

UFRRJ

INSTITUTO DE FLORESTAS

**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

DISSERTAÇÃO

**Análise comparativa de comunidades de pequenos
mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica ligados por
um corredor agroflorestal no município de Seropédica, RJ**

André Luis Macedo Vieira

2010



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

**ANÁLISE COMPARATIVA DE COMUNIDADES DE PEQUENOS
MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA LIGADOS
POR UM CORREDOR AGROFLORESTAL NO MUNICÍPIO DE
SEROPÉDICA, RJ**

André Luis Macedo Vieira

Sob a Orientação do Professor
André Felipe Nunes de Freitas

e Co-orientação dos Professores
Alexandra Pires Fernandez
Alexander Silva de Rezende
Eduardo Francia Carneiro Campello

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza

Seropédica, RJ
Março de 2010

333.95098153

V657a

T

Vieira, André Luis Macedo, 1983-

Análise comparativa de comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica ligados por um corredor agroflorestal no município de Seropédica, RJ / André Luis Macedo Vieira - 2010.

64 f. : il.

Orientador: André Felipe Nunes de Freitas.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais.

Bibliografia: f. 39-53

1. Biodiversidade - Conservação - Seropédica(RJ) - Teses. 2. Mamífero - Habitat - Seropédica(RJ) - Teses. I. Freitas, André Felipe Nunes de, 1972-. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais. III. Título.

Bibliotecário: _____

Data: ___/___/_____

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

ANDRÉ LUÍS MACEDO VIEIRA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Conservação da Natureza.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 11/03/2010

André Felipe Nunes de Freitas. Prof. Dr.UFRRJ
(Orientador)

Fernando Antonio dos Santos Fernandez. Prof. Dr.UFRJ

Marcus Vinícius Vieira. Prof. Dr.UFRJ

DEDICATÓRIA

Esta dissertação é dedicada à Marina,
minha primeira sobrinha, e aos meus
pais, José Alves Vieira e Isabel.

O AUTO-RETRATO

No retrato que me faço
- traço a traço -
às vezes me pinto nuvem,
às vezes me pinto árvore...

às vezes me pinto coisas
de que nem há mais
Lembrança...
ou coisas que não existem
mas que um dia existirão...

e, desta vida, em que busco
- pouco a pouco -
minha eterna semelhança,

no final, que restará?
Um desenho de criança...
Corrigido por um louco!

(Mário Quintana)
Apontamentos de História
Sobrenatural

AGRADECIMENTOS

À CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado. À UFRRJ e ao Instituto de Florestas, pela acolhida durante estes 6 imperceptíveis anos...

A EMBRAPA AGROBIOLOGIA pelo apoio no decorrer das atividades, especialmente ao Laboratório de Leguminosas Florestais e aos técnicos Telmo, Fernando, Adriana e a todos os bolsistas por tornarem esse laboratório um lugar singular, divertido e agradável,

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Florestal e Biologia Vegetal da UFRRJ,

A Nicelle e Dione (Minha anjinha da guarda), pela ajuda aos trabalhos de campo

Ao Professor Fernando Fernandez pelo empréstimo da armadilhas Sherman,

Aos Professores André Freitas, Alexandra Pires, Eduardo F. C. Campello e Alexander Silva de Rezende pela orientação, paciência, amizade e pelo incentivo nos momentos difíceis.

Aos amigos da República Dona Flor, Fernanda e Alessandro pelo apoio, risadas, troca de conhecimentos, mas principalmente por terem se tornado amigos inesquecíveis.

Ao boteco da tia Izabel pela acolhida nos momentos difíceis

Aos amigos, Andréia, Fábio, Wellington, Inês, Renato, Sammuell, pela união, apoio, conversas acadêmicas ou não, churrascos, botecos, enfim, pela amizade.

A minha afilhada Marina, por ter sido mais um motivo de alegria nestes dois anos.

Aos meus pais, José Alves Vieira e Isabel pelo incentivo e apoio em todos os momentos.

RESUMO

VIERA, André Luís Macedo. **Análise comparativa de comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica ligados por um corredor agroflorestal no município de Seropédica, RJ.** 2010. 53p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2000.

A fragmentação de habitats é um dos principais processos responsáveis pela extinção de espécies e perda da diversidade biológica. Para minimizar os efeitos negativos desse processo é fundamental o desenvolvimento de estratégias que visem restaurar a conectividade estrutural e funcional entre os fragmentos, de modo a restabelecer ou facilitar o fluxo de organismos, sementes ou grãos de pólen. Este trabalho teve como objetivo comparar a composição de comunidades de pequenos mamíferos entre diferentes habitats em uma paisagem fragmentada e analisar o papel de um corredor agroflorestal no deslocamento dos indivíduos entre fragmentos. Adicionalmente, foi realizada uma comparação da eficiência de captura de pequenos mamíferos com armadilhas Sherman (modelo XLF15, 10x11,5x38 cm) em duas posições (chão e árvore) e armadilhas de queda (*pitfall traps*, baldes de 65 l, 40 cm de diâmetro e 60 cm de profundidade). O estudo foi realizado em uma área localizada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ, composta por dois fragmentos (fragmento de baixada [FB] e fragmento de topo [FT], com 17 e 8 ha, respectivamente), ligados por um corredor agroflorestal (C) e circundado por uma matriz de pastagem (P). As amostragens foram realizadas mensalmente de outubro de 2008 a outubro de 2009, totalizando 13 sessões de captura com quatro noites consecutivas cada. Todas as armadilhas foram iscadas com uma mistura de banana, aveia, bacon e pasta de amendoim. Para comparar o sucesso de captura entre as armadilhas utilizadas e entre os ambientes estudados (FT, FB, C e P) utilizou-se o teste do Qui-quadrado. Foram obtidas 155 capturas de 137 indivíduos pertencentes a 6 espécies. As armadilhas de queda tiveram 88 capturas (56,8%) de quatro espécies, possuindo um sucesso significativamente maior que as Sherman chão com 45 (29,0%) de cinco espécies e Sherman árvore com 22 (14,2%) de duas espécies ($\chi^2 = 6,50$, $p = 0,040$). Esse resultado indica que a combinação de diferentes tipos de armadilhas pode aumentar o sucesso total de captura e possibilitar a obtenção de dados mais representativos da comunidade. Com relação ao uso dos diferentes habitats, o maior sucesso de captura ocorreu no FT, seguido pelo FB, P e C ($X^2 = 81,04$, $p < 0,0001$). Considerando os marsupiais e roedores separadamente, observou-se que para ambos os grupos os fragmentos tiveram os maiores sucessos de captura. No entanto, os marsupiais apresentaram maior taxa de captura no corredor que na pastagem ($X^2 = 77,67$, $p < 0,0001$). Já os roedores foram mais capturados na pastagem do que no corredor ($X^2 = 21,62$, $p < 0,0001$). No entanto, nesse habitat, apenas a espécie *Akodon cursor* teve mais que um indivíduo capturado, corroborando a idéia de que esse tipo de área é hostil para a maioria das espécies de pequenos mamíferos capturadas neste estudo. Apesar de não terem sido detectados movimentos entre fragmentos, o corredor foi utilizado por duas espécies de marsupiais (*Didelphis aurita* e *Philander frenatus*) e três de roedores (*A. cursor*, *Mus musculus* e *Oligoryzomys nigripes*). Esses resultados sugerem que o mesmo é usado como habitat ou área de forrageamento por essas espécies, podendo favorecer potencialmente o fluxo de indivíduos entre os fragmentos.

Palavras-chave: Corredores ecológicos, Conservação da biodiversidade, Fragmentação de habitats, Marsupiais, Roedores, Sistemas agroflorestais.

ABSTRACT

VIERA, André Luís Macedo. **Comparative analysis of the small mammal communities in Atlantic Forest fragments connected by an agroforestry corridor in the district of Seropédica, RJ.** 2010. 53p. Dissertation (Master in Environmental and Forest Sciences). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2000.

The process of habitat fragmentation is one of the main causes of species extinction and loss of biological diversity. To minimize the negative effects of this process it is fundamental the development of strategies to restore the structural and functional connectivity among fragments, to reestablish or to facilitate the flow of organisms, seeds or pollen. This work had as objective to compare the composition of small mammal communities among different habitats in a fragmented landscape and to analyze the role of an agroforestry corridor in the movement of individuals between fragments. Additionally, a comparison of the efficiency of capture of small mammals with Sherman traps (XLF15 model, 10x11.5x38 cm) in two positions (at ground and on trees) and pitfall traps (65 ℓ, 40 cm in diameter and 60 cm in depth) was done. The study was carried out in an area located at the Fazendinha Agrocológica, EMBRAPA Agrobiologia, Seropédica, RJ, composed by two fragments (fragment of the slope [FB] and fragment of the top [FT], with 8 ha and 17 ha respectively), linked by a agroforestry corridor (C) and surrounded by a matrix of pasture (P). The samplings were carried out monthly from October 2008 to October 2009, totaling 13 sessions of capture with four consecutive nights. All traps were baited with a mixture of banana, oat, bacon and peanut cream. To compare the capture success among trap types and among the studied habitats (FT, FB, C and P) Qui-squared tests were used. A total of 155 captures from 137 individuals pertaining to 6 species were obtained. The pitfalls had 88 captures (56.8%) of four species, having a success significantly higher than the Shermans at ground with 45 (29.0%) of five species and Shermans at trees with 22 (14.2%) of two species ($\chi^2 = 6.50$, $p = 0.040$). This result indicates that the combination of different types of traps can increase the total success of capture and make possible the acquisition of data more representative of the studied community. Regarding the use of the different habitats, the higher capture success was in FT, followed by FB, P and C ($\chi^2 = 81.04$, $p < 0.0001$). Considering the marsupials and rodents separately, for both groups the fragments had the higher capture success. However, the marsupials presented higher success of capture in the corridor than in the pasture ($\chi^2 = 77.67$, $p < 0,0001$) while the rodents were more captured in the pasture than in the corridor ($\chi^2 = 21.620$, $p < 0,0001$). Nonetheless, in these habitat, only *Akodon cursor* had more than one individual caught, suggesting that this habitat is hostile for most of the species captured in this study. In spite of none movement between fragments has been detected, the corridor was used by two species of marsupials (*Didelphis aurita* and *Philander frenatus*) and three of rodents (*A. cursor*, *Mus musculus* and *Oligoryzomys nigripes*). These results suggest that it is used as habitat or foraging area by these species, and could potentially favor the movement of individuals between fragments.

Key-words: Agroforestry, Biodiversity conservation, Corridors, Fragmentation, Marsupials, Rodents.

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| TABELA 1.1 Esforço de captura (número de armadilhas-noites) por tipo armadilhas e por habitat, em uma paisagem fragmentada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ | 17 |
| TABELA 1.2 Sucesso de captura em cada habitat por tipo de armadilha, em uma paisagem fragmentada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ... .. | 20 |
| TABELA 1.3 Sucesso de captura de pequenos mamíferos durante as estações chuvosa e seca para três diferentes tipos de armadilhas utilizadas em uma paisagem fragmentada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ..... | 22 |
| TABELA 2.1 Espécies de pequenos mamíferos capturadas em quatro habitats na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ | 31 |
| TABELA 2.2 Sucesso de captura (e número total de capturas) para as espécies presentes em cada uma das áreas de amostragem na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ | 32 |
| TABELA 2.3 Sucesso de captura (%) e números de capturas (N; entre parênteses) de cada espécie coletada em cada área de amostragem na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ..... | 33 |
| TABELA 2.4 Capturas totais (CT), primeiras capturas (PC) e índice de recaptura (IR) em cada área de amostragem na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ | 34 |
| TABELA 2.5 Tempo de permanência, desvio padrão e entre parêntese tempo máximo de permanência nos quatro habitats estudados na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ | 34 |

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1** Precipitação pluvial e temperatura média mensal referente ao período de realização do estudo (outubro/2009 a outubro/2010). Dados da Estação Ecologia da Pesagro-Rio/INMET.....8
- FIGURA 2** Localização das áreas de estudo na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ. FB = fragmento da baixada; C = corredor agroflorestal; P = pastagem; FT = fragmento do topo.....9
- FIGURA 3** Aspecto atual (quarto ano após implantação) do corredor agroflorestal que liga dois fragmentos florestais na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ. .10
- FIGURA 4** Sistema no formato Y com quatro pitfalls interligados por cerca guia, utilizados para captura de pequenos mamíferos em uma paisagem fragmentada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ.11
- FIGURA 5** Distribuição das armadilhas para captura de pequenos mamíferos na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ11
- FIGURA 6** Armadilhas do tipo Sherman alocadas no chão e no sub-bosque nos fragmentos florestais e no corredor agroflorestal na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ..12

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO GERAL | 1 |
| 2 REVISÃO DE LITERATURA | 2 |
| 2.1 Fragmentação de Habitats e seus Efeitos sobre Comunidades de Pequenos Mamíferos. | 2 |
| 2.2 Corredores Ecológicos e sua Funcionalidade para Espécies de Pequenos Mamíferos..... | 4 |
| 2.3 Sistemas Agroflorestais e sua Contribuição para a Conservação da Biodiversidade. | 5 |
| 3 METODOLOGIA GERAL | 7 |
| 3.1 Descrição e Caracterização da Área de Estudo. | 7 |
| 3.2 Caracterização dos Fragmentos e do Corredor..... | 8 |
| 3.3 Captura de Pequenos Mamíferos. | 10 |
| CAPÍTULO I INFLUÊNCIA DO TIPO DE ARMADILHA, POSIÇÃO, ÉPOCA DO ANO E HABITAT NA CAPTURA DE PEQUENOS MAMÍFEROS | 13 |
| RESUMO | 14 |
| ABSTRACT | 15 |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 16 |
| 2 METODOLOGIA..... | 17 |
| 3 RESULTADOS | 18 |
| 3.1 Eficiência de Captura entre Tipos de Armadilhas. | 18 |
| 3.2 Eficiência de Captura nos Diferentes Habitats. | 19 |
| 3.3 Efeito de Sazonalidade na Eficiência de Captura. | 21 |
| 4 DISCUSSÃO..... | 23 |
| CAPÍTULO 2 PEQUENOS MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA LIGADOS POR UM CORREDOR AGROFLORESTAL NO MUNICÍPIO DE SEROPÉDICA, RJ | 26 |
| RESUMO | 27 |
| ABSTRACT | 28 |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 29 |
| 2 METODOLOGIA..... | 30 |
| 3 RESULTADOS | 31 |
| 4 DISCUSSÃO..... | 35 |
| 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS | 38 |
| 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 39 |

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados do mundo. Ao longo dos séculos, essa formação vegetal sofreu os efeitos de vários ciclos de desenvolvimento econômico, o que provocou intensos impactos nos recursos naturais. Hoje, restam apenas 7% da área original distribuída em fragmentos florestais isolados uns dos outros (SOS MATA ATLÂNTICA, 2008).

Dos remanescentes florestais, cerca de 70% localizam-se em propriedades privadas, sendo constituídos principalmente por florestas secundárias inseridas em matrizes urbanas ou agrícolas (ALGER & LIMA, 2003; TABARELLI & GASCON, 2005; PINTO et al., 2006). Ainda assim, tem sido sugerido que pequenos fragmentos têm um grande valor de conservação, podendo manter uma grande diversidade biológica e servindo como ponto de partida para a recuperação de áreas e para ampliação do grau de conectividade da paisagem (TURNER & CORLLET, 1996; CHIARELLO, 2000).

O processo de fragmentação, através do qual uma área contínua de habitat é reduzida em tamanho e dividida em fragmentos separados por um entorno ou ‘matriz’ de habitats diferentes do original (FRANKLIN et al., 2002), é um dos principais responsáveis pela extinção de espécies e perda da diversidade biológica (HENLE et al., 2004). Esse processo pode levar ao isolamento de pequenas populações, o que aumenta a chance de ocorrer extinções locais devido a eventos estocásticos de cunho genético, demográfico e ambiental (SIMBERLOFF et al., 1992).

Para minimizar os efeitos adversos da fragmentação é fundamental o desenvolvimento de estratégias que visem restaurar a conectividade entre essas áreas, de modo a restabelecer ou facilitar o fluxo de organismos, sementes ou grãos de pólen (FORERO-MEDINA & VIEIRA, 2007). Entre as diversas estratégias propostas para se atingir esse objetivo, uma das que tem ganhado mais destaque é a dos corredores florestais (GONZALES et al., 1998; PERAULT & LOMOLINO, 2000; VANDERMEER & CARVAJAL, 2001; TEWKSURY et al., 2002; JULES & SHAHANI, 2003; PARDINI et al., 2005; UEZU et al., 2005).

Tendo em vista que grande parte dos fragmentos florestais está localizada entre pequenas propriedades rurais, a utilização de sistemas agroflorestais (SAFs) como corredores tem sido apontada como uma alternativa interessante, pois além de contribuir para a manutenção da biodiversidade local, podem possibilitar a geração de renda para a agricultura familiar (SANTOS & PAIVA, 2002; BENTES-GAMA et al., 2005; VIEIRA, 2007). Esses sistemas são definidos como forma de uso e manejo dos recursos naturais, nos quais espécies lenhosas (árvores, arbustos e palmeiras) são utilizadas em associações com cultivos agrícolas e/ou animais, na mesma área, de maneira simultânea ou seqüencial (LUDGREN & RAINTREE, 1982). No entanto a funcionalidade de SAFs como corredores ecológicos ainda carece de validação científica, já que boa parte dela ainda está baseada em dados empíricos.

Pequenos mamíferos, tais como roedores e marsupiais, podem ser considerados bons indicadores da funcionalidade de corredores agroflorestais, já que são capazes de responder clara e rapidamente a alterações no habitat e na paisagem (PARDINI, 2004). Esses dois grupos representam os mais ecologicamente diversificados mamíferos da Mata Atlântica, onde mais de 90 espécies são encontradas, e das quais cerca de 43 são endêmicas (FONSECA et al., 1996). Esses animais desempenham papéis ecológicos importantes, influenciando a regeneração das florestas e a dispersão de sementes (PIZO, 1997; GRELE & GARCIA, 1999; VIEIRA & IZAR, 1999; VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003; PIMENTEL & TABARELLI, 2004). Além disso, são capazes de ocupar fragmentos em diferentes estágios

sucessionais e vários estratos da floresta (GRELLE, 2003; VIEIRA et al., 2009; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009).

No entanto, estudos sobre a estrutura e funcionamento de comunidades de pequenos mamíferos dependem da influência de cada tipo de armadilha na seleção dos animais capturados (O'FARREL et al., 1994). Isso faz com que trabalhos com tal finalidade devam levar em consideração a eficiência dos diferentes métodos de captura.

Nesse contexto, essa dissertação está dividida em dois capítulos. O capítulo I teve por objetivo comparar a eficiência de captura de pequenos mamíferos com armadilhas de queda e Sherman alocadas no chão e em árvores. Já o Capítulo II teve como objetivo descrever a comunidade e analisar o uso de diferentes habitats por espécies de pequenos mamíferos em uma paisagem composta por dois fragmentos florestais ligados por um corredor agroflorestal e a matriz adjacente localizada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Fragmentação de Habitats e seus Efeitos sobre Comunidades de Pequenos Mamíferos

Um fragmento florestal é definido como uma área de vegetação natural, interrompida por barreiras naturais (montanhas, lagos, represas, ou outras formações vegetais) ou antrópicas (estradas, povoados, culturas agrícolas, culturas florestais, pastagens, dentre outras), capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen ou sementes (VIANA, 1990).

O processo de fragmentação leva a uma drástica redução na diversidade biológica, seja imediatamente, através da perda da área, ou a longo prazo, através dos efeitos do isolamento (FERNANDEZ, 1997). Espécies raras ou distribuídas em manchas podem sofrer extinções locais logo após a perda do habitat (SHAFER, 1990). Já os efeitos do isolamento podem diminuir ou eliminar a colonização e o fluxo gênico (SHAFER, 1990). Dessa forma, o tamanho de cada área remanescente, o tempo de isolamento e o grau de conectividade entre os fragmentos estão entre os principais fatores que influenciam a resposta, a longo prazo, das espécies à fragmentação (RANTA, 1998).

CHIARELLO (1999), estudando os efeitos da fragmentação sobre comunidades de mamíferos na Mata Atlântica, observou que comunidades mais ricas e complexas, incluindo os predadores de topo, estavam presentes apenas nos fragmentos de maior tamanho. LAURANCE (1990) observou que em florestas tropicais na Austrália a diversidade de mamíferos diminui quando os fragmentos são pequenos, tem formato irregular e são isolados de áreas fonte ou fragmentos maiores. No entanto, as respostas dentro deste grupo podem variar dependendo das diferenças entre as espécies, tais como tamanho, dieta, capacidade de dispersão, grau de especialização, exigências de hábitat e tipos de interação com outras espécies (LAURANCE, 1990, 1994; ROBINSON et al., 1992).

MALCOLM (1997), estudando a diversidade de pequenos mamíferos em pequenos fragmentos florestais da Amazônia, observou valores elevados de riqueza e abundância de pequenos mamíferos, e sugeriu que isso poderia ser explicado pelo sucesso reprodutivo de espécies adaptadas a distúrbios, que conseguiriam sobreviver bem na matriz adjacente.

PARDINI (2005), estudando a influência da estrutura florestal e do tamanho de fragmentos sobre a diversidade e abundância de pequenos mamíferos, observou um aumento da abundância de indivíduos em florestas em fase inicial de regeneração ou sujeitas a maiores níveis de perturbação, possivelmente por essas áreas apresentarem maior produtividade e disponibilidade de recursos para as espécies generalistas.

As populações animais e vegetais presentes nos fragmentos também estão expostas a uma série de mudanças abióticas e bióticas associadas à borda das florestas que afetam as condições ambientais e a estrutura e função do ecossistema (LAURANCE, 1997). Esses efeitos surgem a partir da formação de uma transição abrupta entre o fragmento de habitat original e o habitat alterado que o circunda, conhecido como matriz, e que pode se estender por centenas de metros para dentro do fragmento (LAURANCE et al., 2006). Como exemplos clássicos desses processos podem ser citadas as alterações no microclima (JAMES et al., 2003), aumento da luminosidade (MURCIA, 1995), aumento dos ventos (MURCIA, 1995), aumento da temperatura (NEWMARK, 2005), diminuição da umidade do solo (CARMAGO & KAPOK, 1995), presença de espécies invasoras (OLUPOT, 2006), aumento da comunidade de lianas (LAURANCE et al., 2001), alterações na composição e riqueza vegetal (LAURANCE et al., 2006; NEWMARK, 2008), na mortalidade de árvores (MESQUITA et al., 1999), na herbivoria (CADENASSO & PICKETT, 2000) e na produção de serrapilheira (VASCONCELOS & LUIZÃO, 2004).

Alguns autores têm estudado os impactos dos efeitos de borda sobre pequenos mamíferos (MANSON et al., 1999; PIRES et al., 2005). Por exemplo, STEVENS & HUSBAND (1998), observaram que na Mata Atlântica a diversidade e a riqueza de espécies desse grupo aumentaram com a distância da borda. Algumas espécies de mamíferos dependem de condições somente encontradas no interior da mata, onde o efeito de borda não existe ou é atenuado (FONSECA & ROBINSON, 1990). Por outro lado, outras espécies são tolerantes aos habitats periféricos, passando a dominar esses ambientes (PARDINI, 2004; PIRES et al., 2005; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009).

Nos últimos anos alguns estudos também destacaram o papel da matriz no processo de degradação dos fragmentos florestais (GASCON et al., 1999; MESQUITA et al. 1999; VIVEIROS DE CASTRO & FERNANDEZ, 2004; PARDINI, 2004; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009). Os efeitos da fragmentação são geralmente reduzidos quando a matriz apresenta uma estrutura similar à da floresta primária, permitindo que muitas espécies possam utilizar essas áreas como habitat ou para se locomover entre os fragmentos (PARDINI, 2004; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009).

No entanto, as respostas à matriz dependem das características estruturais dessas áreas e das características biológicas das espécies (GASCON, 1999). Algumas espécies podem explorar a matriz, ou pelo menos tolerar seus efeitos, permanecendo estáveis ou até mesmo aumentar suas abundâncias ao longo de um processo de fragmentação (PEARSON, 1993; JOKIMA & HUHTA, 1996). Por outro lado, espécies que não toleram mudanças na estrutura do hábitat e que raramente usam a matriz tendem a sofrer extinção local nos fragmentos (VIVEIROS DE CASTRO & FERNANDEZ, 2004). Por exemplo, MALCOLM (1997), verificou que fragmentos cercados por pastagens têm menos espécies de pequenos mamíferos quando comparados com outros fragmentos cercados por florestas secundárias.

2.2 Corredores Ecológicos e sua Funcionalidade para Espécies de Pequenos Mamíferos

Os corredores ecológicos têm sido propostos como uma das formas de aumentar a conectividade funcional entre fragmentos, minimizando uma série de efeitos adversos da fragmentação, especialmente por possibilitarem o fluxo de indivíduos ou genes e favorecer a recolonização ou a taxa de imigração, diminuindo as extinções locais (GONZÁLEZ et al., 1998; HADDAD et al., 2003; ANZURES-DADDA & MANSON, 2007).

No entanto, o termo corredor ecológico é bastante abrangente e pode incluir estruturas com funções, origens e escalas bastante diversas, tais como remanescentes florestais (UMETSU et al., 2005), matas ciliares (NAXARA, 2008), sistemas agroflorestais (VIERA, 2007), cercas vivas (GABRIEL & PIZO, 2005) e plantações de espécies exóticas (SILVA, 2001). Desta forma, na falta de um conceito geral que inclua todas as definições, cada autor tem utilizado a definição que melhor retrate as características estruturais e funcionais de suas respectivas áreas de estudo, incluindo a escala na qual se está trabalhando. De modo geral, os corredores ecológicos com objetivo de movimento de fauna têm sido definidos como elementos da paisagem que diferem das unidades vizinhas e que ligam pelo menos dois fragmentos de habitat que estiveram anteriormente unidos (CHERYL-LESLEY, 2006).

Dentre as funções dos corredores ecológicos, podem ser destacados o seu papel como habitat, rota de movimentação de indivíduos entre fragmentos e barreira semi-permeável que separa áreas da matriz (FORMAN, 1983; BEIER & NOSS 1998; HESS & FISCHER, 2001; CHERYL-LESLEY, 2006). Além disso, os corredores podem apresentar diferentes formas, tais como: corredores em linha, formados exclusivamente por habitat de borda; corredores em faixa, podendo conter habitats e espécies tanto de borda como de interior dependendo de sua largura; e corredores de mata ciliar, que possuem um ecossistema peculiar de espécies ribeirinhas, mas que também permitem o fluxo de espécies de interior e borda (FORMAN, 1983).

Apesar das diferentes abordagens mencionadas acima, ainda não existe um consenso sobre a contribuição dos corredores para a conservação da vida selvagem em ambientes fragmentados. Enquanto alguns estudos vêm demonstrando que os corredores são utilizados como ambiente de passagem para algumas espécies (HADDAD et al., 1999; HESS & FISHER, 2001), outros autores questionam a eficiência dos corredores, indagando se estes representam a melhor forma de fluxo entre fragmentos (HOBBS, 1992; SIMBERLOFF et al., 1992; BEIER e NOSS, 1998, MABRY & BARRETT, 2002).

Dentre as vantagens potenciais dos corredores, podem ser citadas: aumento da riqueza de espécies e diversidade em fragmentos conectados (PARDINI, 2005); aumento no tamanho das populações, diminuindo a probabilidade de extinções locais e depressão endogâmica (DUNNING et al., 1995; HADDAD & BAUM, 1999); rotas de dispersão para a recolonização de áreas degradadas (FORMAN, 1995); facilitação do fluxo gênico (AARS & IMS et al., 1999; HALE et al., 2001; MECH & HALLETT, 2001); aumento do movimento entre manchas, os quais por sua vez podem diminuir a probabilidade de extinção de populações locais (GONZÁLEZ et al., 1998, HADDAD, 1999; MECH & HALLETT, 2001); papel como áreas de habitat adicional para espécies (ROSENBERG et al., 1997); e fornecimento de áreas para forrageamento, reprodução e refúgios (ANDREASSEN et al., 1996).

Já os autores que questionam os corredores argumentam que estes podem facilitar a disseminação de espécies exóticas (SEABROOK & DETTMAN, 1996; DOWNES et al., 1997); diminuir o nível de variação genética entre as populações e subpopulações ou romper

adaptações locais (NOSS, 1987); facilitar a expansão de fogo e de outras perturbações bióticas e abióticas (HOBBS, 1992); e aumentar a exposição da vida selvagem a caçadores e/ou outros predadores (NOSS, 1987). Além disso, a implantação de corredores mal projetados pode transformá-los em sumidouros para algumas populações, possivelmente por aumentar a exposição dos animais nas bordas, deixando-os suscetíveis aos predadores resistentes na matriz e à competição com espécies generalistas (ROSENBERG, 1997). Desta forma, muitos autores chamam atenção para a qualidade do corredor ecológico, que está diretamente relacionada ao tamanho, largura e grau de cobertura (CHETKIEWICZ, 2006). Por exemplo, HENEIN & MERRIAM (1990), observaram que corredores largos e em fase sucessional adiantada são mais favoráveis ao fluxo de espécies do que aqueles em estágio inicial de regeneração.

De qualquer forma, vários autores têm indicado a funcionalidade de corredores para diferentes grupos animais, tais como pássaros (HAAS, 1995), pequenos mamíferos (BEIER, 1995; PERAULT & LOMOLINO, 2000; LEES & PERES, 2007), borboletas (SUTCLIFFE & THOMAS, 1996; HADDAD, 1999), coleópteros (TAKAHASHI, 2007), especialmente para áreas localizadas em ambientes temperados. No entanto, em áreas tropicais ainda são poucos os estudos sobre o papel funcional de corredores ecológicos (PARDINI et al., 2005; CARLOS, 2006; LEES & PERES, 2007; NAXARA 2008).

PARDINI et al. (2005), avaliando a influência de corredores na abundância e diversidade de pequenos mamíferos na Mata Atlântica, mostraram que a abundância total de pequenos mamíferos foi significativamente maior em fragmentos conectados que em fragmentos isolados. Já LAURANCE (1990), comparando as respostas de cinco espécies de marsupiais arbóreos em fragmentos tropicais na Austrália, também observou um efeito positivo dos corredores na riqueza das espécies avaliadas.

LEES & PERES (2007), na Amazônia verificaram que grandes mamíferos e pássaros foram beneficiados pela presença de um corredor. NAXARA (2008), avaliando a importância de corredores ripários para pequenos mamíferos, sugeriu que os mesmos abrigavam populações residentes e facilitavam o contato entre populações dos habitats florestais. CARLOS (2006), avaliando o uso de corredores florestais por pequenos mamíferos na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro, verificou que várias espécies utilizaram essas estruturas como hábitat.

2.3 Sistemas Agroflorestais e sua Contribuição para a Conservação da Biodiversidade

Os sistemas agroflorestais (SAFs) podem ser definidos como o plantio de árvores ou de outras plantas lenhosas perenes, associado com culturas agrícolas e/ou animais em uma mesma unidade de terra (NAIR, 1984). A característica principal do SAF é a presença de árvores no sistema agrícola e baseia-se nas funções que estas possam ter nesses sistemas. As funções podem ser de origem ecológica ou sócio-econômicas e resultam das interações entre as árvores e os demais componentes do sistema (VAZ, 2002).

Nos SAFs de alta diversidade convivem na mesma área espécies madeireiras, ornamentais, medicinais e forrageiras. O sistema é planejado de modo a permitir colheitas desde o primeiro ano de implantação, permitindo que o agricultor obtenha rendimentos de culturas anuais, hortaliças e frutíferas de ciclo curto, enquanto espera a maturação das espécies florestais e frutíferas de ciclo mais longo. Dessa forma, esta técnica apresenta um

grande interesse para a agricultura familiar, especialmente por reunir vantagens econômicas e ambientais (ARMANDO et al., 2002). A implantação de SAFs com alta diversidade tem como princípio o fato de que cada componente do sistema usa diferencialmente os recursos naturais (energia solar, água e nutrientes), o que possibilita o uso mais eficiente desses recursos e uma melhor ocupação do “sítio” com espécies de interesse econômico (VIVAN, 1998).

Em função destas características, os SAF's são considerados uma importante alternativa de uso sustentável nos ecossistemas tropicais úmidos e têm sido apresentados como o sistema de produção que mais se aproxima ecologicamente da floresta natural (HUXLEY, 1983; BANDY et al., 1994; ALMEIDA et al., 2002; NAIR, 1993; MÜLLER et al., 2002; EWEL, 1999). Vários autores têm destacado que os SAFs podem contribuir para a conservação da biodiversidade dentro de paisagens fragmentadas, já que eles poderiam prover habitat para um número grande de espécies animais, incluindo espécies ameaçadas (NEPSTAD et al., 1991; GUEVARA & LABORDE, 1993; HIETZ-SIERFERT et al., 1996; ALTIERI, 1999; JOHNS, 1999; RICE & GREENBERG, 2000; SCHROTH et al., 2004).

Os mecanismos pelos quais os SAF's contribuem para conservação da biodiversidade foram estudados por diversos autores (HUANG et al., 2002; SCHROTH et al. 2004; MCNEELY, 2004; HARVEY et al., 2006; HARVEY & VILLALOBOS, 2007; JOSÉ, 2009), que citam como as principais contribuições destes sistemas:

- A disponibilização de habitat para espécies que podem tolerar algum nível de perturbação (SCHROTH et al., 2004);
- O papel de refúgio para comunidades de pequenos mamíferos (YLÖNEN et al., 1991);
- A preservação de germoplasma de espécies vegetais em risco de extinção (HARVEY et al., 2006);
- A redução de taxas de conversão de habitat natural (NOBEL & DIRZO, 1997);
- O aumento da conectividade da paisagem através da criação de corredores entre manchas de habitat (SANDERSON et al., 2004; GASCON et al., 2004; SCHROTH et al., 2004);
- A proteção contra erosão e degradação dos solos (FRANCO et al., 2002).

Embora a utilização de SAFs como corredores ecológicos seja citada na literatura, em geral nas regiões tropicais ainda não existem trabalhos que comprovem cientificamente esta função.

Com relação à utilização desses sistemas como habitat pela fauna silvestre, HARVEY & GONZÁLEZ VILLALOBOS (2007), estudando SAFs, florestas nativas e uma monocultura na Costa Rica, verificaram que os SAFs foram utilizados como habitat para um grande número de pássaros e morcegos e apresentaram valores de riqueza e abundância semelhantes às áreas de floresta secundária. Na Mata Atlântica da Bahia, FARIA et al. (2006) encontraram resultados semelhantes, indicando uma maior riqueza e diversidade de morcegos em agroflorestas de cacau do que em pequenos fragmentos localizados na área. Já ESTRADA & COATES-ESTRADA (2001), no México, observaram que em um sistema agroflorestal de cacau e café, 71% das espécies amostradas de morcegos também ocorrem em florestas nativas. HARVEY et al. (2006), estudando a importância de SAFs para conservação de biodiversidade na Costa Rica verificaram que embora os sistemas estudados fossem menos diversos que florestas nativas, eles eram muito mais diversificados que monoculturas e serviam como habitat satisfatório para várias espécies dependentes de floresta.

Com relação ao fornecimento de alimento para a fauna silvestre, os SAFs parecem oferecer recursos abundantes. Embora estes sistemas sejam menos diversificados que florestas nativas, muitas das espécies arbóreas plantadas, tais como *Inga edulis* (Fabaceae), muitas mirtáceas e a maioria das palmeiras, são capazes de atrair animais com boa capacidade de

dispersão de sementes (GONZÁLEZ, 1999; REIS & KAGEYAMA, 2000; CARLO et al. 2004). Além disso, algumas das espécies de árvore nativas que regeneraram naturalmente dentro do SAF são conhecidas por fornecer recursos fundamentais a espécies frugívoras (CARLO et al., 2004; THIES e KALKO, 2004).

Sistemas agroflorestais ainda podem contribuir para a conservação de fragmentos florestais através do aumento da conectividade da paisagem e favorecendo o movimento animal. PARDINI (2004) interpretou a ausência de um efeito claro de perda de espécies de pequenos mamíferos em uma paisagem fragmentada no sul da Bahia como resultado da conectividade propiciada por ambientes de estrutura florestal, como plantações sombreadas de cacau, capazes de abrigar a maioria das espécies florestais presentes na área.

Nesse sentido, a manutenção de um mosaico de fragmentos florestais conectados, sistemas agroflorestais e pastagens arborizadas está emergindo como uma estratégia de conservação em paisagens agrícolas (HUGHES et al., 2002; BENTON et al., 2003; TABARELLI & GASCOM, 2005; HARVEY et al., 2006; VANDERMEER & PERFECTO, 2006).

3 METODOLOGIA GERAL

3.1 Descrição e Caracterização da Área de Estudo.

A área estudada consiste de dois fragmentos florestais com 8 e 17 ha, interligados por um corredor agroflorestal, localizados no município de Seropédica, RJ, situados nas coordenadas 22°46" S e 43°41" W, a uma altitude média de 27 m. A área encontra-se situada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, que faz parte de um sistema integrado de produção agroecológica (SIPA), o qual está vinculado a um convênio entre a EMBRAPA Agrobiologia, PESAGRO-Rio e Universidade Federal do Rural do Rio de Janeiro (ALMEIDA et al., 1998).

A cobertura vegetal natural da região é de Floresta Ombrófila Densa. Com exceção das áreas de encosta serrana, praticamente não existem áreas contínuas com floresta nativa dentro dos limites do município de Seropédica (SANTOS et al., 1999). Atualmente, fragmentos de florestas secundárias ocorrem de maneira esparsa, principalmente em áreas públicas, como o campus da UFRuralRJ, EMBRAPA Agrobiologia e Floresta Nacional Mário Xavier.

O clima predominante na região é o Aw de Köpen, caracterizado por invernos secos e verões úmidos. Os dados climáticos da Estação Meteorológica "Ecologia Agrícola da PESAGRO-Rio/INMET", localizada no mesmo município da realização do estudo, demonstram que no período do estudo, a temperatura média mensal foi de 23,5°C, sendo dezembro o mês com maior precipitação, com média de 248 mm, e agosto o de menor precipitação, com 45 mm (Figura 1).

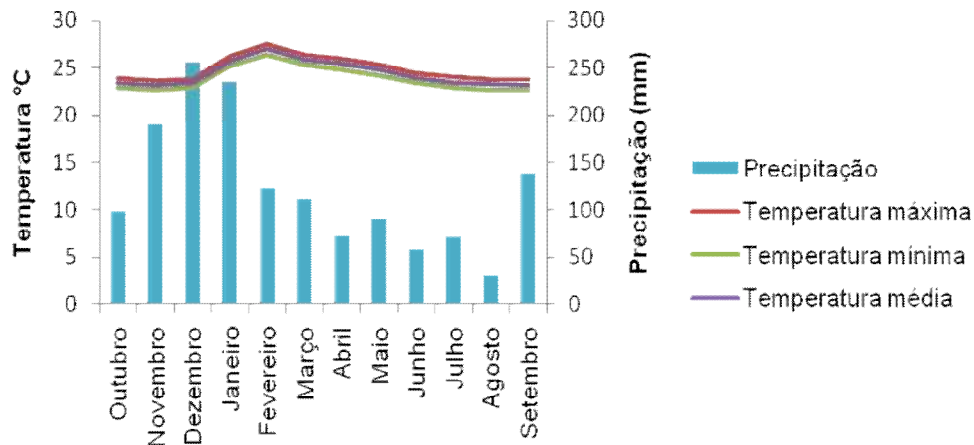


Figura 1 - Precipitação pluvial e temperatura média mensal referente ao período de realização do estudo (Outubro/2009 a Outubro/2010). Dados da Estação Ecologia Agrícola da Pesagro-Rio/INMET.

3.2 Caracterização dos Fragmentos e do Corredor

Os fragmentos interligados pelo corredor agroflorestal foram denominados fragmento da baixada (17 ha), localizado na parte baixa da paisagem e fragmento do topo (8 ha), localizado na parte alta da paisagem, separados por uma distância de aproximadamente 200 m (Figura 2).

O fragmento do topo (FT) é um remanescente de Mata Atlântica em um estágio mais avançado de sucessão e possui uma maior riqueza de espécies que as demais áreas, com uma maior equitabilidade entre elas, do que o fragmento da baixada. No FT As espécies mais representativas são *Anadenanthera colubrina*, *Astronium graveolens*, *Sparattosperma leucanthum* e *Brosimum guianense*. Dentre as famílias, destacam-se Leguminosae, Anacardiaceae e Bignoniaceae (VIEIRA, 2007).

O fragmento da baixada (FB) é oriundo de um antigo horto florestal, abandonado na década de 50. As espécie mais representativas nesta área são *Mimosa caesalpiniiifolia*, *Anadenanthera colubrina* e *Aegiphila sellowiana*. As famílias mais comuns são Leguminosae, Myrtaceae e Verbenaceae. De um total de 63 espécies encontradas nos dois fragmentos, apenas 19 % ocorrem nas duas áreas (VIEIRA 2007).

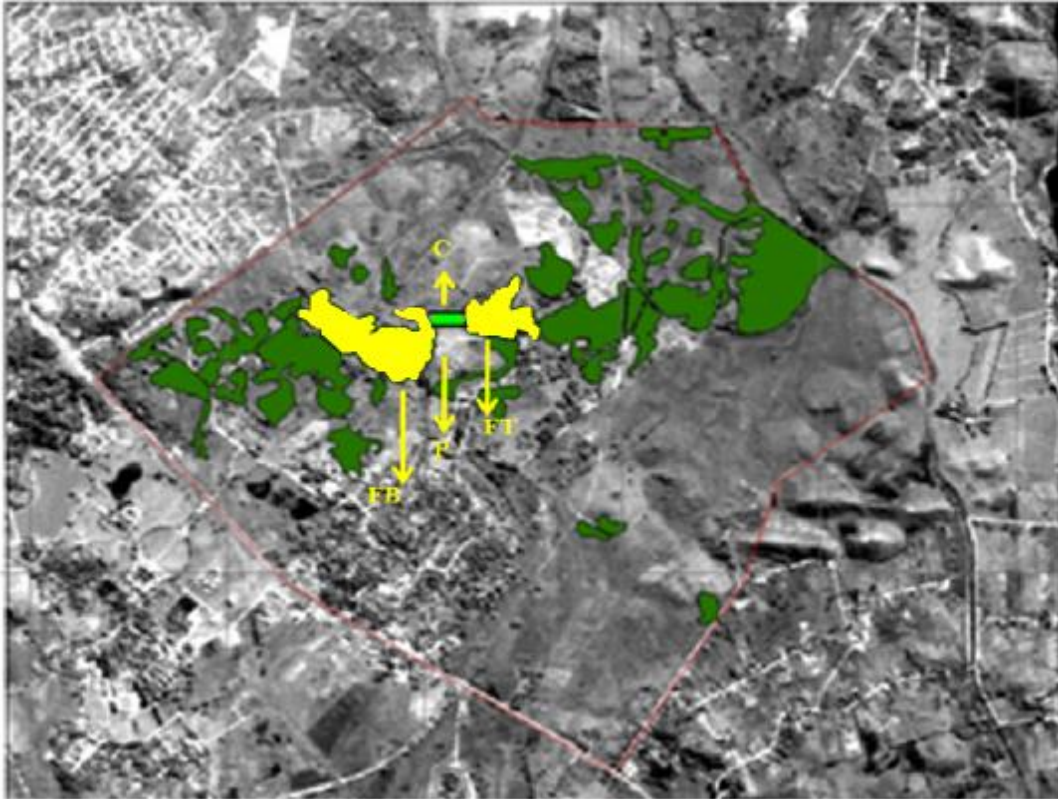


Figura 2 – Localização das áreas de estudo na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ. FB = fragmento da baixada; C = corredor agroflorestal; P = pastagem; FT = fragmento do topo.

A implantação do sistema agroflorestal (SAF) que interliga os fragmentos teve início em fevereiro de 2005. O sistema foi desenhado conforme o modelo do sistema agroflorestal regenerativo análogo (SAFRA) (VIVAN 1998), com adaptações para as condições locais, tais como o uso de fertilizantes adotados na produção orgânica e o uso de leguminosas arbóreas fixadoras de N_2 . A área ocupada pelo SAF foi de 6.000 m², sendo 200 m de comprimento e 30 m de largura. Ao todo utilizou-se cerca de 2.500 mudas de 32 espécies arbóreas que foram dispostas no plantio em espaçamento de 1 m x 1 m, buscando-se distribuí-las de forma a criar interações entre as diferentes categorias sucessionais. Foram plantadas espécies de ciclo curto em toda a área com os seguintes espaçamentos: guandu (1,0 m x 0,3 m), girassol (1,0 m x 0,5 m), abóbora (3,0 m x 3,0 m) banana (3,0 m x 3,0 m), cana (3,0 m x 3,0 m) abacaxi (1,0 m x 0,4 m) e aipim (1,0m x 0,5m). As espécies florestais para produção de biomassa, frutíferas, madeireiras e palmeiras foram plantadas na metade da área (200 m x 15 m), na fila do aipim, utilizando-se mudas. A outra metade da área (200 m x 15 m) foi plantada utilizando-se sementes. Após quatro anos de implantação, o SAF se encontra em estágio avançado de desenvolvimento. Durante este período, o componente arboreo apresentou um rápido crescimento, atingindo alturas em torno de 10 metros (Figura 3). A matriz adjacente (P) ao corredor é composta por capim colômbio, sendo usada regularmente por gado e é roçada freqüentemente.



Figura 3 – Aspecto atual (quarto ano após a implantação) do corredor agroflorestal localizado entre dois fragmentos na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ.

3.3 Captura de Pequenos Mamíferos

Para a captura de pequenos mamíferos foram utilizadas duas metodologias distintas: o método de captura em armadilhas de interceptação seguido de queda (*pitfall traps*) e armadilhas Sherman.

As armadilhas de interceptação seguida de queda consistem de recipientes enterrados no solo interligados por cercas guia (*drift-fences*) (CORN, 1994). Quando um animal se depara com a cerca, geralmente a acompanha, até eventualmente cair no recipiente mais próximo, onde poderá ser coletado e identificado, ou simplesmente quantificado e solto (CECHIN & MARTINS, 2000). Para a confecção destas armadilhas foram utilizados baldes de 65 l, 60 cm de profundidade e 40 cm de diâmetro, com pequenos furos (menores que 2 mm) para escoamento do excesso de água da chuva. Em cada armadilha, foram colocados pedaços de isopor grosso (acima de 3 cm de espessura), sobre o qual os animais poderiam se abrigar da água nos períodos de chuva, conforme recomendação de CECHIN & MARTINS (2000). Os baldes foram distribuídos em sistemas no formato de Y, estando um alocado no centro do Y e os demais nas extremidades (Figura 4). Dessa forma, cada balde estava distante do mais próximo em 5,0 m, estando conectados por cercas guias (plástico preto) com 1,0 m de altura (figura 4). Em cada área de amostragem (os dois fragmentos, o corredor, e a matriz de pastagem adjacente ao corredor) foram instalados três sistemas de armadilha de queda, distando aproximadamente 80 m uma da outra (Figura 5).

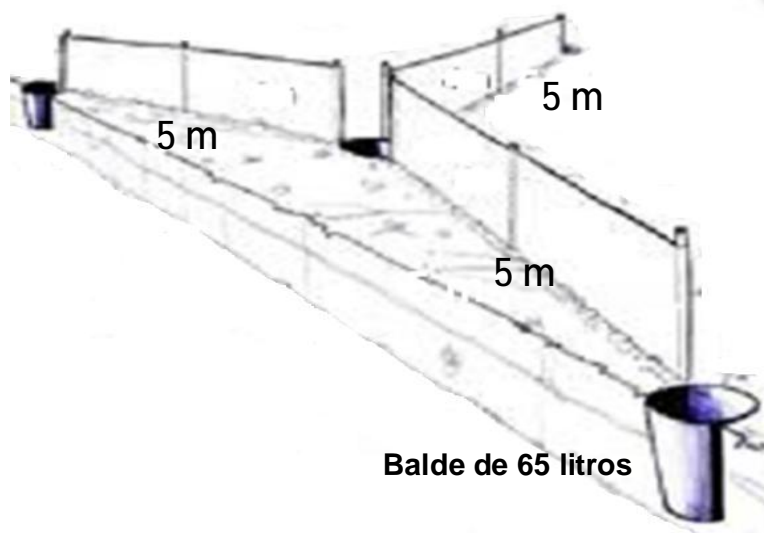


Figura 4 – Sistema no formato y com quatro pitfalls interligados por cerca guia, utilizados para captura de pequenos mamíferos em uma paisagem fragmentada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ. Figura adaptada de SEMA (2007)

Entre cada sistema de armadilha de queda, foram alocadas sete armadilhas tipo Sherman distando 10 m entre si (Figura 5). Estas foram distribuídas alternadamente no solo e no sub-bosque, totalizando 14 em cada habitat (Figura 6). Em cada uma foram colocadas iscas compostas por uma mistura de banana, aveia, bacon e pasta de amendoim. No caso dos *pitfalls* as iscas foram usadas com o intuito de evitar a mortalidade por inanição.

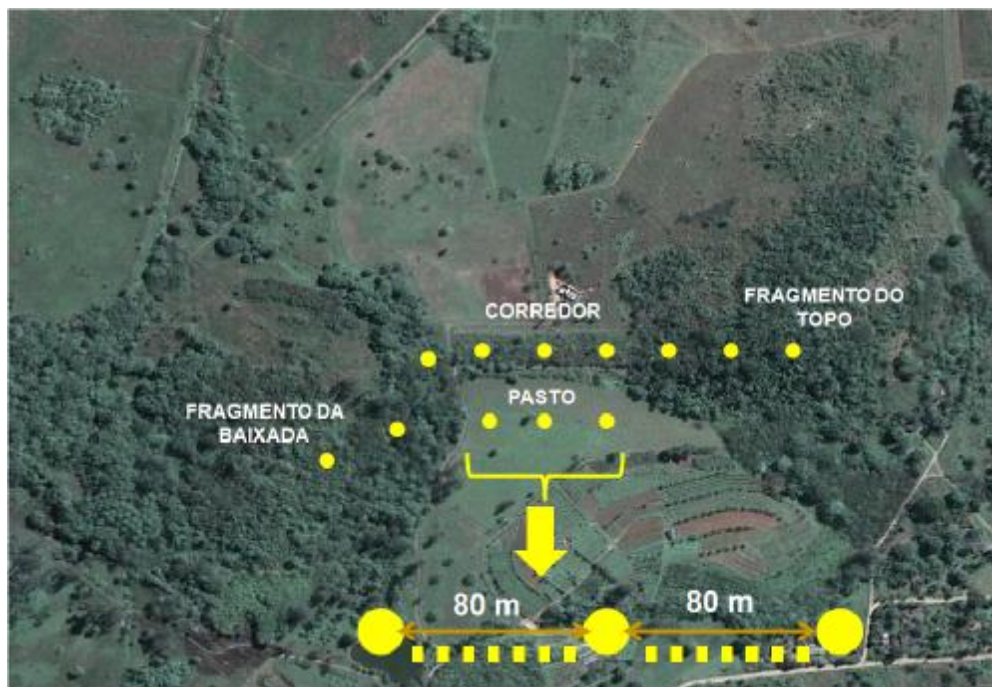


Figura 5 – Distribuição das armadilhas para captura de pequenos mamíferos na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ. Cada círculo representa uma estação de captura no formato de Y com 4 baldes cada. No zoom os quadrados amarelos representam a distribuição das armadilhas Sherman.



Figura 6 – Armadilhas Sherman alocadas no chão e no sub-bosque nos fragmentos florestais e no corredor agroflorestal na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ

A amostragem de pequenos mamíferos foi realizada mensalmente entre outubro de 2008 e outubro de 2009, totalizando 13 sessões de captura de cinco dias (quatro noites) consecutivos para todos os habitats (FT, FB, C e P). Durante os dias de amostragem o gado foi retirado da área de pasto e as armadilhas (*pitfall* e Sherman) foram abertas, sendo vistoriadas todas as manhãs. Os indivíduos capturados foram marcados com brincos metálicos com números individuais. Para cada animal coletado foram registrados o tipo de armadilha, o local de captura, a data da coleta e o sexo, e foram efetuadas medidas morfométricas (comprimento do corpo, comprimento da cauda, comprimento da pata e peso). Os animais não identificados em campo foram levados para identificação em laboratório através de guias de campo ou com o auxílio de especialistas, sendo posteriormente liberados no mesmo local de captura. Os métodos e as análises estatísticas referentes serão detalhados nos respectivos capítulos.

CAPÍTULO I

**INFLUÊNCIA DO TIPO DE ARMADILHA, POSIÇÃO,
ESTAÇÃO DO ANO E HABITAT NA CAPTURA DE
PEQUENOS MAMÍFEROS**

RESUMO

Estudos sobre a estrutura e funcionamento de comunidades de pequenos mamíferos podem ser influenciados pelos métodos de captura. Este estudo teve como objetivo comparar a eficiência de captura de pequenos mamíferos com armadilhas do tipo Sherman (modelo XLF-15, 10x11,5x38 cm) em duas posições (chão e árvore) e armadilhas de queda (*pitfall traps*; baldes de 65 l e 40 cm de diâmetro e 60 cm de profundidade). O estudo foi realizado em uma área localizada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ, composta por dois fragmentos (8 e 17 ha), ligados por um corredor agroflorestal e circundados por uma matriz de pastagem. As amostragens foram realizadas mensalmente de outubro de 2008 a outubro de 2009, totalizando 13 sessões de captura com quatro noites cada. Em cada armadilha, incluindo *pitfalls* e Shermans, foram colocadas iscas compostas por uma mistura de banana, aveia, bacon e pasta de amendoim. Para avaliar diferenças no sucesso de captura entre os três tipos de armadilhas utilizados foi usado o teste de Qui-quadrado. Esta mesma análise foi utilizada para verificar se houve diferença entre os meses mais secos (abril a agosto) e os meses chuvosos (setembro a março). Foram obtidas no total 155 capturas de seis espécies. Os *pitfalls* tiveram 88 capturas (56,8%) de quatro espécies, possuindo um sucesso significativamente maior que as Sherman chão com 45 (29,0%) de cinco espécies e Sherman árvore com 22 (14,2%) de duas espécies ($\chi^2 = 6,50$, $p = 0,040$). Considerando-se os dois grupos taxonômicos separadamente, os resultados indicaram que, para os marsupiais, não houve diferença significativa no sucesso de captura entre os três tipos de armadilha utilizados ($\chi^2 = 4,75$; $p = 0,09$). Já para os roedores, o *pitfall* foi significativamente mais eficiente que a Sherman chão (Teste exato de Fisher, $p = 0,02$). No menor fragmento e no corredor, os *pitfalls* foram mais eficientes, seguidos pela Sherman chão e Sherman árvore ($\chi^2 = 6,21$, $p = 0,045$; $\chi^2 = 7,38$, $p = 0,025$). No maior fragmento não houve diferença significativa entre os tipos de armadilha ($\chi^2 = 2,11$, $p = 0,350$) e na pastagem a Sherman chão foi mais eficiente que os *pitfalls* (Teste exato de Fisher, $p = 0,025$). Com relação à sazonalidade os *pitfalls* foram significativamente mais eficientes na estação chuvosa (Teste exato de Fisher, $p < 0,0001$) enquanto a Sherman árvore foi mais eficiente na estação seca (Teste exato de Fisher, $p = 0,009$). Para Sherman chão, a diferença entre estações não foi significativa (Teste exato de Fisher, $p = 0,757$). Os resultados tornam evidente que a combinação de diferentes tipos de armadilhas pode aumentar o sucesso total de captura e a obtenção de amostras mais representativas da comunidade. Além disso, ficou clara a importância da sazonalidade e tipo de habitat na capturabilidade de pequenos mamíferos.

Palavras-chave: Armadilhas de queda, eficiência entre métodos de captura, roedores, marsupiais.

ABSTRACT

Studies on the structure and functioning of small mammals communities can be influenced by capture methods. This study had as objective to compare the efficiency of capture of small mammals with Sherman traps (model XLF-15, 10x11.5x38 cm) in two different positions (on the ground and in trees) and pitfall traps (65 l, 40 cm in diameter and 60 in depth). The study was carried out in an area located at the Fazendinha Agroecológica, Km 47, Seropédica, RJ, composed by two fragments (8 and 17 ha) linked by a agroforestry corridor and surrounded by a pastureland matrix. Small mammals were sampled monthly from October 2008 to October 2009, totaling 13 sessions of capture with four nights each. Each trap, including pitfalls and Shermans, was baited with a mixture of banana, oats, bacon and peanut cream. Differences in the success of capture among the three types of traps were evaluated by Qui-square tests. The same analysis was used to verify if there was difference in the capture successes among the dry months (April to August) and the wet months (September to March). A total of 155 captures, belonging to six species of small mammals were obtained. The pitfalls had 88 captures (56,8%) of four species, having a success significantly higher than the Shermans at ground with 45 (29,0%) of five species and Shermans at trees with 22 (14,2%) of two species ($\chi^2 = 6,50$, $p = 0,040$). Considering the two taxonomic groups separately, the results indicated that, for the marsupials, there was no difference in the capture success among the three trap types used ($\chi^2 = 4,75$; $p = 0,09$). For rodents, pitfalls were significantly more efficient than Shermans at ground (Fisher's exact test, $p = 0,02$). In the large fragment and in the corridor, the pitfalls were more efficient, following for Shermans at ground and Shermans at trees ($\chi^2 = 6,21$, $p = 0,045$; $\chi^2 = 7,38$, $p = 0,025$). In the small fragment there was not significant difference among the trap types ($\chi^2 = 2,11$, $p = 0,350$) and in the pastureland the Shermans at ground were more efficient than the pitfalls (Fisher's exact test, $p = 0,025$). Regarding the seasons, pitfalls were significantly more efficient in the wet season (Fisher's exact test, $p < 0,0001$) while Shermans at trees were more efficient in the dry season (Fisher's exact test, $p = 0,009$). For the Shermans on the ground, the difference among seasons was not significant (Fisher's exact test). The results indicated that the combination of different types of traps can increase the total success of capture and the obtaining of more representative samples of the community. Besides that, the importance of seasons and habitat type in small mammals's capturability was reinforced.

Key words: Pitfall traps, trapping efficiency, rodents, marsupials.

1 INTRODUÇÃO

Estudos sobre a estrutura e funcionamento de comunidades de pequenos mamíferos dependem da capacidade de se amostrar a comunidade e, por conseguinte, da técnica de captura utilizada (WOODMAN et al., 1996). A eficiência dos diferentes tipos de armadilhas, por sua vez, pode ser influenciada por vários fatores, tais como o formato das mesmas (WOODMAN et al., 1996), o espaçamento entre armadilhas (SLADE & RUSSEL, 1998), a altura em que são alocadas (FREITAS & FERNANDEZ, 1998), o tipo de isca utilizada (LAURANCE, 1994; O' FARREL et al., 1994), características físicas dos animais e disponibilidade de recursos alimentares no ambiente (ADLER & LAMBERT, 1997). Além disso, a captura de pequenos mamíferos ainda pode ser influenciada pelo clima e sazonalidade, densidade populacional das espécies a serem capturadas, sexo e idade dos indivíduos (BERGALLO & MAGNUSSON, 1999; SANTOS-FILHO, 2008)

Esses fatores se tornam ainda mais relevantes nas florestas tropicais, uma vez que essas formações florestais são habitadas por uma grande diversidade de pequenos mamíferos com hábitos bastante diversificados, que vão desde espécies com hábito semifossorial até arborícola. Desta forma, as armadilhas podem atuar de forma seletiva, capturando indivíduos de apenas algumas espécies (SLADE et al., 1993; O'FARRELL et. al., 1994; LEE, 1997).

Apesar disso, poucos estudos avaliaram a eficiência de diferentes tipos de armadilha na captura desses animais, especialmente na Floresta Atlântica (FREITAS & FERNANDEZ, 1998; SILVA, 2001; SCHITTINI et al., 2002; ASTÚA et al., 2006; UMETSU et al., 2006). Dessa forma, é importante a análise da eficiência dos diferentes métodos de captura, especialmente ao se comparar diferentes tipos de paisagens e condições climáticas, já que essa compreensão pode tornar mais eficientes estudos posteriores sobre comunidades de pequenos mamíferos.

Dessa forma, o presente capítulo teve como objetivo avaliar a eficiência da captura de pequenos mamíferos com armadilhas do tipo Sherman em duas posições (no chão e em árvores) e armadilhas de queda (*pitfall traps*) em uma paisagem fragmentada localizada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ. Assim, este capítulo teve os seguintes objetivos específicos:

- a) Avaliar se o sucesso de captura de cada tipo de armadilha varia entre diferentes grupos taxonômicos (marsupiais e roedores);
- b) Avaliar se o sucesso de captura das diferentes armadilhas difere entre os habitats estudados (fragmentos, corredor e pastagem).
- c) Comparar o sucesso de captura de cada tipo de armadilha entre as estações seca e chuvosa.

2 METODOLOGIA

O estudo foi realizado em uma paisagem fragmentada localizada na Fazendinha Agroecológica do km 47, Seropédica, RJ. A área de estudo é composta por dois fragmentos denominados fragmento do topo (FT, com 8 ha) e fragmento da baixada (FB, com 17 ha), um corredor agroflorestal que liga os fragmentos (C) e a pastagem adjacente (P). Uma descrição detalhada da área estudada encontra-se na Metodologia Geral (ver página 15).

As amostragens de pequenos mamíferos foram realizadas mensalmente entre outubro de 2008 e outubro de 2009, totalizando 13 sessões de captura com quatro noites consecutivas cada em todos os habitats amostrados (FT, FB, C e P).

Foi comparada a eficiência de dois tipos de armadilhas utilizadas simultaneamente para captura de pequenos mamíferos: (1) Sherman modelo XLF-15 (10x11,5x38 cm) e (2) Armadilhas de queda (*pitfall traps*, confeccionadas utilizando-se baldes de 65 l, com abertura de 40 cm de diâmetro e 65 cm de profundidade). As armadilhas Sherman foram alocadas em duas posições distintas: no chão e sobre árvores (entre 1,5 e 2 m de altura), sendo esta última considerada como um terceiro tipo de armadilha (para maiores detalhes ver o item Metodologia Geral).

As armadilhas de queda foram distribuídos em sistemas no formato de Y com quatro baldes interligados por cerca guia (plástico preto) com 1,0 m de altura, estando um balde alocado no centro do Y e os demais nas extremidades. Em cada local de amostragem foram instalados três sistemas de armadilha de queda, distando aproximadamente 80 m uma da outra. Entre cada sistema, foram alocadas sete armadilhas tipo Sherman, distando 10 m entre si. Estas armadilhas foram distribuídas alternadamente no solo e no sub-bosque, totalizando 14 armadilhas desse tipo em cada habitat. Em cada armadilha, incluindo baldes e Shermans, foram colocadas iscas compostas por uma mistura de banana, aveia, bacon e pasta de amendoim. No caso dos baldes as iscas foram usadas com o intuito de evitar a mortalidade dos animais por inanição.

O esforço total de captura foi de 4622 armadilhas-noites, dividido de forma similar entre os quatro habitats (Tabela 1.1). As pequenas diferenças observadas no esforço de captura entre as áreas foram devidas a imprevistos de campo, como alagamentos que impossibilitaram a colocação de armadilhas Sherman no chão e a abertura dos baldes. Além disso, na pastagem foram utilizados apenas armadilhas de queda e Shermans chão, devido a ausência de árvores nesse ambiente.

Tabela 1.1 Esforço de captura (número de armadilhas-noites) por tipo de armadilha e por habitat, em uma paisagem fragmentada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ.

| Habitat | Balde | Sherman chão | Sherman árvore | Total |
|----------------------|-------|--------------|----------------|-------|
| Fragmento do topo | 592 | 327 | 312 | 1231 |
| Fragmento da baixada | 543 | 299 | 294 | 1136 |
| Corredor | 541 | 320 | 323 | 1184 |
| Pastagem | 508 | 563 | 0 | 1071 |
| Total | 2184 | 1509 | 929 | 4622 |

O sucesso de captura foi obtido multiplicando-se o total de capturas por 100 e dividindo pelo esforço de captura (armadilhas-noites). As armadilhas Sherman árvore não foram consideradas para o cálculo do sucesso de captura das espécies de hábito exclusivamente terrestre.

Para avaliar possíveis diferenças no sucesso de captura de pequenos mamíferos entre os três tipos de armadilhas utilizados (balde, Sherman chão e Sherman árvore) foi usado o teste de Qui-quadrado (ZAR, 1999). Esta mesma análise foi utilizada para avaliar se houve diferença nos sucessos de captura entre os meses mais secos (abril a agosto) e os meses chuvosos (setembro a março). Os testes foram realizados considerando a comunidade como um todo, cada espécie separadamente, e os grupos taxonômicos (roedores e marsupiais). Quando os pressupostos do teste de Qui-quadrado não foram atendidos, utilizou-se o Teste exato de Fisher (ZAR, 1999).

3 RESULTADOS

3.1 Eficiência de Captura entre Tipos de Armadilha

Foram obtidas no total 155 capturas de 137 indivíduos, pertencentes a seis espécies de pequenos mamíferos, considerando todas as armadilhas utilizadas no presente estudo. Dentre estas, 88 capturas (56,8%) de quatro espécies foram realizadas nos baldes, 45 (29,0%) de cinco espécies nas Sherman chão e 22 (14,2%) de duas espécies em armadilhas Sherman árvore (Tabela 1.2).

Considerando todos os indivíduos capturados nos diferentes habitats, os baldes tiveram um sucesso de captura significativamente maior, seguidos pelas Sherman chão e Sherman árvore ($\chi^2 = 6,50$, $p = 0,040$; Tabela 1.2).

Das cinco espécies capturadas nos baldes, apenas *Mus musculus* foi capturada exclusivamente com este método. Em contrapartida, das cinco espécies capturadas com armadilhas Sherman chão, apenas *Rattus norvegicus* foi capturada exclusivamente com este tipo de armadilha. Ambas as espécies, no entanto, tiveram poucos indivíduos capturados (Tabela 1.2). Nenhuma espécie foi capturada exclusivamente nas armadilhas Sherman árvore. Conforme esperado, os roedores encontrados neste estudo - que são de hábito exclusivamente terrestre - não foram capturados nesse tipo de armadilha, que teve capturas apenas dos marsupiais *Didelphis aurita* e *Philander frenatus* (Tabela 1.2).

Didelphis aurita foi capturado com os três tipos de armadilha utilizados, que não diferiram na eficiência de captura de indivíduos dessa espécie ($\chi^2 = 4,18$, $p = 0,124$; Tabela 1.2). Já o marsupial *P. frenatus* foi capturado apenas nas armadilhas do tipo Sherman, mas o número de capturas foi baixo em ambos os estratos (Tabela 1.2).

Considerando apenas as capturas das espécies de hábito terrestre, o roedor *Oligoryzomys nigripes* foi significativamente mais capturado nos baldes (Teste exato de Fisher: $p = 0,020$). Da mesma forma, *Akodon cursor* teve um maior número de capturas neste tipo de armadilha, apesar da diferença não ter sido significativa (Teste exato de Fisher: $p = 0,587$; Tabela 1.2).

Considerando-se os dois grupos taxonômicos separadamente, os resultados indicaram que, para os marsupiais, não houve diferença significativa no sucesso de captura entre os três tipos de armadilha utilizados ($\chi^2 = 4,75$; $p = 0,09$). Já para os roedores o balde foi

significativamente mais eficiente que a Sherman chão (Teste exato de Fisher: $p = 0,02$; Tabela 1.3).

3.2 Eficiência de Captura nos Diferentes Habitats.

Considerando-se todos os indivíduos capturados, a eficiência de captura das armadilhas utilizadas diferiu entre os habitats. No fragmento do topo e no corredor, os baldes foram mais eficientes, seguidos pela Sherman chão e Sherman árvore (FT: $\chi^2 = 6,21$, $p = 0,045$; C: $\chi^2 = 7,38$, $p = 0,025$). No fragmento da baixada não houve diferença significativa entre os tipos de armadilha ($\chi^2 = 2,11$, $p = 0,350$) e na pastagem a Sherman chão foi mais eficiente que os baldes (Teste exato de Fisher: $p = 0,025$) (Tabela 1.2).

Tabela 1.2 Sucesso de captura (%) em cada habitat por tipo de armadilha, em uma paisagem fragmentada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ. NA = Número de armadilhas-noite; TC = total de capturas por habitat; SC = sucesso de captura (TC/AN x 100); Da = *Didelphis aurita*, Pf = *Philander frenatus*, Ac = *Akodon cursor*, On = *Oligoryzomys nigripes*, Mm = *Mus musculus*, Rn = *Rattus norvegicus*. Valores entre parênteses referem-se ao número de capturas em cada caso.

| Armadilha | Habitat | NA | Da | Pf | Ac | On | Mm | Rn | TC | SC (%) |
|----------------|----------------------|------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|----------|----|--------|
| Balde | Fragmento do topo | 592 | 3,55(21) | 0 | 3,94 (18) | 2,20 (13) | 0,17 (1) | 0 | 53 | 8,95 |
| | Fragmento da baixada | 543 | 0,74 (4) | 0 | 2,03 (11) | 1,10 (6) | 0 | 0 | 21 | 3,87 |
| | Corredor | 541 | 0,74 (4) | 0 | 0,18 (1) | 0,74 (4) | 0,37 (2) | 0 | 11 | 2,03 |
| | Pastagem | 508 | 0 | 0 | 0,39 (2) | 0,20 (1) | 0 | 0 | 3 | 0,59 |
| Total | | 2184 | 1,33 (29) | 0 | 1,47 (32) | 1,10 (24) | 0,14 (3) | 0 | 88 | 4,03 |
| Sherman chão | Fragmento do topo | 327 | 4,28(14) | 0 | 1,22 (4) | 0 | 0 | 0 | 18 | 5,50 |
| | Fragmento da baixada | 299 | 0,33 (1) | 1,67 (5) | 0,33 (1) | 1,34 (4) | 0 | 0 | 11 | 3,68 |
| | Corredor | 320 | 0 | 0,31 (1) | 0,63 (2) | 0 | 0 | 0 | 3 | 0,93 |
| | Pastagem | 563 | 0,18 (1) | 0 | 1,96(11) | 0 | 0 | 0,18 (1) | 13 | 2,30 |
| Total | | 1509 | 1,06 (16) | 0,40 (6) | 1,19 (18) | 0,27 (4) | 0 | 0,07 (1) | 45 | 2,98 |
| Sherman árvore | Fragmento do topo | 312 | 5,13 (16) | 0 | - | - | - | - | 16 | 5,12 |
| | Fragmento da baixada | 294 | 1,02 (3) | 1,02 (3) | - | - | - | - | 6 | 2,04 |
| | Corredor | 323 | 0 | 0 | - | - | - | - | 0 | 0 |
| Total | | 929 | 2,05 (19) | 0,32 (3) | - | - | - | - | 22 | 2,37 |

3.3 Efeito da Sazonalidade na Eficiência de Captura

Comparando-se os três tipos de armadilhas dentro de cada estação separadamente, na estação chuvosa obteve-se um padrão semelhante ao obtido para os dados totais, com maiores sucessos de captura no balde, seguido pelas Sherman chão e Sherman árvore ($X^2 = 39,39$, $p < 0,0001$). Já na estação seca este padrão se inverteu, com maiores valores de sucesso de captura para a Sherman árvore, seguida pela Sherman chão e os baldes ($X^2 = 19,05$, $p < 0,0001$; Tabela 1.3).

Comparando-se o sucesso de captura de cada tipo de armadilha entre as estações seca e chuvosa, também obtiveram-se resultados contrastantes. Os baldes foram significativamente mais eficientes na estação chuvosa (Teste exato de Fisher: $p < 0,0001$; Tabela 1.3). Já a Sherman árvore foi mais eficiente na estação seca (Teste exato de Fisher: $p = 0,009$). Apesar da Sherman chão também ter tido um maior sucesso de captura na estação seca, a diferença entre as estações não foi significativa para este tipo de armadilha (Teste exato de Fisher: $p = 0,757$).

Considerando cada um dos grupos taxonômicos separadamente, para os marsupiais não houve diferença significativa entre as armadilhas na estação chuvosa ($\chi^2 = 3,52$, $p = 0,172$), enquanto na estação seca a Sherman árvore foi a armadilha mais eficiente, seguida pela Sherman chão e o balde ($\chi^2 = 34,799$, $p < 0,0001$). Para os roedores os maiores valores foram obtidos para os balde na estação chuvosa (Teste exato de Fisher, $p = 0,0002$). Já na estação seca o padrão se inverteu, sendo a Sherman chão a armadilha mais eficiente (Teste exato de Fisher: $p = 0,047$; Tabela 1.3).

Na estação chuvosa o sucesso de captura da espécie *D. aurita* nos baldes foi quase o triplo das Sherman árvore, apesar da diferença entre esses tipos de armadilhas não ter sido significativa ($\chi^2 = 5,44$, $p = 0,066$). Já na estação seca, a Sherman árvore foi mais eficiente para essa espécie, seguida pela Sherman solo e o balde ($\chi^2 = 34,74$, $p < 0,0001$). Para *Akodon cursor* o balde teve um maior sucesso de captura na estação chuvosa (Teste exato de Fisher: $p = 0,031$) e a Sherman chão na seca (Teste exato de Fisher: $p = 0,026$; Tabela 1.3). Para as demais espécies, o baixo número de capturas não permitiu a realização desse tipo de comparação.

Tabela 1.3 Sucesso de captura (%) de pequenos mamíferos durante as estações chuvosa e seca para três diferentes tipos de armadilhas utilizadas em uma paisagem fragmentada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ. Valores entre parênteses são o número de capturas/esforço amostral.

| Espécie | Estação | Balde | Sherman chão | Sherman árvore |
|-------------------------------------|----------------|----------------|---------------------|-----------------------|
| Roedores | | | | |
| <i>Akodon cursor</i> | Chuvosa | 2,26 (28/1239) | 0,92 (8/870) | - |
| | Seca | 0,42 (4/945) | 1,56 (10/639) | - |
| <i>Oligoryzomys nigripes</i> | Chuvosa | 1,78 (19/1239) | 0,34 (3/870) | - |
| | Seca | 0,21 (2/945) | 0,16 (1/639) | - |
| <i>Mus musculus</i> | Chuvosa | 0,24 (3/1239) | 0 | - |
| | Seca | 0 | 0 | - |
| <i>Rattus norvegicus</i> | Chuvosa | 0 | 0,11 (1/870) | - |
| | Seca | 0 | 0 | - |
| Total roedores | Chuvosa | 4,28 (53/1239) | 1,38 (12/870) | - |
| | Seca | 0,63 (6/945) | 1,72 (11/639) | - |
| | Total | 2,70 (59/2184) | 1,52 (23/1509) | - |
| Marsupiais | | | | |
| <i>Didelphis aurita</i> | Chuvosa | 2,26 (28/1239) | 1,26 (11/870) | 0,91 (5/547) |
| | Seca | 0,11 (1/945) | 0,78 (5/639) | 3,66 (14/382) |
| <i>Philander frenatus</i> | Chuvosa | 0 | 0,23 (2/870) | 0,18 (1/547) |
| | Seca | 0 | 0,63 (4/639) | 0,52 (2/382) |
| Total marsupiais | Chuvosa | 2,26 (28/1239) | 1,49 (13/870) | 1,10 (6/547) |
| | Seca | 0,11 (1/945) | 1,41 (9/639) | 4,19 (16/382) |
| | Total | 1,33(29/2184) | 1,46 (22/1509) | 2,37 (22/929) |
| Total Geral (Roedores + Marsupiais) | Chuvosa | 6,50 (81/1239) | 2,87 (25/870) | 1,10 (6/547) |
| | Seca | 0,74 (7/945) | 3,13 (20/639) | 4,19 (16/382) |
| | Total | 4,03 (88/2184) | 2,98 (45/1509) | 2,37 (22/929) |

4 DISCUSSÃO

Em geral, os baldes tiveram um sucesso total de captura maior que as armadilhas Sherman alocadas tanto no chão quanto em árvores, um resultado semelhante ao encontrado por outros autores. Por exemplo, HICE & SCHMIDLY (2002), na Floresta Amazônica, obtiveram um sucesso de captura de 2,33% para os baldes contra 0,45% para as Sherman. LYRA-JORGE & PIVELLO (2001), no cerrado, obtiveram sucessos de 12,33% para baldes e 0,44 % para armadilhas Sherman. Na Floresta Atlântica, UMETSU et al. (2006), registrou um sucesso de 16,42% para os baldes e de 2,58% para Sherman. Essa maior eficiência de captura observada para os baldes pode estar relacionada a possibilidade de captura de mais de um indivíduo na mesma armadilha, fato que foi observado durante o estudo em várias ocasiões. Por exemplo, em uma seção de captura realizada no mês de outubro de 2009, foram capturados três indivíduos de *O. nigripes* no mesmo balde.

Outro fator a ser considerado é que, nesse tipo de armadilha, a chance de captura é aumentada pelas cercas-guias, que direcionam os animais para os *pitfalls*. Aliado a isso, como geralmente não há a colocação de iscas em armadilhas de queda, estas não sofrem a influência da disponibilidade de alimento nas taxas de captura (ADLER & LAMBERT, 1997), preferência das espécies por tipos de iscas (LAURANCE, 1992) e remoção de iscas por formigas (MCCLEARN et al., 1994).

Alguns trabalhos sugerem ainda que armadilhas do tipo Sherman ou similares não capturam indivíduos jovens ou espécies com peso corporal muito reduzido devido a seus gatilhos serem pouco sensíveis ao peso desses animais (MADDOCK, 1992; LYRA-JORGE & PIVELLO, 2001; FRANCL et al., 2002). Isso poderia explicar, por exemplo, a baixa frequência de captura de indivíduos de *O. nigripes* nesse tipo de armadilha neste estudo. Além disso, apesar do baixo número de capturas de *Mus musculus*, essa também seria uma boa explicação para o fato de indivíduos dessa espécie terem sido capturados apenas nos baldes.

No entanto, alguns estudos encontraram maiores eficiências para armadilhas do tipo Sherman em comparação com baldes (PETERSEN, 1980, SANTOS-FILHO, 2006; SILVA, 2001). Na maioria dos estudos onde esse resultado foi obtido, foram utilizados baldes com menor profundidade (em geral < 40 cm de profundidade), o que pode facilitar a fuga dos animais capturados. De modo geral, nos casos em que os *pitfalls* foram mais eficientes utilizou-se baldes mais profundos (> 60 cm), tais como os utilizados neste trabalho.

Considerando-se a eficiência dos tipos de armadilha separadamente para marsupiais e roedores, houve um maior número de capturas nos baldes para os roedores, o que pode ser explicado em parte pelo fato das armadilhas Sherman geralmente não capturarem indivíduos com peso corporal muito reduzido como dito acima. Já para os marsupiais não houve diferença significativa entre os métodos de captura. Cabe ressaltar, no entanto, que o marsupial *P. frenatus* foi capturado apenas em armadilhas do tipo Sherman.

Com relação à sazonalidade, os baldes tiveram maiores taxas de captura durante a estação chuvosa, enquanto as Sherman chão não diferiram significativamente entre estações, apesar de possuírem um maior sucesso na seca. Já as Sherman árvore foram mais eficientes na estação seca. Outros autores encontraram um efeito sazonal na eficiência de captura de pequenos mamíferos em diferentes tipos de armadilha, tais como SANTOS-FILHO (2006), que verificou que baldes capturaram quatro vezes mais indivíduos durante a estação chuvosa, enquanto as armadilhas Sherman capturaram mais indivíduos durante a estação seca. Da mesma forma, HICE & SCHMIDLY (2002), na Amazônia, obtiveram taxas de captura de 0,14% nos baldes durante a estação seca e 4,55% durante a estação chuvosa.

STOKES et al. (2001) sugeriram que os fatores climáticos podem alterar o grau de atividade dos animais, aumentando a chance de encontro de um tipo ou outro de armadilha.

UMETSU et al. (2006), na Mata Atlântica, sugeriu que capturas em baldes são maiores em noites de maior precipitação, devido ao aumento da atividade dos animais associado principalmente à diminuição da chance de predação, ao desalojamento de indivíduos de espécies terrestres em dias de chuva forte e, por último a queda no grau de atividade de marsupiais em noites de temperaturas mínimas mais baixas. Segundo HANDLEY & VARN (1994) e SILVA et al. (2000), baldes seriam mais eficientes na estação chuvosa, porque ficariam encharcados e impediriam que os animais escapassem pulando. No entanto, essa explicação não se aplica a este trabalho, uma vez que neste estudo foram utilizados baldes grandes, que diminuem a chance de que os animais consigam sair após a queda.

Uma das hipóteses que parece mais adequada para explicar os resultados observados neste trabalho seria a menor disponibilidade de alimentos durante a estação seca, o que tornaria as armadilhas com iscas mais atraentes para os animais. De fato, em outros estudos utilizando apenas armadilhas do tipo Sherman houve um maior sucesso de captura durante os períodos mais secos do ano (GRELLE, 1996, STALLINGS, 1991; FONSECA & KIERRULF, 1989). Trabalhos realizados na mesma área de estudo verificaram uma menor disponibilidade de recursos alimentares na estação seca, havendo menor abundância e riqueza de artrópodes (MARTINS 2009) e menor disponibilidade de frutos nos meses chuvosos (VIEIRA, 2007).

ADLER & THOMAS (1997), estudando a densidade de roedores em ilhas no Panamá, encontraram uma relação negativa entre a captura de roedores frugívoros e o número de árvores frutificando. Segundo ADLER & LAMBERT (1997), pequenos mamíferos, são mais dificilmente capturados em armadilhas tradicionais em períodos de maior disponibilidade de recursos alimentares.

Outro fator a ser considerado é que, em geral, na estação chuvosa a maioria das populações de pequenos mamíferos é composta por um maior número de jovens (VIEIRA 1996, QUENTAL et al., 2001). Segundo MARES & ERNEST (1995), a maioria das espécies de pequenos mamíferos se reproduz no final da estação seca e começo das chuvas, com o pico de densidade nas populações ocorrendo na metade da estação chuvosa, período em que ocorre o recrutamento de muitos jovens na população. Indivíduos jovens, por sua vez, tendem a se deslocar mais do que os adultos, que já possuem áreas de vida estabelecidas (GRAIPEL & SANTOS FILHO, 2006) Esse maior deslocamento poderia favorecer a captura em armadilhas de interceptação e queda. Além disso, devido ao pequeno peso, os indivíduos jovens tendem a ter menor taxa de captura em armadilhas do tipo Sherman ou similares (O'CONNELL, 1989; VIEIRA, 1996; QUENTAL et al., 2001), já que sua menor massa não seria suficiente para acionar o gatilho de fechamento desse tipo de armadilha.

O sucesso de captura dos diferentes tipos de armadilha também variou entre os habitats, o que pode ser explicado pela composição e abundância das espécies em cada área. Os baldes foram mais eficientes no fragmento do topo e no corredor, seguidos pela Sherman chão e árvore. No FT houve uma alta taxa de captura de roedores, que de modo geral, como mostrado neste e em outros estudos (SILVA, 2001; LYRA-JORGE & PIVELLO, 2001; UMETSU et al., 2006), são mais capturados em baldes. Já em relação ao corredor a diferença entre os tipos de armadilhas parece ter sido influenciada principalmente pelo fato da Sherman árvore não ter capturado nenhum indivíduo nesse habitat, provavelmente devido ao dossel pouco espesso.

Na pastagem, diferentemente das outras áreas, apesar dos roedores terem sido o grupo mais abundante, as armadilhas Sherman tiveram uma maior taxa de captura, o que pode ser explicado pelo fato dos roedores geralmente possuírem menores área de vida em áreas de alta produtividade como nesse tipo de habitat (A. S. PIRES, comunicação pessoal). Isso reduziria

a possibilidade destes animais encontrarem as cercas-guia e serem direcionados para os baldes devido aos menores deslocamentos.

A eficiência dos métodos de captura de pequenos mamíferos variou em função do tipo de armadilha, grupo taxonômico, sazonalidade e tipo de habitat. Esses resultados tornam evidente que a combinação de diferentes tipos de armadilhas pode aumentar o sucesso total de captura e a obtenção de dados mais representativos da comunidade. Além disso, ficou claro a importância de se levar em consideração a sazonalidade ao se decidir o tipo de armadilha a ser utilizado para captura de pequenos mamíferos. Nesse sentido, verificamos que a eficiência de armadilhas de queda e Sherman variam entre as estações. Os baldes apresentaram um maior sucesso de captura na estação chuvosa, enquanto as Sherman foram mais eficientes na estação seca.

CAPÍTULO II

**PEQUENOS MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS DE MATA
ATLÂNTICA LIGADOS POR UM CORREDOR AGROFLORESTAL NO
MUNICÍPIO DE SEROPÉDICA – RJ.**

RESUMO

Corredores ecológicos têm sido sugeridos como uma alternativa para restabelecer a conectividade funcional entre fragmentos isolados, aumentando o fluxo de indivíduos e a recolonização, e reduzindo assim as extinções locais. Este capítulo teve como objetivo comparar a composição de comunidades de pequenos mamíferos entre diferentes habitats em uma paisagem fragmentada composta por dois fragmentos (8 e 17 ha) interligados por um corredor agroflorestal e a matriz de pastagem adjacente, e analisar o papel do corredor no deslocamentos dos indivíduos entre fragmentos. A área de estudo está localizada na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ. Para a captura de pequenos mamíferos utilizou-se armadilhas Sherman e *pitfall*. As amostragens foram realizadas mensalmente de outubro de 2008 a outubro de 2009, totalizando 13 sessões de captura de quatro noites consecutivas. Para verificar se houve diferença no sucesso de captura entre os ambientes estudados utilizou-se o teste do Qui-quadrado. Para avaliar se os indivíduos das espécies amostradas são residentes, ou utilizam os diferentes habitats apenas para deslocamento, foram calculados o índice de recaptura e a taxa de permanência. Com um esforço de 4622 armadilhas-noites foram obtidas 155 capturas de 137 indivíduos de seis espécies, sendo quatro de roedores e duas de marsupiais. As espécies *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon cursor* e *Didelphis aurita* ocorreram em todos os quatro habitats amostrados. *Philander frenatus* foi capturado no menor fragmento e no corredor, enquanto *Mus musculus* foi capturado apenas no maior fragmento e no corredor e *Rattus norvegicus* apenas na pastagem. O maior sucesso de captura foi observado no maior fragmento, seguido pelo menor fragmento, pastagem e corredor ($\chi^2 = 81,04$, $p < 0,0001$). Considerando os marsupiais e roedores separadamente, os maiores sucessos de captura ocorreram nos fragmentos. No entanto, os marsupiais apresentaram maior sucesso de captura no corredor que na pastagem ($\chi^2 = 77,67$, $p < 0,0001$). Já os roedores foram mais capturados na pastagem do que no corredor ($\chi^2 = 21,62$, $p < 0,0001$). Com relação ao tempo de permanência e taxa de recaptura, de modo geral todas as espécies apresentaram valores muito reduzidos, sugerindo que os habitats amostrados podem ser sub-ótimos, levando a uma alta mortalidade ou forçando os animais a se deslocarem para outros locais. Na pastagem apenas *Akodon cursor* teve mais que um indivíduo capturado, reforçando a idéia de que essa área é hostil para a maioria das espécies de pequenos mamíferos capturadas neste estudo. Apesar de nenhum movimento entre fragmentos ter sido detectado, o corredor foi utilizado por duas espécies de marsupiais e três de roedores. Esses resultados sugerem que o mesmo é usado como habitat ou área de forrageamento por essas espécies, podendo favorecer o deslocamento de indivíduos entre os fragmentos.

Palavras-chave: Fragmentação, conectividade, corredor agroflorestal, marsupiais, roedores.

ABSTRACT

Ecological corridors have been suggested as an alternative to reestablish the functional connectivity among isolated fragments, increasing the movement of individuals and recolonizations, and consequently reducing local extinctions. This chapter had as objective to compare the composition of small mammal communities among different habitats in a fragmented landscape composed by two forest fragments (8 and 17 ha), an agroforestry corridor that connects the fragments and the matrix of adjacent pastureland, and to analyze the role of corridor on the movement of individuals among fragments. The study area was located in the Fazendinha Agroecológica at EMBRAPA Agrobiologia, Seropédica, RJ. Small mammals were captured using Sherman and pitfall traps. Trapping sessions were carried out monthly from October of 2008 to October of 2009, totaling 13 sessions of capture with four nights each. Chi-squared tests were used to verify if there was difference in the success of capture among the studied habitats. To evaluate if the individuals of the species sampled were resident or used the different habitats just for movements, the recapture rate and residence time were calculated. A trapping effort of 4622 trap-nights resulted in 155 captures of 137 individuals of six species, four of rodents and two of marsupials. The species *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon cursor* and *Didelphis aurita* were caught in all habitats. *Philander frenatus* was captured in the small fragment and in the corridor, while *Mus musculus* was captured just in the large fragment and corridor and *Rattus norvegicus* just in the pastureland. The higher capture success was observed in the large fragment, followed by the small fragment, the pastureland and the corridor ($\chi^2 = 81.04$, $p < 0.0001$). Considering the marsupials and rodents separately, the higher capture success happened in the fragments. However, the marsupials had higher capture success in the corridor than in the pastureland ($\chi^2 = 77.67$, $p < 0.0001$). Rodents were more captured in the pastureland than at the corridor ($\chi^2 = 21.62$, $p < 0.0001$). Regarding residence times and recapture rates, all species had low values, suggesting that the sampled habitats can be sub-optimal, resulting in a high mortality or forcing the movement of the animals to other places. In the pastureland, only *Akodon cursor* had more than one individual caught, corroborating the idea that this area is hostile to the majority of forest small mammals. Although none movement between fragments has been detected, the corridor was used by two species of marsupials and three of rodents. These results indicate that it is used as habitat or foraging area by this species, potentially favoring the movement of individuals between fragments.

Palavras-chave: Fragmentation, connectivity, agroforestry corridors, marsupials, rodents

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica, ao longo de sua história, passou por um intenso processo de fragmentação, reduzindo áreas de habitats contínuos a um grande número de pequenos remanescentes isolados por matrizes estruturalmente distintas (TABARELLI et al., 2005). Atualmente, a maioria das espécies está distribuída em conjuntos de populações isoladas em pequenos fragmentos florestais. O que impõe uma série de efeitos deletérios, como, aumento da taxa de endogamia e conseqüente risco de extinção local (SIMBERLOFF et al., 1992).

O tamanho do remanescente e o grau de isolamento tem sido apresentados como os principais fatores que influenciam a composição e riqueza de espécies em paisagens fragmentadas (VIEIRA et al., 2009), no entanto, também têm sido destacado a importância da estrutura da vegetação e do tipo de matriz adjacente (GASCON et al., 1999; MESQUITA et al., 1999; PARDINI, 2005; PASSAMANI, 2009).

A presença de práticas antrópicas como agricultura e pastejo, além da existência de residências nas proximidades de fragmentos, podem influenciar fortemente a composição de espécies dos mesmos (OLIFIERS et al., 2005). Os efeitos causados por essas condições podem alterar as taxas de migração entre os remanescentes e a qualidade e extensão dos efeitos de borda para o interior dos mesmos (JULES & SHAHANI, 2003).

Por outro lado, a ocorrência de estruturas similares entre os fragmentos e as matrizes adjacentes aumenta a conectividade entre os remanescentes, permitindo que uma parte das espécies possa se deslocar (PARDINI, 2005). Nesse sentido, têm sido proposto por vários autores que a presença de corredores e a qualidade da matriz influenciariam a conectividade funcional da paisagem, que é definida como o grau de coesão entre populações de diferentes remanescentes (FORERO-MEDINA & VIEIRA, 2007).

Dentro deste contexto, corredores florestais têm sido apresentados como estratégia para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas (HESS & FISHER 2001; DAMSCHEN et al. 2006; FALCY & ESTADES, 2007; LEES & PERES, 2007; CARTHEW et al. 2009). No entanto a real contribuição dessas estruturas de vegetação para facilitar ou restabelecer o fluxo de fauna silvestre entre fragmentos é um tema que vem sendo bastante debatido na literatura e sobre o qual ainda não existe um consenso (SAUNDERS & HOBBS, 1991; HOBBS, 1992; SIMBERLOFF et al., 1992; MANN & PLUMMER, 1995; BEIER e NOSS, 1998). Além disso, pouco se sabe sobre quais espécies são realmente capazes de utilizá-los e sobre a influência de características, como largura, grau de cobertura e manejo na efetividade destas áreas.

Este capítulo tem por objetivo: a) Descrever e comparar a composição de espécies de pequenos mamíferos entre dois fragmentos florestais, um corredor agroflorestal que interliga os fragmentos e a matriz adjacente e b) analisar o uso do corredor agroflorestal por pequenos mamíferos.

2 METODOLOGIA

O estudo foi realizado em uma paisagem fragmentada localizada na Fazendinha Agroecológica do km 47, Seropédica, RJ. A área de estudo é composta por dois fragmentos denominados fragmento do topo (FT, 8 ha) e fragmento da baixada (FB, 17 ha), que estão ligados por um corredor agroflorestal (C) e circundados por uma matriz composta por gramíneas (P). Uma descrição detalhada da área estudada encontra-se na Metodologia Geral.

As amostragens de pequenos mamíferos foram realizadas mensalmente entre outubro de 2008 e outubro de 2009, totalizando 13 sessões de captura de quatro noites consecutivas em cada área (fragmento do topo, fragmento da baixada, corredor e pastagem). Em cada local de amostragem foram instalados três conjuntos de quatro baldes interligados por cerca guia no formato de Y, estando um alocado no centro do Y e os demais nas extremidades. Cada conjunto foi montado a uma distância de 80 m um do outro.

Entre cada conjunto de baldes (Y), foram alocadas sete armadilhas tipo Sherman. Estas foram distribuídas alternadamente no solo e no sub-bosque, totalizando 14 em cada área. Em cada uma foram colocadas iscas compostas por uma mistura de banana, aveia, bacon e pasta de amendoim.

O esforço amostral foi obtido através da multiplicação do número total de armadilhas por dias de coleta. O sucesso de captura foi obtido multiplicando-se o total de capturas por 100 e dividindo pelo esforço amostral (armadilhas-noites), como calculado por outros autores (SILVA, 2001; CARLOS, 2006; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009). Para o cálculo do sucesso de captura dos marsupiais foi considerado todo o esforço amostral (obtido pelo somatório dos esforços dos três tipos de armadilhas). Para as espécies de hábito exclusivamente terrestre as Sherman árvore não foram contabilizadas. No entanto, para o cálculo do sucesso total de captura (marsupiais + roedores) optamos por considerar todo o esforço amostral. A definição das espécies de hábito terrestre foi feita com base em (EMMONS & FEER, 1997) e em estudos de eficiência de tipo e posições de armadilhas na captura de espécies de pequenos mamíferos (FREITAS & FERNANDEZ, 1998; SCHITTINI et al., 2002).

Para avaliar possíveis diferenças no sucesso de captura entre os ambientes estudados (fragmentos do topo, fragmento da baixada, corredor e pastagem) utilizou-se o teste do Qui-quadrado (ZAR, 1999). Quando os pressupostos do teste do Qui-quadrado não foram atendidos utilizou-se o teste exato de Fisher (ZAR, 1999).

O índice de recaptura das espécies em cada área amostrada foi calculado através da divisão do número de capturas totais pelo número das primeiras capturas (STALLINGS, 1989). Para esta análise foram excluídos os indivíduos que morreram acidentalmente nos baldes, devido às chuvas ($n = 3$). Os indivíduos que foram recapturados em áreas diferentes das quais foram capturados pela primeira vez também não foram considerados.

Adicionalmente, foi estimado o tempo de permanência dos indivíduos de cada espécie em cada área. Esse parâmetro foi estimado através da contagem do número de dias entre a primeira e a última captura de um indivíduo em uma determinada área, conforme calculado por outros autores (D'ANDRÉA et al., 1999; CARLOS, 2006; GRAIPEL & SANTOS FILHO, 2006). A partir das persistências de indivíduos, foi calculada a persistência de cada espécie em cada área, sendo esta apresentada como a média (± 1 desvio padrão) da persistência dos indivíduos daquela espécie na área em questão.

Já os movimentos entre os habitats foram caracterizados pela recaptura de um indivíduo em uma área diferente daquela onde ele foi capturado pela primeira vez.

3 RESULTADOS

Com esforço de 4622 armadilhas-noites, foram obtidas 155 capturas de 137 indivíduos de seis espécies, sendo quatro espécies de roedores e duas de marsupiais. As espécies *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon cursor* e *Didelphis aurita* ocorreram em todos os locais amostrados (Tabela 2.1). A espécie *Mus musculus* foi capturada apenas no fragmento do topo e corredor. Já a espécie *Philander frenatus* foi capturada no fragmento da baixada e no corredor, enquanto *Rattus norvegicus* ocorreu apenas na pastagem (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 Espécies de pequenos mamíferos capturadas em quatro habitats na Fazendinha Agroecológica do km 47, Seropédica, RJ.

| ESPÉCIES | LOCAL | | | |
|---|-------------------|----------------------|----------|----------|
| | Fragmento do topo | Fragmento da baixada | Corredor | Pasto |
| Marsupiais | | | | |
| <i>Didelphis aurita</i> | X | X | X | X |
| <i>Philander frenatus</i> | | X | X | |
| Roedores | | | | |
| <i>Akodon cursor</i> [#] | X | X | X | X |
| <i>Mus musculus</i> ^{*#} | X | | X | |
| <i>Oligoryzomys nigripes</i> [#] | X | X | X | X |
| <i>Rattus norvegicus</i> ^{*#} | | | | X |
| Total | 4 | 4 | 5 | 4 |

*Espécies exóticas, [#] Espécies com hábito exclusivamente terrestre

O maior sucesso de captura foi observado no fragmento do topo, seguido pelo fragmento da baixada, pastagem e corredor ($\chi^2 = 81,035$, $p < 0,0001$). Considerando os marsupiais e roedores separadamente, observou-se que para ambos os grupos os fragmentos tiveram os maiores sucessos de captura. No entanto, os marsupiais apresentaram maior sucesso de captura no corredor que na pastagem ($\chi^2 = 77,670$, $p < 0,0001$), onde foi capturado apenas um macho jovem de *D. aurita*. Já os roedores foram mais capturados na pastagem do que no corredor ($\chi^2 = 21,620$, $p < 0,0001$) (Tabela 2.2).

Considerando cada espécie separadamente, *D. aurita* foi significativamente mais capturado no fragmento do topo, seguido pelo fragmento da baixada, corredor e pastagem ($\chi^2 = 95,020$, $P < 0,001$). A espécie *A. cursor* teve um maior sucesso de captura no fragmento do topo, seguido pelo fragmento da baixada, pastagem e corredor ($\chi^2 = 14,594$, $p < 0,0022$). Já o sucesso de captura de *O. nigripes* não diferiu significativamente entre os habitats (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 Sucesso de captura (e número total de capturas) para as espécies presentes em cada uma das áreas de amostragem na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ. O número de armadilhas - noites (AN) para os marsupiais correspondem ao somatório das armadilhas *pitfall*, Sherman chão e Sherman árvore. Para as espécies de hábito exclusivamente terrestre as Sherman árvore não foram consideradas.

| | Fragmento do topo | Fragmento da baixada | Corredor | Pasto |
|---|-------------------|----------------------|------------------|------------------|
| Marsupiais | 1231 NA | 1136 AN | 1184 NA | 1071 AN |
| <i>Didelphis aurita</i> | 4,14 (51) | 0,70 (8) | 0,34 (4) | 0,09 (1) |
| <i>Philander frenatus</i> | 0 | 0,70 (8) | 0,08 (1) | 0 |
| Sub-total | 4,14 (51) | 1,41 (16) | 0,42 (5) | 0,09 (1) |
| Roedores | 919 NA | 842 NA | 861 NA | 1071 AN |
| <i>Akodon cursor</i> [#] | 2,50 (23) | 1,66 (14) | 0,35 (3) | 1,21 (13) |
| <i>Oligoryzomys nigripes</i> [#] | 1,31 (12) | 0,95 (8) | 0,46 (4) | 0,09 (1) |
| <i>Mus musculus</i> ^{*#} | 0,11 (1) | 0 | 0,23 (2) | 0 |
| <i>Rattus norvegicus</i> ^{*#} | 0 | 0 | 0 | 0,09 (1) |
| Sub-total | 3,92 (36) | 2,61 (22) | 1,05 (9) | 1,40 (15) |
| Total | 7,07 (87) | 3,35 (38) | 1,18 (14) | 1,49 (16) |

*Espécies exóticas, [#] Espécies com hábito exclusivamente terrestre

O número total de espécies encontradas na paisagem estudada variou entre a estação seca (seis espécies) e chuvosa (quatro espécies) (Tabela 2.3). No entanto, quando consideramos apenas as espécies nativas, o número de espécies permanece constante, uma vez que as espécies ausentes na estação seca foram *Mus musculus* e *Rattus norvegicus* (Tabela 2.3).

Considerando cada habitat separadamente, com exceção do fragmento da baixada que manteve o mesmo número de espécies nas duas estações, todas as demais áreas tiveram menor riqueza na estação seca (Tabela 2.3). Na estação chuvosa todas as áreas tiveram o mesmo número de espécies (quatro), enquanto na seca foram registradas duas espécies no fragmento do topo, e uma no corredor e na pastagem (Tabela 2.3).

Nas duas estações do ano, os maiores sucessos de captura foram obtidos nos fragmentos, seguidos pela pastagem e corredor (chuvosa: $\chi^2 = 57,570$; $p < 0,0001$; seca $\chi^2 = 22,414$; $p < 0,0001$). No entanto, o sucesso total de captura variou entre as estações. Considerando todo o esforço amostral, a estação chuvosa teve um sucesso de captura com quase o dobro do valor obtido na estação seca (Teste Exato de Fisher, $p < 0,0004$) (Tabela 2.3).

Considerando as espécies mais abundantes, todas as espécies tiveram suas capturas reduzidas na estação seca, com exceção de *Philander frenatus*. Ao analisar cada habitat separadamente, observou-se um padrão semelhante, com exceção de *P. frenatus*, que apresentou maior taxa de captura na estação seca no fragmento da baixada, e *Akodon cursor*, que apresentou maior número de capturas na estação seca no corredor (Tabela 2.3).

No entanto, quando as diferenças entre as estações foram analisadas por grupo taxonômico, os resultados obtidos foram diferentes. Quando consideramos apenas os roedores, na estação chuvosa o maior número de capturas ocorreu no fragmento do topo, seguido pela baixada, pastagem e corredor ($\chi^2 = 23,846$, $p < 0,0001$) (Tabela 2.3). Já na estação seca não houve diferença significativa entre os habitats. Considerando os marsupiais

separadamente, também houve diferença entre os ambientes nas duas estações do ano. Na estação chuvosa foi registrado um maior número de capturas nos fragmentos e no corredor ($\chi^2 = 46,181$, $p < 0,0001$) (Tabela 2.3). Já na estação seca foram obtidas capturas de marsupiais apenas nos fragmentos (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 Sucesso de captura (%) e números de capturas (N; entre parênteses) de cada espécie coletada em cada área de amostragem na Fazendinha Agroecológica do KM 47, Seropédica, RJ. O número de armadilhas-noites para os marsupiais correspondem ao somatório das armadilhas pitfall, Sherman chão e Sherman árvore. Para as espécies de hábito exclusivamente terrestres as Sherman árvore não foram consideradas. Nos sub-totais os valores entre parênteses são o número de capturas/esforço amostral.

| | Estação | Fragmento do topo (%) | Fragmento da baixada (%) | Corredor (%) | Pastagem (%) |
|--|--------------|-----------------------|--------------------------|----------------------|----------------------|
| Marsupiais | | | | | |
| <i>Didelphis aurita</i> | Chuva | 4,55 (33) | 0,91 (6) | 0,58 (4) | 0,17 (1) |
| | Seca | 3,56 (18) | 0,42 (2) | 0 | 0 |
| <i>Philander frenatus</i> | Chuva | 0 | 0,30 (2) | 0,14 (1) | 0 |
| | Seca | 0 | 1,27 (6) | 0 | 0 |
| Sub-total | Chuva | 4,55 (33/726) | 1,21 (8/662) | 0,72 (5/694) | 0,17 (1/574) |
| | Seca | 3,56 (18/505) | 1,69 (8/474) | 0 | 0 |
| Roedores | | | | | |
| <i>Akodon cursor</i> [#] | Chuva | 3,66 (20) | 2,48 (12) | 0 | 1,39 (8) |
| | Seca | 1,08 (4) | 0,56 (2) | 0,84 (3) | 1,01 (5) |
| <i>Oligoryzomys nigripes</i> ^{*#} | Chuva | 2,01 (11) | 1,24 (6) | 0,79 (4) | 0,17 (1) |
| | Seca | 0,27 (1) | 0,56 (2) | 0 | 0 |
| <i>Mus musculus</i> ^{*#} | Chuva | 0,18 (1) | 0 | 0,40 (2) | 0 |
| | Seca | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Rattus norvegicus</i> ^{*#} | Chuva | 0 | 0 | 0 | 0,17(1) |
| | Seca | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Sub-total | Chuva | 5,85 (32/547) | 3,73 (18/483) | 1,19 (6/505) | 1,74 (10/474) |
| | Seca | 1,34 (5/372) | 1,11 (4/359) | 0,84 (3/356) | 1,01 (5/497) |
| Total | Chuva | 8,95 (65/726) | 3,93 (26/662) | 1,59 (11/694) | 1,92 (11/574) |
| | Seca | 4,55 (23/505) | 2,53 (12/474) | 0,61 (3/490) | 1,01 (5/497) |

*Espécies exóticas, [#] Espécies com hábito exclusivamente terrestre

Durante o período de amostragem foram obtidas 39 recapturas (estação chuvosa: N = 20 recapturas; estação seca: N = 19), tanto dentro de uma mesma sessão (N = 23; 14,84% do total de indivíduos capturados), quanto entre diferentes sessões de captura (N = 16; 10,32%). O maior número de recapturas ocorreu no fragmento do topo (N = 28 recapturas), seguido pelo fragmento da baixada (N = 5), corredor (N = 3), e pastagem (N = 3). No fragmento do topo cada indivíduo foi capturado 1,47 vezes em média (Tabela 2.4). Neste local, indivíduos da espécie *D. aurita* foram capturados 2,13 vezes em média e *A. cursor* 1,05 vezes. O fragmento da baixada apresentou um índice de recaptura de 1,16, sendo que neste local, cada indivíduo de *P. frenatus* foi capturado duas vezes e cada indivíduo de *A. cursor* foi capturado em média 1,09 vezes. A pastagem teve um índice de recaptura de 1,23, sendo que nessa área cada indivíduo de *A. cursor* foi capturado em média 1,3 vezes. O corredor teve um índice de 1,09, sendo que indivíduos da espécie *A. cursor* foram capturados em média 1,5 vezes nesse local (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 Capturas totais (CT), primeiras capturas (PC) e índice de recaptura (IR) em cada área de amostragem na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ.

| Espécies | Fragmento do topo | | | Fragmento da baixada | | | Corredor | | | Pastagem | | |
|------------------------------|-------------------|-----------|-------------|----------------------|-----------|-------------|-----------|-----------|-------------|-----------|-----------|-------------|
| | CT | PC | IR | CT | PC | IR | CT | PC | IR | CT | PC | IR |
| <i>Didelphis aurita</i> | 51 | 24 | 2,13 | 8 | 8 | 1 | 4 | 4 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Philander frenatus</i> | 0 | 0 | 0 | 8 | 4 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Akodon cursor</i> | 23 | 22 | 1,05 | 12 | 11 | 1,09 | 3 | 2 | 1,5 | 13 | 10 | 1,30 |
| <i>Oligoryzomys nigripes</i> | 12 | 12 | 1 | 8 | 8 | 1 | 4 | 4 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Mus musculus</i> | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Rattus norvegicus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| TOTAL | 87 | 59 | 1,47 | 36 | 31 | 1,16 | 12 | 11 | 1,09 | 16 | 13 | 1,23 |

O tempo de permanência foi baixo para todas as espécies em todos os habitats (Tabela 2.5). A espécie *Didelphis aurita* teve o maior tempo de permanência no FT, no entanto nas demais áreas nenhum indivíduo dessa espécie foi recapturado em diferentes sessões de captura. *Philander frenatus* apresentou um maior tempo de permanência no fragmento da baixada. A espécie *A. cursor* teve um maior tempo de permanência no FB, seguido pela pastagem, FT e corredor. Os indivíduos de *Mus musculus* e *Rattus norvegicus* não foram recapturados. Considerando todas as espécies em conjunto os fragmentos apresentaram os maiores tempos de permanência, seguidos pela pastagem e corredor.

Tabela 2.5 Tempo de permanência (dias), desvio padrão e entre parênteses tempo máximo de permanência nos quatro habitats estudados na Fazendinha Agroecológica do Km 47, Seropédica, RJ.

| Espécies | Fragmento do topo | | Fragmento da baixada | | Corredor | | Pastagem | |
|------------------------------|-------------------|---------------|----------------------|---------------|--------------|---------------|--------------|---------------|
| | Tempo (dias) | Desvio padrão | Tempo (dias) | Desvio padrão | Tempo (dias) | Desvio padrão | Tempo (dias) | Desvio padrão |
| <i>Didelphis aurita</i> | 13,6 | ± 28,1 | 1 | | 1 | | 1 | |
| <i>Philander frenatus</i> | | | 8,3 | ± 13,1 | 1 | | | |
| <i>Akodon cursor</i> | 2,9 | ± 7,7 | 6,1 | ± 13,6 | 2,5 | ± 2,1 | 4,3 | ± 9,4 |
| <i>Oligoryzomys nigripes</i> | | | 1 | | 1 | | 1 | |
| <i>Mus musculus</i> | | | 1 | | 1 | | | |
| <i>Rattus norvegicus</i> | | | | | | | 1 | |
| TOTAL | 7,2 | ± 19,9 | 3,8 | ± 9,1 | 1,3 | ± 0,9 | 3,5 | ± 8,3 |

De todas as 39 recapturas, apenas duas corresponderam a movimentos entre habitats. Uma fêmea adulta de *D. aurita* foi capturada no fragmento do topo no mês de março de 2009 e recapturada no mês seguinte no corredor, tendo percorrido uma distância de no mínimo 200 m. A outra recaptura foi de uma fêmea de *Akodon cursor* capturada na pastagem no mês de março e recapturada em agosto no corredor, tendo percorrido uma distância aproximada de 100 m.

4 DISCUSSÃO

O número de espécies capturadas neste estudo foi menor que em outros realizados na Mata Atlântica do sudeste do Brasil em fragmentos com tamanhos similares. PASSAMANI & RIBEIRO (2003), avaliando o efeito da fragmentação sobre a comunidade de pequenos mamíferos no Espírito Santo, encontraram 11 espécies. No estado do Rio de Janeiro, PIRES et al. (2002), avaliando a frequência de movimentos de pequenos mamíferos entre fragmentos florestais da Reserva Biológica Poço das Antas, obtiveram 14 espécies. A baixa riqueza de espécies em paisagens fragmentadas pode se dever a diferentes fatores, tais como: tamanho e grau de conectividade dos fragmentos, pressões antrópicas, histórico da região, presença de espécies exóticas e animais domésticos, tempo de isolamento e tipos de matriz (GASCON, 1999; LAURANCE, 1999; PARDINI et al., 2005; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009; VIEIRA et al., 2009).

Os fragmentos estudados neste trabalho são pequenos e possuem formato irregular. O fragmento do topo é um remanescente de Mata Atlântica, enquanto o fragmento da baixada é oriundo de um antigo horto florestal, que foi abandonado na década de 50. Durante o período de estudo foram verificadas evidências de ações antrópicas na área, tais como caça, incêndios e outras perturbações. Além disso, o fragmento da baixada fica muito próximo a uma área urbana.

Durante o estudo cães e gatos foram frequentemente observados nas dependências da Fazendinha, no entanto, nenhum animal doméstico foi observado no interior dos fragmentos. Durante esse período foi observado apenas um indivíduo de *Didelphis aurita* morto por um cão em uma área próxima à pastagem, sendo que nesta área segundo trabalhadores da fazendinha, esses ataques são frequentes.

Os fatores apresentados nos dois parágrafos anteriores podem explicar o baixo número de espécies encontradas. Além disso, em fragmentos tão pequenos como os deste estudo, é possível que algumas espécies já tenham sido extintas localmente. CASTRO & FERNANDEZ (2004), na Reserva Biológica Poço das Antas, verificaram a extinção local do roedor *Oecomys concolor* em dois fragmentos com tamanhos semelhantes aos deste estudo. BARROS (2006), na mesma região, sugeriu a extinção local de *Micoureus demerarae* em um dos fragmentos estudados. Outro fator agravante nos fragmentos amostrados neste estudo é que não há uma grande área contínua de mata próxima que possa servir como fonte de indivíduos como é o caso dos estudos de Poço das Antas.

Das seis espécies capturadas, duas são exóticas, *Mus musculus* (capturado nos fragmentos e no corredor) e *Rattus norvegicus* (capturado na pastagem). A espécie *R. norvegicus* é cosmopolita e está sempre associada a perturbações causadas pelo homem. No entanto, essa espécie vem se tornando invasora de áreas naturais (LOBOS et al., 2005). Já a espécie *Mus musculus* tem distribuição mundial, uma ampla versatilidade de utilização de habitats e comumente ocupa áreas urbanas e áreas próximas a fazendas e campos agrícolas (CERQUEIRA et al., 1990; EMMONS & FEER, 1997). CARLOS (2006) registrou essa espécie em corredores florestais no município de Silva Jardim, RJ. O autor ponderou que essa ocorrência poderia dificultar a realização de movimentos entre fragmentos e o estabelecimento de espécies de pequenos mamíferos nativas, devido a um possível comportamento agressivo com as espécies nativas. Além disso, essa espécie poderia atrair predadores, em especial aves de rapina, pequenos carnívoros nativos e animais domésticos (DOWNES et al., 1997). A presença de espécies invasoras representa uma séria ameaça a biodiversidade, provocando uma série de impactos nas áreas invadidas, tais como:

transmissão de parasitas, enfermidades e alterações nas redes tróficas (CROSSLAND, 2000; KATS & FERRER, 2003; MAZZONI et al., 2003).

Dentre as espécies mais abundantes, *Akodon cursor* foi a mais capturada na pastagem, com um sucesso superior ao corredor e semelhante aos fragmentos. Esta espécie é bem adaptada a ambientes abertos, uma vez que apresenta grandes abundâncias em áreas de pastagens (STALLINGS, 1989; VIEIRA, 1999, PIRES et al., 2002; FELICIANO et al., 2002). Possui hábito alimentar insetívoro-granívoro e sua preferência por habitats de gramíneas tem sido destacada por alguns autores (EMMONS & FEER, 1997; GENTILE & FERNANDEZ, 1999; FELICIANO et al., 2002).

Oligoryzomys nigripes é uma espécie com ampla distribuição geográfica, comumente encontrada em campos de cultivos abandonados, pastos (MARINHO, 2002; DALMAGRO & VIEIRA, 2005; CADEMARTORI et al., 2008) e florestas secundárias, apresentando baixas densidades em florestas primárias (PARDINI, 2004; UMETSU & PARDINI, 2007). Apesar destas características, apenas um indivíduo desta espécie foi capturado na pastagem. O que sugere que a mesma é hostil para esse roedor, possivelmente devido ao uso intenso pelo gado e a ocorrência de roçadas periódicas. FELICIANO et al. (2002) capturaram em um ano de estudo 12 *O. nigripes* na matriz de gramíneas em Poço das Antas, mas lá, diferentemente deste estudo, a matriz não sofria interferência antrópica com exceção de incêndios ocasionais.

Philander frenatus é um marsupial generalista, semi-arborícola (EMMONS & FEER, 1990), capaz de realizar movimentos de centenas de metros (PIRES et al., 2002). Estudos realizados com técnicas de captura-marcação-recaptura e radiotelemetria em fragmentos florestais da ReBio Poço das Antas, RJ, mostraram que *P. frenatus* é capaz de utilizar mais de um fragmento em uma mesma noite, além de utilizar a matriz como parte de sua área de vida (LIRA et al., 2007). Apesar disso, neste estudo, esta espécie foi capturada apenas no fragmento da baixada e corredor.

O alto sucesso de captura de *P. frenatus* no fragmento da baixada pode se dever ao fato dessa área ser cortada por um pequeno córrego, já que essa espécie frequentemente é encontrada próxima a brejos e rios (NOWAK, 1991). Por outro lado, a ausência no fragmento do topo pode estar relacionada com a maior abundância de *D. aurita* neste local. FONSECA & ROBINSON (1990) registraram interações negativas entre esta espécie e outros marsupiais, possivelmente afetando outros pequenos mamíferos tanto por competição direta por recursos alimentares quanto por predação.

O marsupial *D. aurita* é um generalista de habitat (GENTILE & FERNANDEZ, 1999), onívoro, capaz de realizar movimentos de centenas de metros (PIRES et al., 2002). É bem adaptado a habitats alterados. No entanto é importante destacar que na matriz de pastagem foi capturado apenas um indivíduo desta espécie e que, além disso, foi detectado um movimento entre áreas. Neste movimento realizado por uma fêmea jovem, foi percorrida uma distância mínima de 200 m entre o fragmento do topo e o corredor, que pode ser considerada pequena, uma vez que esta espécie é capaz de realizar deslocamentos superiores a 1 km em uma única noite (SUNQUIST et al., 1987). Este registro, aliado à captura de apenas um indivíduo desta espécie na matriz, sugere que, mesmo tendo grande capacidade de movimento em habitats alterados, esta espécie pode preferir se deslocar através de áreas com alguma cobertura vegetal, como é o caso do corredor.

É importante destacar que embora o sucesso de captura na pastagem tenha sido maior que no corredor nas duas estações do ano, as capturas nessa área concentraram-se em apenas uma espécie (*A. cursor*), uma vez que para as outras três espécies presentes neste local foram capturados apenas um indivíduo de cada. Matrizes como a aqui estudada, pastagem sob intenso pastoreio, estão provavelmente entre as mais impermeáveis para animais florestais,

perdendo apenas para matrizes totalmente alteradas, como matrizes urbanas (PARDINI, 2005). O fato de apenas *A. cursor* ter tido mais que um indivíduo capturado nesse habitat reforça a idéia de que essa área é hostil para a maioria das espécies de pequenos mamíferos capturados neste estudo.

Os marsupiais *D. aurita* e *P. frenatus* apresentaram as maiores taxas de recaptura, as demais espécies tiveram valores muito baixos. Com relação ao tempo de permanência, de modo geral todas as espécies apresentaram valores muito reduzidos em todos os habitats. Enquanto que neste trabalho o maior valor obtido foi de 13,6 dias de permanência para *D. aurita* no fragmento do topo, CARLOS (2006) obteve 78,45, GRAIPEL & SANTOS FILHO (2006), 55 e D'ANDRÉA (1999) 64,8. Os resultados obtidos são um indicativo de que os habitats amostrados podem ser sub-ótimos, o que obrigaria os animais a se deslocarem para outros locais para obter recursos. No entanto, como foram detectados apenas dois movimentos entre áreas, pode estar ocorrendo também uma elevada taxa de mortalidade, possivelmente devido à doenças ou predação. Apesar de não ter sido possível realizar análises estatísticas para comparar os resultados obtidos nos diferentes habitats devido aos pequenos tamanhos amostrais, é importante destacar que no fragmento do topo foram encontrados os maiores valores das taxas de recaptura, tempo de permanência e tempo máximo de permanência. Isso pode ser explicado pelo fato de, entre os locais amostrados, esta área apresentar uma maior diversidade vegetal e de fauna do solo (VIEIRA, 2007; MARTINS, 2008), o que permitiria a obtenção de maior quantidade de recursos com melhor qualidade.

Com relação à utilização do corredor agroflorestal, os resultados obtidos não permitem afirmar que o mesmo aumentou o fluxo de animais entre os fragmentos estudados. No entanto, o corredor foi utilizado por duas espécies de marsupiais (*Didelphis aurita* e *Philander frenatus*) e três de roedores (*A. cursor*, *Mus musculus* e *Oligoryzomys nigripes*), apesar de seu curto tempo de implantação. Esses resultados indicam que o mesmo é usado ocasionalmente por essas espécies, como habitat, área de passagem ou de forrageamento, podendo favorecer potencialmente o fluxo de indivíduos entre os fragmentos.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os locais amostrados neste estudo estão inseridos em uma paisagem composta por 26 fragmentos, que juntamente com a Floresta Nacional Mario Xavier e outras áreas florestadas encontradas no campus da UFRuralRJ formam os últimos remanescentes florestais da região. Desta forma esses fragmentos, apesar de seu tamanho reduzido, são de fundamental importância para a conservação das espécies silvestres que ainda persistem na área. A presença do corredor, portanto, pode favorecer não só a viabilidade das populações encontradas nos fragmentos interligados por ele, mas pode também aumentar a conectividade da paisagem como um todo.

Apesar da baixa riqueza encontrada para as espécies de pequenos mamíferos, durante o estudo foi verificada a presença de outros grupos que não foram contemplados neste trabalho, seja através da captura nos baldes ou do registro de pegadas, fezes e armadilhas fotográficas. Entre os outros animais registrados na área estudada encontravam-se répteis (cobras e lagartos), aves e mamíferos de médio porte como cachorro do mato (*Cerdocyon thous*), paca (*Cuniculus paca*), quati (*Nasua nasua*), coelho do mato (*Sylvilagus brasiliensis*), e tatu (*Dasyus novencinctus*).

Com relação ao uso do corredor agroflorestal pelos animais, é importante destacar que este trabalho teve início quando o sistema tinha apenas 3,5 anos de implantação. Sendo assim, a continuidade do estudo e a incorporação de metodologias que permitam avaliar outros grupos de espécies presentes na área, como os citados acima, podem demonstrar com mais exatidão a importância do corredor nessa paisagem. Para isso, seria importante avaliar também a composição das comunidades animais nos outros fragmentos presentes na região.

Por fim, é importante registrar que este é o primeiro trabalho que teve por objetivo avaliar se corredores agroflorestais podem facilitar o fluxo de pequenos mamíferos entre fragmentos florestais. Sendo assim, esperamos que o mesmo sirva de estímulo para que outros autores realizem estudos semelhantes. Acreditamos que dessa forma, seja possível obter mais informações que permitam que essa prática se consolide como uma alternativa para a conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AARS, J.; IMS, R. A. The effect of habitat corridors on rates of transfer and interbreeding between vole demes. **Ecology**, v. 80, p. 1648 – 1655, 1999.

ADLER, G. H.; LAMBERT, T. D. Ecological correlates of trap response of a Neotropical forest rodent, *Proechimys semispinosus*. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, p. 59 - 68, 1997.

ADLER, G. A.; THOMAS, D. L. Ecological correlates of trap response of a Neotropical forest rodent, *Proechimys semispinosus*. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13. p. 59 - 68, 1997.

ALGER, K; LIMA, A. Políticas públicas e a fragmentação de ecossistemas. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Eds.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003. p. 391 - 419.

ALMEIDA, D. L. de; SUDO, A.; EIRA, P. A. da; RIBEIRO, R. de L. D.; CARVALHO, S.R. de; FRANCO, A. A.; TEIXEIRA, M. G.; DE-POLLI, H.; RUMJANEK, N. G.; FEIDEN, A.; AQUINO, A. M. de; STEPHAN, M. P.; SILVA, E. M. R. da; ABOUD, A. C. de S.; GUERRA, J. G. M.; LEAL, M. A. de A.; LIGNON, G. B.; PEREIRA, J. A. R.; BORJA, G. E. M.; RICCI, M. dos S. F.; SOUZA, E. R. **Sistema Integrado de Produção Agroecológica**. (Embrapa-CNPAB. Documentos, 70). Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 1998. 14p.

ALMEIDA, C. M. V. C. de; MÜLLER, M. W.; SENA-GOMES, A. R.; MATOS, P. G. G. **Pesquisa em Sistemas Agroflorestais e Agricultura Sustentável: manejo do sistema**. In: Workshop Latino-americano sobre Pesquisa de Cacau, Ilhéus, Bahia, 2002. Anais com resumo expandido.

ALTIERI, M. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, p. 19 - 31, 1999.

ANDREASSEN, H. P.; HALLE, S.; IMS., R.A. Optimal width of movement corridors for root voles: not too narrow and not too wide. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, p. 63 – 70, 1996.

ANZURES-DADDA, A.; MANSON, R. H. Patch and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. **Animal Conservation**, v. 10, p. 69 - 76, 2007.

ARMANDO, M. S. **Agrodiversidade: Ferramenta para uma Agricultura Sustentável**. Brasília, DF: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2002. 23 p. (Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia. Documentos, 75)

ASTÚA, D.; MOURA, R. T.; GRELLE, C. E. V.; FONSECA, M. T. Influence of baits, trap type and position for small mammal capture in a Brazilian lowland Atlantic Forest. **Bol. Mus. Biol. Mello Leitão**, v. 19, p. 31 - 44, 2006.

BANDY, D.; GARRATY, D. P.; SANCHES, P. El problema mundial de la agricultura de tala y quema. **Agroforesteria en las Américas**, v. 1, n. 3, p. 14 - 20, 1994.

BARROS, C. dos S. de B.; **Como pequenas populações persistem em paisagens fragmentadas ? Onze anos de estudos de populações do Marsupial *micoureus demerarae* em fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, Brasil**. 2006. 71 f. Dissertação (Mestrado em ecologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

BEIER, P. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. **Journal of Wildlife Management**, v. 59, p. 228 – 237, 1995.

BEIER, P.; NOSS, R. F. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology**, v. 12, p. 1241 – 1252, 1998.

BENTES-GAMA, M. de M.; SILVA, M. L. da; VILCAHUAMÁN, L. J. M.; LOCATELLI, M. Análise econômica de sistemas agroflorestais na amazônia ocidental, Machadinho d'Oeste- RO. **Revista Árvore**, v. 29, n. 3, p. 401 - 411, 2005

BENTON, T. G.; VICKERY, J. A.; WILSON, J. D. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? **Trends in Ecology and Evolution**. v. 18, p. 182 – 188, 2003.

BERGALLO, H. G.; MAGNUSSON, W. E. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 80, n. 2, p. 472 - 486, 1999.

CADEMARTORI C. V.; SARAIVA, M.; SARAIVA, C.; MIRANDA, J. A. de. Fauna de pequenos roedores em mosaico antropogênico com remanescente florestal do domínio mata atlântica, sul do Brasil. **Biodiversidade Pampeana Uruguiana**, v. 6, n. 2, p. 34 - 38, 2008.

CADENASSO, M. L.; PICKETT, S. T. A. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 31 – 44, 2000.

CAMARGO, J. L. C.; KAPOV, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, p. 205 - 221, 1995.

CARLO, T. A.; COLLAZO, J. A.; GROOM, M. J. Influences of fruit diversity and abundance on bird use of two shaded coffee plantations. **Biotropica**, v. 36, n. 4, p. 602 – 614, 2004.

CARLOS, H. S. A. **Uso de corredores florestais e matriz de pasto por pequenos mamíferos em mata atlântica do estado do Rio de Janeiro**. 2006. 45 f. Dissertação (Mestrado em ecologia). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. Minas Gerais.

CARTHEW, S. M.; HORNER, B.; KATHERINE, M. W. J. Do utility corridors affect movements of small terrestrial fauna? **Wildlife Research**, v. 36, p. 488 – 495, 2009

CECHIN, S. Z.; M. MARTINS. Eficiência de armadilhas de queda (*pitfall traps*) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, p.729 – 740, 2000.

- CERQUEIRA, R., FERNANDEZ, F. A. S.; QUINTELA, M. F. S. Mamíferos da Restinga de Barra de Maricá, Rio de Janeiro. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 37, p. 141 - 157, 1990.
- CHERYL-LESLEY, B.; CHETKIEWICZ, C. C. C.; MARK, S. B. Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. **Annual Review Ecology and Evolution System**, v. 37, p. 342 – 355, 2006.
- CHIARELLO, A. G. Effects of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, p. 71 - 72, 1999.
- CHIARELLO G. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 14, p. 1649 – 1657, 2000.
- CHETKIEWICZ, C. L. B.; CLAIR, C. C.; BOYCE, M. S. Corridors for conservation: Integrating pattern and process. **Annual Review of Ecology and Evolution**, v. 37, p. 317 - 342, 2006.
- CORN, P. S. Straight-line drift fences and pitfall traps. In: HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; MCDIARMID, R. W.; HAYEK, L. A. C.; FOSTER, M. S. (eds) **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Washington, D.C. Institution Press, Biological Conservation, 1994. p. 109 – 117.
- CROSSLAND, M. R. Direct and indirect effects of the introduced toad *Bufo marinus* (Anura: Bufonidae) on populations of native anuran larvae in Australia. **Ecography**, v. 23, p. 283 - 290, 2000.
- DALMAGRO, A. D.; VIEIRA, E. M. Patterns of habitat utilization os small rodents in an area of Araucaria Forest in Southern Brazil. **Austral Ecology**, v. 30, p. 353 - 362, 2005.
- DAMSCHEN, E. I.; HADDAD, N. M.; ORROCK, J. L.; TEWKSBURY, J. J; LEVEY, D. J. Corridors increase plant species richness at large scales. **Science**, v. 313, p. 1284 - 1286, 2006.
- D'ANDREA, P. S.; GENTILE, R.; CERQUEIRA, R.; GRELLE, C. E. V.; HORTA, C.; REY, L. Ecology of small mammals in a Brazilian rural area. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 3, p. 611 - 620, 1999
- DOWNES, S. J.; HANDASYDE, K. A.; ELGAR, M. A. Variations in the use of corridors by introduced and native rodents is South-Esatern Australia. **Biological Conservation**, v. 82, p. 379 - 383, 1997.
- DUNNING, J. B.; BORGELLA, K.; CLEMENTS, G. K. Patch isolation, corridor effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. **Conservation Biology**, v. 9, p. 542 – 550, 1995.
- EMMONS, L.; FERR, F. **Neotropical Rainforest Mammals: a field guide**. Chicago: The University of Chicago Press. 1997. 307 p.

- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Species composition and reproductive phenology of bats in a tropical landscape at Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, p. 627 – 646, 2001.
- EWEL, J. J. Natural systems as models for the design of suitable systems of land use. **Agroforestry Systems**, v. 45, p. 1 – 21, 1999.
- FALCY, M. R.; ESTADES, C. F. Effectiveness of corridors relative to enlargement of habitat patches. **Conservation Biology**, v. 21, p. 1341 – 1346, 2007.
- FARIA, D. R.; LAPS, R.; BAUMGARTEN, J.; CETRA, M. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 587 – 612, 2006.
- FELICIANO, B. R.; FERNANDEZ, F. A. S.; FREITAS, D.; FIGUEIREDO, M. S. L. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Mammalian Biology**, v. 67, n. 5, p. 304 - 314, 2002.
- FERNANDEZ, F. A. S. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das unidades de conservação. In MILANO, M. S.; THEULEN, V. (org.). Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação – Anais Volume 1 – Conferências e Palestras, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba. 1997, p 48 - 68.
- FONSECA, G. A. B.; KIERULFF, M. C. M. Biology and natural history of Atlantic forest mammals. **Bulletin of the Florida State Museum Biological Science**, v. 34, n. 3, p. 99 - 152. 1989.
- FONSECA, G. A. B.; ROBINSON, J. G. Forest size and structure: Competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, v. 53, p. 265 - 294, 1990.
- FONSECA, G. A. B.; HERRMANN, G.; LEITE, Y. L. R.; MITTERMEIER, R. A.; RYLANDS, A. B.; PATTON, J. L. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. **Occasional Papers in Conservation Biology**, V. 4, p. 1 – 38. 1996.
- FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem, **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493 - 502, 2007.
- FORMAN, R. T. T. Corridors in a landscape: their ecological structure and function. **Ekológia (CSSR)**, v. 2, n. 4, p. 375 - 387, 1983.
- FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics: the ecology of landscape end regions**. Cambridge: Cambridge University Press. 1995. 632p.
- FRANCO, F. S.; COUTO, L.; CARVALHO, A. F.; JUCKSCH, I.; FILHO, E. I. F.; SILVA, E.; NETO, J. A. A. M. Quantificação de erosão em sistemas agroflorestais e convencionais na zona da mata de minas gerais. **Revista Árvore**, v. 26, n.6, p. 751 - 760, 2002
- FREITAS, D.; FERNANDEZ, F. A. S. Efficiency of small mammal trapping in Brazilian atlantic forest fragments: the effects of trap type and position. **Vida Silvestre Neotropical**, v.7, p. 2 - 3, 1998

FRANCL, K. E.; FORD, W. M.; CASTLEBERRY, S.B. Relative efficiency of three small mammal traps in central Appalachian wetlands. **Georgia Journal of Science**, v. 60, p. 194 – 200, 2002.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período de 2000-2005. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo, SP. 2008.

GABRIEL, V. de A.; PIZO, M. A. O uso de cercas-vivas por aves em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. **Natureza & Conservação**. v. 3, n. 2, p. 79 - 89, 2005.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O. JR.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**. v. 91, p: 223 - 229, 1999.

GASCON, C.; FONSECA, G. A. B.; SECHREST, W.; BILLMARK, K. A.; SANDERSON, J. Biodiversity conservation in deforested and fragmented landscapes: an overview. In: SCHROTH, G.; FONSECA, G. A. B.; HARVEY, C. A.; GASCON, C.; VASCONCELOS, H. L.; ISAC, A. M. N. (eds.). **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes**. p. 15 - 32. Island Press, Washington, D.C. 2004.

GENTILE, R.; FERNANDEZ, F. A. S. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. **Mammalia**, v. 63, p. 29 – 40, 1999.

GONZALEZ, A.; LAWTON, J. H.; GILBERT, F. S.; BLACKBURN, T. M.; EVANS-FREKE, I. Metapopulation dynamics, abundance and distribution in a microecosystem. **Science**, v. 281, p. 2045 – 2047, 1998.

GONZÁLEZ, J. Diversidad y abundancia de aves en cafetales con y sin sombra. **Ciencias Ambientales**. v. 17, p. 70 - 80, 1999.

GRAIPEL, M. E.; SANTOS FILHO, M. dos. Reprodução e dinâmica populacional de *Didelphis aurita* Wied-Neuwied (Mammalia: Didelphimorphia) em ambiente periurbano na Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Revista Biotemas**, v. 19, n.1, p. 65 - 73, 2006.

GRELLE, C. E. V. **Análise tridimensional de uma comunidade de pequenos mamíferos, Belo Horizonte**. 1996. 64 f. Dissertação – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais.

GRELLE, C. E. V., GARCIA, Q. S. Potential dispersal of *Cecropia hololeuca* by the common opossum (*Didelphis aurita*) in Atlantic forest, southeastern Brazil. **Revue d'Écologie – La Terre et La Vie**, v. 54, p. 327 – 332, 1999.

GRELLE, C. E. V. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 38, p. 81 – 85, 2003.

GUEVARA, S.; LABORDE, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio**, v. 107, p. 319 - 338, 1993.

- HAAS, C. A. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. **Conservation Biology**, v. 9, p. 845 - 854, 1995.
- HADDAD, N. M. Corridor use predicted from behaviors at habitat boundaries. **The American Naturalist**, v. 153, p. 215 - 227, 1999.
- HADDAD, N. M.; BAUM, K. A. An experimental test of corridor effects on butterfly densities. **Ecological Applications**, v. 9, p. 623 - 633, 1999.
- HADDAD, N. M.; BOWNE, D. R.; CUNNINGHAM, A.; DANIELSON, B. J.; LEVEY, D. J.; SARGENT, S.; SPIRA, T. Corridor use by diverse taxa. **Ecology**, v.84, p. 609 - 615, 2003.
- HALE, M. L.; LURZ, P. W. W.; SHIRLEY, M. D. F.; RUSHTON, S.; FULLER, R. M.; WOLFF, K. Impact of landscape management on the genetic structure of red squirrel populations. **Science**, v. 293, p. 2246 - 2248, 2001.
- HANDLEY, C. O.; VARN, M. The trapline concept applied to pitfall arrays. In : MERRITT, KIRKLAND & ROSE. (eds), **Advances in the Biology of Shrews**. Carnegie Museum of Natural History, special publication n° 18, Pittsburgh: 285 - 286, 1994.
- HARVEY, C.; GONZALEZ, J.; SOMARRIBA, E. Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 555 - 585, 2006.
- HARVEY, C. A; GONZÁLEZ-VILLALOBOS, J. A. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2257 - 2292, 2007.
- HENEIN, K.; MERRIAM, G. The elements of connectivity where corridor quality is variable. **Landscape Ecology**, v. 4, p. 157 - 170, 1990.
- HENLE, K., DAVIES, K. F., KLEYER, M., MARGULES, C., SETTELE, J. Predictors of species sensitivities to fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 207 - 251, 2004.
- HESS, G. R.; FISCHER, R. A. Communicating clearly about conservation corridors. **Landscape and Urban Planning**, v. 55, p.195 - 208, 2001.
- HICE, C. L.; SCHMIDLY, D. J. The effectiveness of *pitfall* traps for sampling small mammals in the Amazon Basin. **Mastozoologia Neotropical**, v. 9, n. 1, p. 85 - 89, 2002.
- HIETZ-SEIFERT, U.; HIETZ, P.; GUEVARA, S. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. **Biological Conservation**, v. 75, p. 103 - 111, 1996.
- HOBBS, R. J. The role of corridors in conservation: Solution or bandwagon? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 389 - 391, 1992.

- HUANG, W.; LUUKKANEN, O.; JOHANSON, S.; KAARAKKA, V.; RÄISÄNEN, S.; VIHEMÄKI, H. Agroforestry for biodiversity conservation of nature reserves: functional group identification and analysis, **Agroforestry Systems**, v. 55, p. 65 – 72, 2002.
- HUGHES, J. B; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. **Ecological Letters**, v.5, p.121 – 129, 2002.
- HUXLEY, P. A. **Plant Research and Agro forestry**. International Council for Research in Agroforestry (ICRAF), Nairobi, Kenya. 1983, 617 p.
- JAMES, S. E.; PARTEL, M.; SCOTT D, W.; PELTZER, D.A. Temporal heterogeneity of soil moisture in grassland and forest. **The Journal of Ecology**, v. 91, n. 2, p. 234 - 239, 2003.
- JOKIMAÄKI, J.; HUHTA, E. Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. **Ornis Fennica**, v. 73, p. 97 – 113, 1996.
- JOHNS N. D. Conservation in Brazil's chocolate forest: the unlikely persistence of the traditional cocoa agroecosystem. **Environmental Management**, v. 23, p. 31 – 47, 1999.
- JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. **Agroforest Systems**, v. 76, p. 1 – 10, 2009.
- JULES, E. S.; SHAHANI, P. A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought? **Journal of Vegetation Science**, v. 14, p. 459 - 464, 2003.
- KATS, L. B.; FERRER, R. P. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. **Diversity and Distribution**, v. 9, p. 99 - 110, 2003.
- LAURANCE, W. F. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammalogy**, v. 71, p. 641 - 653, 1990.
- LAURANCE, W. F. Abundance estimates of small mammals in australian tropical rainforest: a comparison of four trapping methods. **Wildlife Research**, v. 19, p. 651 - 655, 1992.
- LAURANCE, W. F. Rainforest fragmentation and the structures of small mammal communities in tropical Queensland. **Biological Conservation**, v. 69, p. 23 - 32, 1994.
- LAURANCE, W. L. Responses of mammals to rainforest fragmentation in Tropical Queensland: A review and synthesis. **Wildlife Research**. V. 24, p. 603 - 612, 1997.
- LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F. Tropical forest corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. **Biological Conservation**, v. 91, p. 231 – 239, 1999.
- LAURANCE, W. F.; DIDHAM, R. K.; POWER, M. E. Ecological boundaries: a search for synthesis. **Trends Ecol. Evol.**, v. 16, p. 70 – 71, 2001.

- LAURANCE, W. F.; HENRIQUE, E. M.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; RIBEIRO, J. E. L. S.; GIRALDO, J. P.; LOVEJOY, T. E.; CONDIT, R.; CHAVE, J.; HARMS, K. E.; D'ANGELO, S. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, p. 19010 – 19014, 2006
- LEE, L. L. Effectiveness of live traps and snap traps in trapping small mammals in kinmen. **Acta Zoologica Taiwanica**, v. 8, n. 2, p. 79 - 85, 1997.
- LEES, A. C.; PERES, A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation Biology**, v. 5, n. 2, p 146 - 157, 2007.
- LIRA, P. K.; FERNANDEZ, F. A. S.; CARLOS, H. S. A.; CURZIO, P. L. Use of a fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, p. 427 - 435, 2007.
- LOBOS, G.; FERRES, M.; PALMA, R. E. Presencia de los géneros invasores *Mus* y *Rattus* en áreas naturales de Chile: un riesgo ambiental y epidemiológico. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 78, p. 113 - 124, 2005
- LUDGREN, B. O.; RAIN TREE, J. B. Sustained agroforestry. In: NESTEL B. (ed.) **Agricultural Research for Development: potentials and challenges in Asia**. The Hague: **ISNAR**, 1982. p. 37 - 49.
- LYRA-JORGE, M. C.; PIVELLO, V. R. Combining live trap and pitfall to survey terrestrial small mammals in savanna and forest habitats, in Brazil. **Mammalia**, v. 65, p. 524 – 530, 2001.
- MABRY, K. E.; BARRETT, G. W. Effects of corridors on home range sizes and interpatch movements of three small mammal species. **Landscape Ecology**, v. 17, p. 629 – 636, 2002.
- MADDOCK, A. H. Comparison of two methods for trapping rodents and shrews. **Israel Journal of Zoology**, v. 38, p. 333 – 340, 1992.
- MALCOLM, J. R. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. In: LAURANCE, W.F., BIERREGAARD, R.O. (Eds.), **Tropical Forest Remnants**. University of Chicago Press, Chicago, 1997. p. 207 – 221.
- MANN, C. C.; PLUMMER, M. L. Are wildlife corridors the right path? *Science* v. 270, p. 1428 – 1430, 1995
- MANSON, R. H., OSTFELD, R. S., CANHAM, C. D. Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. **Landscape Ecology**, v. 14, p. 335 – 367, 1999.
- MARES, M. A.; ERNEST, K. A. Population and community ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 76, n. 3, p.750 - 768, 1995.

- MARINHO, J. R. **Estudo da comunidade e do fluxo gênico de roedores silvestres em um gradiente altitudinal de Mata Atlântica na área de influência da RST-453/RS-486 Rota do sol**. 2002. 185 f. Tese (Doutorado em biologia animal). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- MARTINS, E. M. **Fauna do solo e fungos micorrízicos arbusculares em um corredor agroflorestal**. 2009. 75 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
- MAZZONI, R.; CUNNINGHAM, A. A.; DASZAK, P.; APOLO, A.; PERDOMO, E.; SPERENZA, G. Emerging pathogen of wild amphibians in frog (*Rana castesbeiana*) farmer for international trade. **Emerging Infectious Diseases**, v. 9, p.995 - 998, 2003
- MCCLEARN, D.; KOHLER, J.; MCGOWAN K. J.; CEDRENO, E.; CARBONE, L. G.; MILLER D. Arboreal and terrestrial mammal trapping on Gigante Peninsula, Barro Colorado Nature Monument, Panama. **Biotropica**, v. 26, p. 208 – 213, 1994.
- MCNEELY, J. A. Nature vs nurture: managing relationships between forests, agroforestry and wild biodiversity. **Agroforestry Systems**, v. 61, p. 155 – 165, 2004.
- MECH, S. G.; HALLETT, J.G. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. **Conservation Biology**, v. 15, p. 467 – 474, 2001.
- MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. Conservation reserves in heterogeneous landscapes. in MEFFE, G. K; CARROLL, G. R. **Principles of Conservation Biology**. 2. Edition. Sinauer Associates, 1997. p. 305 - 343
- MESQUITA, R.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, W. F. Effects of matrix type on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation** v. 91, p.129 - 134, 1999
- MÜLLER, M. W.; SENA-GOMES, A. R.; ALMEIDA, C. M. V. C. de. Sistemas agroflorestais com o cacauero. In: IV Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais, 2002, Ilhéus, BA.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented populations: Implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 28 - 62, 1995.
- NAIR, P. K. R. **Soil Productivity Aspect of Agroforestry**. Nairobi: ICRAF, 1984.
- NAIR, P. K. R. **Introduction to Agroforestry**. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 1993. 499 p.
- NAXARA, L. R. C. **Importância dos corredores ripários para a fauna-pequenos mamíferos em manchas de floresta, matriz do entorno e elementos lineares em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica**. 2008. 64 p. Dissertação (mestrado em ecologia). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- NEPSTAD, D. C.; UHL, C.; SERRÃO, E. A. S. Recuperation of a degrade amazonian landscape: Forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, v. 20, p. 248 - 255, 1991.

- NEWMARK, W. Diel variation in the difference in air temperature between the Forest edge and interior in the Usambara Mountains, Tanzania. **African Journal of Ecology**, v. 43, p. 177 – 188, 2005.
- NEWMARK, W. D. Isolation of African protected areas. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, p. 321 – 328, 2008.
- NOWAK, R. M., Walker's Mammals of the World, 5th ed. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD. 1991.
- NOBEL, I. R.; DIRZO, R. Forests as Human-dominated ecosystems. **Science** v. 277, p. 522 – 525, 1997.
- NOSS, R. F. Corridors in real landscapes: a reply to Simberlo and Cox. **Conservation Biology**, v. 1, p. 159 - 164, 1987.
- O'CONNELL, M. A. Population dynamics of Neotropical small mammals in seasonal habitats. **Journal of Mammalogy**, v. 70, n. 3, p. 532 - 548, 1989.
- O'FARRELL M. J., CLARK, W. A.; EMMERSON, F. H.; JUAREZ, S. M.; KAY, F. R.; O'FARRELL, T. M.; GOODLETT, T. Y. Use of mesh live traps for small mammals: are results from Sherman live traps deceptive? **Journal of Mammalogy**, v. 75, p. 692 - 699, 1994.
- OLIFIERS, N.; GENTILE, R.; FISTON, J. T. Relation between small mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 3, p. 465 - 501, 2005
- OLIFIERS, N.; GENTILE, R.; FISZON, J. T. Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, p. 495 – 501, 2005.
- OLUPOT, W., CHAPMAN, C. A. Human encroachment and vegetation change in isolated forest reserves: the case of Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. In: LAURANCE, W. F., PERES, C. A. (Eds.), **Emerging Threats to Tropical Forests**. The University of Chicago Press, Chicago, 2006. p. 127 – 142.
- PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 2567 – 2586, 2004.
- PARDINI, R., DE SOUZA, S. M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. The role of Forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammals abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. **Biological Conservation**, v. 124, n. 2, p. 253 - 266, 2005.
- PASSAMANI, M.; RIBEIRO, D. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 305 - 309, 2009
- PEARSON, S. M. The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering birds populations. **Landscape Ecology**. v. 8, p. 3 – 18, 1993.

- PERAULT, D. R.; LOMOLINO, M. V. Corridors and mammal community structure across a fragmented, old-growth forest landscape. **Ecological Monographs**, v. 70, p. 401 - 422, 2000.
- PETERSEN, M. K. A comparison of small mammal populations sampled by pit-fall and livetraps in Durango, Mexico. **The Southwestern Naturalist**, v. 25, p.122 - 124, 1980.
- PIMENTEL, D. S., TABARELLI, M. Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 36, p. 74 – 84, 2004.
- PINTO, L. P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: Os desafios para a conservação da biodiversidade de uma hotspot mundial. In: ROCHA, C. F.; BERGALLO, H. G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M. A. S. (eds.). **Biologia da conservação: Essências**. Rima editor, São Carlos, São Paulo. 2006.
- PIRES, A. S.; LIRA, P. K.; FERNANDEZ, F. A. S.; SCHITTINI, G. M.; OLIVEIRA, L. C. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 108, p. 229 – 237, 2002.
- PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; FREITAS, D. de; FELICIANO, B. R. Influence of edge and fire-induced changes on spatial distribution of small mammals in Brazilian Atlantic forest fragments. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**. v. 40, n.1, p. 7 – 14, 2005.
- PIZO, M. A. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, p. 559 – 578, 1997.
- QUENTAL, T. B.; FERNANDEZ, F. A. S.; DIAS, A. T. C.; ROCHA, F. S. Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Coastal Forest in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**. v. 17, p. 339 - 352, 2001.
- RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMEA, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 385 - 403, 1998.
- REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Dispersão de sementes do palmitheiro (*Euterpe edulis* Martius – Palmae). **Sellowia**, n. 49 - 52, p. 60 - 92, 2000.
- ROSENBERG, D. K.; NOON, B. R., MESLOW, E. C. Biological corridors: form, function, efficacy. **BioScience**, v. 47, p. 677 – 687, 1997.
- RICE, A.; GREENBERG, R. Cocoa cultivation and the conservation of biological diversity. **Ambio**, v. 29, p. 167 – 173, 2000.
- ROBINSON, G. R.; HOLT, R. D.; GAINES, M. S.; HAMBURG, S. P.; JOHNSON, M. L.; FITCH, H. S.; MARTINKO, E. A. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. **Science**, v. 257, p. 534 - 536, 1992.

SANTOS, A. F. dos; LIMA, J. P. E. de; MELLO FILHO, J. A. de. Corredor ecológico de regeneração natural na floresta nacional “Mário Xavier” em Seropédica RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 6, n. 1, p. 106 - 117, 1999.

SANTOS, M. J. C. dos; PAIVA, S. N. de. Os sistemas agroflorestais como alternativa econômica em pequenas propriedades rurais: estudo de caso. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 1, p. 135 - 141, 2002.

SANTOS-FILHO, M. dos; SILVA, D. J. da; SANAIOTTI, T. M. Efficacy of four trap types in sampling small mammals in Forest fragments, Mato Grosso, Brasil. **Mastozoologia Neotropical**, v. 13, n. 2, p. 217 - 225, 2006.

SANTOS-FILHO, M.; DA SILVA, D. J.; SANAIOTTI, T. M. Variação sazonal na riqueza e na abundância de pequenos mamíferos, na estrutura da floresta e na disponibilidade de artrópodes em fragmentos florestais no Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropical**, v. 8, n. 1, 2008.

SAUNDERS, D. A; HOBBS, R. J (ed). Nature conservation 2: the role of corridors. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia. 1991.

SCHITTINI, G.; OLIVEIRA, L. C.; FERNANDEZ, F. A. S. Influence of different trap types and positions on the characterization of small mammal communities of Atlantic forest fragments at Poço das Antas Biological Reserve, RJ. **Bios**, v. 10, p. 55 - 61, 2002.

SCHROTH, G.; FONSECA, G. A. B.; HARVEY, C. A.; GASCON, C., VASCONCELOS, H. L.; IZAC, A. M. N. **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**. Island Press, Washington, 2004, p. 523.

SEABROOK, W. A.; DETTMANN, E. B. Roads as activity corridors for cane toads in Australia. **Journal of Wildlife Management**, v. 60, p. 363 - 368, 1996.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS DE GOIÁS - parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco e Parque dos Ipês, inventário faunístico, 2007, 80 P.

SHAFFER, C.L. **Nature Reserves: island theory and conservation practice**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1990. 185p.

SILVA, M.; CAMERON, J.; PUDDISTER, C. Small mammal abundance and community composition in Prince Edwards Island National Park. **Canadian Field Naturalist**, v. 114, p. 26 - 33. (2000).

SILVA, C. R. da. **Riqueza e diversidade de mamíferos não-voadores em um mosaico formado por plantio de *Eucalyptus saligna* e remanescentes de floresta atlântica no município de Pila do sul, SP**. 2001. 81 f. Dissertação (mestrado em ciências florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba. São Paulo.

SIMBERLOFF, D.; FARR, J.; COX, J.; MEHLMAN, D.W. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? **Conservation Biology**, v. 6, n. 4, p. 493 - 504, 1992.

- SLADE, M. A.; EIFLER, N. M.; GRUENHAGEN; AVELOS, A. L. D. Differential effectiveness of standard and long Sherman livetraps in capturing small mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 74, p.156 -161, 1993.
- SLADE, N.A.; RUSSEL, L.A. Distances as indices to movements and home-range size from trapping records of small mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 79, p. 346 - 351, 1998.
- STALLINGS, J. R. Small mammal inventories in an Eastern Brazilian Park. **Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences**, v. 34, n. 4, p. 153 - 200, 1989.
- STALLINGS, J. R. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.7, p. 267 - 276, 1991.
- STEVENS, S. M.; HUSBAND, T. P. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic Forest fragments. **Biological Conservation**, v. 85, p. 1 – 8, 1988.
- STOKES, M. K.; SLADE, N. A.; BLAIR, S. M. Influences of weather and moonlight on activity patterns of small mammals: a biogeographical perspective. **Canadian Journal of Zoology**, v. 79, p. 966 – 972, 2001.
- SUNQUIST, M. E.;AUSTAD, S. N.; SUNQUIST, F. Movement patterns and home range in the common opossum (*Didelphis marsupialis*). **Journal of Mammalogy**, v. 68, n. 1, p.172 - 176, 1987.
- SUTCLIFFE, O. L.; THOMAS C. D. Open corridors appear to facilitate dispersal by ringlet butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. **Conservation Biology**, v. 10, p. 1359 – 1365, 1996.
- TABARELLI M & GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p. 181 - 188, 2005
- TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M.; BEDÊ, L. C. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 19, p. 672 - 679, 2005.
- TAKAHASHI, D. L. H.; LOHMANN, H. A. R.; LOUZADA, J. N. C.; SANTOS, M. R. dos; SÂMIA, R. R. Papel de corredores, fragmentos florestais e áreas de pastagens para a conservação da diversidade de scarabaeidae (coleoptera). In: VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2007, Caxambu - MG Anais do Evento.
- TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J.; HADDAD, N. M.; SARGENT, S.; ORROCK, J. L.; WELDON, A.; DANIELSON, B. J.; BRINKERHOFF, J.; DAMSCHEN, E. I.; TOWNSEND, P. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 99, p. 12923 – 12926, 2002.
- THIES, D. W; KALKO, E. K. W. Phenology of Neotropical pepper plants and their association with their main dispersers, two short-tailed fruit-bats, *Carollia perspicillata* and *C. castanea*. Phyllostomidae. **Oikos**, v. 104, p. 362 – 376. 2004.

- TURNER I, M.; CORLETT, R. T. The conservation of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**. v.11, n. 8, p. 330 - 333, 1996.
- UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, M. E. Effects of and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, p. 507 - 519, 2005.
- UMETSU, F.; NAXARA, L.; PARDINI, R. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the neotropics. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 4, p. 757 - 765, 2006.
- UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic Forest landscape. **Landscape Ecology**. v. 22, n. 4, p. 517 - 530, 2007.
- VANDERMEER, J.; CARVAJAL, R. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. **American Naturalist**, v. 158, p. 211 – 202, 2001.
- VANDERMEER, J. PERFECTO, I. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation, **Conservation Biology**, v.21, p.274 – 277, 2007.
- VASCONCELOS, H. L.; LUIZÃO, F. J. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. **Ecological Applications**, v. 14, n. 3, p. 884 – 892, 2004.
- VAZ, P. P. **Sistemas Agroflorestais para Recuperação de Mata Ciliar em Piracicaba**. 2002. 98f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luís de Queiroz”, Piracicaba, São Paulo.
- VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990. Campos de Jordão, 1990. p. 113 - 118.
- VIEIRA, M. V. Dynamics of a rodent assemblage in a Cerrado of Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, n. 1, p. 99 - 107, 1996.
- VIEIRA, E. M.; IZAR, P. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic Rainforest. **Plant Ecology**, v. 145, p.75 - 82, 1999.
- VIEIRA, E. M., MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, p. 501 – 507, 2003.
- VIEIRA, A. L. M. **Potencial econômico-ecológico de sistemas agroflorestais para conexão de fragmentos da Mata Atlântica**. 2007. 70 p. Monografia (Bacharelado) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ
- VIEIRA, M. V.; OLIFIERS, N. DELCIELLOS, A. C.; ANTUNES, V. Z.; BERNARDO, L. R. GRELLE, C. E.V.; CERQUEIRA R. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1191 – 1200, 2009.

VIVAN, J. **Agricultura e Florestas: princípios de uma interação vital**, Guaíba, RS. Agropecuária/AS-PTA, 1998. 2007p.

VIVEIROS de CASTRO, E. B.; FERNANDEZ, F. A. S. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 119, n. 1, p. 73 - 80, 2004.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: M.E. Soul (Editor), **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. Sinauer Associates, Sunderland, MA, p. 237 - 256. 1986.

WOODMAN, N.; TIMM, R. N.; SLADE, N. A.; DOONAN, T. J. Comparison of traps and baits for censusing small mammals in neotropical lowlands. **Journal of Mammalogy**, v. 77, p. 274 - 281, 1996.

YLÖNEN, H.; ALTNER, H.J.; STUBBE, M. Seasonal dynamics of small mammals in an isolated woodland and its agricultural surroundings. **Ann. Zool. Fenn.** v. 28, p. 7 – 14, 1991.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. Fourth edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA. 1999.