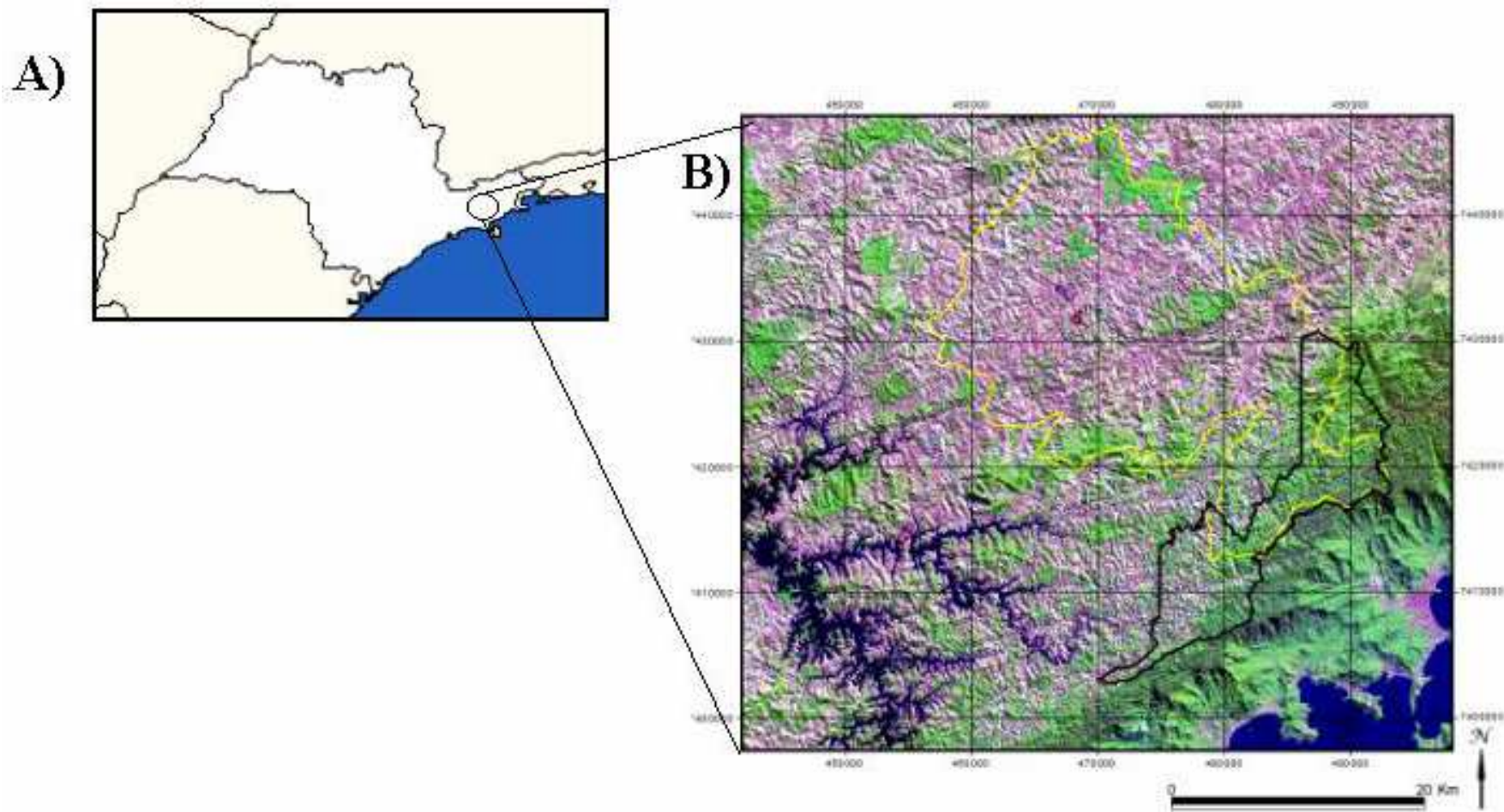


Figura 1 – Município de São Luiz do Paraitinga. A- Localização no estado de São Paulo, B- Imagem do satélite SPOT com resolução de 5 X 5 m, do ano de 2002.

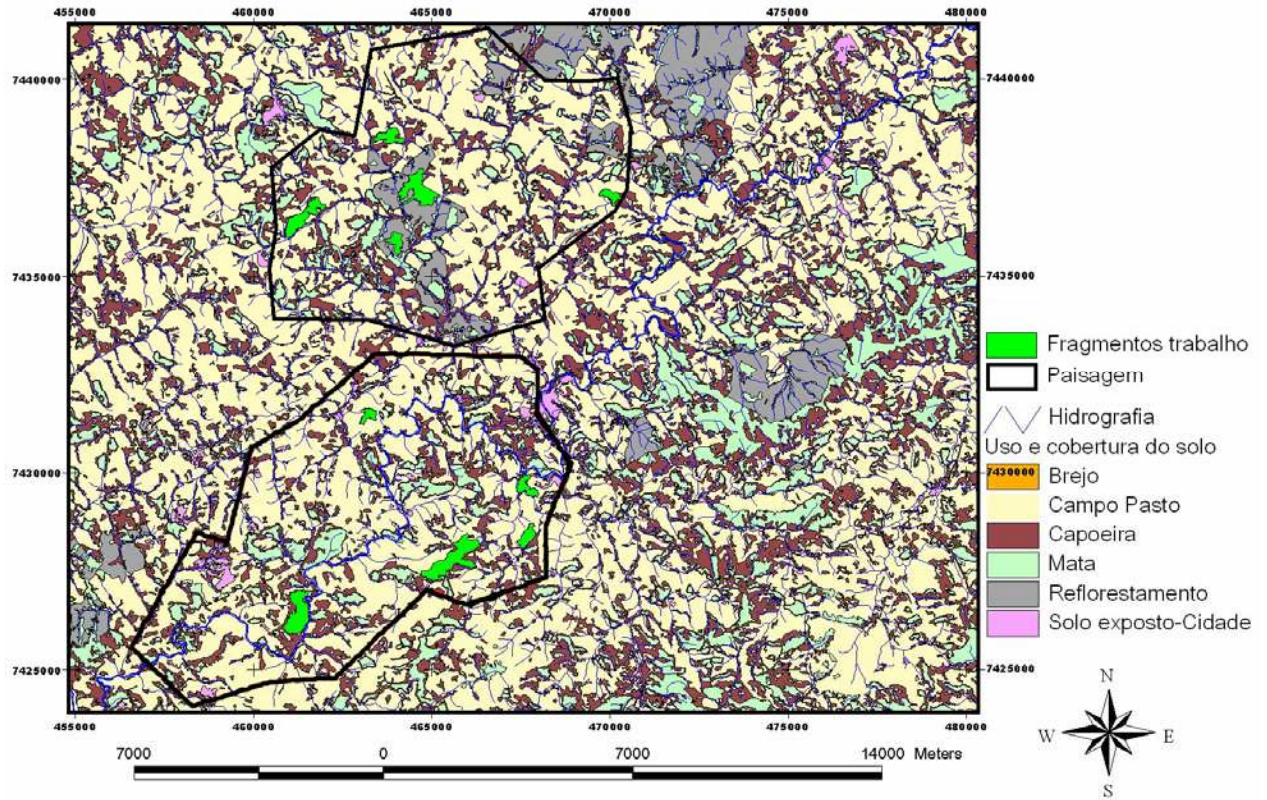


Figura 2- Fragmentos florestais amostrados em São Luiz do Paraitinga – SP e classificação da cobertura vegetal e do uso do solo na paisagem.

Amostragem

Foram amostrados dez fragmentos, com 11 a 83 hectares (Tab. 1). O método de amostragem é adaptado de Uehara-Prado (2003). Em cada fragmento foi instalada uma unidade amostral constituída por 5 armadilhas portáteis modelo Van Someren-Rydon. As armadilhas foram dispostas linearmente a uma distância de aproximadamente 30 metros uma da outra. Para a escolha dos pontos exatos de instalação das armadilhas, foi levado em conta (tanto quanto possível), para fins de comparação, a fisionomia da vegetação, a abertura do dossel, a declividade do terreno, a distância da borda e a distância de corpos d'água, além de aspectos logísticos. Esta escolha de locais parecidos teve por objetivo padronizar ao máximo os pontos de instalação das armadilhas para diminuir a influência das características do ponto de instalação da armadilha nas capturas. Uma mistura padronizada de banana com caldo de cana, fermentada por 48 horas, foi utilizada como isca.

As coletas foram realizadas mensalmente durante 13 meses, entre junho de 2004 e junho de 2005. Em cada mês as armadilhas permaneceram abertas no campo durante oito dias e foram inspecionadas a cada 48 h. A cada inspeção a isca foi substituída por uma nova e cada indivíduo capturado nas armadilhas foi identificado, marcado e liberado no mesmo ponto. Espécies não identificáveis no campo, mesmo com o uso de bibliografia (e.g. Brown 1992, Uehara-Prado 2003), foram coletadas para posterior identificação. A mortalidade nas armadilhas foi de aproximadamente 6% dos indivíduos capturados. Os *Satirynae* pequenos e médios compõem dois terços dos indivíduos mortos.

Tabela 1 - Descrição dos fragmentos amostrados no município de São Luiz do Paraitinga – SP. **Am** = altura média das árvores do fragmento, **Ab** = área basal média, **Dar** = densidade de árvores por hectare, **Dat** = densidade de árvoretas por hectare, **Bam** = porcentagem de cobertura de bambu, **Euc** = proporção da área do fragmento que é formada por Eucaliptos, **Mat** = proporção da área do fragmento que é formada por Mata, **Pas** = proporção da área do fragmento que é formada por pastagens e campos ruderais, **Cap** = proporção da área do fragmento que é formada por áreas em regeneração/capoeira.

| Fragmento | Parâmetros | | | | | | | | | |
|-----------|------------|--------|-----------------------|--------------|--------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | Área (ha) | Am (m) | Ab (cm ²) | Dar (ind/ha) | Dat (ind/ha) | Bam (%) | Euc (%) | Mat (%) | Pas (%) | Cap (%) |
| A | 55,2 | 10,3 | 233,4 | 664 | 6439 | 4,4 | 0,0 | 33,1 | 1,0 | 65,9 |
| B | 11,0 | 8,9 | 257,3 | 733 | 9565 | 10,0 | 0,0 | 93,7 | 6,3 | 0,0 |
| C | 15,8 | 11,8 | 326,0 | 380 | 7506 | 34,4 | 13,0 | 81,7 | 0,0 | 5,3 |
| D | 42,3 | 10,1 | 346,0 | 561 | 7664 | 23,3 | 0,0 | 62,7 | 7,6 | 29,7 |
| E | 22,2 | 11,3 | 316,8 | 533 | 7151 | 20,0 | 0,0 | 36,6 | 6,3 | 57,1 |
| F | 13,2 | 10,3 | 255,6 | 717 | 26508 | 32,5 | 0,0 | 61,2 | 3,2 | 35,6 |
| G | 83,4 | 9,1 | 256,7 | 642 | 9588 | 6,6 | 0,0 | 37,8 | 8,6 | 53,5 |
| H | 17,9 | 10,4 | 248,3 | 617 | 6418 | 39,9 | 0,0 | 59,0 | 7,5 | 33,5 |
| I | 53,8 | 13,0 | 258,6 | 843 | 25459 | 30,1 | 17,3 | 79,3 | 1,0 | 2,4 |
| J | 17,4 | 11,2 | 316,9 | 430 | 15551 | 29,1 | 0,0 | 55,4 | 4,9 | 39,7 |

Análise dos dados

Para todos os fragmentos amostrados, foram calculados índices de riqueza, diversidade e similaridade (Morisita-Horn, Sorensen), além das estimativas de riqueza da fauna de borboletas frugívoras, Chao2 (Colwell & Coddington 1994) e Jackknife (Burnham & Overton 1978). Como índice de diversidade foi utilizado o Alfa de Fisher (Fisher *et al.* 1943) pois ele é um índice robusto, confiável, pouco afetado pelo tamanho da amostra e largamente utilizado em estudos de biodiversidade (Magurran 2004). Foi realizado um teste de Mantel (Mantel 1967) que verificou se a similaridade entre as assembléias de frugívoros dos fragmentos estava correlacionada com a distância geográfica entre eles. Para eliminar a influência do tamanho da amostra na comparação das riquezas, foram utilizadas curvas de rarefação, que calculam a riqueza esperada de espécies utilizando sub-amostras aleatórias de indivíduos (Gottelli & Graves 1996), possibilitando que a riqueza de amostras de diferentes tamanhos sejam comparadas. A curva de rarefação é construída com base na equação abaixo (Hurlbert 1971 *apud* Krebs 1989), onde N é o número total de indivíduos na amostra, S o número total de espécies e N_i é o número de indivíduos da espécie número i . O número esperado de espécies $E(S_n)$ em uma amostra de tamanho n e a variância $V(S_n)$ são calculados através das equações abaixo:

$$E(S_n) = \sum_{i=1}^s \left[1 - \frac{\binom{N-N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$
$$V(S_n) = \sum_{i=1}^s \left[\frac{\binom{N-N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \left(1 - \frac{\binom{N-N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right) \right]$$
$$+ 2 \sum_{j=2}^s \sum_{i=1}^{j-1} \left[\frac{\binom{N-N_i-N_j}{n}}{\binom{N}{n}} - \frac{\binom{N-N_i}{n} \binom{N-N_j}{n}}{\binom{N}{n} \binom{N}{n}} \right]$$

O desvio padrão é usado para estimar um intervalo de confiança de 95 % que é apresentado no gráfico (fig. 4).

Os índices de diversidade (Alfa de Fisher) de cada fragmento foram comparados através do procedimento de reamostragem (bootstrap) onde os intervalos de confiança dos índices foram calculados e comparados com o auxílio do programa PAST® (Hammer *et al.* 2006). Os valores críticos de α foram corrigidos com o procedimento de FDR (False Discovery Rate) que diminui a proporção de erros do tipo I (rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira). Este tipo de correção (FDR) é mais poderoso que procedimentos do tipo FWER (Family Wise Error Rate)(e.g. Bonferroni, Hochberg) e, portanto, mais apropriado para comparações múltiplas (Benjamini & Hochberg 1995). Como medida adicional de variação temporal da fauna foi aplicado um índice de substituição de espécies (Russell *et al.* 1995) entre os períodos consecutivos de amostragem:

$$Tn = \frac{En + In}{S_y + S_{y+n}},$$

onde En é o número de espécies que desaparecem no intervalo n , In é o número de espécies que aparecem neste intervalo, S_y é o número de espécies presentes no primeiro período(y), e S_{y+n} é o número de espécies presentes no segundo período ($y + n$). O índice varia de 0 (nenhuma substituição) a 1 (substituição total de espécies) e foi multiplicado por 100 para que o resultado fosse apresentado em porcentagem. Como não existe um teste formal para comparar estes dados, foi feita uma análise visual do gráfico, conforme descrito por Uehara-Prado (2003).

As estimativas de riqueza (Chao2 e Jacknife 1) foram calculadas com o auxílio do programa Estimates 7.5 (Colwell 2005) para se avaliar quão representativas foram as

amostras em relação à comunidade total de borboletas frugívoras.

Para testar a relação espécie/área, foi utilizada uma regressão linear simples. Foram testadas as relações log-log entre a abundância, riqueza e área dos fragmentos.

As relações entre os dados meteorológicos de temperatura e precipitação com a variação mensal da riqueza e da abundância de borboletas frugívoras foram testadas através de modelos de regressão linear simples.

Para verificar as influências da vegetação na distribuição de borboletas, foram analisadas as características da cobertura vegetal no entorno dos pontos de amostragem. Este procedimento visou verificar em que escala da paisagem a vegetação afeta a abundância e a distribuição das borboletas frugívoras. Para cada escala foi construído um círculo em que o centro era o ponto médio da unidade amostral. A cobertura vegetal dentro do círculo foi classificada a partir de uma imagem do satélite SPOT com resolução de 5 x 5 m, do ano de 2002, em quatro categorias: Eucalipto, Pasto, Capoeira e Mata. Foram analisados círculos concêntricos de 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 900, 1000 e 2000m de raio.

As categorias de cobertura vegetal das unidades amostrais foram utilizadas para ordená-las pelo método de NMDS (Non Metric Multidimensional Scaling) em cada uma das escalas. Os resultados dessas ordenações foram comparados com o resultado da ordenação de borboletas utilizando-se o método de Procrustes (Peres-Neto & Jackson 2001) com o auxílio do pacote VEGAN do software R (R Development Core Team, 2004).

RESULTADOS

Durante 13 meses foram amostradas 6488 borboletas frugívoras pertencentes a 73 espécies e cinco subfamílias (Tab. 2). A taxa de recaptura foi de 29%, sendo que houve apenas duas capturas entre fragmentos diferentes. Segundo os estimadores de riqueza Chao 2 e Jackknife a guilda de borboletas frugívoras foi quase totalmente amostrada, e o número de borboletas que estão presentes na comunidade e não foram amostradas está entre duas e 14 espécies (Chao 2 = $80,56 \pm 5,96$; Jackknife 1 = $83,89 \pm 3,46$) (fig 3).

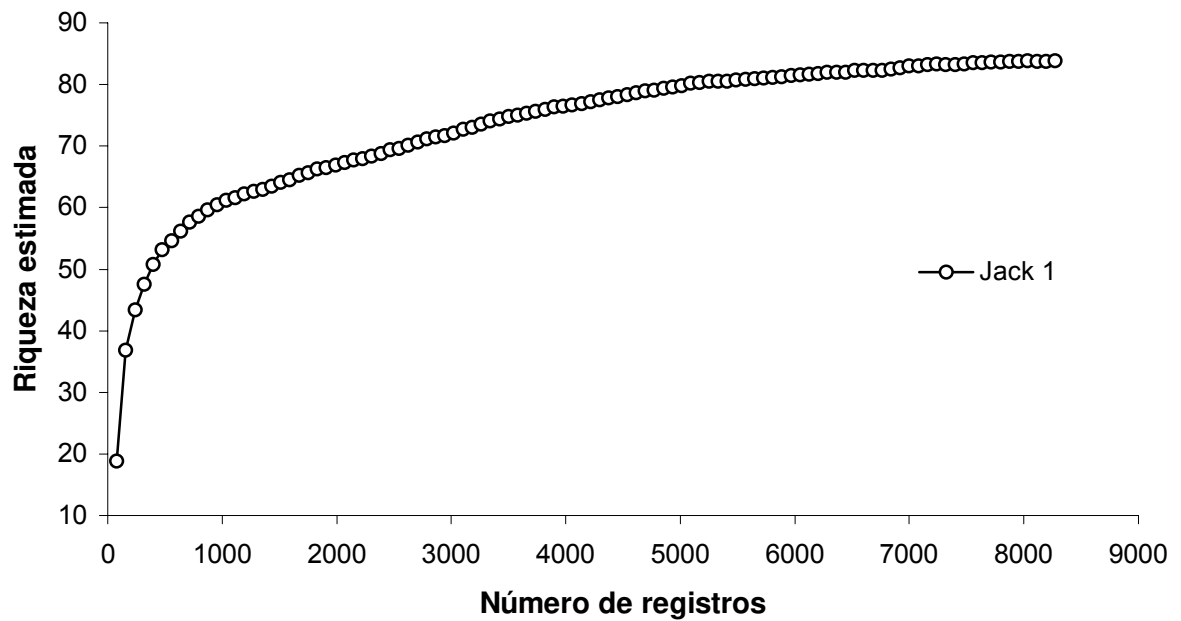
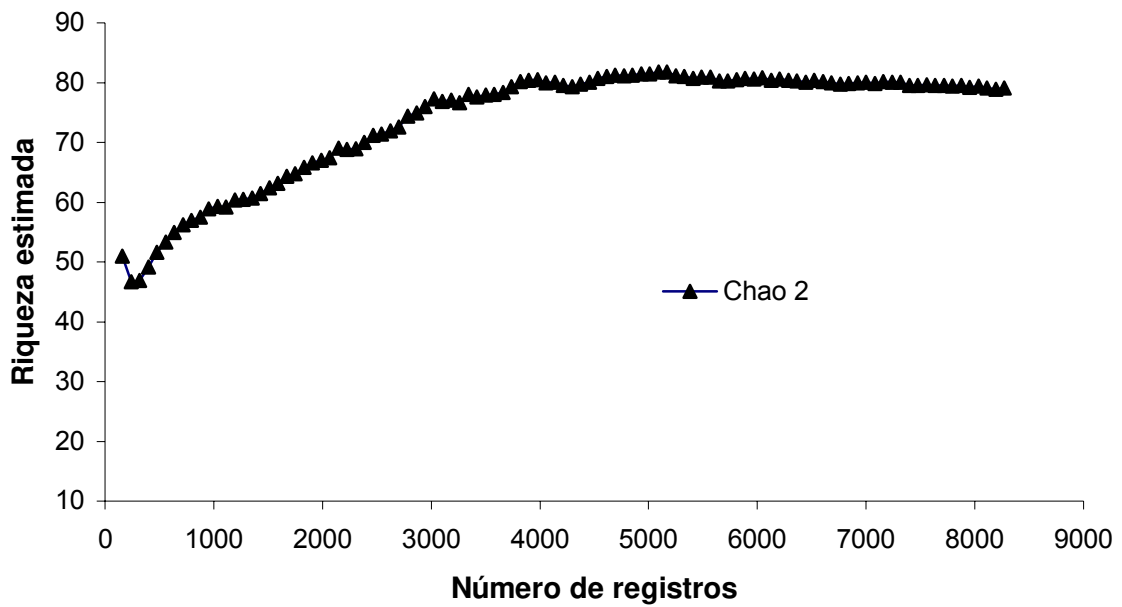


Figura 3- Número esperado de espécies de borboletas segundo os estimadores de riqueza Chao 2 e Jack 1 em função da quantidade de indivíduos amostrados (número de registros) na guilda de borboletas frugívoras de uma paisagem fragmentada no Alto Paraíba, São Paulo.

Cerca de um terço das borboletas capturadas (2053 indivíduos) pertencem a duas espécies típicas de bordas e clareiras: *Hamadryas epinome* e *Myscelia orsis* (Biblidinae). Trinta espécies foram representadas por menos de dez indivíduos e foram consideradas raras neste estudo. Quando se considerou a paisagem como um todo houve 12 unicatas e 5 duplicatas. Dentre as espécies mais abundantes (mais de 100 indivíduos) estão três Biblidinae (*Hamadryas epinome*, *Myscelia orsis* e *Hamadryas februa*), oito Satyrinae (*Godartiana muscosa*, *Moneuptychia soter*, *Forsterinaria quantius*, *Hermeuptychia hermes*, *Splendeuptychia doxes*, *Euptychoides castrensis*, *Paryphthimoides phronius* e *Forsterinaria necys*), um Brassolinae (*Opoptera syme*) e três Charaxinae (*Memphis appias*, *Fontainea ryphea* e *Memphis otrere*) (Tab. 2).

Tabela 2. Espécies de borboletas frugívoras capturadas em fragmentos florestais localizados no município de São Luiz do Paraitinga – SP.

| SUBFAMÍLIA | ESPÉCIE | Nº DE INDIVÍDUOS |
|-------------|---------------------------------|------------------|
| Biblidinae | <i>Hamadryas epinome</i> | 1161 |
| Biblidinae | <i>Myscelia orsis</i> | 892 |
| Biblidinae | <i>Hamadryas februa</i> | 404 |
| Satyrinae | <i>Godartiana muscosa</i> | 377 |
| Brassolinae | <i>Opoptera syme</i> | 340 |
| Satyrinae | <i>Moneuptychia soter</i> | 336 |
| Satyrinae | <i>Forsterinaria quantius</i> | 331 |
| Satyrinae | <i>Hermeuptychia hermes</i> | 270 |
| Charaxinae | <i>Memphis appias</i> | 236 |
| Satyrinae | <i>Splendeuptychia doxes</i> | 226 |
| Satyrinae | <i>Euptychoides castrensis</i> | 225 |
| Satyrinae | <i>Paryphthimoides phronius</i> | 196 |
| Satyrinae | <i>Forsterinaria necys</i> | 145 |
| Charaxinae | <i>Fontainea ryphea</i> | 126 |
| Charaxinae | <i>Memphis otrere</i> | 126 |
| Biblidinae | <i>Hamadryas feronia</i> | 88 |
| Brassolinae | <i>Eryphanis reevesi</i> | 87 |
| Satyrinae | <i>Yphthimoides ochracea</i> | 85 |
| Satyrinae | <i>Moneuptychia griseldis</i> | 57 |
| Satyrinae | <i>Moneuptychia paeon</i> | 55 |
| Charaxinae | <i>Hypna clytemnestra</i> | 53 |
| Morphinae | <i>Morpho achilles</i> | 51 |
| Charaxinae | <i>Zaretis itys</i> | 49 |
| Satyrinae | <i>Taygetis ypthima</i> | 49 |

| SUBFAMÍLIA | ESPÉCIE | Nº DE INDIVÍDUOS |
|-------------|-----------------------------------|------------------|
| Satyrinae | <i>Pseudodebis euptychidia</i> | 38 |
| Biblidinae | <i>Ectima thecla</i> | 37 |
| Satyrinae | <i>Ypthimoides borasta</i> | 35 |
| Satyrinae | <i>Pharneuptychia pharella</i> | 27 |
| Satyrinae | <i>Parypthimoides grimon</i> | 24 |
| Satyrinae | <i>Parypthimoides poltys</i> | 24 |
| Charaxinae | <i>Memphis moruus</i> | 24 |
| Satyrinae | <i>Taygetis acuta</i> | 22 |
| Biblidinae | <i>Epiphile orea</i> | 22 |
| Brassolinae | <i>Dasyophthalma creusa</i> | 22 |
| Charaxinae | <i>Archaeoprepona chalciope</i> | 21 |
| Satyrinae | <i>Taygetis tripunctata</i> | 20 |
| Biblidinae | <i>Epiphile huebneri</i> | 20 |
| Nymphalinae | <i>Colobura dirce</i> | 20 |
| Brassolinae | <i>Caligo arisbe</i> | 17 |
| Satyrinae | <i>Taygetis laches</i> | 16 |
| Biblidinae | <i>Temenis laothoe</i> | 14 |
| Satyrinae | <i>Eteona tisiphone</i> | 14 |
| Brassolinae | <i>Blepolenis batea</i> | 13 |
| Biblidinae | <i>Hamadryas fornax</i> | 10 |
| Brassolinae | <i>Dasyophthalma rusina</i> | 9 |
| Biblidinae | <i>Catonephele numilia</i> | 8 |
| Charaxinae | <i>Archaeoprepona demophon</i> | 8 |
| Brassolinae | <i>Opsiphanes invirae</i> | 6 |
| Biblidinae | <i>Diaethria candrena</i> | 6 |
| Satyrinae | <i>Praepedaliodes phanias</i> | 5 |
| Satyrinae | <i>Zischkaia pacarus</i> | 4 |
| Biblidinae | <i>Paulogramma pyracmon</i> | 4 |
| Satyrinae | <i>Ypthimoides angularis</i> | 3 |
| Satyrinae | <i>Pareuptychia ocirrhoe</i> | 3 |
| Morphinae | <i>Morpho aega</i> | 3 |
| Satyrinae | <i>Taygetis virgilia</i> | 2 |
| Satyrinae | <i>Splendeuptychia hygina</i> | 2 |
| Nymphalinae | <i>Smyrna blomfieldia</i> | 2 |
| Biblidinae | <i>Eunica tatila</i> | 2 |
| Brassolinae | <i>Caligo brasiliensis</i> | 2 |
| Biblidinae | <i>Biblis hyperia</i> | 2 |
| Satyrinae | <i>Ypthimoides affinis</i> | 1 |
| Satyrinae | <i>Splendeuptychia ambra</i> | 1 |
| Charaxinae | <i>Siderone galanthis</i> | 1 |
| Brassolinae | <i>Ooptera aorsa</i> | 1 |
| Brassolinae | <i>Narope cylene</i> | 1 |
| Morphinae | <i>Morpho catenarius</i> | 1 |
| Biblidinae | <i>Hamadryas amphinome</i> | 1 |
| Satyrinae | <i>Euptychia ernestina</i> | 1 |
| Biblidinae | <i>Cybdelis phaesyala</i> | 1 |
| Biblidinae | <i>Callicore pygas</i> | 1 |
| Charaxinae | <i>Archaeoprepona demophoon</i> | 1 |
| Charaxinae | <i>Archaeoprepona amphimachus</i> | 1 |

A borboleta *Hamadryas epinome* foi a mais abundante em sete dos dez fragmentos estudados. No fragmento “B” *Myscelia orsis* foi a borboleta mais abundante, enquanto

Godartiana muscosa foi a mais abundante no fragmento “G” e *Hamadryas februa* no fragmento “H”. Em todos os fragmentos as subfamílias Satyrinae e Biblidinae foram as maiores em número de indivíduos (Tab. 3); estes resultados são muito similares aos encontrados por Uehara-Prado (2003) em seu trabalho realizado em uma área fragmentada no Planalto Atlântico Paulista.

Tabela 3 – Porcentagem de indivíduos das seis subfamílias de borboletas frugívoras, nos dez fragmentos florestais e na paisagem total em São Luiz do Paraitinga – SP.

| SUBFAMÍLIA | FRAGMENTOS | | | | | | | | | | TOTAL |
|-------------|------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|
| | A | B | C | D | E | F | G | H | I | J | |
| Biblidinae | 39,7 | 34,5 | 28,8 | 45,7 | 49,9 | 50,2 | 31,1 | 43,6 | 51,4 | 45,6 | 41,4 |
| Satyrinae | 34,8 | 53,6 | 48,0 | 37,8 | 32,8 | 28,8 | 49,4 | 38,7 | 27,7 | 37,3 | 39,8 |
| Charaxinae | 16,9 | 5,7 | 13,9 | 10,2 | 9,6 | 8,5 | 12,2 | 6,6 | 8,2 | 5,9 | 10,0 |
| Brassolinae | 7,6 | 5,8 | 7,8 | 6,0 | 6,8 | 10,3 | 6,4 | 10,1 | 8,6 | 9,8 | 7,7 |
| Morphinae | 0,6 | 0,2 | 1,1 | 0,1 | 0,5 | 1,9 | 0,6 | 0,7 | 3,2 | 1,2 | 0,8 |
| Nymphalinae | 0,5 | 0,2 | 0,4 | 0,1 | 0,3 | 0,2 | 0,3 | 0,3 | 0,9 | 0,3 | 0,3 |

Alguns parâmetros comunitários como abundância, riqueza e diversidade de borboletas frugívoras variaram em diferentes graus entre os fragmentos. A riqueza de espécies de borboletas nos fragmentos variou entre 32 (fragmento J) e 54 (fragmento A) (Tab. 4). Quanto à abundância, os indivíduos não se distribuíram de forma uniforme entre os fragmentos e o número de indivíduos coletados variou entre 338 no fragmento J e 1153 no fragmento B (Tab. 4). A distribuição dos indivíduos encontrada no trabalho é significativamente diferente de uma distribuição uniforme ($G = 524,5$; $p < 0,0001$).

Tabela 4. Diversidade, riqueza e abundância da guilda de borboletas frugívoras em uma paisagem fragmentada em São Luiz do Paraitinga – SP.

| Fragmento | A | B | C | D | E | F | G | H | I | J | Total |
|--------------------|-------|------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|------|--------------|
| Riqueza | 54 | 45 | 45 | 43 | 40 | 42 | 36 | 45 | 45 | 32 | 73 |
| Abundância | 1082 | 1165 | 562 | 696 | 573 | 468 | 328 | 741 | 535 | 338 | 6488 |
| α de Fisher | 11,96 | 9,30 | 11,51 | 10,13 | 9,79 | 11,17 | 10,31 | 10,55 | 11,71 | 8,68 | 11,52 |
| Singletons | 14 | 9 | 12 | 11 | 9 | 11 | 8 | 9 | 10 | 10 | 12 |
| Doubletons | 3 | 5 | 5 | 9 | 7 | 5 | 8 | 6 | 12 | 3 | 6 |

Os resultados da análise de rarefação, que permite comparar a riqueza dos indivíduos em amostras de tamanhos diferentes, mostraram que seis fragmentos apresentaram riqueza dentro do intervalo de confiança da paisagem total e outros quatro fragmentos (B, D, E e J) apresentaram uma riqueza menor do que a esperada (Fig 4).

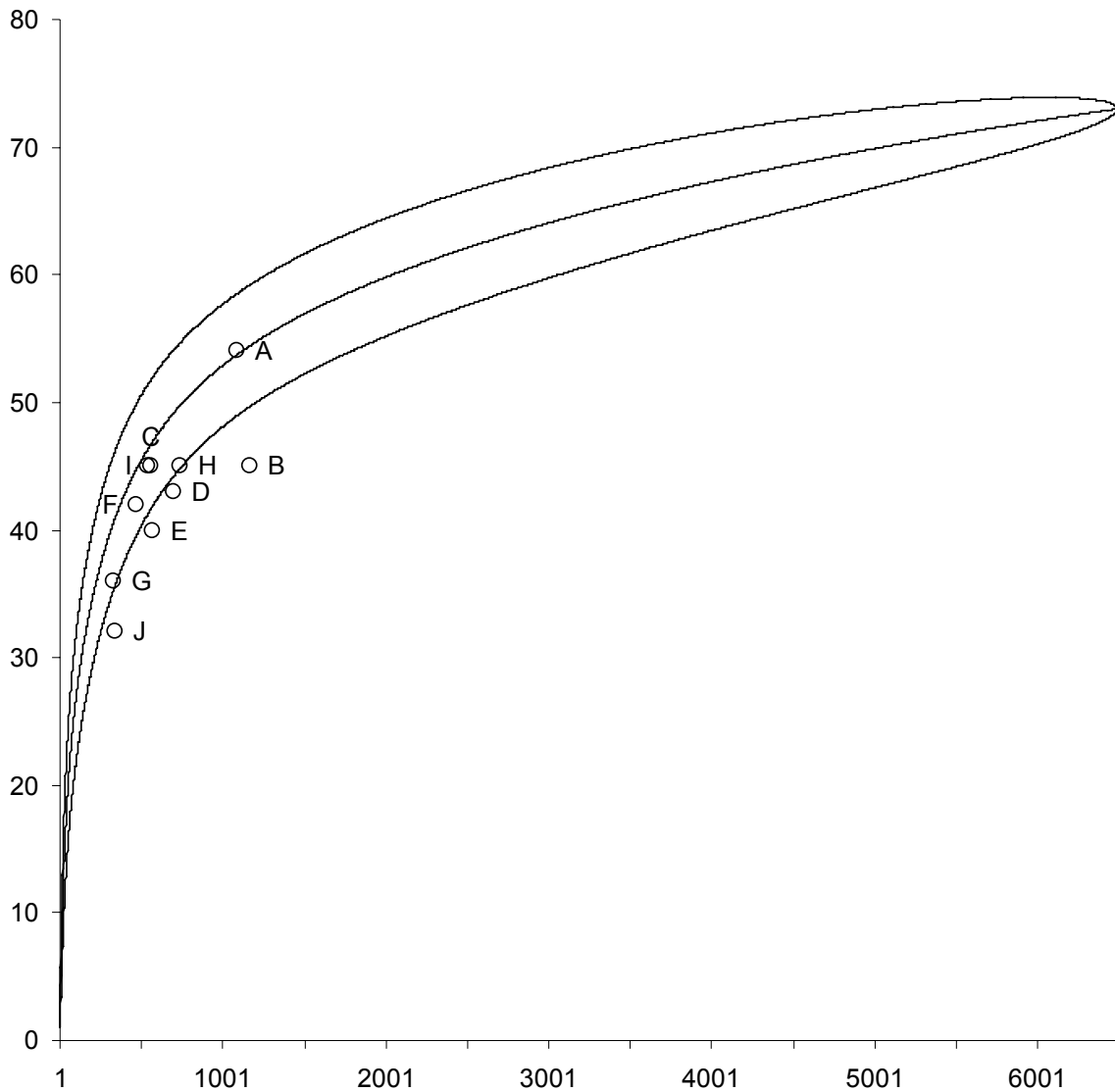


Figura 4- Análise de rarefação da guilda de borboletas frugívoras em uma paisagem fragmentada em São Luiz do Paraitinga - SP. Cada círculo vazado representa um dos dez fragmentos amostrados (A,B,C,D,E,F,G,H,I,J).

A diversidade (Alfa de Fisher) dos fragmentos variou entre 8,68 (J) e 11,96 (A); a diversidade total da paisagem foi menor que a do fragmento A (Tab. 4). Apesar da amplitude de três pontos verificada entre os valores de α dos fragmentos estes índices de

diversidade, quando comparados pelo método de reamostragem (bootstrap) e após a correção de FDR, não foram significativamente diferentes entre qualquer par de fragmentos (Tab. 4). A fauna de borboletas frugívoras dos fragmentos se mostrou muito homogênea. As medidas de similaridade entre os fragmentos variaram entre 58,4 e 96,3% para o índice de Morisita-Horn e entre 72,7 e 80% para o índice de Sorensen, sendo que a maior parte dos pares (37 entre 45) apresentou uma similaridade maior que 70% para ambos os índices (Tab. 5). A análise de Mantel demonstrou que as medidas de similaridade entre os fragmentos não têm correlação com a distância geográfica entre eles ($p > 0,05$).

Tabela 5. Medidas de similaridade entre a fauna de borboletas frugívoras de 10 fragmentos florestais localizados em São Luiz do Paraitinga-SP. Os fragmentos estão designados pelas letras de A, B, C, D, E, F, G, H, I, J. Foram utilizados como medida de similaridade os índices de Sorensen (qualitativo) e Morisita-Horn. Os valores na tabela estão expressos em porcentagem.

| | | Morisita-Horn | | | | | | | | | |
|---|------|---------------|------|------|------|------|------|------|------|------|--|
| | A | B | C | D | E | F | G | H | I | J | |
| A | | 67,7 | 80,3 | 87,5 | 87,6 | 87,3 | 71,5 | 79,1 | 80,6 | 75,4 | |
| B | 86,9 | | 61,3 | 83,3 | 68,0 | 76,9 | 59,4 | 80,0 | 58,4 | 71,9 | |
| C | 76,8 | 75,6 | | 78,6 | 80,5 | 72,7 | 73,9 | 69,0 | 70,4 | 79,3 | |
| D | 74,2 | 79,5 | 75,0 | | 89,8 | 89,7 | 71,0 | 86,2 | 81,0 | 89,3 | |
| E | 78,7 | 77,6 | 77,6 | 77,1 | | 94,8 | 74,6 | 72,9 | 96,3 | 90,8 | |
| F | 79,2 | 80,5 | 75,9 | 77,6 | 78,0 | | 74,3 | 75,7 | 93,4 | 84,6 | |
| G | 77,8 | 84,0 | 74,1 | 70,9 | 78,9 | 79,5 | | 63,8 | 69,0 | 68,7 | |
| H | 82,8 | 84,4 | 77,8 | 77,3 | 84,7 | 73,6 | 81,5 | | 59,6 | 72,4 | |
| I | 72,7 | 75,6 | 82,2 | 72,7 | 80,0 | 82,8 | 74,1 | 73,3 | | 85,1 | |
| J | 74,4 | 83,1 | 75,3 | 74,7 | 80,6 | 70,3 | 82,4 | 83,1 | 75,3 | | |

A taxa média de substituição temporal de espécies (species turnover) nos fragmentos variou entre 35 e 65% e no conjunto de fragmentos da paisagem esta taxa foi de 23% (Figura 5). Esta alta taxa de substituição demonstra que a guilda de borboletas frugívoras variou consideravelmente entre dois períodos consecutivos de coleta (dois meses), conforme resultados encontrados por vários autores (e.g. Brown & Hutchings 1997,

Uehara-Prado 2003). A taxa de substituição temporal de espécies não variou de maneira significativa entre os meses de amostragem (fig. 5).

As análises das relações espécie-área e abundância-área não apresentaram uma relação significativa entre a área dos fragmentos, a riqueza e a abundância de borboletas frugívoras dos mesmos (fig. 6).

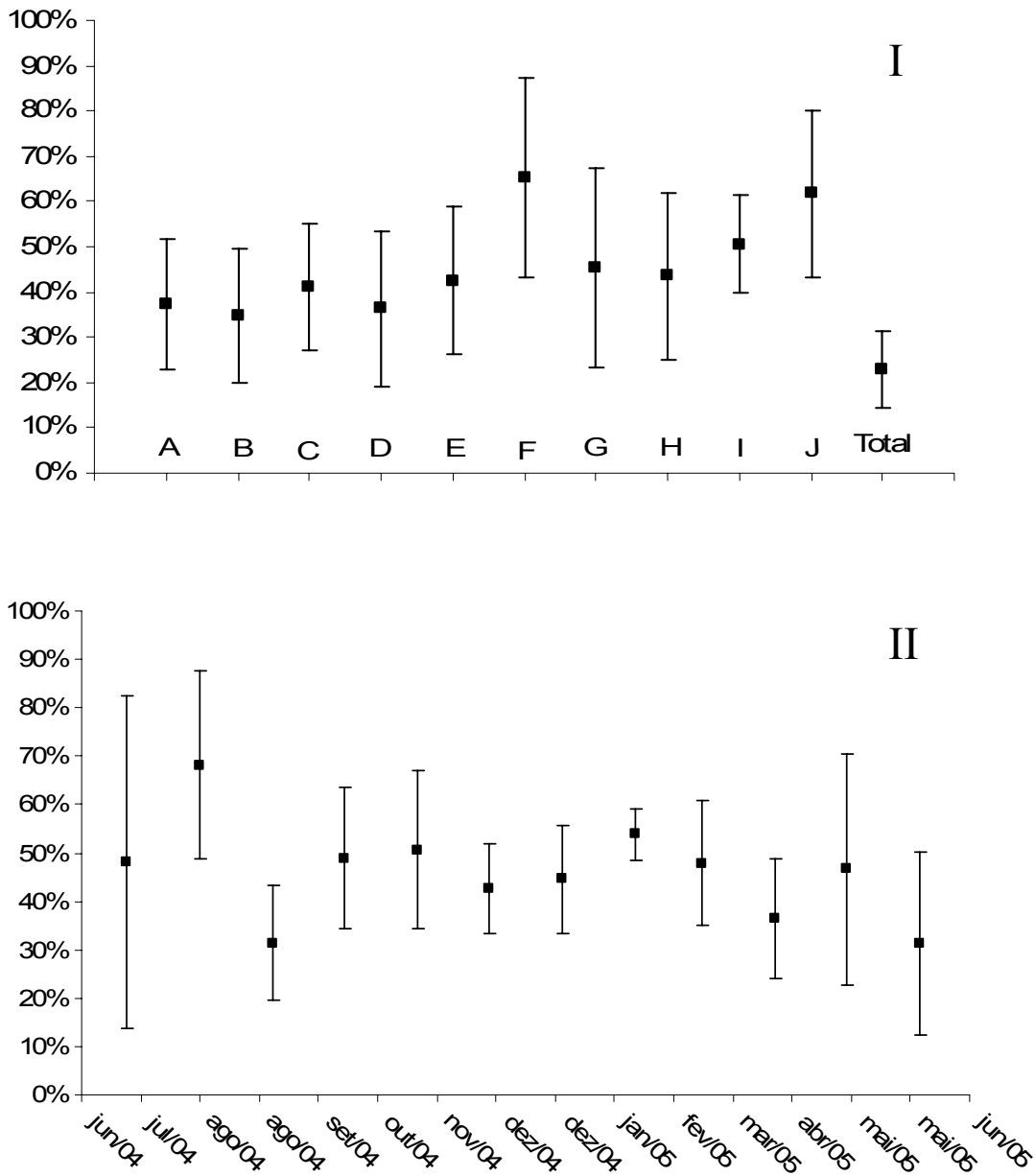


Figura 5 – Taxa média de substituição de espécies em cada fragmento amostrado e na comunidade total (I) e taxa de substituição de espécies ao longo dos períodos de amostragem (II) em uma paisagem fragmentada em São Luiz do Paraitinga – SP. Os pontos e suas respectivas barras de erros representam a média \pm desvio padrão.

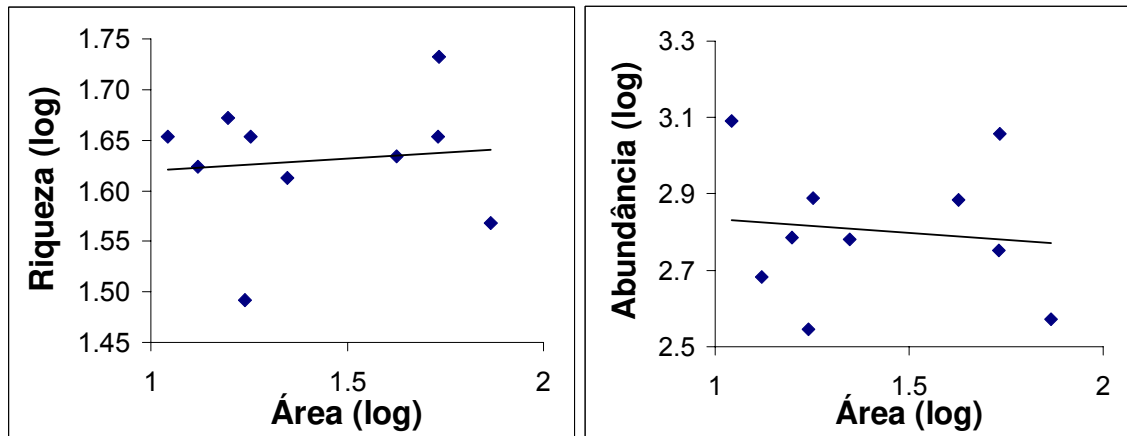


Figura 6 – Relação log-log entre a área dos fragmentos, a riqueza de borboletas frugívoras e a abundância das mesmas em uma paisagem fragmentada em São Luiz do Paraitinga – SP. Ambas as relações não foram significativas.

A distribuição espécie-abundância da comunidade total se ajustou ao modelo log-normal ($\chi^2=12,1$; $p = 0,35$) e ao modelo log-série ($\chi^2 = 3,2$; $p = 0,97$) (fig 7).

A análise das condições meteorológicas ao longo do período de amostragem mostrou que a temperatura média mensal tem uma forte relação com a riqueza ($R^2 = 0,83$; $p < 0,001$) e com a abundância de borboletas frugívoras ($R^2 = 0,50$; $p < 0,01$) (fig 8). No entanto, não houve uma relação significativa entre a precipitação mensal, a riqueza e a abundância de borboletas frugívoras (fig 8).

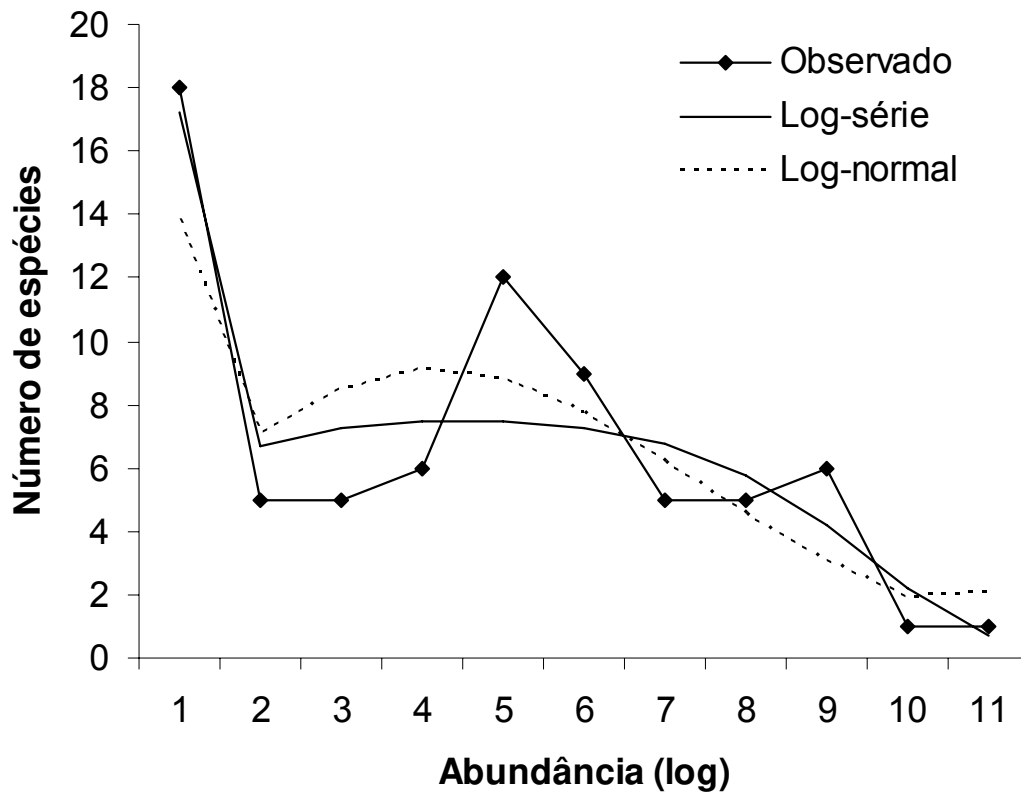


Figura 7 – Distribuição espécie-abundância da guilda de borboletas frugívoras de uma paisagem fragmentada em São Luiz do Paraitinga, São Paulo. As oitavas foram construídas conforme o procedimento descrito por Magurran (2004). A linha contínua com losangos representa a distribuição observada. A linha contínua simples representa a distribuição esperada pelo modelo Log-série e a linha tracejada representa a distribuição esperada pelo modelo Log-normal.

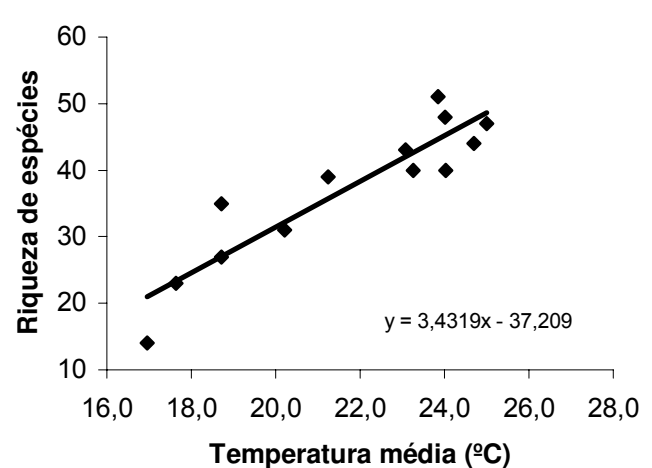
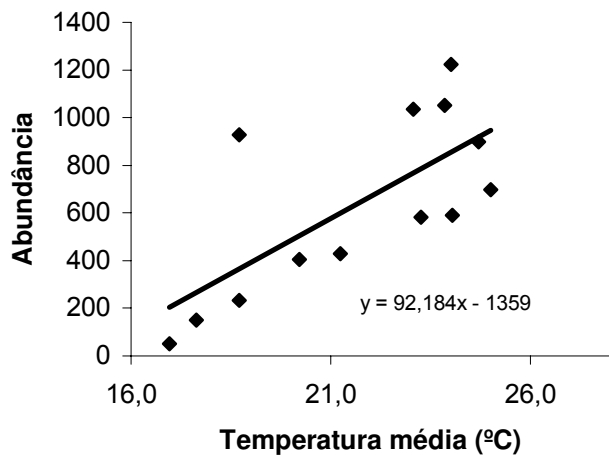
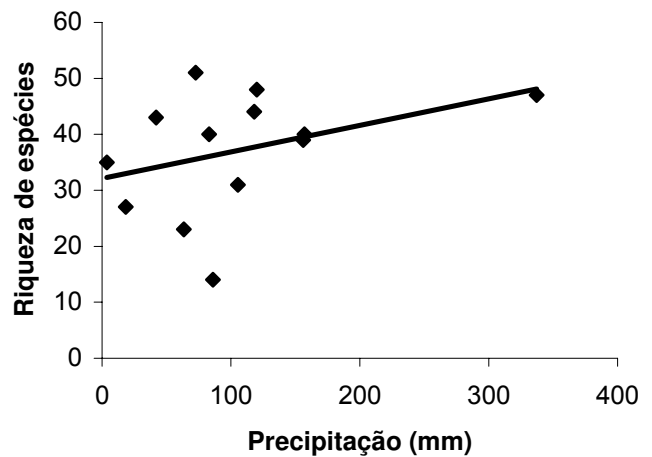
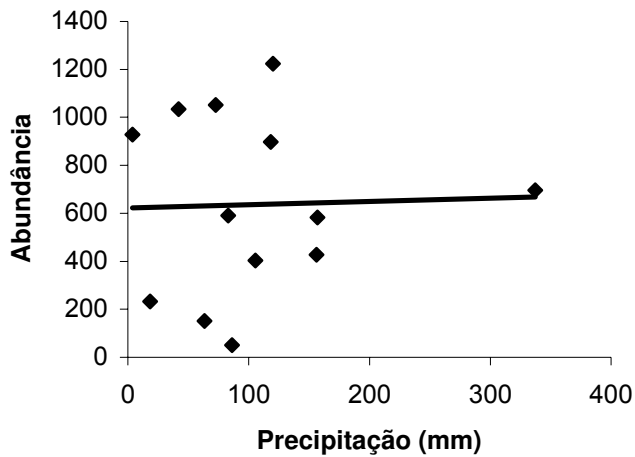


Figura 8 - Relação entre a precipitação mensal, temperatura média mensal, riqueza e abundância de borboletas frugívoras em uma paisagem fragmentada no Alto Paraíba – SP. Os dados meteorológicos são referentes ao período de junho de 2004 a junho de 2005.

A análise de Procrustes indicou uma correlação positiva entre a ordenação dos fragmentos em função das suas espécies de borboletas e da cobertura vegetal no raio de

100m ($R = 0,6735$; $p < 0,05$) (Fig 9) e nesta escala a abundância de *Satyrinae* está positivamente correlacionada com área de pasto (Pearson $r = 0,770$; $p < 0,01$) . A cobertura vegetal nas escalas de 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 900, 1000 e 2000 metros de raio não apresentaram uma influência significativa na comunidade de borboletas frugívoras.

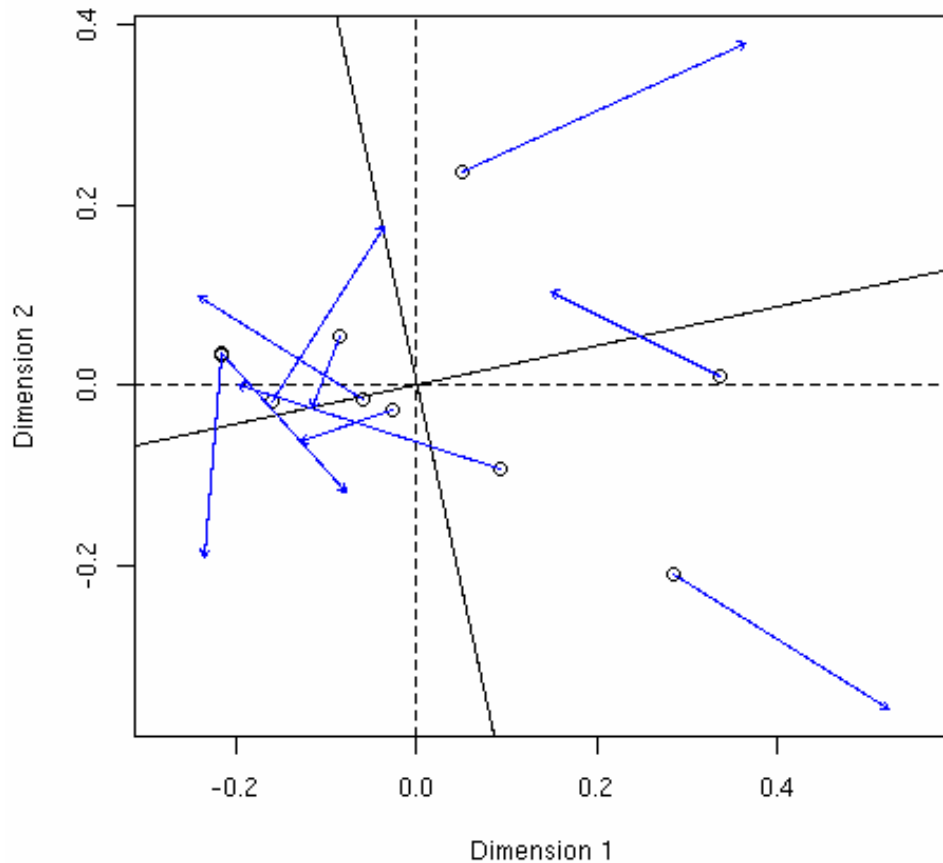


Figura 9- Ajuste da ordenação de cobertura vegetal (entorno em 100m) e de borboletas com o método de Procrustes ($R = 0,6735$; $p = 0,021$). Os círculos representam os fragmentos na ordenação de borboletas (NMDS) e as setas representam o deslocamento desses pontos até a posição em que eles se encontram na análise de ordenação dos fragmentos pela vegetação do entorno na escala de 100m de raio.

DISCUSSÃO

O número de espécies capturadas (73) está bem próximo ao número total de espécies estimadas, indicando que os dados coletados são uma boa representação da comunidade real (Magurran 2004).

A riqueza estimada de borboletas frugívoras (Chao 2 = 80.56 ± 5.96 ; Jackknife = 83.89 ± 3.46) foi semelhante à de outras áreas de Mata Atlântica. Uehara-Prado (2003) trabalhando na Reserva do Morro Grande em Cotia – SP (10000 ha) estimou uma riqueza de aproximadamente 83 espécies. Uma extensa área de Mata Atlântica, o Parque Estadual da Serra do Japi – SP (10000 ha), possui 96 espécies de borboletas frugívoras e dois grandes fragmentos (~ 250 ha) do município de Campinas abrigam uma fauna de 82 e 100 borboletas frugívoras (Brown 2005). Esta comparação demonstra que apesar do grau de perturbação e fragmentação da paisagem estudada ela ainda possui uma riqueza comparável a de parques estaduais bem preservados e grandes remanescentes de Mata Atlântica.

Trabalhando em um sistema tropical bastante antropizado na Indonésia Veddeler *et al.* (2005) encontraram uma riqueza de 33 espécies, número bem próximo ao encontrado por Fortunato & Ruzszyk (1997) em parques urbanos de Minas Gerais (36 espécies). Hamer *et al.* (2003) e Schulze *et al.* (2001) trabalhando em florestas de Borneo encontraram uma riqueza de 53 espécies de borboletas frugívoras. Três trabalhos realizados na bacia do Amazonas encontraram diferentes riquezas de borboletas frugívoras. DeVries & Walla (2001) capturaram 128 espécies na reserva La Selva Lodge, Equador, enquanto Ramos (2000) trabalhando em fragmentos florestais registrou

uma riqueza de 90 espécies e Shahabuddin e Terborgh (1999) amostraram 41 espécies na Venezuela. Apesar destes trabalhos apresentarem uma grande amplitude de métodos e resultados, é evidente que para borboletas frugívoras, sistemas muito simplificados devido à perturbação tendem a ter menos espécies que áreas não perturbadas e áreas com níveis intermediários de perturbação (Hamer & Hill 2000).

As espécies mais abundantes do presente trabalho são típicas de bordas, clareiras e áreas perturbadas (Otero 1971, DeVries 1987, Hogue 1993, Brown 1992) demonstrando que a perturbação antrópica nos fragmentos favoreceu organismos mais tolerantes ao sol e a dessecação, típicos desses ambientes. Além disso, a maioria das espécies, incluindo as mais abundantes de Biblidinae (*Hamadryas epinome* e *Myscelia orsis*) e Charaxinae (especialmente *Memphis*), têm lagartas que se alimentam de plantas típicas de estágios iniciais de sucessão.

Uma espécie de borboleta (*Hamadryas epinome*) foi a mais abundante em sete dos dez fragmentos, e em todos os fragmentos, as subfamílias mais abundantes foram Biblidinae e Satyrinae. Comparando-se as comunidades dos fragmentos separadamente, percebe-se que existe uma grande semelhança entre elas com relação à composição, diversidade, riqueza e abundância de espécies. Estes resultados sugerem uma fauna homogênea, que pode ser resultante de um grau extremo de perturbação ambiental (McKinney & Lockwood 1999). Porém apesar da grande semelhança entre as comunidades, quatro fragmentos possuem uma riqueza menor do que a esperada para a comunidade total (fig. 4), indicando que a riqueza não está distribuída de maneira homogênea na paisagem (vide capítulo 2).

As análises dos modelos de espécie-abundância mostraram que a

comunidade total dos fragmentos se ajustou ao modelo log-normal e ao modelo log-série. Segundo Magurran & Henderson (2003) uma comunidade natural é composta por espécies residentes que apresentam uma distribuição log-normal e espécies transitórias que apresentam uma distribuição do tipo log-série, o que explicaria o ajuste aos dois modelos. Diversas comunidades de borboletas frugívoras apresentam a distribuição espécie-abundância com o mesmo padrão encontrado no presente trabalho, como a encontrada em Belize (Lewis 2001), no Equador (DeVries *et al.* 1997, DeVries & Walla 2001) e no Planalto Atlântico Paulista (Uehara-Prado 2003).

A falta de correlação entre o tamanho dos fragmentos e a riqueza e abundância de borboletas pode ser explicada pela influência da matriz no fragmento (Saunders *et al.* 1991). Muitas borboletas capturadas nos fragmentos podem se locomover pela matriz, porém o baixo número de capturas entre fragmentos (2) indica que esta movimentação é pequena e deve ser mais freqüente no entorno imediato dos fragmentos. Além disto, as plantas hospedeiras de algumas destas espécies crescem fora dos fragmentos e elas podem se reproduzir na matriz. Pode-se concluir que para fragmentos com uma amplitude pequena de tamanhos (11-83 ha), como os que foram amostrados no presente trabalho, as características da matriz no entorno dos fragmentos podem ser mais importantes para determinar a fauna de borboletas do que o tamanho do fragmento.

A riqueza e a abundância de borboletas frugívoras em São Luiz do Paraitinga-SP não apresentaram uma relação significativa com a precipitação, enquanto a temperatura teve uma forte relação com a abundância e a riqueza de borboletas frugívoras. As borboletas necessitam de um tempo para aquecer seus músculos das asas antes de iniciarem suas atividades de vôo, portanto em dias mais quentes é possível que mais

indivíduos permaneçam em atividade do que em dias mais frios. Brown & Freitas (2000) encontraram uma relação negativa entre a temperatura média e a riqueza de Nymphalidae, trabalhando em diversas áreas de mata Atlântica. Fortunato & Ruszczyk (1997) encontraram uma relação positiva entre a precipitação e a riqueza de espécies. Estes resultados nos mostram que variáveis ambientais como temperatura e precipitação afetam de maneira distinta as borboletas em diferentes localidades.

A análise da cobertura vegetal mostrou que as borboletas frugívoras respondem de forma significativa ao entorno imediato da unidade amostral (raio de 100 m). Com estes resultados podemos inferir que a estrutura das assembléias é definida pela estrutura da paisagem em sua vizinhança imediata. Um fragmento florestal é na verdade um mosaico de vegetação onde cada pedaço pode possuir uma composição florística e uma estrutura diferente. Desta maneira esperamos que as borboletas não se distribuam de maneira aleatória nos fragmentos, elas irão ocorrer em maior densidade nas proximidades de suas plantas hospedeiras e em locais que apresentem um microhabitat mais adequado para suas atividades. Portanto as características do entorno imediato são mais importantes na estruturação da comunidade de borboletas frugívoras do que as características da paisagem como um todo.

A partir dos resultados obtidos no presente trabalho inferimos que a utilização de unidades amostrais de cinco armadilhas é uma boa maneira de se obter uma estimativa da assembléia de borboletas de um dado fragmento, mostrando indiretamente o estado da vegetação em seu entorno num raio de aproximadamente 100 metros ao redor deste. Esta informação pode dar suporte à criação de protocolos de amostragem mais eficientes e na escolha de desenhos amostrais e análises estatísticas mais adequadas para a sua utilização

em protocolos de bioindicação, análises de impacto ambiental, análises de perturbação florestal e monitoramento a médio e longo prazo.

Tendo em vista que a escala em que um padrão pode ser observado é um tema de vital importância em Ecologia (Levin 1992), os resultados do presente trabalho podem ajudar a elucidar o padrão de distribuição de borboletas em áreas florestais fragmentadas, e sugerir em qual escala a vegetação pode atuar na estruturação deste padrão. A comunidade de borboletas frugívoras tem diversidade e composição diferente em diferentes tipos de cobertura vegetal. Ambientes de ecótono entre floresta e gramíneas ruderais poderiam abrigar uma maior fauna de Satyrinae e na escala de 100m existe uma correlação positiva entre a área de pasto e abundância desta subfamília. Áreas de capoeira e estágios iniciais de regeneração possuem um grande número de plantas hospedeiras que são utilizadas por Biblidinae, principalmente o gênero *Hamadryas*. Estas duas subfamílias são as mais abundantes em todos os fragmentos amostrados, mas os resultados da análise de Procrustes na escala de 100m mostraram que mesmo diferenças sutis na composição da vegetação e na estrutura dos micro-habitats podem se refletir na abundância e composição da guilda de borboletas frugívoras.

Estes resultados demonstram que estratégias de conservação que visem preservar a diversidade de borboletas em fragmentos florestais devem se preocupar com o manejo local dos remanescentes. De maneira geral pode-se dizer que as ações da população que vive no entorno dos fragmentos afetam mais a comunidade de borboletas frugívoras do que ações de maior escala como as adotadas em planos de manejo e políticas de conservação e portanto este deve ser o foco de ações que visem preservar a diversidade de borboletas frugívoras em fragmentos florestais.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Benjamini, Y. & Y. Hochberg. 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. **Journal of the Royal Statistical Society B** 57:289-300.
- Brown Jr., K.S. 1992. Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal. p. 142-186. In L.P.C. Morellato (org.). *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Área Florestal no Sudeste do Brasil*. Campinas, Editora Unicamp, 321p.
- Brown Jr., K.S. 2005. Geologic, evolutionary, and ecological bases of the diversification of neotropical butterflies: Implications for conservation. P. 166-201. In E. Bermingham, C. W. Dick & G. Moritz (Eds.). *Tropical Rainforest: Past, Present, and Future*. Chicago, The University of Chicago Press, 745 p.
- Brown Jr., K.S. & G.G. Brown. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In T.C. Whitmore & J.A. Sayer (eds.). *Tropical Deforestation and Species Extinction*. London, Chapman & Hall, xvii + 147pp.
- Brown Jr., K.S. & A.V.L. Freitas. 2000. Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation. **Biotropica** 32: 934-956.
- Brown Jr., K.S. & Hutchings, R.W. 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian butterflies. In *Tropical forest remnants* (W.F. Laurence & R.O. Bierregaard Jr., eds.). Chicago, University of Chicago Press, p.91-110.
- Burnham, K.P. & P.S. Overton. 1978. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. **Biometrika** 65:927-936.
- Cairns, C.E., R. Villanueva-Gutierrez, S. Koptur & D.B. Bray. 2005. Bee populations, forest disturbance, and africanization in Mexico. **Biotropica** 37: 686-692.
- Colwell, R.K. & J.A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society London B** 345: 101-118.
- Colwell, R. K. 2005. User's Guide to EstimateS Vers. 7.5.1: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Online User's Guide. University of Connecticut. 22 pp.
- Dean, W. 1997. A ferro e fogo. A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo, Companhia das Letras. 484p.

- DeVries, P.J. 1987. *The butterflies of Costa Rica and their natural history: Papilionidae, Pieridae, and Nymphalidae*. Princeton, Princeton University Press. 327p.
- DeVries, P.J., D. Murray & R. Lande. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. **Biological Journal of the Linnean Society** 62: 343-364.
- DeVries, P.J. & T.R. Walla. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. **Biological Journal of the Linnean Society** 74: 1-15.
- Esch, S., P.G.L. Klinkhamer & E.V.D. Meijden. 2005. Do distances among host patches and host density affect the distribution of a specialist parasitoid? **Oecologia** 146: 218-226.
- Fisher, R., A.S. Corbert, & C.B. Williams. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. **Journal of Animal Ecology** 12: 42-58.
- Fortunato, L. & A. Ruzszyk. 1997. Comunidades de Lepidópteros frugívoras em áreas verdes urbanas e extraurbanas de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Biologia** 57: 79-87.
- Freitas, A.V.L. & K.S. Brown. 2004. Phylogeny of the Nymphalidae (Lepidoptera). **Systematic Biology** 53: 363-383.
- Gotelli, N.J. & G.R. Graves. 1996. *Null Models in Ecology*. Princeton, Princeton Editorial Associates. xvi +368p.
- Hamer, K.C. & J.K. Hill. 2000. Scale-dependent consequences of habitat modification for species diversity in tropical forests. **Conservation Biology** 14: 1435-1440.
- Hamer, K.C., J.K. Hill, S. Benedick, N. Mustaffa, T.N. Sherratt, M. Maryati & V.K. Chey. 2003. Ecology of butterflies in natural and selectively logged forests of northern Borneo: the importance of habitat heterogeneity. **Journal of Applied Ecology** 40: 150-162.
- Hammer, O., D.A.T. Harper & P.D. Ryan. 2006. PAST - Palaeontological Statistics, ver. 1.42.
- Hogue, C.L. 1993. *Latin American: insects and entomology*. Berkeley, University of California Press. 536p.
- Horner-Devine, M.C., G.C. Daily, P.R. Ehrlich & C.L. Boggs. 2003. Countryside biogeography of tropical butterflies. **Conservation Biology** 17: 168-177.
- Hunter, M.D. 2002. Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. **Agricultural and Forest Entomology** 4: 156-166.

- INPE. 2004. Projeto PRODES: monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite www.obt.inpe.br/prodes (INPE, São Jose dos Campos, 2004).
- Kitahara, M & K. Fujii. 1994. Biodiversity and community structure of temperate butterfly species within a gradient of human disturbance: An analysis based on the concept of generalist vs. specialist strategies. **Researches on Population Ecology** 36: 187-199.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological methodology*. New York: Harper & Row, Publ., 654 p.
- Laurance, W. F. & M. A. Cochrane. 2001. Synergistic effects in fragmented landscapes. **Conservation Biology** 15:1488-1499.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology** 73: 1943-1976.
- Lewis, O.T. 2001. Effect of experimental selective logging on tropical butterflies. *Conservation Biology* 15 389-400.
- McKinney, M.L. & J.L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology & Evolution** 14: 450-453.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford.256p.
- Magurran, A.E. & P. Henderson. 2003. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. **Nature** 422: 714-716.
- Magura, T., V. Kodobocz & B. Tothmeresz. 2001. Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. 2001. **Journal of Biogeography** 28: 129-138.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. **Cancer Research** 27:209-220.
- Marsh, D.M., G.S. Milam, N.P. Gorham & N.G. Beckman. 2005. Forest roads as partial barriers to terrestrial salamander movement. **Conservation Biology** 19: 2004-2008.
- MME – Ministério das Minas e Energia. 1983. *Projeto RadamBrasil. Programa de integração Nacional. Levantamento de recursos naturais*. Volume 32. Rio de Janeiro, Editado pela Divisão de Publicação.
- Morellato, L.P.C. & C.F.B. Haddad. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica** 32: 786-792.
- Otero, L.S. 1971. *Insetos brasileiros e seu meio*. Tokyo, Koyo Shoin Co. Ltda, 181p.
- Pearson, R.G. & T.P. Dawson. 2005. Long-distance plant dispersal and habitat fragmentation: identifying conservation targets for spatial landscape planning under climate change. **Biological Conservation** 123: 389-401.

- Petrone, P. (1959). A região de São Luiz do Paraitinga: estudo de geografia humana. **Revista Brasileira de Geografia** 21: 239-336.
- Peres-Neto, P.R. & D.A. Jackson. 2001. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. **Oecologia** 129: 169-178.
- Primack, R.B. & E. Rodrigues. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina, PR, Gráfica e Editora Midiograf, 328p.
- Ramos, F.A. 2000. Nymphalid butterfly communities in an amazonian forest fragment. **Journal of Research on the Lepidoptera** 35: 29-41.
- R Development Core Team. 2004. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Roslin, T. 2002. Who said that size is all that matters? **Trends in Ecology & Evolution** 17:10-11.
- Russell, G.J., J.M. Diamond, S.L. Pimm & T.M. Reed. 1995. Centuries of turnover: community dynamics at three timescales. **Journal of Animal Ecology** 64: 628-641.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs & C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology** 5: 18-32.
- Schulze, C.H., K.E. Linsenmair & K. Fiedler. 2001. Understorey versus canopy: patterns of vertical stratification and diversity among Lepidoptera in a Bornean rain forest. **Plant Ecology** 153: 133-152.
- Shahabuddin, G. & C.A. Ponte. 2005. Frugivorous butterfly species in tropical forest fragments: correlates of vulnerability to extinction. **Biodiversity and Conservation** 14: 1137-1152.
- Shahabuddin, G. & J.W. Terborgh. 1999. Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity and the effects of isolation. **Journal of Tropical Ecology** 15: 703-722.
- Soulé, M.E. & G.H. Orians 2001. *Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade*. Washington, Island Press, 397p.
- Summerville, K.S. & Crist, T.O. 2001. Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). **Ecology** 82: 1360-1370.
- Tabarelli M., W. Mantovani & C.A. Peres. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation** 91: 119-127.

- Uehara-Prado, M. 2003. Efeitos da fragmentação florestal na guilda de borboletas frugívoras do planalto atlântico paulista. **Dissertação de Mestrado**: Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas.vii + 144p.
- Uehara-Prado, M., K.S. Brown Jr. & A.V.L. Freitas. 2005. Biological traits of frugivorous butterflies in a fragmented and a continuous landscape in the south brazilian atlantic forest. **Journal of the Lepidopterists' Society** 59: 96- 106.
- Veddeler, D., C.H. Schulze, I. Steffan-Dewenter, D. Buchori & T. Tschardt. 2005. The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruit-feeding butterflies: effects of isolation and age. **Biodiversity and Conservation** 14: 3577-3592.
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H. & Dobson, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, Soulé, M.E. (ed.). Michigan, Michigan University.
- Yamaura, Y., K. Katoh, G. Fujita & H. Higuchi. 2005. The effect of landscape contexts on wintering bird communities in rural Japan. **Forest Ecology and Management** 216: 187-200.

CAPÍTULO 2:
PARTIÇÃO ADITIVA DA DIVERSIDADE DE BORBOLETAS
FRUGÍVORAS EM DIFERENTES ESCALAS TEMPORAIS E
ESPACIAIS

INTRODUÇÃO

Atualmente o número de espécies ameaçadas de extinção é muito maior do que a quantidade de recursos disponíveis e ambientes para protegê-las (Myers *et al.* 2000). Como a biodiversidade é distribuída de maneira heterogênea sobre o planeta, é importante conhecer os padrões de distribuição para a tomada de decisões mais acertadas em planos de conservação. Algumas áreas são conhecidas por sua grande diversidade de organismos, como por exemplo recifes de corais e florestas tropicais (Gaston 2000). As florestas tropicais contêm cerca de metade das espécies descritas do mundo e por isso recebem grande atenção conservacionista (Olson & Dinerstein 2002). Dentre as formações florestais tropicais do Brasil a Mata Atlântica merece uma atenção especial, pois apresenta uma alta diversidade, e também o mais alto grau de endemismo, que chega a 95% em algumas regiões (Brown & Brown 1992). Desde a chegada dos europeus ao Brasil, cerca de 92% da Mata Atlântica original foi destruída; a mata remanescente encontra-se distribuída em fragmentos de diferentes tamanhos, que sofrem intensa pressão antrópica e correm sério risco de desaparecer (Morellato & Haddad 2000, Laurance & Cochrane 2001, Primack & Rodrigues 2001).

A fragmentação florestal causa grandes mudanças nos componentes bióticos e abióticos do ecossistema, podendo alterar a riqueza e a abundância de espécies, além de causar a extinção de populações nativas com sua substituição por espécies vindas de outros ecossistemas (Brown 1997a, Tabanez & Viana 2000, Metzger 2001, Brown & Freitas 2003). Além disso, o processo de fragmentação causa alterações na estrutura, dinâmica e composição das florestas e interage sinergicamente com outras atividades causadoras de mudança do ecossistema, como corte seletivo, caça e queimadas (Tabanez

& Viana 2000, Laurence & Cochrane 2001, Brown & Freitas 2003). A fragmentação do habitat afeta comunidades de plantas e animais, muitas vezes de forma irrecuperável (Brown 1997b).

Tendo em vista o estado atual deste ecossistema, estratégias de conservação que visem proteger de forma efetiva os remanescentes florestais de Mata Atlântica têm que levar em consideração os padrões de distribuição de organismos em uma paisagem fragmentada (Fahrig 2003). Atualmente o objetivo da maior parte das ações conservacionistas visa preservar comunidades de uma ecoregião, que são áreas representativas de um determinado ecossistema (Olson & Dinerstein 2002; Summerville *et al.* 2003). Esta visão conservacionista necessita de um conhecimento mais refinado de como os padrões de diversidade variam através de diferentes escalas espaciais (Summerville *et al.* 2003).

Uma maneira de abordar este problema é através da partição aditiva de diversidade, proposta por alguns autores na década de 60 (e.g. MacArthur *et al.* 1966) e formalizada por Lande (1996), que consiste em particionar a diversidade de espécies dentro (α) e entre amostras (β). Este procedimento pode ser aplicado sequencialmente para avaliar a proporção da diversidade total (γ) que é encontrada em diferentes escalas, já que a diversidade γ em uma escala é equivalente à diversidade α na escala superior, o que resulta em $\gamma = \alpha + \beta_1 + \beta_2 + \beta_3 + \beta_4 + \dots + \beta_n$, onde n é igual ao número de escalas (Veech *et al.* 2002). Os padrões espaciais de diversidade podem mudar dependendo da escala em que são analisados. Um padrão observado dentro de uma comunidade pode ser muito diferente do encontrado em áreas maiores como paisagens e biomas (Crist *et al.* 2003). A partição aditiva da diversidade é um enfoque promissor para analisar padrões de

diversidade em estudos hierarquizados com amostragens em diferentes escalas (Lande 1996). A maneira como a diversidade de espécies se distribui em diferentes escalas pode ter uma grande relevância para testar teorias ecológicas que busquem entender os processos que geram estes padrões e possuem um grande potencial de aplicação em biologia da conservação (Veech *et al.* 2002).

Dentre os diversos grupos naturais que podem ser utilizados em estudos de diversidade, as borboletas podem ser consideradas um ótimo modelo. Devido ao seu tamanho relativamente grande, por serem em geral coloridas, fáceis de amostrar e por terem taxonomia relativamente bem resolvida, as borboletas são um dos grupos de insetos mais bem conhecidos, e com um grande potencial para elucidar os padrões de diversidade e conservação de insetos e de seus habitats (Brown 1991, New 1997). Dentre as borboletas podemos destacar as frugívoras como um excelente grupo de estudo devido às facilidades de amostragem das espécies desta guilda, tanto na escala espacial quanto na temporal, utilizando-se armadilhas contendo iscas de frutas fermentadas (DeVries 1987, DeVries *et al.* 1999). Isto possibilita que duas ou mais áreas sejam amostradas simultaneamente e com o mesmo esforço amostral. Na região neotropical esta guilda é composta principalmente pela linhagem satiróide (*sensu* Freitas & Brown 2004) incluindo Satyrinae, Brassolinae, Morphinae, Charaxinae, Biblidinae, e a tribo Coeini (Nymphalinae). Além disto, este grupo compreende entre 50 e 75% da riqueza total dos Nymphalidae Neotropicais (Brown 2005) e sua diversidade esta correlacionada com a diversidade total de borboletas de um dado local (Brown & Freitas 2000, Horner-Devine *et al.* 2003).

Com isto, o objetivo do presente trabalho é de caracterizar a diversidade de

borboletas frugívoras em uma paisagem fragmentada e verificar como esta diversidade está repartida em diferentes escalas temporais e espaciais. Esta partição foi comparada com a esperada pela hipótese nula de que as borboletas frugívoras são distribuídas aleatoriamente no espaço e no tempo. Espera-se que a riqueza de borboletas esteja agrupada em algumas das escalas temporais e espaciais analisadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado no Município de São Luiz do Paraitinga (Fig. 1- Capítulo 1), estado de São Paulo (centrado em 23°20'S, 45°20'W), próximo às escarpas da Serra do Mar. A altitude média na região é de 740m, com relevo composto por “morrarias”, escarpas com vertentes íngremes e festonadas e vales curtos e profundos (MME 1983). O clima é úmido sem estação seca; a temperatura média anual é de 20° C (min 12°C, max 27°C) e a precipitação média é de 1340 mm/ano (MME 1983).

A vegetação original da área era composta principalmente de Floresta Ombrófila Densa (MME 1983); no entanto, o processo de fragmentação florestal reduziu drasticamente a cobertura vegetal da região (Dean 1997). O histórico de interferência humana na paisagem de São Luiz se inicia com a substituição da Mata Atlântica nativa por áreas de cultivo ou criação, no início do século XVIII. Com o ciclo do café, a eliminação da mata teria experimentado um impacto mais intenso do que o imposto pela agricultura itinerante, processo que seria acelerado com a implantação maciça da pecuária leiteira na região, após a decadência da cafeicultura e a partir da década de 1930 (Petroni 1959). Atualmente grande parte da vegetação foi removida e o que restou encontra-se dividido em pequenos fragmentos inseridos em uma matriz composta principalmente por

pastagens, campos antrópicos e áreas de silvicultura (Fig 2- Capítulo 1).

Amostragem

A fim de verificar a influência do entorno na diversidade de borboletas frugívoras, foram escolhidos fragmentos com características estruturais similares, porém, inseridos em matrizes com composições diferentes. Para tanto foram escolhidas duas áreas inseridas em duas bacias hidrográficas diferentes, diferindo principalmente quanto à porcentagem de áreas de silvicultura em cada uma delas. A primeira área escolhida (doravante denominada Paisagem A) possui uma área de aproximadamente 7000 hectares e uma quantidade muito maior de áreas de silvicultura do que a Paisagem B, também com uma área de aproximadamente 7000 hectares. A área de plantio de eucalipto compreende 10% da área total da Paisagem A contra menos de 1% na paisagem B.

A matriz nas duas paisagens é composta por pastos, embora estes ocupem uma área menor na Paisagem A (39%, contra 47% na B). Esta diferença é compensada principalmente pelos 5% de área ocupada por plantações de Eucalipto, na Paisagem A. As duas paisagens possuem frações muito similares de suas áreas ocupadas por mata (15% na A e 16% na B) e por capoeira (34% contra 31%). Na paisagem A a mata está mais fragmentada e mais conectada do que na paisagem B. Já as áreas de capoeira são menos conectadas na paisagem B do que na paisagem A.

Dentro das duas paisagens foram sorteados cinco pares de fragmentos semelhantes em relação a sua área total, relação perímetro/área e NDVI (Normalized Difference Vegetation Index).

O método de amostragem das borboletas frugívoras foi adaptado de Uehara-Prado (2003). Em cada fragmento foi instalada uma unidade amostral constituída de 5

armadilhas portáteis, modelo Van Someren-Rydon (modificadas a partir de DeVries, 1987). As armadilhas foram dispostas linearmente a uma distância de aproximadamente 30 metros umas das outras. Para a escolha dos pontos exatos de instalação das armadilhas, foi levado em conta (tanto quanto possível), para fins de comparação, a fisionomia da vegetação, a abertura do dossel, a declividade do terreno, a distância da borda e a distância de corpos d'água, além de aspectos logísticos. Uma mistura padronizada de banana com caldo de cana, fermentada por 48 horas, foi utilizada como isca.

As coletas foram realizadas mensalmente durante 12 meses, entre junho de 2004 e maio de 2005. Em cada mês as armadilhas permaneceram abertas no campo durante oito dias e foram inspecionadas a cada 48 h (seguindo Uehara-Prado *et al.* 2005). A cada inspeção a isca foi substituída por uma nova e cada indivíduo capturado nas armadilhas foi identificado, marcado e solto. Espécies não identificáveis no campo, mesmo com o uso de bibliografia, foram coletadas para posterior identificação.

Análise dos Dados

A hipótese de que as borboletas frugívoras se distribuem aleatoriamente no tempo e no espaço foi testada a partir da partição temporal e espacial da riqueza total. Para verificar a variação temporal, foi calculada a riqueza média em um, três e seis meses como componentes da riqueza total. Estes dados da riqueza observada foram comparados com um modelo nulo de distribuição da riqueza que consiste nas médias das diversidades obtidas de 1000 aleatorizações realizadas com o auxílio do software Resampling (Resampling 1999). A riqueza esperada para cada componente da diversidade total foi

calculada embaralhando os dados do nível inferior (conforme descrito por Crist *et al.* 2003). Desta maneira, para calcular a diversidade esperada, os dias foram embaralhados dentro de cada mês, os meses dentro dos trimestres, e os trimestres dentro dos semestres (Crist *et al.* 2003). Tomemos como exemplo a riqueza mensal média aleatorizada (esperada): Para calcular a riqueza mensal os dados referentes ao conjunto de espécies capturadas em cada dia são embaralhados dentro de um trimestre. Depois disso retiram-se amostras de 30 dias deste conjunto de dados e a riqueza destas amostras é calculada. Este procedimento é repetido 1000 vezes para todos os trimestres, a média deste conjunto de valores será a riqueza média mensal esperada.

O mesmo procedimento foi utilizado para verificar a distribuição espacial da riqueza, utilizando-se como componentes da riqueza total, a riqueza das paisagens, fragmentos e armadilhas. Desta maneira, para determinar a riqueza esperada, os indivíduos foram embaralhados entre as armadilhas, as armadilhas entre os fragmentos e os fragmentos entre as paisagens.

RESULTADOS

Um total de 6488 indivíduos de 73 espécies de borboletas frugívoras foi capturado nos 12 períodos de amostragem, representando todos os grupos de Nymphalidae frugívoros, Satyrinae, Brassolinae, Morphinae, Charaxinae, Biblidinae, e a tribo Coeini (Nymphalinae). Em todas as áreas amostradas as subfamílias Satyrinae e Biblidinae foram as mais abundantes.

A riqueza de borboletas frugívoras não se distribui de forma aleatória nos níveis hierárquicos analisados. Temporalmente a diversidade média mensal compreende 51,9 %

($\bar{\alpha} = 37,9$ espécies) da diversidade total, enquanto a diversidade esperada ao acaso foi de 57,4% e é significativamente maior ($\bar{\alpha} = 41,9$; $p < 0,001$) (Fig 1). Quando considera-se a diversidade beta mensal há um acréscimo médio de 16,6% ($\beta_1 = 12,1$ espécies) que é significativamente maior do que o esperado ao acaso ($\beta_1 = 10,6$; $p < 0,001$) (Fig 1). As diversidades beta trimestrais e semestrais foram de 14,4% e 17,1% respectivamente ($\beta_2 = 10,5$; $\beta_3 = 12,5$) e não diferiram significativamente das diversidades esperadas ao acaso, 11,1% e 17,0% respectivamente ($\beta_2 = 8,1$; $\beta_3 = 12,4$) (Fig 1). Estes resultados mostraram um agrupamento temporal da riqueza de borboletas frugívoras, principalmente nos níveis hierárquicos mais baixos, entre meses e dentro dos trimestres estudados. Este padrão (Fig. 1) demonstra que as borboletas não se distribuem ao acaso nos meses e trimestres do ano, havendo um claro padrão de estacionalidade na distribuição temporal destes organismos. Porém, em uma escala temporal maior (semestres), o acréscimo de espécies não é diferente do esperado ao acaso. A variação mensal da fauna parece estar relacionada com fatores meteorológicos como precipitação e temperatura (Fig. 2).

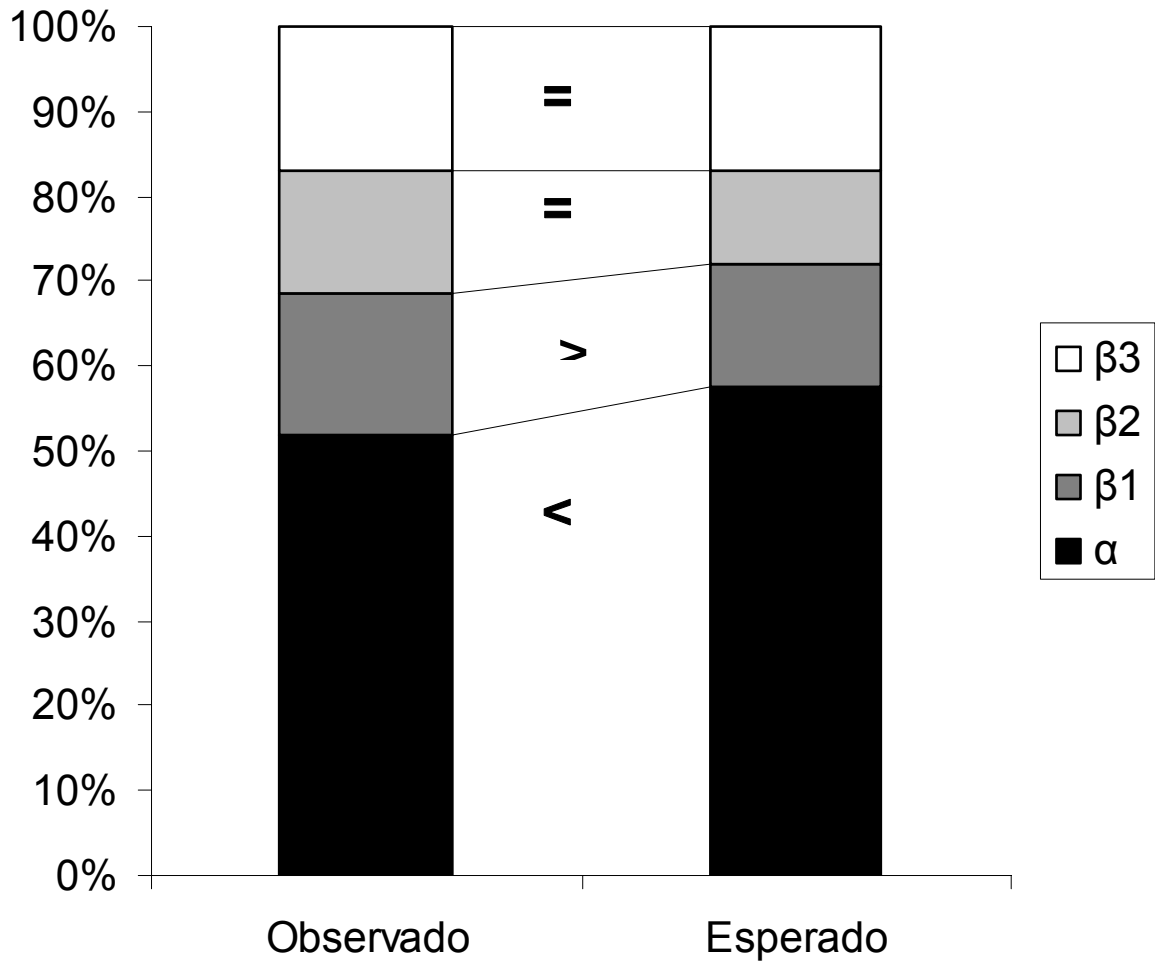


Figura 1– Partição temporal da diversidade de borboletas frugívoras em uma paisagem fragmentada. Os valores estão expressos em porcentagens da diversidade total explicada por cada nível hierárquico. α = diversidade mensal, β_1 = diversidade entre meses, β_2 = diversidade entre trimestres, β_3 = diversidade entre semestres. Diversidade observada $\alpha = 37,9$; $\beta_1 = 12,1$; $\beta_2 = 10,5$; $\beta_3 = 12,5$. Diversidade esperada ao acaso $\alpha = 41,9$; $\beta_1 = 10,6$; $\beta_2 = 8,1$; $\beta_3 = 12,4$.

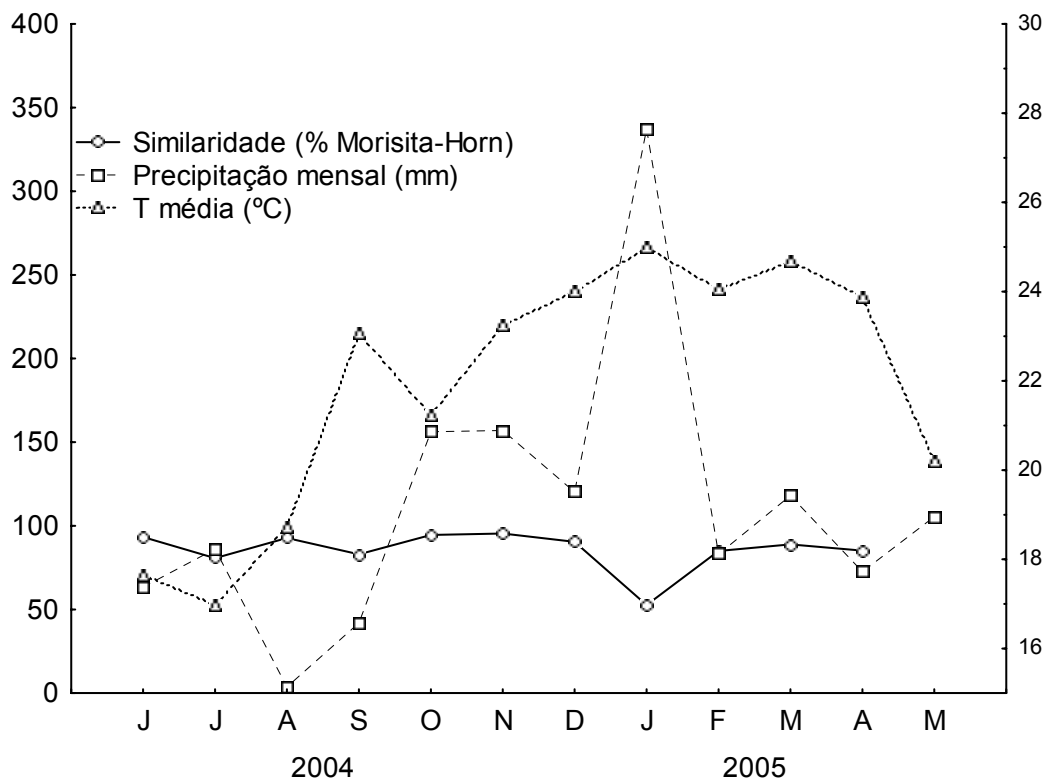


Figura 2– Similaridade (Morisita – Horn %) entre a fauna de borboletas frugívoras de meses adjacentes em uma paisagem fragmentada no Alto Paraíba, SP. Os círculos vazados representam a similaridade entre o mês indicado no eixo X e o subsequente, os triângulos indicam temperatura média no mês e os quadrados a precipitação mensal.

A partição espacial da diversidade mostrou que cada armadilha capturou em média 34,5% da diversidade total ($\alpha = 25,22$), uma diversidade significativamente menor do que a esperada se os indivíduos se distribuíssem ao acaso 36,1% ($\alpha = 26,37$; $p < 0,05$) (Fig. 3). Isto nos mostra que as borboletas estão mais agrupadas por armadilhas do que o esperado ao acaso. As diversidades beta entre armadilhas e entre fragmentos ($\beta_1 = 17,48$; $\beta_2 = 19,3$) foram significativamente maiores do que as esperadas ao acaso ($\beta_1 = 16$; $\beta_2 =$

17,6, $p < 0,001$). A diversidade beta entre paisagens ($\beta_3 = 11$) não foi significativamente diferente da esperada ao acaso ($\beta_3 = 13$) (Fig. 3). Estes resultados mostram que existe uma agregação das borboletas nos níveis hierárquicos mais baixos (armadilhas e fragmentos) e esta agregação não aparece no nível hierárquico mais alto (paisagens) portanto, o acréscimo de espécies no maior nível hierárquico é simplesmente um efeito do aumento da amostragem. E nos outros níveis há diferenças de composição entre as unidades que estão acima do esperado.

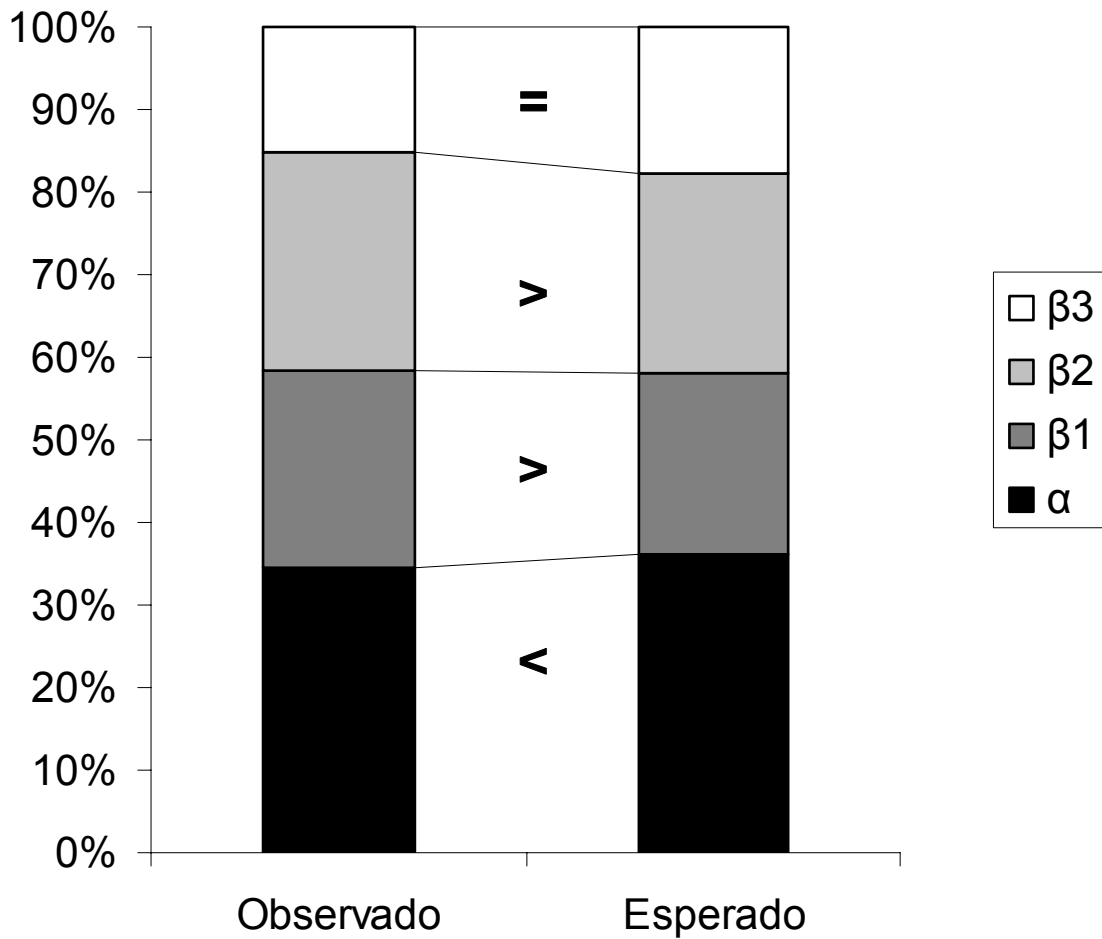


Figura 3 – Partição espacial da diversidade de borboletas frugívoras em uma paisagem fragmentada. Os valores estão expressos em porcentagens da diversidade total explicada por cada nível hierárquico. α = diversidade de cada armadilha; β_1 = diversidade entre armadilhas, β_2 = diversidade entre fragmentos, β_3 = Diversidade entre paisagens. Diversidade observada $\alpha = 25,2$; $\beta_1 = 17,5$; $\beta_2 = 19,3$; $\beta_3 = 11$. Diversidade esperada ao acaso $\alpha = 26,4$; $\beta_1 = 16$; $\beta_2 = 17,6$; $\beta_3 = 13$.

DISCUSSÃO

A análise da partição temporal de diversidade mostrou uma nítida agregação das borboletas frugívoras nos meses e trimestres. Dentre outros fatores que podem ser responsáveis por este padrão, as variações sazonais de recursos podem ser os principais fatores responsáveis pela estrutura da comunidade de borboletas frugívoras em escalas intermediárias de tempo. Recursos importantes para estes insetos, como frutos carnosos e disponibilidade de plantas hospedeiras obedecem a padrões fenológicos de variação sazonal (Morellato *et al.* 2000). Um importante fator para o desenvolvimento das lagartas de borboletas é a disponibilidade de biomassa vegetal na forma de folhas e tecidos novos, um recurso que apresenta uma disponibilidade tipicamente sazonal e determina o melhor período para o desenvolvimento das lagartas (New 1991). Em relação aos insetos adultos, que retiram a maioria dos seus nutrientes de frutos fermentados e seiva de plantas, quanto maior for a disponibilidade destes recursos, maior será a quantidade de energia disponível para as atividades típicas dos adultos, como defesa de territórios, produção de ovos, corte, e localização de plantas hospedeiras. Como a disponibilidade destes recursos, principalmente a de frutos, é determinada por fenofases que podem apresentar um padrão sazonal de distribuição, é provável que as borboletas estejam sincronizando seu ciclo biológico de emergência junto com a maior oferta de frutos de modo a maximizar seu uso (Brown 1992). A disponibilidade de frutos carnosos normalmente varia ao longo do ano na Mata Atlântica (Morellato & Haddad 2000). No Parque Estadual de Intervales - SP, há um pico de frutificação em junho (Morellato *et al.* 2000), enquanto na Serra do Japi – SP este pico ocorre entre novembro e dezembro (Morellato & Leitão-Filho 1992).

Além da variação sazonal de recursos, fatores físicos como temperatura e precipitação não se distribuem uniformemente ao longo do ano (Fig. 2) e têm grande importância na estruturação da comunidade de borboletas. Estes fatores, além de atuarem de forma indireta determinando o comportamento fenológico das plantas e o crescimento de novas estruturas vegetativas, afetam diretamente o período de atividade dos insetos adultos que necessitam de um tempo de aquecimento dos músculos das asas antes de iniciar suas atividades de vôo, podendo influenciar a riqueza e a diversidade de borboletas frugívoras nos fragmentos (vide capítulo 1 - fig.6).

O padrão de distribuição temporal da diversidade de borboletas frugívoras mostrou que apesar do agrupamento nas escalas menores (entre meses e dentro de trimestres), não existe um agrupamento nas escalas maiores (entre semestres). Estes resultados são semelhantes com os encontrados por DeVries *et al.* (1999) estudando a comunidade de borboletas frugívoras em uma reserva florestal na bacia Amazônica ocidental e equatorial, porém estes autores não encontraram um agrupamento temporal da distribuição de borboletas em nenhuma das escalas temporais estudadas.

Este padrão de distribuição temporal pode indicar que ao amostrar uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica durante três meses consecutivos, teremos uma amostra não enviesada da comunidade de borboletas frugívoras do local que ocorreriam o ano todo. O aumento do período de amostragem vai apenas adicionar novas espécies em uma proporção relativa ao aumento do esforço amostral. Estes dados ajudam a compreender as comunidades de borboletas frugívoras e a planejar estudos futuros. Devido ao potencial das borboletas frugívoras como modelos em estudos ecológicos, é importante conhecer o seu padrão de distribuição temporal em paisagens fragmentadas.

A análise espacial da partição de diversidade mostrou que as borboletas estão mais agrupadas em cada armadilha do que o esperado ao acaso (Fig. 3). Isto significa que as borboletas não estão distribuídas ao acaso dentro dos fragmentos. A diversidade beta entre armadilhas foi significativamente maior do que a esperada ao acaso. Este padrão de agrupamento se deve, provavelmente, a ocorrência agrupada de recursos dentro dos remanescentes. Os fragmentos florestais são na verdade mosaicos de vegetação com diferentes estágios sucessionais distribuídos de forma heterogênea. Portanto a estrutura da vegetação pode ser diferente em diferentes pontos do fragmento, o que vai alterar a distribuição de recursos importantes para as borboletas frugívoras como plantas hospedeiras para os imaturos e a presença de frutos carnosos e exudatos para os adultos. Desta forma as espécies devem ocorrer em uma frequência maior nos pontos onde se concentram os recursos necessários para sua atividade. Podemos esperar que fêmeas fecundas ocorram em maior densidade nas áreas onde houver um maior número de plantas hospedeiras por duas razões: 1) estarão procurando locais para por ovos, ou 2) emergiram próximas a estas plantas nas quais se alimentaram quando lagartas. Da mesma maneira esperamos que os machos possam ser encontrados próximos às plantas hospedeiras em busca de parceiras para acasalar ou simplesmente porque eles eclodiram naquela área. Além dos recursos alimentares, as características do microhabitat como temperatura, umidade e luminosidade são importantes para as borboletas frugívoras e têm uma forte relação com a estrutura da vegetação. Áreas mais fechadas que possuem um dossel contínuo tendem a ser mais úmidas e frias do que áreas abertas e clareiras.

Segundo Veech (2005) uma diversidade alfa menor do que a esperada pode ser explicada pela agregação intraespecífica dos organismos. DeVries *et al.* (1997, 1999) em

seu trabalho no Equador encontraram um padrão de distribuição vertical das borboletas frugívoras que pode ser explicado em parte pelas diferentes características dos estratos da floresta. Este padrão de agrupamento espacial da diversidade nos níveis hierárquicos mais baixos (armadilhas e fragmentos) aparece em diversos grupos taxonômicos distintos que ocorrem em diferentes habitats como besouros e mariposas na América do Norte (Gering & Crist 2002, Gering *et al.* 2003, Summerville *et al.* 2003) e invertebrados aquáticos em lagos na Suécia (Stendera & Johnson 2005). O processo que mantém este padrão ainda não está descrito, mas provavelmente tem relação com a distribuição agregada de recursos em escala local.

A diversidade beta entre fragmentos também foi significativamente diferente da esperada ao acaso, mostrando que as borboletas não estão distribuídas ao acaso entre os fragmentos. Diversas características dos fragmentos podem influenciar a ocorrência de borboletas frugívoras. Alguns dos principais fatores que podem influenciar a distribuição de borboletas entre os fragmentos são o tamanho, a vertente, o estágio sucessional da vegetação, a distribuição de recursos e a composição da matriz em que ele está inserido. Algumas espécies ocorrem preferencialmente em fragmentos maiores, porém no presente trabalho a amplitude de tamanho dos fragmentos é pequena (11 a 83 ha) e provavelmente teve pouca influência no padrão de distribuição observado. Estas características também são importantes para as borboletas frugívoras por alterarem o microclima dentro dos fragmentos. Na região onde o trabalho foi realizado (próximo ao Trópico de Capricórnio), fragmentos localizados na vertente norte recebem mais sol durante o ano do que fragmentos localizados na vertente sul. Isto torna estes fragmentos mais quentes e secos e facilita o crescimento de espécies heliófilas típicas dos estágios iniciais de

sucessão da vegetação. Portanto é possível inferir que a topografia do fragmento atua de forma sinérgica com o estágio de desenvolvimento da vegetação e que fragmentos situados na vertente norte tendem a ser mais secos e quentes e possuir uma vegetação mais típica de estágios iniciais de sucessão do que fragmentos localizados na vertente sul. A umidade e a temperatura são fatores importantes para as borboletas frugívoras e as alterações nestes fatores podem se refletir na comunidade destas. As características da matriz no entorno dos fragmentos também podem influenciar a composição desta comunidade de maneira direta, alterando os padrões de migração e recolonização do fragmento (Summerville & Crist 2001, Veddeler *et al.* 2005) e de maneira indireta, influenciando a estrutura da vegetação e o microclima dos remanescentes (Saunders *et al.* 1991). A distribuição diferencial de recursos (e.g. plantas hospedeiras) entre fragmentos também pode explicar a alta diversidade beta encontrada nesta escala. Muito provavelmente, o padrão de agregação encontrado é o resultado de uma interação destes diversos fatores que atuam juntos na guilda de borboletas frugívoras.

Gering *et al.* (2003) estudando besouros em parques na América do Norte, não encontraram uma diversidade beta significativamente maior do que a esperada ao acaso entre as áreas amostradas (β_2), porém houve diferenças entre as paisagens amostradas (β_3). O mesmo padrão de agregação foi descrito por Summerville *et al.* (2003) em mariposas amostradas em florestas decíduas da América do Norte, a diversidade entre paisagens (β_3) e entre armadilhas (β_1) foram maiores do que as esperadas ao acaso enquanto a diversidade entre locais de amostragem (β_2) não foi significativamente diferente. A diversidade de borboletas frugívoras em florestas equatoriais não se mostrou agrupada entre os locais de amostragem (β_3) (DeVries *et al.* 1997). Esta agregação

espacial em fragmentos (β_2) e parques (β_3) parece ser um padrão comum entre diversos grupos estudados como besouros, formigas e grilos entre outros, porém, não é um padrão tão claro entre borboletas frugívoras (Gering & Crist 2002, Veech 2005).

A diversidade beta entre paisagens não foi significativamente diferente da esperada ao acaso, portanto o aumento da amostragem incluindo mais paisagens apenas aumenta a diversidade de borboletas frugívoras de acordo com o esperado pelo aumento do esforço amostral. Este resultado demonstra que os processos que afetam a diversidade da comunidade de borboletas frugívoras são diferentes no nível hierárquico mais alto (paisagens). A escala de paisagens parece não ser muito importante na estruturação da comunidade de frugívoras porque as borboletas são mais afetadas pelas características do seu entorno imediato (vide capítulo 1) do que por escalas maiores.

Com base nestes resultados, estratégias que visem preservar as borboletas frugívoras desta região devem priorizar a preservação da maior diversidade de fragmentos possíveis e não necessariamente de fragmentos em paisagens diferentes. Apesar da maior parte dos esforços conservacionistas serem direcionados à preservação de áreas não perturbadas de florestas contínuas, não podemos desconsiderar a importância dos fragmentos de florestas secundárias na preservação de borboletas frugívoras (Veddeler *et al.* 2005, Brown & Freitas 2003). A região estudada apresenta uma riqueza de borboletas frugívoras maior do que a encontrada por diversos autores trabalhando em áreas semelhantes (e.g. Fortunato & Ruszczyk 1997, Uehara-Prado 2003, Uehara-Prado *et al.* 2005). A riqueza média dos fragmentos amostrados no presente trabalho é maior do que a riqueza total dos parques urbanos de Uberlândia no oeste do estado de Minas Gerais (36 espécies) amostrados por Fortunato & Ruszczyk (1997) e é

bem próxima à riqueza encontrada na reserva do Morro Grande (54 espécies) por Uehara-Prado *et al.* (2005).

Devido ao grande peso da diversidade beta em escalas locais e regionais, futuros estudos devem investigar quais são os processos que mantêm este padrão de agregação espacial a fim de proporcionar uma melhor compreensão dos processos ecológicos que mantêm um padrão tão amplamente distribuído entre diversos grupos taxonômicos.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Brown Jr., K.S. 1991. Conservation of the neotropical environments: insects as indicators. p. 350-404. *In* N.M Collins & J.A. Thomas (org.). *The Conservation of Insects and their Habitats*. San Diego, Academic Press, Inc. 450p.
- Brown Jr., K.S. 1992. Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal. p. 142-186. *In* L.P.C. Morellato (org.). *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Área Florestal no Sudeste do Brasil*. Campinas, Editora Unicamp, 321p.
- Brown Jr., K.S. 1997a. Insetos como rápidos e sensíveis indicadores de uso sustentável de recursos naturais. p. 143-156. *In* H.L. Martos & N.B. Maia (Coord.). **Indicadores Ambientais**. Sorocaba, SP, Bandeirantes Industria Gráfica, 266p.
- Brown Jr., K.S. 1997b. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: Insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation** 1: 25-42.
- Brown Jr., K.S. 2005. Geologic, evolutionary, and ecological bases of the diversification of neotropical butterflies: Implications for conservation. P. 166-201. *In* E. Bermingham, C. W. Dick & G. Moritz (Eds.). *Tropical Rainforests: Past, Present, and Future*. Chicago, The University of Chicago Press, 745 p.
- Brown Jr., K.S. & G.G. Brown. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. *In* T.C. Whitmore & J.A. Sayer (eds.). *Tropical Deforestation and Species Extinction*. London, Chapman & Hall, xvii + 147pp.
- Brown Jr., K.S. & A.V.L. Freitas. 2000. Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation. **Biotropica** 32: 934-956.

- Brown Jr., K.S. & A.V.L. Freitas, 2003. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, instability, environmental correlates, and conservation. **Journal of Insect Conservation** 6: 217-231.
- Crist, T.O., J.A. Veech, J.C. Gering, and K.S. Summerville. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of α , β and γ diversity. **The American Naturalist** 162: 734-743.
- Dean, W., 1997. *A ferro e fogo. A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo, Companhia das Letras. 484p.
- DeVries, P.J. 1987. *The butterflies of Costa Rica and their natural history: Papilionidae, Pieridae, and Nymphalidae*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 327p.
- DeVries, P.J., D. Murray & R. Lande. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. **Biological Journal of the Linnean Society** 62: 343-364.
- DeVries P.J., T. Walla & H. Greeney. 1999. Species diversity of a in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. **Biological Journal of the Linnean Society** 68: 333-353.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics** 34: 487-515.
- Freitas, A.V.L. & K.S. Brown. 2004. Phylogeny of the Nymphalidae (Lepidoptera). **Systematic Biology** 53: 363-383.
- Fortunato, L. & A. Ruzszyk. 1997. Comunidades de Lepidópteros frugívoras em áreas verdes urbanas e extraurbanas de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Biologia** 57: 79-87.
- Gaston, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. **Nature** 405: 220-227.
- Gering, J.C., & T.O. Crist. 2002. The alpha-beta regional relationship: providing new insights into local regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. **Ecology Letters** 5: 433-444.
- Gering J.C., T.O. Crist & J.A. Veech 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. **Conservation Biology** 17: 488-499.
- Horner-Devine, M.C., G.C. Daily, P.R. Ehrlich & C.L. Boggs. 2003. Countryside biogeography of tropical butterflies. **Conservation Biology** 17: 168-177.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos** 76: 5-13.

- Laurance, W.F. & M.A. Cochrane. 2001. Synergistic effects in fragmented landscapes. **Conservation Biology** 15: 1488-1499.
- MacArthur, R.H., Reicher, H., Cody, M.L., 1966. On the relation between habitat selection and bird species diversity. **American Naturalist** 100: 319-332.
- Metzger, J.P. 2001. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of Brazilian Amazon. **Biota Neotropica**. Vol-1 Bn00101012001.
- Morellato, L.P.C & H.F. Leitão-Filho. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In L.P.C. Morellato (org.). *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Área Florestal no Sudeste do Brasil*. Campinas, Editora Unicamp, 321p.
- Morellato, L.P.C. & C.F.B. Haddad. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica** 32: 786-792.
- Morellato, L.P.C., D.C. Talora, A. Takahasi, C.C. Bencke, E.C. Romera & V.B. Ziparro. 2000. Phenology of Atlantic Rain Forest Trees: A Comparative Study. **Biotropica** 32: 811-823.
- MME – Ministério das Minas e Energia. 1983. *Projeto Radam Brasil. Programa de integração Nacional. Levantamento de Recursos Naturais*. Volume 32. Rio de Janeiro, Editado pela Divisão de Publicação.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858.
- New, T. R. 1991. *Butterfly conservation*. Oxford, Oxford University Press, 224p.
- New, T.R. 1997. Are Lepidoptera an effective ‘umbrella group’ for biodiversity conservation? **Journal of Insect Conservation** 1: 5-12.
- Olson, D.M. & D. Dinerstein. 2002. The global 200: Priority ecoregions for global conservation. **Annals of the Missouri Botanical Garden** 89: 199-224.
- Petrone, P. (1959). A região de São Luiz do Paraitinga: estudo de geografia humana. **Revista Brasileira de Geografia** 21: 239-336.
- Primack, R.B. & E. Rodrigues. 2001. **Biologia da Conservação**. Londrina, PR, Gráfica e Editora Midiograf, 328p.
- Resampling Stats Inc. 1999. Resampling Stats Excel Add-in. Arlington, VA.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs & C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology** 5: 18-32.

- Stendera, S.E.S., & R.K. Johnson. 2005. Additive partitioning of aquatic invertebrate species diversity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology** 50: 1360-1375.
- Summerville, K.S., & T.O. Crist. 2001. Diversity of Lepidoptera in Ohio forests at local and regional scales: how heterogeneous is the fauna? **Annals of the Entomological Society of America** 94: 583-591.
- Summerville, K.S., M. Boulware, J.A. Veech & T.O. Crist. 2003. Spatial variation in species diversity and composition of forest Lepidoptera in Eastern Deciduous Forests of North America. **Conservation Biology** 17: 1045-1057.
- Tabanez, A.A.J. & V.M. Viana. 2000. Patch structure within Brazilian Atlantic Forest fragments and implications for conservation. **Biotropica** 32: 925-933.
- Uehara-Prado, M. 2003. Efeitos da fragmentação florestal na guilda de borboletas frugívoras do planalto atlântico paulista. **Dissertação de Mestrado**: Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas.vii + 144p.
- Uehara-Prado, M., K.S. Brown Jr., & A.V.L. Freitas. 2005. Biological traits of frugivorous butterflies in a fragmented and a continuous landscape in the South Brazilian Atlantic Forest. **Journal of the Lepidopterists' Society** 59: 96-106.
- Veddeler, D., C.H. Schulze, I. Steffan-Dewenter, D. Buchori & T. Tschardt. 2005. The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruit-feeding butterflies: effects of isolation and age. **Biodiversity and Conservation** 14: 3577-3592.
- Veech, J.A. 2005. Analyzing patterns of species diversity as departures from random expectations. **Oikos** 108: 149-155.
- Veech, J.A., K.S. Summerville, T.O. Crist & J.C. Gering. 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. **Oikos** 99: 3-9.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos neste trabalho demonstraram que, em áreas de Mata Atlântica do estado de São Paulo, a escala de paisagem não é o fator mais importante na estruturação da comunidade de borboletas frugívoras. Os fatores locais parecem ser mais importantes para esta guilda e os padrões mais consistentes foram observados nas escalas menores. Por exemplo, a análise da cobertura vegetal mostrou que as borboletas frugívoras respondem de forma significativa ao entorno imediato da unidade amostral (raio de 100 m ao redor de cada fragmento). Com isto pode-se inferir que a estrutura das assembléias é definida pela sua vizinhança imediata, e os resultados das análises de entorno na escala de 100m mostraram que mesmo diferenças sutis na composição da vegetação podem se refletir na abundância e composição da guilda de borboletas frugívoras, reiterando seu potencial como indicadores biológicos. A partição aditiva da diversidade também demonstrou que existe uma maior importância dos fatores locais na estruturação da comunidade, pois foi encontrado um padrão de agregação espacial nas escalas menores (armadilhas e fragmentos) mas não em paisagens. Portanto, em ambas as abordagens utilizadas (Partição de diversidade e Análise do entorno) foi observado que os fatores locais são mais importantes para a guilda de borboletas frugívoras do que a paisagem em que ela está inserida. Desta maneira, pode-se concluir que, pelo menos para borboletas frugívoras, a paisagem regional é menos importante para definir padrões de ocorrência do que as características locais de cada fragmento.

A partição aditiva da diversidade ainda é uma área pouco explorada em ecologia, especialmente considerando-se o seu grande potencial de aplicação. Este é um enfoque promissor para analisar padrões de diversidade em diferentes escalas e a distribuição dos

organismos no tempo e no espaço. Este tipo de abordagem vai ao encontro das necessidades de aprimoramento de diversas áreas ligadas a biologia da conservação, como o estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade, a viabilidade de Análises Ambientais Rápidas e o uso de bioindicadores. Compreendendo qual é a importância de cada nível hierárquico na distribuição espacial da diversidade, pode-se estabelecer qual é o desenho mais adequado no estabelecimento de áreas protegidas, a fim de se garantir a manutenção da maior diversidade de organismos possível numa dada área. A análise temporal da diversidade, além de proporcionar uma melhor compreensão do padrão de distribuição sazonal das borboletas frugívoras, também é uma importante ferramenta no planejamento de Análises Rápidas da Biodiversidade. A partir dos resultados obtidos no presente trabalho, por exemplo, conclui-se que para amostrar uma comunidade de borboletas frugívoras de uma maneira minimamente adequada, devem-se utilizar armadilhas por um período de pelo menos três meses, para diminuir o efeito da agregação temporal nos resultados. A partição aditiva da diversidade, se aplicada em diferentes grupos taxonômicos, pode mostrar padrões gerais de distribuição dos organismos, informação indispensável dada a grande necessidade de se conhecer melhor os biomas tropicais e sua organização. Portanto ela é uma importante ferramenta em estudos de Ecologia, e até o momento existem poucos estudos que utilizam este enfoque de maneira abrangente.

Por fim, o presente trabalho reforça a idéia de que existe um padrão geral homogêneo na composição das comunidades de borboletas frugívoras em fragmentos florestais do Planalto Atlântico Paulista. Os resultados do presente trabalho apresentam uma semelhança muito grande com os obtidos em fragmentos florestais no município de

Cotia (Uehara-Prado *et al.* no prelo). Em ambos os locais as duas subfamílias mais abundantes foram Satyrinae e Biblidinae. Dentre as 15 espécies mais abundantes encontradas no presente trabalho 9 estão entre as mais abundantes nos fragmentos florestais na região de Cotia. Portanto, apesar das duas áreas distarem linearmente em aproximadamente 150km, é evidente a semelhança entre as suas comunidades de borboletas frugívoras. Esta semelhança entre áreas relativamente distantes e com padrões de fragmentação distintos, mas com a mesma formação vegetal, pode indicar que deve existir um padrão geral na estruturação de comunidades de borboletas frugívoras em áreas fragmentadas.

A fragmentação florestal normalmente atua de maneira sinérgica com outros processos de perturbação antrópica que acabam alterando a composição e abundância das espécies. Em áreas perturbadas, normalmente existem algumas espécies beneficiadas em detrimento de outras que são prejudicadas. Como os organismos beneficiados pela perturbação muitas vezes são os mesmos, isto acaba gerando um processo chamado de homogenização biótica. A homogenização biótica (McKinney & Lockwood 1999) pode ser o processo que gerou o padrão observado nestas áreas, e possivelmente outras áreas perturbadas no Planalto Atlântico Paulista devam apresentar as mesmas características. Porém, somente aumentando o número de áreas amostradas e conhecendo melhor as comunidades de borboletas frugívoras em fragmentos e áreas controle (maiores ou contínuas) pode-se confirmar esta suposição. Futuros estudos devem investigar quais são os componentes deste processo a fim de identificar estratégias que priorizem a manutenção da diversidade de borboletas em remanescentes florestais.