

**LUCIMAR SOARES DE ARAUJO**

**IMPORTÂNCIA DA MATRIZ NA ESTRUTURA DE COMUNIDADE DE  
BESOUROS CARPÓFILOS EM PAISAGEM FRAGMENTADA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

**VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2010**

**LUCIMAR SOARES DE ARAUJO**

**IMPORTÂNCIA DA MATRIZ NA ESTRUTURA DE COMUNIDADE DE  
BESOUROS CARPÓFILOS EM PAISAGEM FRAGMENTADA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 22 de fevereiro de 2010

---

Prof. Cristiano Lopes Andrade  
Co-orientador

---

Prof. José Henrique Schoederer  
Co-orientador

---

Dr. Frederico de Siqueira Neves

---

Dr<sup>a</sup>. Tathiana Guerra Sobrinho

---

Prof. Dr. Carlos Frankl Sperber  
Orientador

“Viver no mundo sem tomar consciência do significado  
do mundo é como vagar por uma imensa biblioteca sem  
tocar nos livros”  
(Dan Brown)

“Perder tempo em aprender coisas que não interessam,  
priva-nos de descobrir coisas interessantes”.  
(Carlos Drummond de Andrade)

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa, por meio do Departamento de Biologia Animal e do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, pelo apoio, infra-estrutura e fonte de conhecimento oferecidos.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado, o que viabilizou a execução do projeto.

Ao Professor Carlos Sperber, pelo seu jeito singular de construir o conhecimento, dando dúvidas em vez de respostas, sugestões em vez de obrigações e por ter confiado tantas vezes em mim.

Ao Professor Cristiano Lopes-Andrade, que foi muito mais do que só co-orientador; me fez ver além das teorias ecológicas, organizou minhas idéias, me deu suporte técnico e científico. Obrigada pelas conversas, pela ajuda e pelo trabalho constante, sistemático e pontual.

Ao Professor José Henrique Schoeder, pelas sugestões no projeto e por tudo que me ensinou sobre ecologia.

Ao Laboratório de Orthopterologia, que recebeu uma Coleopteróloga sem questionamentos, especialmente ao Abel, à Dalana, à Juliana, à Maria Luíza e à Maria do Carmo (Duka), pela ajuda nos trabalhos de campo, por todo companheirismo e pelas discussões científicas.

Ao Luiz (Poul), e à Antônia, que foram muito prestativos na ajuda de campo. Sem eles, esse trabalho não seria concluído em tempo hábil. Agradeço pelo apoio e por serem amigos aqui em Viçosa!

A todos os professores que me deram aula durante o mestrado: Zhé, Og, Fiúza, Lúcio, Carlos, Carla e Simon.

À família Souza Silva, por ter me acolhido como parte da estrutura familiar e por sempre compartilhar das minhas alegrias e conquistas e por me apoiar nas infelicidades.

Ao Farley, pelo exemplo de companheiro, de namorado, de amigo e de homem. Obrigada por você existir em minha vida. Obrigada por ter me ajudado em todo o trabalho de campo, por ter agüentado minhas choradeiras e meus desesperos... agradeço pela paciência, pelo carinho e pelo amor...

À minha família, por ser meu Porto Seguro, no sertão da Bahia. À minha mãe, pelo exemplo de mulher e de amor; Ao meu pai, pelo exemplo de trabalho, dedicação e de força. A minha irmã, pelo exemplo de coragem e ao meu irmão pelo exemplo de responsabilidade.

Aos meus grandes amigos e amigas, Karla, Rodrigo, Danielle, Mariana, Gicéli, Deisy e Odirley hoje espalhados pelo Brasil, mas sempre junto na saudade, por sempre torcer pelo meu sucesso e por sempre estarem dispostos a me ajudar com a mesma disposição que encontram para tomarem aquela cervejinha (ou refri).

Às famílias que nos receberam com toda a disposição nas suas terras, permitindo a execução desse trabalho. Agradeço aos administradores do Parque Mata do Paraíso, pela estrutura física cedida.

A todos que de alguma forma participaram para o alcance desta conquista!

## ÍNDICE

RESUMO .....	vi
ABSTRACT .....	vii
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. OBJETIVOS .....	5
3. MATERIAIS E MÉTODOS .....	7
3.1. Área de Estudo .....	7
3.2. Estudos preliminares .....	11
3.3. Desenho amostral .....	11
3.4. Amostragem e identificação dos besouros carpófilos .....	12
3.5. Hipótese da disponibilidade de recurso.....	12
3.6. Hipótese da condição ambiental.....	12
3.7. Hipótese da Heterogeneidade ambiental.....	13
3.8. Análises estatísticas.....	13
3.9. Análise da composição de espécies e similaridade entre as paisagens amostradas .....	14
4. RESULTADOS .....	16
4.1. Efeito da distância do interior da floresta na abundância de indivíduos e riqueza das espécies de besouros carpófilos .....	16
4.2. Efeito da disponibilidade de recursos .....	19
4.3. Efeito das condições ambientais .....	20
4.4. Efeito da Heterogeneidade ambiental .....	22
4.5. Análise da composição de espécies e similaridade entre as paisagens amostradas .....	25
5. DISCUSSÃO .....	28
6. CONCLUSÕES .....	36
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	38
8. ANEXO 1.....	44

## RESUMO

ARAÚJO, Lucimar Soares de. M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2010. **Importância da matriz na estrutura de comunidade de besouros carpófilos em paisagem fragmentada.** Orientador: Carlos Frankl Sperber. Co-orientadores: Cristiano Lopes Andrade e José Henrique Schoederer.

Entender como a distribuição e o comportamento de movimento dos animais interagem com a estrutura da paisagem para gerar padrões de distribuição é o principal objetivo da ecologia de paisagens. Neste trabalho, partimos do pressuposto de que a principal fonte de biodiversidade de besouros carpófilos (Coleoptera) na região da Zona da Mata (no estado de Minas Gerais) são os remanescentes da cobertura vegetal original – os fragmentos florestais, e que diferentes tipos de matriz apresentam diferenças de permeabilidade a esta fauna, seja por características micro-climáticas que permitam a permanência de organismos vindos da floresta, seja por diferenças na disponibilidade de recursos, que permitam o estabelecimento destes insetos na matriz. Para isso foram amostrados nove fragmentos florestais que faziam limite com as seguintes matrizes: três com cafezal, três com eucaliptal e três com pastagem. Nesses ambientes foram coletados os besouros, e medidas as variáveis para testar a hipótese de que disponibilidade de recurso, condições ambientais e heterogeneidade do hábitat são determinantes da distribuição de besouros. Besouros carpófilos responderam à distância do interior da floresta de forma diferente dependendo do tipo de matriz, porém nenhuma das variáveis ambientais explicou esta resposta. A abundância de besouros diminuiu com a distância da floresta em matriz de pastagem e não se alterou em matriz de cafezal e eucalipto. A riqueza de besouros diminuiu em matriz de pastagem, não se alterou em matriz de eucaliptal, porém aumentou com a distância da floresta em matriz de cafezal. Esses padrões são fundamentais para o conhecimento da dinâmica das populações que se dispersam entre os fragmentos e, dessa forma, reduzem a chance de sua extinção e mantêm a diversidade dentro dos fragmentos florestais. Além disso, permite discutir sobre os determinantes da diversidade desses insetos na paisagem agro-florestal, avaliando os componentes que atuam na regulação das espécies numa comunidade marcada pela ação humana.

## ABSTRACT

ARAUJO, Lucimar Soares de. M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, february, 2010. **Importance of matrix in the community structure carpophiles beetles in fragmented landscape.** Advisor: Carlos Frankl Sperber. Co-Advisors: Cristiano Lopes Andrade and José Henrique Schoederer.

Understand how the distribution and the movement behavior of animals interact with landscape structure to generate patterns of distribution is the main goal of landscape ecology. We assume that the main source of biodiversity of the carpophiles beetles (Coleoptera) in the Zona da Mata (Minas Gerais - Brazil) are the remnants of original vegetation - forest fragments, and that different types of matrix show differences in permeability of this fauna, whether by micro-climatic characteristics that allow the persistence of organisms from the wood, either to differences in the availability of resources, enabling the establishment of these insects in the array. Therefore, we sampled nine forest fragments that were surrounded with the following matrices: three with coffee plantation, three with *Eucalyptus* plantation and three with pasture. In these environments the beetles were collected and measured the variables to test the hypothesis that resource availability, environmental conditions and habitat heterogeneity are determinants of the distribution of beetles. Carpophile beetles answered to the distance inside the forest differently depending on the type of matrix, but none of the environmental variables explained this response. The abundance of beetles decreases with distance from forest in pasture matrix, and did not change in matrix of the coffee and *Eucalyptus* plantation. The richness of beetles decreased in pasture matrix, did not change in *Eucalyptus* plantation matrix, but increased with distance from of the forest in coffee plantation. These patterns are important for understanding the dynamics of populations that disperse between fragments and thus reduce the chance of extinction and maintain the diversity within the forest fragments. In addition, our results it is important to discuss the determinants of the diversity of these insects in agro-forest landscape, evaluating components that operate in the regulation of species in a community marked by human action.



## 1. INTRODUÇÃO

A fragmentação de florestal pode levar às seguintes consequências: (a) redução da quantidade de tipos de habitats, (b) aumento no número de manchas de habitats, (c) diminuição no tamanho das manchas de habitats, e (d) aumento no isolamento das manchas de habitats. Estes quatro efeitos formam a base quantitativa das medidas de fragmentação florestal. Entretanto, as formas de medir fragmentação variam muito entre os trabalhos publicados e é importante verificar o efeito dos componentes da paisagem fragmentada sobre a diversidade de espécies (Fahrig 2003).

A fragmentação florestal é uma importante causa da perda de espécies em florestas tropicais (Turner & Corlett 1996). Vários processos ecológicos podem ocorrer durante e após o evento da fragmentação e esses eventos podem ser interdependentes. Cada mancha de habitat é uma amostra da floresta original, e, sua área, forma, isolamento e história determinarão a perda, riqueza e composição de espécies (Ribas *et al.* 2005).

Uma forma de verificar as consequências de fragmentação florestal tem sido medir o efeito da matriz sobre a diversidade e composição de espécies. A matriz inter-habitat, definida como toda a porção da paisagem que não corresponde ao habitat original da espécie em estudo, exerce grande influência na conectividade da paisagem (Ewers & Didham 2006). A matriz é conhecida por influenciar os padrões de movimentos das espécies de um fragmento para outro (Kindvall 1999). Mas ainda é pouco registrado se este efeito tem implicações sobre as dinâmicas da riqueza de espécies numa comunidade. O tipo de matriz pode promover tanto o isolamento das populações (Laurance 1994; Gascon *et al.* 1999; Lopes-Andrade 2007), quanto a invasão de espécies introduzidas, promovendo uma alteração na composição de espécies dentro do fragmento (Hutchings 1991; Laurance 1994; Brown & Hutchings 1997;

Tocher *et al.* 1997; Jonsen *et al.* 2007). Dessa forma, é possível saber se há influência mútua de espécies de fragmento e matriz ou se há um desbalanceamento entre a contribuição da matriz e do fragmento para a diversidade de espécies. Mas para isso é importante o conhecimento prévio da composição das espécies que utilizam cada tipo de ambiente e sua distribuição dentro desses ambientes. Além disso, a permeabilidade da matriz interfere nas distâncias que os indivíduos provenientes de fragmentos florestais conseguem dispersar e colonizar outras manchas de hábitat (Gascon *et al.* 1999).

Andersen e colaboradores (Andersen *et al.* 2002) descrevem os mecanismos e/ou processos que determinam a riqueza de espécies numa paisagem alterada, não somente através de medidas das variáveis físicas, mas também com a avaliação de populações e comunidades de organismos vivos. Alterações ambientais podem levar à variações na composição e riqueza de espécies, densidades populacionais e até modificações comportamentais ou morfológicas (Bohac 1999). Alguns organismos possuem características importantes, como susceptibilidade a diferentes graus de distúrbios ambientais, relativa facilidade de identificação e são representantes de processos ecológicos que influenciam outros grupos de organismos (Humphrey *et al.* 1999), sendo assim, importantes no estudo de fragmentação.

Os besouros, insetos da ordem Coleoptera, são, possivelmente, os artrópodes mais diversos tanto em número de espécies quanto de guildas. Há mais de 350.000 espécies de besouros descritas, incluindo polinizadores, dispersores de sementes, detritívoros, predadores, herbívoros, fungívoros, dentre outros, vivendo em praticamente todos os ecossistemas terrestres e de água doce. Entretanto, o número de espécies descritas é sabidamente menor do que o número de espécies viventes, e pouco

se sabe efetivamente sobre a ecologia e os serviços prestados por esses grupos (Erwin 1982; Hammond 1994).

Diversas espécies de besouros compõem o grupo dos besouros carpófilos (besouros que possuem alguma afinidade com os frutos, não apenas para alimentação), incluindo as famílias Cetoniidae, Lucanidae, Passalidae, Dynastidae, Rutelidae, Melolonthidae, Elateridae, Nitidulidae e Cerambycidae. Dentro desses grupos taxonômicos há espécies que desempenham importantes funções ecológicas como, polinização, frugivoria, saprofagia e predação (Costa *et al.* 1988; Marinoni *et al.* 2001).

Neste contexto, os besouros carpófilos podem exercer diversas interações ecológicas. Por exemplo, eles podem participar do processo de dispersão de sementes por outros animais, sendo considerada uma interferência positiva quando o besouro se torna um recurso secundário do dispersor (Redford *et al.* 1984; Piper 1986; Valburg 1992a, b), ou negativa quando este inseto é causa da recusa do fruto pelo animal dispersor de sementes (Jordano 1987; Borowicz 1988; Bucholz & Levey 1990; Sallabanks & Courtney 1992; Cipollini & Stiles 1993; Traveset *et al.* 1995; Silvius & Fragoso 2002). Além disso, eles podem atuar efetivamente na dispersão de sementes, na polinização de flores e na ciclagem de nutrientes.

Poucos estudos verificaram a atuação e importância desses insetos em florestas tropicais, principalmente quando se trata de regiões tão ameaçadas pelo avanço das fronteiras agrícolas e urbanas, como é o caso da Mata Atlântica. Originalmente, esse bioma possuía cerca de 130 milhões de hectares, distribuídos em 17 estados brasileiros, ocupando mais de 15% da vegetação do território nacional. Atualmente, essa área foi reduzida a menos de 8% da área original, constituídos principalmente por florestas secundárias (Macedo 1997; Buchbacher 2000).

A Mata Atlântica hoje se apresenta como um grande mosaico composto por pequenos fragmentos florestais em diversos estágios de conservação, inseridos em áreas de usos diversos (agricultura, pecuária e cidades) (Liebsch *et al.* 2008). Esses remanescentes têm um papel fundamental para a permanência e sobrevivência de muitas espécies, incluindo espécies exclusivas desse bioma.

O desmatamento e a utilização de práticas agrícolas não adaptadas a conservação do meio ambiente (como os cultivos convencionais e de silvicultura) têm contribuído fortemente para redução quantitativa e qualitativa dos recursos ambientais da Mata Atlântica. Tais atividades não levam em consideração a capacidade de suporte e a interação da paisagem na dinâmica dos ecossistemas, tornando uma das mais impactantes ações do homem moderno (Graziano-Neto 1991).

Entender os padrões de distribuição e o comportamento de movimento dos animais que interagem com a estrutura da paisagem é o principal objetivo da ecologia de paisagens (Wiens *et al.* 1993; With & Crist 1995; Turchin 1998; Goodwin & Fahrig 2002). Portanto, partimos do pressuposto de que a principal fonte de biodiversidade de insetos na região da Zona da Mata (no estado de Minas Gerais) são os remanescentes da cobertura vegetal original – fragmentos florestais, e que diferentes tipos de matrizes apresentam diferenças de permeabilidade a esta fauna, seja por características microclimáticas ou por diferenças na disponibilidade de recursos que permitam o estabelecimento destes insetos na matriz.

## 2. OBJETIVOS

Em coletas preliminares verificamos que a abundância de besouros apresenta um gradiente decrescente desde o interior da floresta até o interior da matriz. Esse teste foi realizado para se verificar se havia mesmo o efeito da distância do interior da floresta, ou era somente efeito do hábitat: floresta é diferente da borda que é diferentes da matriz e vice-versa, que segundo as análises não possuía efeito significativo.

A partir disso, tivemos como objetivo avaliar se o padrão encontrado se sustenta e se estende à riqueza de espécies, para paisagem composta por uma matriz de agroecossistemas e fragmentos florestais. Além disso, testamos algumas hipóteses explicativas para a resposta da riqueza e abundância à paisagem, descritas no fluxograma de hipóteses (Figura 1):

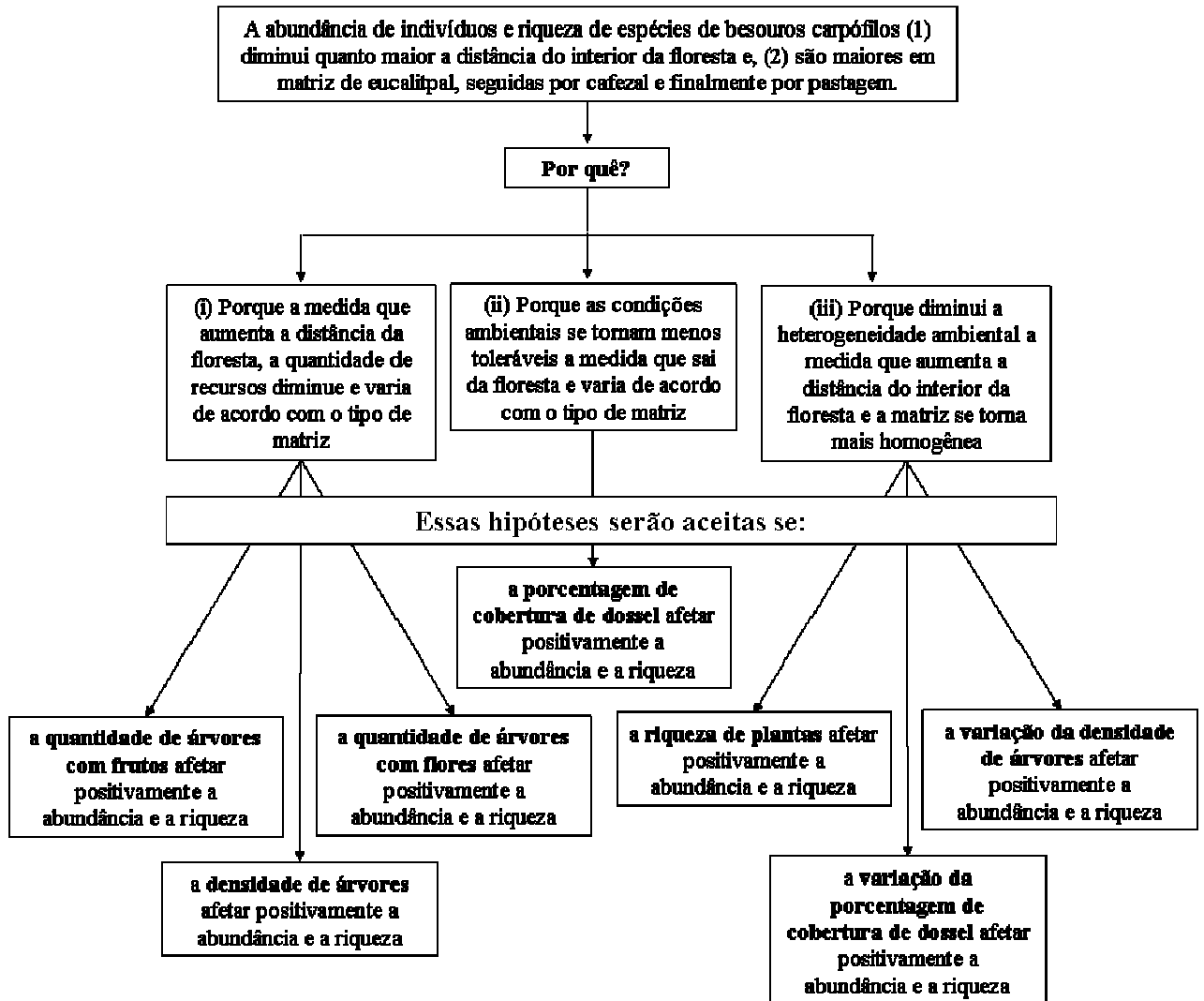
(i) Hipótese da disponibilidade de recursos, que prevê que em ambientes que possui maior quantidade de recursos terá maior capacidade de sustentar uma grande quantidade de espécies de insetos que utilizam desse recurso.

(ii) Hipótese das condições ambientais, que podem afetar direta e indiretamente os insetos, prevê que esses animais respondem a variação da qualidade ambiental em termos de variação a temperatura e umidade, que determina o estabelecimento ou não da população num determinado ambiente .

(iii) Hipóteses da heterogeneidade ambiental, que diz que ambientes com maior heterogeneidade é capaz e ser ocupado por maior número de espécies diferentes.

Além de testar essas hipóteses que explicam o padrão encontrado, tivemos como objetivo avaliar se a paisagem fragmentada afeta a composição de espécies na comunidade de besouros carpófilos. Nossa premissa sugere que, como se pressupõe que as florestas são fontes de besouros carpófilos, não haveria espécies exclusivas de

matrizes. A hipótese nula a essa, sugere que as matrizes sejam fonte de besouros carpófilos e detenha maior quantidade de espécies exclusivas.



**Figura 1:** Fluxograma de hipóteses e suas predições para explicar o efeito da distância do interior da floresta e do tipo de matriz sobre a abundância e a riqueza de besouros carpófilos numa paisagem composta por fragmentos florestais e agroecossistemas: cafezal, eucaliptal e pastagem.

### **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

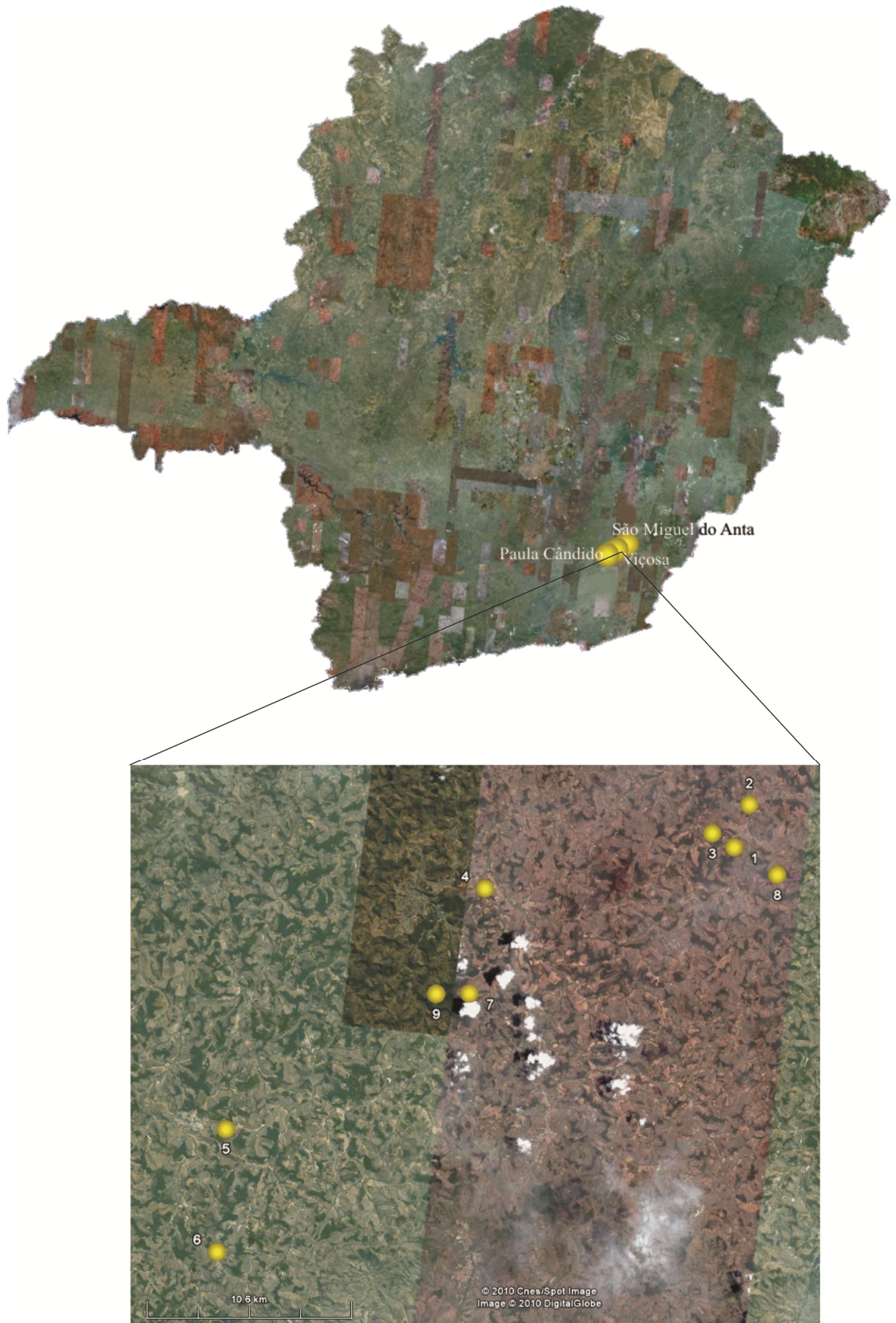
#### **3.1. Área de Estudo**

As coletas foram realizadas nos municípios de Viçosa, São Miguel do Anta e Paula Cândido, todos no estado de Minas Gerais (Tabela 1, Figuras 2.1 e 2.2). Nesses municípios foram escolhidas fragmentos de florestas que têm uma interface com pastagem, monocultura de café ou plantação de eucalipto. A floresta nativa da região, é caracterizada como Floresta Estacional Semidecidual (Veloso 1991) e está inserida nos domínios da Mata Atlântica, com clima do tipo Cwb e Cwa (mesotérmico) segundo classificação de Köppen-Geiger, com verões brandos a quentes e úmidos (Peel *et al.* 2007). A temperatura varia em torno dos 18° C com precipitação entre 1200 mm a 1800 mm durante os meses de outubro a abril. O relevo é montanhoso com declividade variando entre 20 a 45% nas encostas, com altitude média de 1000 m (Ribeiro 2003).

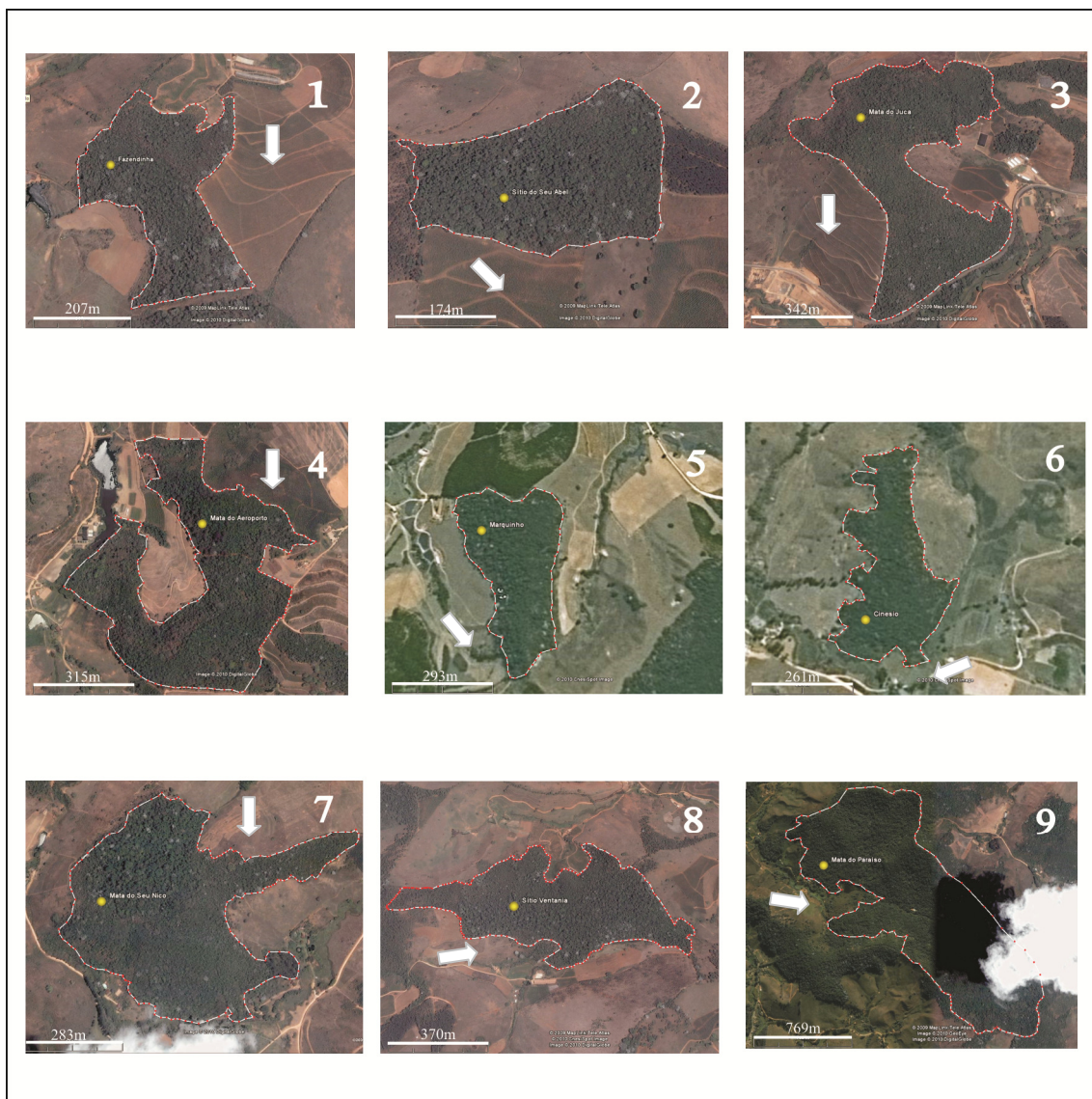
Tabela 1: Características das áreas de estudo amostradas pertencentes aos domínios da Mata Atlântica. Todas as florestas amostradas já sofreram algum tipo de perturbação, sendo, portanto, consideradas secundárias.

<b>Local amostrado</b>	<b>Cidade</b>	<b>Coordenadas</b>	<b>Idade (anos)</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Tipo de Matriz</b>
Fazendinha	São Miguel do Anta - MG	20°42'49.76"S 42°43'32.12"O	50	11.25	Cafezal
Sítio do Abel	São Miguel do Anta - MG	20°41'35.17"S 42°43'14.24"O	20	11.27	Cafezal
Mata do Juca	São Miguel do Anta - MG	20°42'30.64"S 42°44'14.67"O	30	42.52	Cafezal
Mata do Aeroporto	Viçosa - MG	20°44'49.16"S 42°50'50.92"O	50	28.84	Eucaliptal
Mata do Marquinho	Paula Cândido - MG	20°52'25.43"S 42°57'44.91"O	30	14	Eucaliptal
Sítio do Cinésio	Paula Cândido - MG	20°55'52.40"S 42°57'33.93"O	25	11.04	Eucaliptal
Mata do Seu Nico	Viçosa - MG	20°47'49.76"S 42°50'56.24"O	120	33.09	Pastagem
Sítio Ventania	São Miguel do Anta - MG	20°43'27.41"S 42°42'09.21"O	>100	41.75	Pastagem
Mata do Paraíso	Viçosa - MG	20°47'57.00"S 42°51'55.66"O	50	171.17	Pastagem





**Figura 2.1:** Mapa de Minas Gerais indicando a localização dos fragmentos florestais que foram amostrados no estudo (escala em quilômetros no lado esquerdo da imagem).



**Figura 2.2:** Imagens aéreas dos fragmentos florestais amostrados (evidenciados em vermelho) com sua respectiva matriz (indicada por uma seta): (1-3) cafeeiral – (1) “Fazendinha”, (2) “Sítio do Abel”, (3) “Mata do Juca”; (4-6) eucaliptal – (4) “Mata do Aeroporto”, (5) “Mata do Marquinho”, (6) “Sítio do Cinésio”; (7-9) pastagem - (7) “Mata do Seu Nico”, (8) “Sítio Ventania” e (9) “Mata do Paraíso”. Escala em metros no lado esquerdo de cada imagem.

### **3.2. Estudos preliminares**

Antes dos testes de hipóteses, foram feitos testes preliminares para testar se havia o efeito da distância do interior da floresta, ou apenas se tratava de um efeito causado apenas pelo tipo de hábitat onde foram feitas as amostras (dentro da floresta, borda da floresta e interior da matriz). Além disso, foi verificado a eficiência da armadilhas, a altura da armadilha e a distância em que as armadilhas fossem independentes. Nesse caso, foi montados três transectos no qual o primeiro era distante 20 metros entre si, o outro 50 metros entre si e o último 100 metros entre si, completando 80m, 200m e 400m, respectivamente. Em cada ponto, dois no interior da floresta, 1 na borda e dois no interior da matriz, foram colocadas uma armadilha a 1,5m e outra ardlilha a 7m. As análises foram feitas utilizando o software estatístico R.

### **3.3. Desenho amostral**

Foram escolhidos fragmentos florestais distintos que tinham como matriz pastagem, monocultura de café (plantio tradicional) e monocultura de eucalipto. O principal critério para a escolha dos fragmentos florestais foi área mínima de 10ha, numa tentativa de evitar o efeito de mais que uma borda em cada transecto. Foram feitas três réplicas de cada tipo de matriz, num total de 9 réplicas e 27 transectos, sendo três transectos em cada fragmento florestal-matriz. Em cada transecto foram amostrados 5 pontos, partindo da borda do fragmento florestal, sendo um ponto na borda, 2 para o interior da floresta e 2 para o interior da matriz, totalizando um esforço amostral de 135 armadilhas. O ponto mais interno na floresta correspondeu ao ponto “0”, e cada ponto foi distante entre si 50m, até atingir 200m de distância do ponto “0”.

### **3.4. Amostragem e identificação dos besouros carpófilos**

Em cada ponto foram montadas armadilhas, que consistiam de uma garrafa PET com quatro entradas. Dentro de cada armadilha foram colocados 100 ml de isca composta de banana fermentada com cerveja. As armadilhas foram montadas no sub-bosque, a 1,5 m de altura do solo. Dois dias após de serem montadas, as armadilhas foram coletadas e os insetos capturados foram triados. Os indivíduos amostrados foram morfoespeciados, seguido de identificação até o menor nível taxonômico possível por meio de consulta a literatura especializada. Espécimes de referência para cada morfotipo foram depositados na coleção entomológica do Laboratório de Sistemática e Biologia de Coleoptera (DBA/UFV).

### **3.5. Hipótese da disponibilidade de recurso**

Foram registrados em cada ponto de coleta, dentro de um raio de 5 m, a abundância local de árvores que estavam com flores ou frutos, e a densidade local de árvores, como uma medida da quantidade de recurso local. Para medir a densidade foi dividido o número de árvores pela respectiva área onde foram feitas as amostras.

### **3.6. Hipótese da condição ambiental**

As condições ambientais foram indiretamente medidas através do cálculo da porcentagem da cobertura de dossel, através do registro da imagem em preto e branco da porção de dossel imediatamente superior à armadilha, com o uso de uma câmera fotográfica e utilizando o programa livre GLA (Gap Light Analyser) para calcular a porcentagem de luz e escuro da imagem adquirida. A medida de porcentagem de cobertura de dossel foi tomada como indicativa de condições microclimáticas como

amplitude térmica, umidade e ventos (Welden *et al.* 1991; Dai 1996; Rautiainen *et al.* 2007).

### **3.7. Hipótese da Heterogeneidade ambiental**

A heterogeneidade ambiental foi representada através do cálculo do coeficiente de variação (CV) da densidade de árvores e da cobertura entre os três pontos de cada distância dentro de cada transecto, e pela contagem das espécies de planta em cada ponto amostral. O coeficiente de variação foi calculado utilizando o desvio padrão da densidade de árvores e da cobertura em cada distância dos três transectos, dividido pela média de cada variável, respectivamente.

### **3.8. Análises estatísticas**

Para verificar se existe influência mútua entre o hábitat florestal e a matriz, ajustamos modelos lineares generalizados, análogos a ANCOVAs. Utilizamos erros Poisson para a riqueza acumulada de besouros e quasi-Poisson para abundância média de besouros (Crawley 2007). A riqueza acumulada e média, e a abundância média de besouros foram utilizadas como variáveis respostas, em modelos independentes. Para testar os pressupostos utilizamos a distância da amostra localizada mais internamente na floresta (mais distante da borda) como o ponto “0”. Os pontos ao longo do gradiente floresta-matriz foram utilizados como variável explicativa contínua, e o tipo de matriz (cafezal, eucaliptal e pastagem) e o tipo de hábitat (floresta, borda e matriz) como variável explicativa categórica, além de um termo para a eventual interação entre estas duas variáveis. Para testar as hipóteses explicativas, “quantidade de recursos” (hipótese 1), “condições” (hipótese 2) e “heterogeneidade ambiental” (hipótese 3) foram

utilizadas como variáveis explicativas contínuas. Para não rejeitarmos qualquer uma das hipóteses, foi necessário que houvesse um efeito significativo da variável contínua sobre a variável resposta.

Além disto, para aceitar as hipóteses sugeridas como explicações para o eventual padrão encontrado, foi necessário que a variável explicativa respondesse ao gradiente floresta-matriz, da mesma forma que a abundância ou riqueza de besouros. Para isso testamos, quando necessário, cada uma das hipóteses com resposta significativa, como variável resposta e os gradientes floresta-matriz e o tipo de matriz como variável explicativa, utilizando as distribuições de erros adequadas.

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do software R (R-Development-Core-Team 2008) com nível de significância de 5%, seguidas de análises de resíduos para verificar a adequação dos modelos e das distribuições de erros utilizadas. Foi feito um modelo completo, com todas as variáveis explicativas descritas e estas foram retiradas uma a uma, verificando o efeito na estrutura de erros do modelo.

### **3.9. Análise da composição de espécies e similaridade entre as paisagens amostradas**

Para testar se existe diferença na composição de espécies de besouros carpófilos entre os tipos de paisagens, utilizamos uma técnica de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS: non-metric multidimensional scaling), associada a uma análise de variâncias de valores de similaridade (ANOSIM). Em seguida, foi calculado um índice de dissimilaridade para cada amostra e colocado em um gráfico de inter-relações em uma ordenação de duas dimensões (Clarke 1993).

A análise de variâncias de valores de similaridades (ANOSIM) foi calculada para testar as diferenças de composição de espécies entre grupos, visando comparar a

variação entre amostras dentro dos grupos com a variação entre grupos (Clarke 1993). Os valores de similaridade também foram calculados utilizando o método Bray-Curtis e sua significância foi testada com 10.000 aleatorizações. Foram analisadas os grupos de sistemas agrários separados das florestas e o agrupamento da paisagem: sistema agrícola e sua respectiva floresta. Todas as análises de composição foram feitas através do programa PAST (Harmer *et al.* 2001). Além disso, foi traçado um diagrama de Venn (Batschelet 1978) para descrever a quantidade de espécies compartilhadas entre os ambientes (floresta, cafezal, eucaliptal e pastagem) e as espécies exclusivas de cada ambiente.

## 4. RESULTADOS

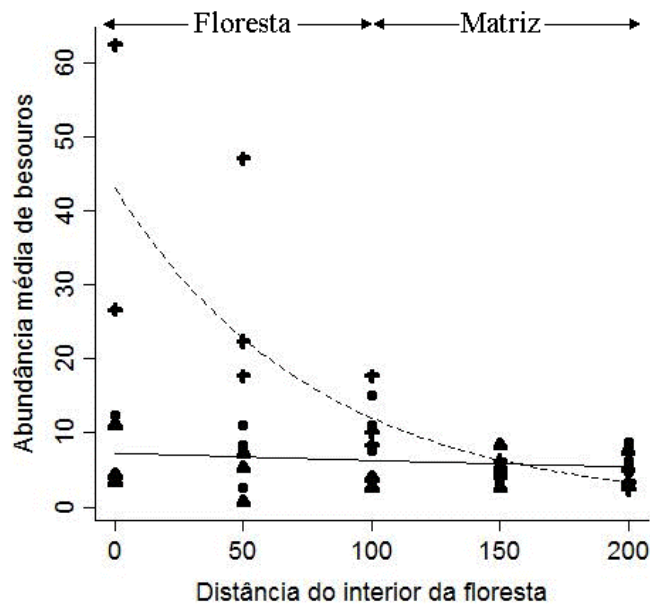
Foram coletados 1358 besouros carpófilos distribuídos em 80 morfoespécies (Tabela 2). A morfoespécie *Lobiopa* sp.1 (Coleoptera: Nitidulidae) foi a espécie mais abundante com 857 indivíduos amostrados, seguida pela “Nitidulidae sp.2” com 164 indivíduos e pela “Anobiinae sp2” (Anobiidae) com 43 indivíduos (Anexo 1).

### 4.1. Efeito da distância do interior da floresta na abundância de indivíduos e riqueza das espécies de besouros carpófilos

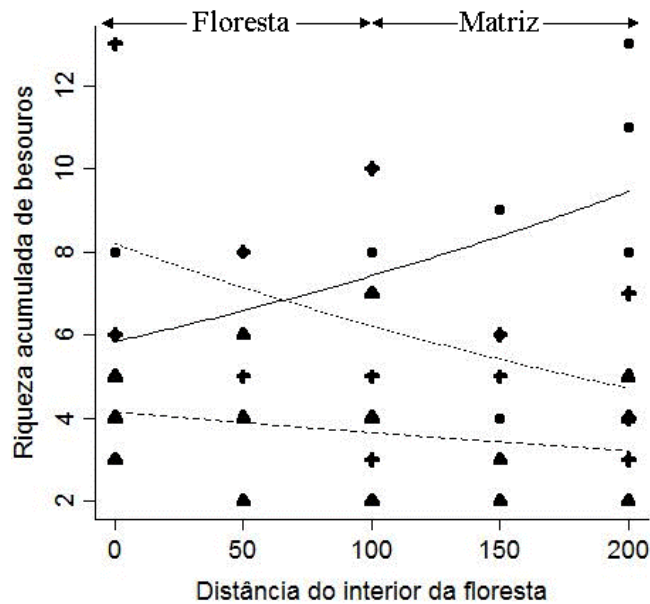
A abundância de besouros carpófilos diminuiu com a distância do interior da floresta nas paisagens com pastagem, mas não se alterou com a distância em paisagens com cafezal ou eucalipto (interação matriz:distância,  $F_{2,14} = 22.62$ ;  $P < 0.001$ ), que são similares ( $F_{2,39} = 1.97$ ;  $P = 0.15$ ; Tabelas 2 e 3; Figura 3). Não encontramos diferenças na abundância de besouros entre as categorias “floresta”, “matriz” e “borda” ( $P > 0.30$ ; Tabela 4).

Nos locais com matriz de cafezal, a riqueza de espécies de besouros respondeu à distância do interior da floresta de forma inversa àquela em paisagens com eucalipto ou pastagem (interação matriz:distância,  $P = 0.028$ ; Tabelas 4 e 5): em paisagens com cafezal a riqueza aumentou do interior da floresta ao interior da matriz, enquanto em paisagens com eucalipto ou pastagem a riqueza diminuiu da floresta para a matriz (Figura 4). A riqueza de besouros não foi afetada pelo tipo de hábitat (floresta, borda, matriz) ( $P > 0.05$ ). Tanto a riqueza média quanto a riqueza acumulada, entre transectos de mesma paisagem, apresentaram o mesmo padrão de número de espécies por armadilha. A riqueza de espécies não aumentou com a abundância de indivíduos ( $p > 0.05$ ). As florestas próximas a pastagens possuem maior riqueza de espécie e maior abundância de indivíduos (Figuras 3 e 4).





**Figura 3:** Resposta da abundância de besouros carpófilos à distância do interior da floresta em diferentes tipos de matrizes: (—) representa cafezal + eucaliptal e (-----) representa pastagem. Os símbolos representam: o = cafezal; Δ eucaliptal; + pastagem; interação distância x tipo de matriz:  $p < 0.001$ , distribuição de erros quasi-Poisson.



**Figura 4:** Resposta da riqueza de besouros carpófilos à distância do interior da floresta em diferentes tipos de matrizes: (—) representa cafezal, (-----) eucaliptal e (.....) representa pastagem. Os símbolos representam: o = cafezal; Δ eucaliptal; + pastagem; interação distância x tipo de matriz:  $p < 0.05$ , distribuição de erros Poisson.

**Tabela 2.** Análise de deviância do modelo linear generalizado completo, para explicar a variação na abundância de Coleoptera ao longo do gradiente interior da floresta – interior da matriz, em diferentes tipos de matrizes de agroecossistemas. Distribuição de erros quasi-Poisson.

Variável	g.l. numerador	g.l. Resíduo	F	p(>F)	
distância (dist)	1	43	45.97	< 0.0001	***
Matriz	2	41	25.28	< 0.0001	***
Habitat	2	39	0.49	0.61	n.s.
dist:matriz	2	37	12.56	0.00011	***
dist:habitat	1	36	0.0014	0.97	n.s.
matriz:habitat	4	32	1.07	0.38	n.s.
dist:matriz:habitat	2	30	0.58	0.56	n.s.

**Tabela 3.** Análise de deviância do modelo linear generalizado mínimo adequado, para explicar a diminuição da abundância de Coleoptera dentro do gradiente interior da floresta – interior da matriz em diferentes tipos de matrizes em agroecossistemas. Distribuição de erros quasi-Poisson

Variável	g.l. numerador	g.l. Resíduo	F	p(>F)	
distância (dist)	1	43	43.72	5.825e-08	***
Matriz	2	42	44.62	4.667e-08	***
dist:matriz	2	41	22.62	2.449e-05	***

**Tabela 4:** Análise de deviância do modelo linear generalizado, antes da simplificação, para explicar a diminuição da riqueza de coleoptera dentro do gradiente interior da floresta – interior da matriz em diferentes tipos de matrizes em agroecossistemas. Distribuição de erros Poisson

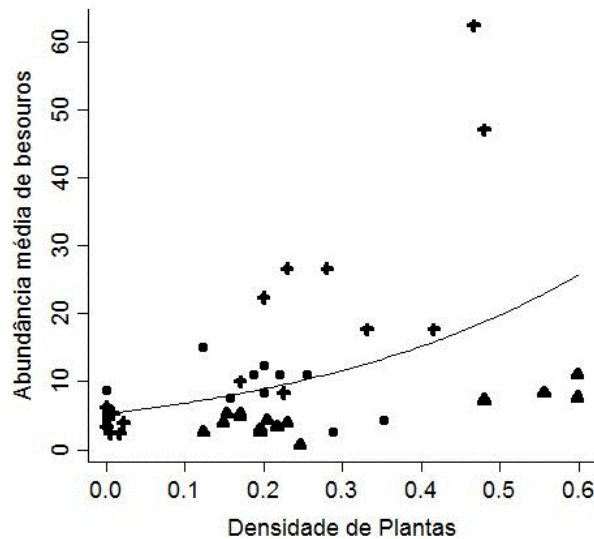
Variável	g.l. Numerador	g.l. Resíduo	p(>Chi)	
distância (dist)	1	43	0.794	n.s.
Matriz	2	41	2.312e-05	***
Habitat	2	39	0.660	n.s.
dist:matriz	2	37	0.026	*
dist:habitat	1	36	0.230	n.s.
matriz:habitat	4	32	0.880	n.s.
dist:matriz:habitat	2	30	0.633	n.s.

**Tabela 5:** Análise de deviance do modelo linear generalizado mínimo adequado, para explicar a diminuição da riqueza de coleoptera dentro do gradiente interior da floresta – interior da matriz em diferentes tipos de matrizes em agroecossistemas. Distribuição de erros Poisson

Variável	g.l. Numerador	g.l. Resíduo	p(>Chi)	
distância (dist)	1	43	0.794	
Matriz	2	41	2.312e-05	***
dist:matriz	2	39	0.028	*

#### 4.2. Efeito da disponibilidade de recursos

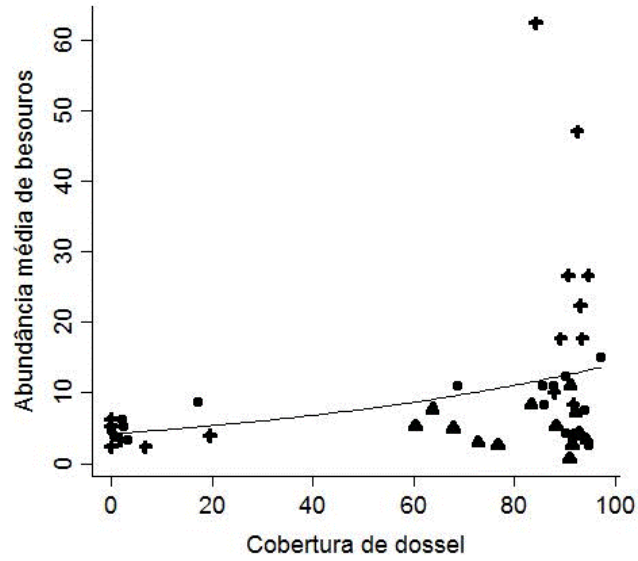
Duas das variáveis usadas para estimar disponibilidade de recursos não afetaram a abundância média de besouros (Tabela 6). A abundância foi afetada pela densidade de árvores (Tabela 6, Figura 5), porém a densidade não foi afetada pela distância interior da floresta-matriz nem pelo tipo de matriz ( $P \geq 0.20$ ). Nenhuma das variáveis para estimar disponibilidade de recursos afetou a riqueza de espécies ( $P > 0.13$ ). Assim, descartamos a disponibilidade local de recursos como explicação para a variação da abundância ou riqueza de besouros com a distância floresta-matriz .



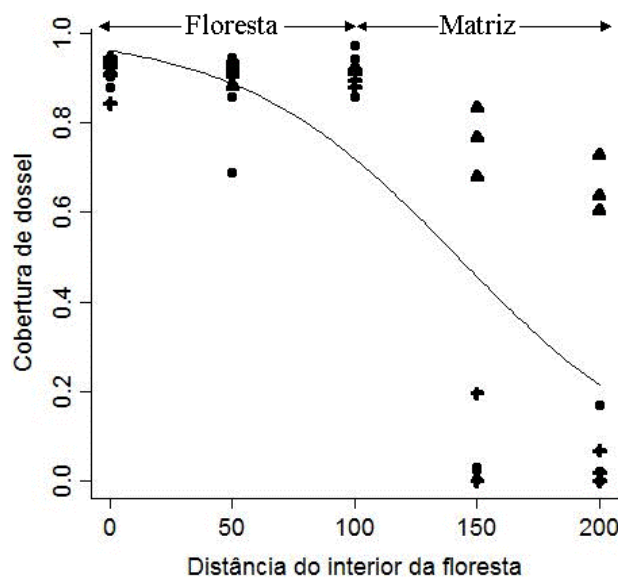
**Figura 5:** Resposta da abundância de besouros carpófilos a densidade de plantas. Os símbolos representam:  $\circ$  = cafezal;  $\Delta$  eucaliptal; + pastagem;  $p < 0.01$ , distribuição de erros quasi-Poisson.

#### 4.3. Efeito das condições ambientais

A abundância de besouros aumentou com a cobertura de dossel ( $P=0.016$ , Tabela 6, Figura 6) e a cobertura diminuiu com a distância no gradiente floresta-matriz ( $P < 0.001$ ; Figura 7), porém não houve diferença de cobertura entre paisagens com diferentes tipos de matriz ( $P > 0.06$ ). Assim, as condições locais, estimadas pela cobertura de dossel, explicaram parte do pressuposto na medida em que a cobertura de dossel respondeu à distância do interior da floresta, mas não ao tipo de matriz ( $p > 0.39$ ). A cobertura não afetou a riqueza de espécies ( $P = 0.29$ ).



**Figura 6:** Resposta da abundância de besouros carpófilos à cobertura de dossel. Os símbolos representam:  $\circ$  = cafezal;  $\Delta$  eucaliptal; + pastagem;  $p < 0.01$ , distribuição de erros quasi-Poisson.

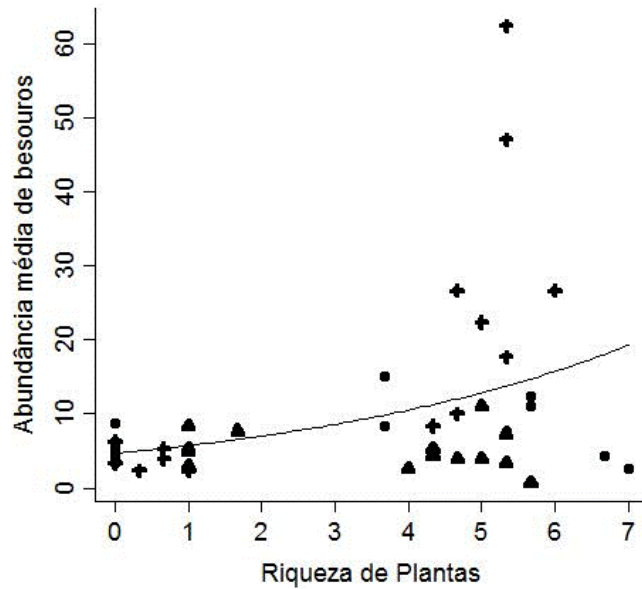


**Figura 7:** Resposta da cobertura de dossel à distância do interior da floresta. Os símbolos representam:  $\circ$  = cafezal;  $\Delta$  eucaliptal; + pastagem;  $p < 0.001$ , distribuição de erros binomial.

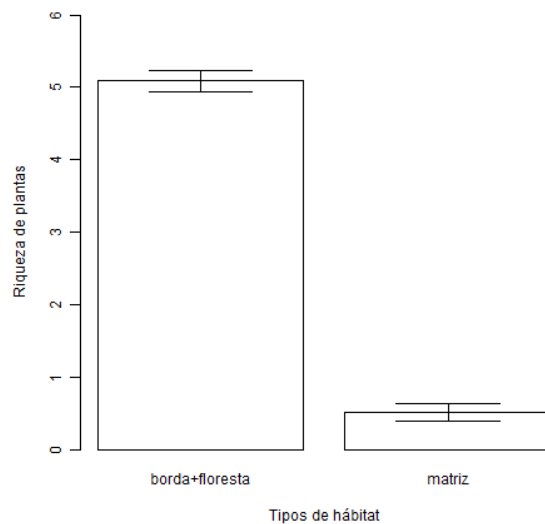
#### 4.4. Efeito da Heterogeneidade ambiental

A abundância de besouros carpófilos não respondeu significativamente ao coeficiente de variação de cobertura de dossel, nem ao coeficiente de variação da densidade de plantas, medidas utilizadas para calcular a heterogeneidade ambiental (Tabela 6).

A abundância de besouros aumentou com a riqueza de plantas (Figura 8, Tabela 6), e a riqueza de plantas respondeu tanto à distância do interior de floresta ( $P < 0.001$ ) quanto ao tipo de hábitat ( $P < 0.001$ ), sendo maior na “floresta + borda” que na matriz (Figura 9). No entanto, este modelo, com hábitat e distância como variáveis explicativas para riqueza de plantas, não diferiu de um modelo contendo apenas hábitat como explicação ( $F_{1,42} = 1.15$ ;  $P = 0.28$ ). Portanto, a heterogeneidade de recursos, avaliada pela riqueza de plantas, não explicou a variação da abundância de besouros com a distância floresta-matriz. Nenhuma das hipóteses de heterogeneidade ambiental explicou a variação na riqueza de besouros ( $P > 0.23$ ).



**Figura 8:** Resposta da abundância de besouros carpófilos a riqueza de plantas. Os símbolos representam:  $\circ$  = cafezal;  $\Delta$  eucaliptal; + pastagem;  $p < 0.001$ .



**Figura 9:** Riqueza de plantas amostradas nos habitats floresta, borda e matriz. As barras verticais representam a média de plantas ( $\pm$  EP) por área amostral. Através da análise de contraste foi verificada que borda e floresta não diferem e são distintas da matriz ( $p < 0.001$ ). Nota: distribuição de erros Poisson – os erros não correspondem à distribuição ajustada.

**Tabela 6:** Comparação de modelos alternativos para explicar abundância e riqueza de besouros, utilizando as hipóteses explicativas da resposta ao gradiente interior da floresta – interior da matriz em diferentes tipos de matrizes em agroecossistemas. Distribuição de erros quasi-Poisson para abundância de besouros e Poisson para riqueza de besouros. C. V. = Coeficiente de variação. Para os modelos com abundância como variável resposta, a deviança corresponde ao valor de F; para os modelos com riqueza como variável resposta, a deviança corresponde à razão de verossimilhança, com distribuição qui-quadrado.

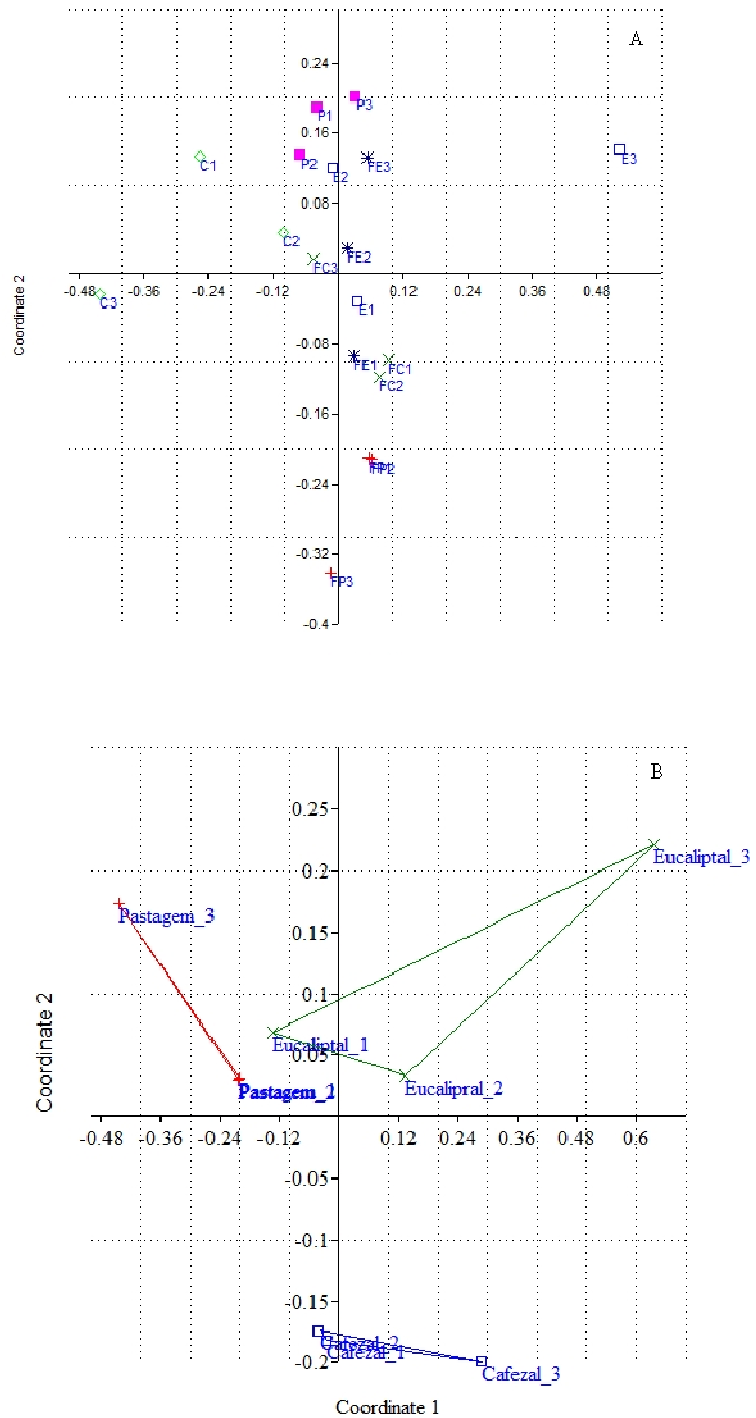
<b>Modelo</b>	<b>g.l.Trat.</b>	<b>g.l.Res.</b>	<b>Deviança</b>	<b>P</b>	
					(>F)
Abundância média ~Planta com Flor	1 43		0.2453	0.6229	n.s
Abundância média ~Planta com Fruto	1 43		0.2977	0.5881	n.s
Abundância média ~Densidade de plantas	1 43		9.601	0.003422	**
Abundância média ~Cobertura de dossel	1 43		6.2612	0.01622	*
Abundância média ~Riqueza de Plantas	1 43		13.776	0.0005875	***
Abundância média ~C. V. de Cobertura	1 43		2.6889	0.1083	n.s
Abundância média ~C. V. de Densidade	1 43		0.0115	0.9152	n.s
					(>  Chi l)
Riqueza acumulada ~ Planta com Flor	1 43		-0.132	0.71	n.s
Riqueza acumulada ~ Planta com Fruto	1 43		-0.533	0.46	n.s
Riqueza acumulada ~ Densidade de plantas	1 43		-2.215	0.13	n.s
Riqueza acumulada ~ Cobertura de dossel	1 43		-1.088	0.29	n.s
Riqueza acumulada ~ Riqueza de Plantas	1 43		-0.003	0.954	n.s
Riqueza acumulada ~ C. V. de Cobertura	1 43		-1.088	0.297	n.s
Riqueza acumulada ~ C. V. de Densidade	1 43		-1.396	0.237	n.s



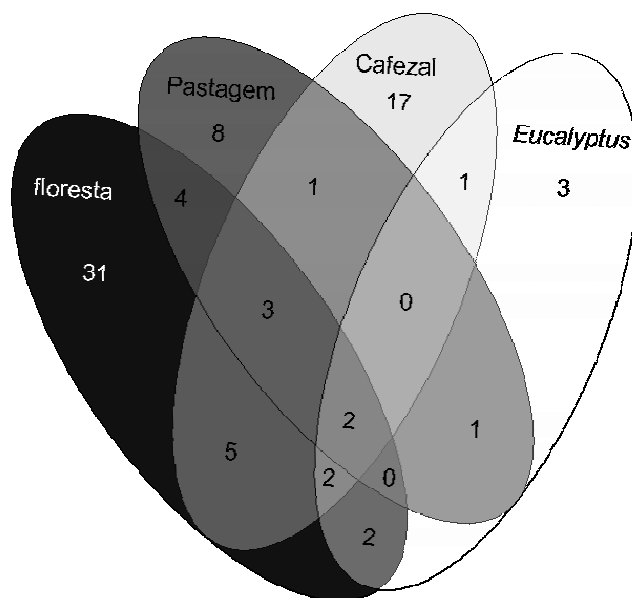
#### **4.5. Análise da composição de espécies e similaridade entre as paisagens amostradas**

Foram agrupadas as dissimilaridades dentro das paisagens compostas por floresta e sua respectiva matriz (cafezal, eucaliptal e pastagem), o que não aconteceu quando se analisou cada tipo de ambiente separadamente (floresta, cafezal, eucaliptal e pastagem) (ver agrupamentos de IC 95%, Figuras 10A e 10B, stress = 0.004). O agrupamento das amostras feitas em paisagens com cafezal foi mais isolado do que os demais agrupamentos (Figura 10B), enquanto os agrupamentos de pastagem e eucaliptal ficaram mais próximos. A análise com o ANOSIM evidenciou a diferença entre as paisagens ( $p < 0,005$ ,  $R = 0,25$ ). Quando comparados os pares de paisagens, os testes foram significativamente diferentes do esperado pelo acaso. Devido ao ANOSIM indicar composição de espécies diferente, foi feito o teste do SIMPER para determinar quais espécies são responsáveis por essa diferenciação. O SIMPER nos mostra que das 80 espécies coletadas, 10 delas foram responsáveis por mais de 50% da diferença entre os grupos (Tabela 7).

O diagrama de Venn demonstrou que houve apenas duas espécies encontradas em todos os ambientes. A floresta possuiu maior quantidade de espécies exclusivas (31 espécies), seguida pelo cafezal (matriz que possui maior quantidade de espécies em relação às demais matrizes, com 17 espécies), pastagem com sete espécies e pelo eucaliptal que possuía três espécies (Figura 11).



**Figura 10:** NMDS para a composição de besouros carpófilos amostrados numa paisagem composta por fragmentos florestais e agro-ecossistemas (A) comparando todos os pontos amostrais, (B) comparando a paisagem aninhada.



**Figura 11:** Diagrama de Venn que mostra o número de espécies exclusivas de cada ambiente amostradas no estudo (Floresta, pastagem, cafezal e com *Eucalyptus*) e o número de espécies compartilhadas entre os ambientes.

**Tabela 7:** Espécies que mais contribuíram para a média de similaridade (mais que 50%) entre as amostras das paisagens utilizando a análise de SIMPER (porcentagem de similaridade).

Táxon	Contribuição	Acumulativo %	Abund Média. 1	Abund Média. 2	Abund Média. 3
<i>Lobiopa</i> sp.1 (Nitidulidae)	30.84	48.09	191	46.7	47.7
Nitidulidae sp.2	7.719	60.13	29.7	19	6
Anobiinae sp.2 (Anobiidae)	3.598	65.74	2	1.67	10.7
Nitidulidae sp.3	2.182	69.14	0.667	9	0.667
Nitidulidae sp.9	1.697	71.79	0	6.33	0
<i>Lobiopa</i> sp.2 (Nitidulidae)	1.522	74.16	7.33	0.333	0.333
<i>Colopterus</i> sp.1 (Nitidulidae)	1.388	76.33	6	1.67	0.333
<i>Gymnetis pantherina</i> (Cetoniidae)	1.299	78.35	2.33	3	0
Cetoniidae sp.3	1.25	80.3	0	4.33	0.667
Elateridae sp.1	0.8959	81.7	3.33	0	0.667

## 5. DISCUSSÃO

Armadilhas implicam vôo de forrageio, ou seja, as coletas são de besouros que se deslocam no ambiente à procura de recurso. Assim, as diferenças de coletas representam diferenças no uso do hábitat para forrageio. Nossos resultados demonstraram que a distância do interior da floresta e o tipo de matriz têm efeito sobre o movimento de besouros carpófilos em paisagem com fragmentos florestais em matriz de agroecossistemas. Em pastagem, à medida que se aumenta a distância do interior da floresta, a abundância e riqueza de besouros carpófilos diminuiu. Em matrizes de cafezal e eucaliptal, houve um efeito diferente. A abundância de besouros carpófilos em cafezal e eucaliptal, e a riqueza em eucaliptal, não se alteraram com distância, enquanto a riqueza de besouros aumentou ao longo do gradiente interior da floresta – matriz de cafezal.

A cobertura de dossel foi a única medida ambiental que explicou parte dos resultados encontrados para a abundância de insetos, oferecendo um indício de que as condições ambientais, como umidade e temperatura, correlacionadas à cobertura, possam ser responsáveis pela restrição na dispersão de algumas espécies para outros fragmentos. As demais medidas, que representam as hipóteses de recurso e heterogeneidade, não explicam o fato observado nesse estudo. Apesar da densidade (efeito do recurso) e riqueza (efeito da heterogeneidade de hábitat) de árvores afetarem positivamente a abundância de besouros carpófilos, essas medidas não respondem à distância e ao tipo de matriz da mesma forma que o padrão encontrado. O estudo trata de um efeito de alteração de paisagem, portanto, as variáveis apropriadas poderiam estar relacionadas com uma escala espacial maior que a local e com o tipo de manejo da matriz.

Além das condições ambientais, o manejo dos sistemas agro-florestais que compõem a paisagem (Lawton *et al.* 1998) e a quantidade de distúrbios que sofrem as florestas (Tocher 1998; Vasconcelos 1999) podem afetar a diversidade de insetos que compõem os fragmentos florestais. As pastagens geralmente possuem uma estrutura vegetal muito diferente das florestas, o que pode impedir a movimentação de espécies não adaptadas ou aclimatadas a condições destes habitats, como baixa umidade e alta temperatura. Além disso, nesse estudo, as florestas junto a pastagens foram todas áreas protegidas, enquanto que todos os outros fragmentos florestais são periodicamente utilizados pela população local para coleta de madeira, entrada de gado e outros (L.S. Araújo, obs. pess.). Normalmente, o manejo de culturas agrícolas exige a utilização de produtos de controle de pragas, adubos e outros insumos agrícolas, que podem diminuir a população de insetos dentro da matriz. Entretanto, esse impacto causado dentro das populações poderia resultar numa diminuição de competição por recurso (Atkinson & Shorrocks 1981), seleção de indivíduos resistentes à inseticida (Vanrie *et al.* 1990; Wightman *et al.* 1995) e diminuição de predadores na matriz (Relyea & Hoverman 2008; Fountain *et al.* 2009; Stavrinides & Mills 2009), o que poderia ter causado o aumento na riqueza de besouros carpófilos no cafezal.

Geralmente, os grupos de insetos respondem de formas diferentes, de acordo com sua capacidade de movimentação e dispersão (With *et al.* 1997; Schooley & Wiens 2004). Por exemplo, segundo Gascon e colaboradores (1999), formigas que foram encontradas em fragmentos florestais, foram raras ou ausentes em matriz de pastagem. Jonsson & Nordlander (2006) relatam que espécies de insetos fungívoros têm capacidades diferentes de colonizar fungos basidiomicetos colocados em diferentes distâncias das florestas. Isso pode ter relação com a capacidade intrínseca de dispersão e a extensão de uso dos recursos disponíveis na paisagem. Organismos capazes de

tolerarem grandes variações de condições e recursos são aptos a colonizarem vários tipos de hábitat e se estabelecerem em muitos pontos da paisagem (Brown 1984; Brown & Maurer 1989). Entretanto, essa predição não se adéqua a todos os organismos. Por exemplo, organismos que pertencem ao nível trófico mais alto, como os predadores, podem ser particularmente mais vulneráveis à perda de hábitat e à fragmentação (Holt & Barfield 2009) apesar de serem aptos a se estabelecerem em vários ambientes. Isto pode ter efeito não somente nos inimigos naturais deles mesmos, mas também na dinâmica de suas presas (Kruess & Tscharntke 1994; Roland & Taylor 1997; Kruess & Tscharntke 2000; Krauss *et al.* 2003).

Os resultados desse estudo indicam que a matriz pode agir como filtro seletivo para o movimento das espécies dos fragmentos florestais. O tipo de vegetação presente nas matrizes determinaria a largura do “poro” que permitiria a movimentação das espécies nesse filtro. Portanto, quanto mais semelhante a estrutura da matriz com a estrutura da floresta, maior o “poro” que permite a movimentação dos indivíduos da fonte para os sumidouros através da matriz (Hanski 1994). Por exemplo, os eucaliptais possuiriam maior largura do “poro”, por ter uma estrutura semelhante à da floresta, o que permitiria um movimento dos indivíduos das populações entre fragmentos florestais. Já as pastagens, que possuem um tipo de vegetação muito distinto das florestas, teriam um “poro” muito menor, o que impediria esse movimento (Gascon *et al.* 1999). Assim, espécies tolerantes a “poros” menores seriam hábeis em dispersar entre fragmentos florestais e, portanto, seriam encontradas mais frequentemente nesses tipos de habitats, e espécies não tolerantes seriam prejudicadas no processo de dispersão por esse tipo de matriz (Laurance 1994).

Dessa forma, há influência da interação “fragmento florestal” *versus* “matriz” nas dinâmicas de metapopulação, uma vez que, dependendo da permeabilidade da

matriz, os indivíduos de uma população de um determinado fragmento não poderão se estabelecer em outro, podendo até se extinguir em determinado local. Nos fragmentos de florestas, que são habitats para diversas espécies, há uma complexa estrutura onde uma população que se extingue localmente pode se restabelecer através do movimento de indivíduos entre as manchas de habitat (Hanski 1998). Uma vez impedido esse movimento, o restabelecimento dos indivíduos numa população será dificultado, podendo provocar nesse local a extinção por falta de fluxo gênico (Monaghan *et al.* 2002; Bickel *et al.* 2006; Vandergast *et al.* 2007; Richter *et al.* 2009), perda de habitat (Collinge 2000; Benstead *et al.* 2003; Polus *et al.* 2007) e aumento da competição com espécies invasoras (Janzen 1986; Laurance 1990; Rand *et al.* 2004; Russell & Louda 2005), que acontece quando espécies associadas com a vegetação das matrizes invadem e se estabelecem dentro dos fragmentos florestais, alterando a composição das espécies de alguns grupos taxonômicos (Hutchings 1991; Laurance 1994; Brown & Hutchings 1997; Tocher *et al.* 1997). Portanto, a matriz, por exercer forte impacto na diversidade dentro dos fragmentos, deve ser considerada na conservação dos fragmentos florestais como unidades de proteção biológica.

No presente trabalho, evidenciou-se que tanto a riqueza média quanto a riqueza acumulada entre transectos da mesma paisagem apresentaram o mesmo padrão de número de espécies por armadilha. A riqueza de espécies não aumentou com a abundância de indivíduos, o que pode ser uma evidência de que estas comunidades estão saturadas.

Caley & Schluter (1997) demonstram que a curva da riqueza local-regional muda gradualmente da saturação para uma curva linear como uma simples consequência do aumento do tamanho do habitat local, sem qualquer interação entre as espécies envolvidas. Srivastava (1999) apresentou outros cenários, em que as diferenças

no tamanho das regiões podem levar a mudanças na forma da curva. Mas, de um modo geral, mudando-se a escala dos valores da comunidade local para alterar a escala em que a heterogeneidade das interações entre os organismos e seu ambiente se manifesta, pode-se levar ao equilíbrio entre a diversidade *alfa* e *beta*, levando à saturação da comunidade. Isso pode ser generalizado ao notar que a divisão entre as escalas local e regional é uma idealização de uma realidade mais complexa. Para a maioria dos organismos, há uma resposta através da escala local, da comunidade, da paisagem, da escala regional e continental caracterizadas por diferentes padrões e processos (Loreau 2000).

O movimento entre unidades de escalas espaciais (dispersão, migração, deslocamento) age como uma força homogeneizadora, que tende a reduzir a diversidade *beta* ao mesmo tempo em que aumenta a diversidade *alfa*, porque a imigração contribui para a manutenção da coexistência das espécies no local (Loreau & Mouquet 1999). Assim, as várias escalas interagem entre si, com efeitos que afetam o balanço entre os componentes da diversidade *alfa* e *beta*. Num trabalho que também leva em consideração a fragmentação, a escala espacial afeta espécies de formigas quando se trata de tamanho de fragmentos (Ribas *et al.* 2005), em que somente a diversidade *gama* é diferente entre os diferentes tamanhos de remanescentes, o que não acontece quando se observa a diversidade *alfa*. Sendo assim, as amostras de insetos adultos alados (com grande capacidade de movimentação; caso dos besouros carpófilos) feitas localmente, podem não estar relacionadas somente às variáveis daquele ponto especificamente, mas às variáveis relacionadas com a paisagem, como estrutura da paisagem, tipo de manejo da matriz e da floresta, distância entre fragmentos de floresta e composição da paisagem.



As espécies mais abundantes foram, também, as encontradas em todos os quatro ambientes amostrados ou em pelo menos três deles (*Lobiopa* sp.1 com 857 indivíduos e Nitidulidae sp.2 com 174 indivíduos, ver Figura 11 e Tabela 2). Este padrão está de acordo com a hipótese biogeográfica de Hanski (1982) que prevê a existência de dois grupos de espécies em uma região: as espécies “nucleares” (= “core”, mais frequentes e abundantes) e as “satélites” (de ocorrência restrita e baixa abundância). Geralmente, espécies “nucleares”, sendo elas amplamente distribuídas e localmente abundantes, possuem hábitos generalistas, enquanto as especialistas possuem uma distribuição restrita e uma abundância média baixa (Brown 1984).

Brown (1984) sugere que diferenças na utilização de nichos de cada espécie podem explicar a relação positiva entre distribuição e abundância. Isto pode ser explicado de duas formas: (a) as espécies com a capacidade de explorar uma amplitude maior de recursos tornam-se capazes de terem maior distribuição e serem localmente abundantes (Brown 1984) ou (b) não há diferenças interespecíficas nas especializações ecológicas, mas os recursos utilizados por algumas espécies são localmente mais abundantes (ou produtivos) e amplamente distribuídos do que aqueles utilizados por outras espécies (Gaston & Lawton 1990), produzindo a relação positiva entre distribuição e abundância. Entretanto, nem todas as espécies se adéquam a essas predições. Existem muitas espécies que são localmente pouco abundantes e possuem uma ampla distribuição, como também podem existir espécies que são localmente abundantes e restritas a um determinado tipo de hábitat. Um dos problemas da hipótese de distribuição *versus* abundância são as medidas através dos tipos de hábitat, da amplitude do nicho, da abundância e distribuição das espécies, pois elas podem ser interdependentes e somente o efeito amostral que levaria a uma relação positiva (Gallé 1986; Arita & Rodriguez 2004).

O maior número de espécies exclusivas foi encontrado em florestas, e como demonstrado, não se trata apenas de um efeito amostral, mas de um hábitat que possui a capacidade de oferecer condições que assegurem o estabelecimento de maior número de espécies. O segundo maior número de espécies exclusivas foi capturado em cafezal, seguido, por pastagem e eucaliptal.

A monocultura do café disponibiliza frutos, que podem ser recursos para os besouros carpófilos. Além disso, como é comum no plantio de café (Ronchi *et al.* 2001), havia presença esparsa de outras espécies de plantas como bananeiras e milho (L. S. Araujo, Obs. Pess.). Outro fator que pode colaborar para a presença de maior número de espécies no cafezal é a presença de pragas do café, sendo: bicho mineiro (Lepidoptera: *Perileucoptera coffeella*), broca (Coleoptera: *Hypothenemus hampei*) e cochonilhas (Hemiptera) que podem servir de recursos para espécies provenientes de floresta (Zambolim 1999), como os predadores, que utilizam a pluma de odor produzida pelo fruto como sinal da presença da presa (Murlis *et al.* 1992). Além disso, podem existir espécies frugívoras exóticas, que são associadas aos frutos dos cafezais, que em baixas densidades não causam dano econômico e por isso não são consideradas pragas de café (Zambolim 1999), os quais podem ser os casos das espécies encontradas exclusivamente em cafezais.

Os demais cultivos não fornecem aos besouros carpófilos recursos necessários para seu estabelecimento. Os eucaliptais amostrados possuem idade superior a 7 anos e, portanto, poucas pragas permanecem nesse cultivo. As principais pragas de eucaliptais são besouros, formigas e lagartas desfolhadores que atacam plantas mais jovens e são controlados com inseticida no início do plantio das mudas. Os grupos taxonômicos encontrados nas amostragens em eucaliptais são Coccinellidae, Curculionidae e Cerambycidae (Ribeiro *et al.* 2001), grupos de insetos comuns nesse tipo de cultura, que

podem exercer outras funções ecológicas que não seja necessariamente a frugivoria (Marinoni *et al.* 2001). Por isso, o número baixo de espécies exclusivas de eucaliptais registradas nesses ambientes são provenientes dos fragmentos florestais adjacentes ou de outras culturas próximas.

Os efeitos secundários da fragmentação, tais como os efeitos de borda, interação entre as espécies, a influência do hábitat na matriz e limitações demográficas, podem afetar a composição de espécies (Turner 1996; Turner & Corlett 1996; DeSouza *et al.* 2001; Lopes-Andrade 2007). Portanto, qualquer ganho ou perda de espécies devido à fragmentação pode ter contrabalançado pela invasão ou extinção de espécies (Sobrinho *et al.* 2003). A conservação das florestas como fonte de diversidade é de extrema importância e uma das principais metas dos estudos dos componentes da paisagem por representarem a fonte e refúgio da diversidade biológica. A guilda de besouros carpófilos ainda é pouco conhecida, mas é muito importante na composição da diversidade em fragmentos florestais (Gonçalves & Louzada 2005), por exercerem várias funções ecológicas, como polinização, frugivoria, ciclagem de nutrientes e predação. A associação com os frutos de angiosperma pode indiretamente levar à dispersão de frutos e sementes, através da interação com outros animais.

## 6. CONCLUSÕES

Nós descobrimos que em pastagem, a abundância e riqueza de besouros carpófilos diminuem no gradiente interior da floresta – interior da matriz. Entretanto essa resposta se modifica em interação com o tipo de matriz. A abundância e riqueza em eucaliptal e a abundância em cafezal não se altera com a distância da floresta. Entretanto, a resposta da riqueza desses insetos é diferente do esperado, já que aumenta com a distância do interior do fragmento florestal. Com exceção da hipótese da condição ambiental, representada pela porcentagem de cobertura de dossel, que explica parte dos resultados, foram rejeitadas todas as demais hipóteses. A cobertura ambiental afeta positivamente a abundância de besouros carpófilos, e responde apenas ao gradiente interior da floresta – interior da matriz, diminuindo à medida que aumenta a distância do interior da floresta.

A composição das espécies se diferencia não somente dentro do ambiente, mas foi verificado que a é afetada pela constituição da paisagem, sendo diferente entre a interação fragmento florestal – matriz. Portanto, é possível prever que a escala ecológica das variáveis medidas que afetam a abundância e riqueza desse tipo de besouros, que tem grande movimentação dentro do fragmento, não é local, mas possa ser regional. Portanto, é recomendável a avaliação de fatores que alteram a estrutura da paisagem para verificar se isso explica os resultados encontrados. Além disso, explicar: Por que nas amostras que tiveram mais indivíduos não houveram mais espécies? 1) amostras pequenas (improvável, já que há variação de 3 a 100 indivíduos por armadilha), (2) alta competição: locais com mais indivíduos resistem a mais espécies – as espécies dominam o recurso ou (3) pool regional restrito: não há mais espécies na região para colonizar locais com melhores condições.

Finalmente, este estudo propõe uma avaliação da composição e uma discussão sobre os fatores que levam a diferenças na distribuição, abundância e riqueza das espécies de besouros carpófilos. Dessa forma, acrescenta-se a diversas teorias que levam em consideração os resultados gerados pela fragmentação florestal, uma nova perspectiva avaliando alguns dos diversos tipos de matriz que compõe a paisagem das formações vegetais recentes, e uma reavaliação da importância dos fragmentos florestais como refúgio e fonte das espécies remanescentes que contribuem para a manutenção da diversidade regional.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andersen A.N., Hoffmann B.D., Müller W.J. & Griffiths A.D. (2002). Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology*, 39, 8-17.
- Arita H.T. & Rodriguez P. (2004). Local-regional relationships and the geographical distribution of species. *Global Ecology and Biogeography*, 13, 15-21.
- Atkinson W.D. & Shorrocks B. (1981). Competition on a divided and ephemeral resource: a simulation model. *Journal of Animal Ecology*, 50, 461-471.
- Batschelet E. (1978). *Introdução à Matemática para biocientistas*. Interciência, Rio de Janeiro.
- Benstead J.P., Douglas M.M. & Pringle C.M. (2003). Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. *Ecological Applications*, 13, 1473-1490.
- Bickel T.O., Bruhl C.A., Gadau J.R., Holldobler B. & Linsenmair K. (2006). Influence of habitat fragmentation on the genetic variability in leaf litter ant populations in tropical rainforests of Sabah, Borneo. *Biodiversity and Conservation*, 15, 157-175.
- Bohac J. (1999). Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 357-372.
- Borowicz V.A. (1988). Do vertebrates reject decaying fruit? An experimental test with *Cornus amomum* fruits. *Oikos*, 53, 74-78.
- Brown J.H. (1984). On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist*, 124, 255-279.
- Brown J.H. & Maurer B.A. (1989). Macroecology - the division of food and space among species on continents. *Science*, 243, 1145-1150.
- Brown K.S. & Hutchings R.W. (1997). Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities* (eds. Laurance WF & Bierregaard RO). University of Chicago Press Chicago, pp. 91-110.
- Buchbacher R. (2000). *500 anos de destruição ambiental no Brasil: um balance do meio ambiente*. WWF, Brasília.
- Bucholz R. & Levey D.J. (1990). The evolutionary triad of microbes, fruits, and seed dispersers: an experiment in fruit choice by cedar waxwings, *Bombycilla cedrorum*. *Oikos*, 59, 200-204.
- Caley M.J. & Schluter D. (1997). The relationship between local and regional diversity. *Ecology*, 78, 70-80.
- Cipollini M.L. & Stiles E.W. (1993). Fruit rot, antifungal defense, and palatability of fleshy fruits for frugivorous birds. *Ecology*, 74, 751-762.
- Clarke K.R. (1993). Non-parametric Multivariate Analysis of Changes in Community Structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117-143.
- Collinge S.K. (2000). Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns. *Ecology*, 81, 2211-2226.
- Costa C., Vanin S.A. & Casari-Chen S.A. (1988). *Larvas de Coleoptera do de Brasil*. Museu de Zoologia, São Paulo.
- Crawley M.J. (2007). *Statistical computing: an introduction to data analysis using s-plus*. John Wiley & Sons, Chichester.

- Dai X. (1996). Influence of light conditions in canopy gaps on forest regeneration: a new gap light index and its application in a boreal forest in east-central Sweden. *Forest Ecology and Management*, 84, 187-197.
- DeSouza O., Schoereder J.H., Brown V. & Bierregaard R.O. (2001). A theoretical overview of the processes determining species richness in forest fragments. In: *Lessons from Amazonia: the Ecology and Conservation of a Fragmented Forest* (eds. Bierregaard RO, Gascon C, Lovejoy TF & Mesquita R). Yale University Press New Haven, pp. 13-21.
- Erwin T.L. (1982). Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. *Coleopterists Bulletin*, 36, 74-75.
- Ewers R.M. & Didham R.K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Review*, 81, 117-142.
- Fahrig L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review in Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- Fountain M.T., Thomas R.S., Brown V.K., Gange A.C., Murray P.J. & Symondson W.O.C. (2009). Effects of nutrient and insecticide treatments on invertebrate numbers and predation on slugs in an upland grassland: A monoclonal antibody-based approach. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 131, 145-153.
- Gallé L. (1986). Habitat and niche analysis of grassland ants (Hymenoptera: Formicidae). *Entomologia Generalis*, 11, 197-211.
- Gascon C., Lovejoy T.E., Bierregaard Jr R.O., Malcolm J.R., Stouffer P.C., Vasconcelos H.L., Laurance W.F., Zimmerman B., Tocher M. & Borges S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91, 223-229.
- Gaston K.J. & Lawton J.H. (1990). Effects of scale and habitat on the relationship between regional distribution and local abundance. *Oikos*, 58, 329-335.
- Gonçalves T.T. & Louzada J.N.C. (2005). Estratificação vertical de coleópteros carpófilos (Insect: Coleoptera) em fragmentos florestais do sul do estado de Minas Gerais, Brasil. *Ecología Austral*, 15, 101-110.
- Goodwin B.J. & Fahrig L. (2002). Effect of landscape structure on the movement behaviour of a specialized goldenrod beetle, *Trirhabda borealis*. *Canadian Journal of Zoology*, 80, 24-35.
- Graziano-Neto F. (1991). *Questão agrária e ecologia: crítica da moderna agricultura*. Brasiliense, São Paulo.
- Hammond P.M. (1994). Practical approach to the estimation of the extent of biodiversity in species groups. *Philosophical Transactions of Royal Society of London*, 345, 119-136.
- Hanski I. (1982). Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. *Oikos*, 38, 210-221.
- Hanski I. (1994). A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 63, 151-162.
- Hanski I. (1998). Metapopulation dynamic. *Nature*, 396, 41-49.
- Harmer O., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2001). PAST-PALaeontological STatistic. In: 1.21. <http://palaeo-electronica.org>.
- Holt R.D. & Barfield M. (2009). Trophic interactions and range limits: the diverse roles of predation. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 276, 1435-1442.
- Humphrey J.W., Hawes C., Peace A.J., Ferris-Kaan R. & Jukes M.R. (1999). Relationships between insect diversity and habitat characteristics in plantation forest. *Forest Ecology and Management*, 113, 11-21.

- Hutchings R. (1991). The dynamics of three communities of Papilionoidea (Lepidoptera: Insecta) in forest fragments in Central Amazonia. In: *M.Sc Thesis*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia Manaus.
- Janzen D. (1986). The eternal external threat. In: *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (ed. Soule ME). Sinauer Associates Inc Massachusetts, pp. 286-302.
- Jonsen I.A., Bouchier R.S. & Roland J. (2007). Effect of matrix habitat on the spread of flea beetle introductions for biological control of leafy spurge. *Landscape Ecology*, 22, 883-896.
- Jonsson M. & Nordlander G. (2006). Insect colonisation of fruiting bodies of the wood-decaying fungus *Formitopsis pinicola* at different distances from an old-growth forest. *Biodiversity and Conservation*, 15, 295-309.
- Jordano P. (1987). Avian fruit removal: effects of fruit variation, crop size, and insect damage. *Ecology*, 68, 1711-1723.
- Kindvall O. (1999). Dispersal in a metapopulation of the brush cricket *Metrioptera bicolor* (Orthoptera: Tettigoniidae). *Journal of Animal Ecology*, 68, 172-185.
- Krauss J., Steffan-Dewenter I. & Tschardt T. (2003). How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *Journal of Biogeography*, 30, 889-900.
- Kruess A. & Tschardt T. (1994). Habitat fragmentation, species loss, and biological-control. *Science*, 264, 1581-1584.
- Kruess A. & Tschardt T. (2000). Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Vicia sepium*. *Oecologia*, 122, 129-137.
- Laurance W.F. (1990). Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy*, 71, 641-653.
- Laurance W.F. (1994). Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation*, 69, 23-32.
- Lawton J.H., Bignell D.E., Bolton B., Bloemers G.F., Eggleton P., Hammond P.M., Hodda M., Holt R.D., Larsen T.B., Mawdsley N.A., Stork N.E., Srivastava D.S. & Watt A.D. (1998). Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*, 391, 72-76.
- Liebsch D., Marques M.C.M. & Goldenberg R. (2008). How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation*, 141, 1717-1725.
- Lopes-Andrade C. (2007). Notes on *Falsocis* Pic (Coleoptera: Tenebrionoidea: Ciidae), with the description of an endangered Brazilian species. *Zootaxa*, 1544, 41-58.
- Loreau M. (2000). Are communities saturated? On the relationship between alpha, beta and gamma diversity. *Ecology Letters*, 3, 73-76.
- Loreau M. & Mouquet N. (1999). Immigration and the maintenance of local species diversity. *American Naturalist*, 154, 427-440.
- Macedo A.B. (1997). Panoramas de degradação de terras do Brasil. In: *Panorama de degradação do ar, da água doce e da terra do Brasil*. (ed. Rebouças AC). Universidade de São Paulo São Paulo, pp. 114-151.
- Marinoni R.C., Ganho N.G., Monné M.L. & Mermudes J.R.M. (2001). *Hábitos alimentares em Coleoptera*. Holos Editora, Ribeirão Preto.
- Monaghan M.T., Spaak P., Robinson C.T. & Ward J.V. (2002). Population genetic structure of 3 alpine stream insects: influences of gene flow, demographics, and



- habitat fragmentation. *Journal of the North American Benthological Society*, 21, 114-131.
- Murlis J., Elkinto J.S. & Cardé R.T. (1992). Odor plumes and how insects use them. *Annual Review in Entomology*, 37, 505-532.
- Peel M.C., Finlayson B.L. & McMahon T.A. (2007). Updated world map of the Koeppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1633-1644.
- Piper J.K. (1986). Effects of habitat and size of fruit display on removal of *Smilacina stellata* (Liliaceae) fruits. *Canadian Journal of Zoology*, 64, 1050-1054.
- Polus E., Vandewoestijne S., Choutt J. & Baguette M. (2007). Tracking the effects of one century of habitat loss and fragmentation on calcareous grassland butterfly communities. *Biodiversity and Conservation*, 16, 3423-3436.
- R-Development-Core-Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing,. In. <http://www.R-project.org>.Reibnitz Viena.
- Rand T.A., Russell F.L. & Louda S.M. (2004). Local- vs. landscape-scale indirect effects of an invasive weed on native plants. *Weed Technology*, 18, 1250-1254.
- Rautiainen M., Suomalainen J., Mõttus M., Stenberg P., Voipio P., Peltoniemi J. & Manninen T. (2007). Coupling forest canopy and understory reflectance in the Arctic latitudes of Finland. *Remote Sensing of Environment* 110, 332-343.
- Redford K.H., Bouchardet G.A. & Lacher T.E. (1984). The relationship between frugivory and insectivory in primates. *Primates*, 25, 433-440.
- Relyea R.A. & Hoverman J.T. (2008). Interactive effects of predators and a pesticide on aquatic communities. *Oikos*, 117, 1647-1658.
- Ribas C.R., Sobrinho T.G., Schoereder J.H., Sperber C.F., Lopes-Andrade C. & Soares S.M. (2005). How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales. *Acta Oecologica*, 27, 31-41.
- Ribeiro C.A.N. (2003). Florística e Fitossociologia de um trecho de Floresta Atlântica de altitude na Fazenda Neblina, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais. In: *Pós Graduação em Botânica*. Universidade Federal de Viçosa Viçosa.
- Ribeiro G.T., Paiva H.N., Jacovine L.A.G. & Trindade C. (2001). *Produção de mudas de eucalipto*. Aprenda Fácil, Viçosa.
- Richter S.C., Crother B.I. & Broughton R.E. (2009). Genetic Consequences of Population Reduction and Geographic Isolation in the Critically Endangered Frog, *Rana sevos*. *Copeia*, 799-806.
- Roland J. & Taylor P.D. (1997). Insect parasitoid species respond to forest structure at different spatial scales. *Nature*, 386, 710-713.
- Ronchi C.P., Silva A.A. & Ferreira L.R. (2001). *Manejo de plantas daninhas em lavouras de café*. Suprema, Visconde do Rio Branco.
- Russell F.L. & Louda S.M. (2005). Indirect interaction between two native thistles mediated by an invasive exotic floral herbivore. *Oecologia*, 146, 373-384.
- Sallabanks R. & Courtney S.P. (1992). Frugivory, seed predation, and insect-vertebrate interactions. *Annual Review of Entomology*, 37, 377-400.
- Schooley R.L. & Wiens J.A. (2004). Movements of cactus bugs: patch transfers, matrix resistance, and edge permeability. *Landscape Ecology*, 19, 801-810.
- Silvius K.M. & Fragoso J.M.V. (2002). Pulp handling by vertebrate seed dispersers increases palm seed predation by bruchid beetles in the northern Amazon. *Journal of Ecology*, 90, 1024-1032.

- Sobrinho T.G., Schoereder J.H., Sperber C.F. & Madureira M.S. (2003). Does fragmentation alter species composition in ant communities (Hymenoptera: Formicidae)? *Sociobiology*, 42, 1-14.
- Srivastava D.S. (1999). Using local-regional richness plots to test for species saturation: pitfalls and potentials. *Journal of Animal Ecology*, 68, 1-16.
- Stavrínides M.C. & Mills N.J. (2009). Demographic effects of pesticides on biological control of Pacific spider mite (*Tetranychus pacificus*) by the western predatory mite (*Galendromus occidentalis*). *Biological Control*, 48, 267-273.
- Tocher M. (1998). A comunidade de anfíbios da Amazônia Central: diferenças na composição específica entre mata primária e pastagem. In: *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo* (eds. Gascon C & Moutinho P). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia Manaus, pp. 219-232.
- Tocher M., Gascon C. & Zimmerman B. (1997). Fragmentation effects on a Central Amazonian frog community: a ten-year study. In: *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities* (eds. Laurance WF & Bierregaard RO). University of Chicago Press Chicago, pp. 124-137.
- Traveset A., Willson M.F. & Gaither J.C. (1995). Avoidance by birds of insect-infested fruits of *Vaccinium ovalifolium*. *Oikos*, 73, 381-386.
- Turchin P. (1998). *Quantitative analysis of movement: measuring and modeling population redistribution in animals and plants*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Turner I.M. (1996). Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33, 200-209.
- Turner I.M. & Corlett R.T. (1996). The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution*, 11, 330-333.
- Valburg K.L. (1992a). Eating infested fruits: interactions in a plant-disperser-pest triad. *Oikos*, 65, 25-28.
- Valburg K.L. (1992b). Feeding preferences of common bush-tanagers for insect-infested fruits: avoidance or attraction. *Oikos*, 65, 29-33.
- Vandergast A.G., Bohonak A.J., Weissman D.B. & Fisher R.N. (2007). Understanding the genetic effects of recent habitat fragmentation in the context of evolutionary history: phylogeography and landscape genetics of a southern California endemic Jerusalem cricket (Orthoptera : Stenopelmatidae : Stenopelmatidae). *Molecular Ecology*, 16, 977-992.
- Vanrie J., McGaughey W.H., Johnson D.E., Barnett B.D. & Vanmellaert H. (1990). Mechanism of insect resistance to the microbial insecticide *Bacillus thuringiensis*. *Science*, 247, 72-74.
- Vasconcelos H.L. (1999). Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in Central Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 8, 409-420.
- Veloso H.P. (1991). *Manual Técnico da vegetação brasileira*. Fundação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Welden C.W., Hewett S.W., Hubbell S.P. & Foster R.B. (1991). Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a Neotropical forest. *Ecology*, 72, 35-50.
- Wiens J.A., Crist T.O. & Milne B.T. (1993). On quantifying insect movements. *Environmental Entomology*, 22, 709-715.
- Wightman J.A., Anders M.M., Rao V.R. & Reddy L.M. (1995). Management of *Helicoverpa armigera* (Lepidoptera, Noctuidae) on chickpea in southern India -

- thresholds and the economics of host-plant resistance and insecticide application. *Crop Protection*, 14, 37-46.
- With K.A. & Crist T.O. (1995). Critical thresholds in species responses to landscape structure. *Ecology*, 76, 2446-2459.
- With K.A., Gardner R.H. & Turner M.G. (1997). Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos*, 78, 151-169.
- Zambolim L. (1999). *Produção de café com qualidade*. UFV, Viçosa.

**8. ANEXO 1:** Abundância e distribuição das espécies amostradas em floresta, cafezal, eucaliptal e pastagem.

TÁXONS	PAISAGEM AMOSTRADA						TOTAL
	Cafezal		Eucaliptal		Pastagem		
	Floresta	Matriz	Floresta	Matriz	Floresta	Matriz	
<b>ANOBIIDAE</b>							
Anobiinae sp.1	-	4	-	-	-	-	4
Anobiinae sp.2	4	1	3	29	4	2	43
Anobiinae sp.3	2	1	-	-	-	-	3
Anobiinae sp.4	-	-	1	-	-	-	1
Xiletininae sp.1	1	-	-	-	-	-	1
<b>CARABIDAE</b>							
Carabidae sp.1	-	-	-	-	-	1	1
Carabidae sp.2	-	2	-	-	-	-	2
Pseudomorphinae sp.1	-	-	-	-	1	-	1
<b>CERAMBYCIDAE</b>							
<i>Aglaoschema</i> sp.2	-	-	1	-	-	-	1
<i>Aglaoschema ventrale</i> (Germar, 1981)	7	-	-	-	4	-	11
Cerambycidae sp.1	-	1	-	-	-	1	2
Cerambycidae sp.2	-	1	-	-	-	-	1
Cerambycidae sp.3	1	-	-	-	-	-	1
Cerambycidae sp.4	-	1	-	-	-	-	1
<i>Chydarteres demidiatus</i> (Fabricius, 1787)	1	-	-	-	2	-	3
Lamiinae sp.1	-	-	2	-	1	-	3
Lamiinae sp.2	-	-	1	-	-	-	1
Lamiinae sp.3	-	-	-	1	-	-	1
<b>CETONIIDAE</b>							
Cetoniidae sp.1	-	-	-	-	-	2	2
Cetoniidae sp.2	-	-	-	-	-	1	1
Cetoniidae sp.3	6	7	2	-	-	-	15
<i>Chasmodia bipunctata</i> (McLeay, 1819)	-	-	2	-	4	-	6
<i>Gymnetis pantherina</i> (Burmeister, 1842)	6	3	-	-	2	5	16
<i>Gymnetis pardalis</i> (Gory & Percheron, 1833)	-	1	-	-	-	-	1
<i>Hoplopyga brasiliensis</i> (Gory & Percheron, 1833)	-	-	-	-	1	-	1
<i>Paragymnetis</i> sp.1	-	-	-	-	-	3	3
<i>Paragymnetis</i> sp.2	1	2	-	-	2	1	6

TÁXONS	PAISAGEM AMOSTRADA						TOTAL
	Cafezal		Eucaliptal		Pastagem		
	Floresta	Matriz	Floresta	Matriz	Floresta	Matriz	
Continuação...							
<b>CHRYSOMELIDAE</b>							
Chrysomelidae sp.1	-	1	-	-	-	-	1
Chrysomelidae sp.2	-	-	1	-	-	-	1
Eumolpinae sp.1	1	-	-	-	-	-	1
Eumolpinae sp.2	1	-	-	-	-	-	1
Galerucinae sp.1	-	1	-	-	3	-	4
<b>COCCINELIDAE</b>							
Coccinellidae sp.	-	-	-	1	-	-	1
<b>CURCULIONIDAE</b>							
Curculionidae sp.1	-	-	-	-	1	-	1
Curculionidae sp.2	-	2	-	-	-	-	2
Curculionidae sp.3	1	-	-	-	-	-	1
Curculionidae sp.4	-	-	-	1	-	-	1
Curculionidae sp.5	-	-	1	-	-	-	1
<b>ELATERIDAE</b>							
Elateridae sp.1	-	-	1	1	10	-	12
Elateridae sp.2	-	2	-	-	-	-	2
Elateridae sp.3	-	-	2	-	-	-	2
<b>EUCNEMIDAE</b>							
Eucnemidae sp.1	-	-	-	-	-	1	1
Eucnemidae sp.2	1	-	-	-	-	-	1
<b>HISTERIDAE</b>							
<i>Omalodes</i> sp.	-	-	-	-	1	5	6
<b>LAMPYRIDAE</b>							
Lampyridae sp.	-	2	-	-	5	-	7
<b>MELOIDAE</b>							
Meloidae sp.1	-	-	-	-	-	1	1
Meloidae sp.2	-	1	-	-	-	-	1
Nemognathinae sp.	1	-	-	-	-	-	1
<b>NITIDULIDAE</b>							
<i>Colopterus</i> sp.1	1	4	1	-	13	5	24
<i>Lobiopa</i> sp.1	118	22	91	52	539	35	857
<i>Lobiopa</i> sp.2	1	-	1	-	19	3	24
Nitidulidae sp.1	-	-	-	-	4	-	4
Nitidulidae sp.2	53	4	11	7	89	-	164
Nitidulidae sp.3	25	2	1	1	2	-	31
Nitidulidae sp.4	-	-	-	-	1	1	2
Nitidulidae sp.5	2	-	1	-	2	-	5
Nitidulidae sp.6	-	-	-	-	-	1	1
Nitidulidae sp.7	-	-	-	-	-	1	1
Nitidulidae sp.8	-	-	1	-	1	-	2
Nitidulidae sp.9	-	19	-	-	-	-	19

Continuação...	PAISAGEM AMOSTRADA						TOTAL
	Cafezal		Eucaliptal		Pastagem		
	Floresta	Matriz	Floresta	Matriz	Floresta	Matriz	
TÁXONS							
Nitidulidae sp.10	4	-	-	-	-	-	4
Nitidulidae sp.11	-	1	-	1	-	-	2
Nitidulidae sp.12	1	-	-	-	-	-	1
Nitidulidae sp.13	-	1	-	-	-	-	1
Nitidulidae sp.14	1	2	-	-	-	-	3
Nitidulidae sp.15	-	1	-	-	-	-	1
<b>STHAPHYLINIDAE</b>							
<i>Actinus</i> sp.1	1	-	-	-	1	1	3
Aleocharinae sp.1	-	-	-	-	1	-	1
Aleocharinae sp.2	5	-	3	1	-	-	9
Aleocharinae sp.3	-	4	-	-	-	-	4
Scydmaeninae sp.	-	1	-	-	-	-	1
Sthaphylinidae sp.1	-	-	-	-	2	-	2
Sthaphylinidae sp.2	-	-	-	-	1	-	1
Sthaphylinidae sp.3	-	1	-	-	-	-	1
Sthaphylinidae sp.4	-	1	-	-	-	-	1
Sthaphylinidae sp.5	3	-	-	-	-	-	3
<b>TENEBRIONIDAE</b>							
Tenebrionidae sp.1	-	-	-	1	-	1	2
Tenebrionidae sp.2	1	-	-	-	-	-	1
Tenebrionidae sp.3	-	1	-	-	-	-	1
Tenebrionidae sp.4	-	-	1	-	-	-	1
TOTAL INDIVIDUOS	250	97	128	96	716	71	1358
TOTAL ESPÉCIES	27	31	20	11	27	19	80