

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**RESPOSTAS DE PEQUENOS MAMÍFEROS AO EFEITO DE BORDA
DA FERROVIA PARANAGUÁ-CURITIBA NO PARQUE ESTADUAL
PICO DO MARUMBI, MORRETES – PR**

RICARDO AUGUSTO SERPA CERBONCINI

CURITIBA

2012

RICARDO AUGUSTO SERPA CERBONCINI

RESPOSTAS DE PEQUENOS MAMÍFEROS AO EFEITO DE BORDA
DA FERROVIA PARANAGUÁ-CURITIBA NO PARQUE ESTADUAL
PICO DO MARUMBI, MORRETES – PR

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Fernando de Camargo Passos

CURITIBA

2012



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Ricardo Augusto Serpa Cerboncini** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 16 de fevereiro de 2012.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Fernando de Camardo Passos
Orientador e Presidente

Prof. Dr. Marcelo Passamani
Membro

Prof. Dr. Mauricio Osvaldo Moura
Membro

Visto:

Prof.^ª Dra. Lucélia Donatti
Coordenadora do PPG-ECO

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Fernando de Camargo Passos, pela ajuda com ideias para o desenvolvimento deste estudo, pelo incentivo e pela confiança depositada no meu trabalho.

A todos que participaram das campanhas de campo no Parque Estadual Pico do Marumbi. Aos amigos do LABCEAS: Marcelo Rubio, Itiberê Bernardi, Jennifer Barros, Viviane Mottin, Luiz Varzinczak e João Brito. Aos companheiros de curso: Felipe Shibuya e Fernanda Lima. À Bruna, Jaqueline e Jú. Espero que de alguma forma as experiências em campo possam retribuir toda a ajuda e o empenho de vocês.

À minha companheira, Talita Braga, por sua preocupação e ajuda no desenvolvimento deste trabalho. Por sua participação nas campanhas de campo, em discussões sobre ideias para a pesquisa, e pelas opiniões sobre os resultados e nas primeiras versões do texto desta dissertação. Por estar sempre ao meu lado.

Ao Prof. Dr. Marcelo Passamani pela ajuda com a identificação de alguns táxons, e por sua participação como avaliador desta dissertação, o que resultou em importantes contribuições para este estudo. Além disso, por sua importante participação na minha formação acadêmica.

Ao Prof. Dr. Maurício O. Moura, por suas opiniões sobre o projeto inicial deste trabalho e pelas importantes contribuições através de sua participação como membro da banca desta dissertação.

Ao Prof. Dr. James J. Roper por estar sempre disposto a ajudar e a contribuir com suas ideias sobre coleta e análises de dados em ecologia, e pelo empréstimo dos *data-loggers* utilizados para medições de temperatura.

À Dra. Paula Borges e à Msc. Alessandra C.S. dos Santos pela importante ajuda com os procedimentos em biologia molecular, e a todos do Laboratório de Biologia Molecular Danúncia Urban. Ao Prof. Dr. Mário N. Silva por permitir o uso de equipamento em seu laboratório.

Ao PPG-ECO – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná. À coordenação, secretaria, todos os professores e colegas de curso.

A todos do LABCEAS por estarem sempre dispostos a ajudar e a dar opiniões sobre os trabalhos desenvolvidos no laboratório.

Ao IAP – Instituto Ambiental do Paraná, e ao gerente do Parque Estadual Pico do Marumbi, Lothario H. Stoltz Jr., por autorizarem e darem suporte ao desenvolvimento deste trabalho na unidade de conservação. Ao Mário e à Simone pelo convívio e pela atenção dada a equipe de estudo, e a todos os funcionários que estiveram no parque durante nossa estada. A todos os marumbinistas que nos receberam tão bem durante as campanhas de campo.

À CAPES pelo fornecimento de bolsa de mestrado para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao ICMBio pela licença de pesquisa científica com os animais silvestres.

Aos meus pais, por todo amor e incentivo, e por estarem sempre presentes e dispostos à ajudar no que foi preciso no período do meu mestrado.

É certo que muitas formas consideradas como variedades por críticos muito competentes têm caracteres que as fazem assemelhar tão bem às espécies que outros críticos, não menos competentes, as consideram como tais. Mas discutir se é necessário chamá-las espécies ou variedades, antes de ter encontrado uma definição destes termos que seja geralmente aceita, é trabalhar em vão.

C. R. Darwin, 1859

Velhos experimentos jamais conduzem a novos resultados futuros. O que acontece apenas, é que novos experimentos permitem decidir acerca de velhas teorias.

K. R. Popper, 1934

PRÓLOGO

A ecologia é a área da ciência que tem como objetivo compreender os fatores que afetam as distribuições e as abundâncias dos diferentes tipos de organismos, e possui papel importante em tempos de crise global da biodiversidade, em que os ecossistemas naturais vêm sendo rapidamente destruídos pelas ações antrópicas. O efeito de borda pode afetar drasticamente as comunidades biológicas, e deve ser considerado como um dos principais aspectos dentro das discussões sobre a conservação da natureza.

Para que ações para o manejo dos ecossistemas sejam eficazes na conservação da biodiversidade é necessário entender quais são os processos responsáveis pelos diferentes padrões observados na natureza. Porém, na literatura sobre o efeito de borda existem diversos resultados incongruentes, talvez pela dificuldade em se distinguir os diferentes fatores que atuam nas comunidades biológicas. Se a determinação de padrões na natureza é, na prática, bastante problemática, a identificação dos fatores responsáveis por esses padrões somente é possível através da teorização e do falseamento de diferentes hipóteses através de diversos estudos – a “Lógica Dedutiva”.

A literatura sobre o efeito de borda é extensa e de longa data, porém o desenvolvimento teórico sobre o tema é relativamente recente, e embasado nos estudos desenvolvidos no contexto da fragmentação. Por isso, as principais explicações consideram o fluxo de organismos e de recursos entre os diferentes tipos de habitat na paisagem como os mecanismos do efeito de borda. Porém, como padrões semelhantes podem ser resultantes de processos ecológicos distintos, testar o efeito de borda em diferentes contextos da paisagem pode ajudar na identificação destes processos.

No Capítulo 1 é apresentada uma descrição da comunidade de pequenos mamíferos em uma floresta de Mata Atlântica costeira na Serra do Mar. Na área de estudo, a passagem de uma ferrovia promove a existência da borda com a floresta. No Capítulo 2, as respostas dos pequenos mamíferos ao efeito de borda foram analisadas e contextualizadas com as hipóteses existentes na literatura na tentativa de identificar os mecanismos responsáveis pelas modificações bióticas.

SUMÁRIO

Capítulo 1: Comunidade de pequenos mamíferos em uma Floresta Ombrófila Densa Sub-montana na porção central da Serra do Mar.

RESUMO	10
ABSTRACT	11
1. INTRODUÇÃO	12
2. MATERIAL E MÉTODOS	14
2.1 ÁREA DE ESTUDO	14
2.2 CAPTURA E MARCAÇÃO DOS INDIVÍDUOS	15
2.3 CARACTERIZAÇÃO MOLECULAR.....	16
2.4 RIQUEZA E ABUNDÂNCIA	17
2.5 USO VERTICAL DO ESPAÇO	17
2.6 RAZÃO SEXUAL.....	18
3. RESULTADOS	19
4. DISCUSSÃO	24
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29

Capítulo 2: Efeito de borda em uma paisagem dominada pelo habitat natural: pequenos mamíferos e uma ferrovia na Mata Atlântica.

RESUMO	38
ABSTRACT	39
1. INTRODUÇÃO	40
2. MATERIAL E MÉTODOS	44
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	44
2.2 COLETA DE DADOS	45
2.2.1 Desenho amostral e período de estudo.....	45
2.2.2 Variáveis ambientais	46
2.2.3 Pequenos mamíferos	48
2.3 ANÁLISES DOS DADOS.....	48
2.3.1 Respostas abióticas	48
2.3.2 Respostas da comunidade de pequenos mamíferos.....	49
2.3.3 Respostas dos táxons de pequenos mamíferos.....	50
2.3.4 Relações comunidade-ambiente	50

3. RESULTADOS	52
3.1 RESPOSTAS ABIÓTICAS.....	52
3.2 RESPOSTAS DA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS	56
3.3 RESPOSTAS DOS TÁXONS DE PEQUENOS MAMÍFEROS	60
3.4 RELAÇÕES COMUNIDADE-AMBIENTE	61
4. DISCUSSÃO	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69
ANEXO I – Protocolos utilizados nos procedimentos em biologia molecular.....	76
ANEXO II – Lista dos exemplares coletados e depositados na Coleção Mastozoológica do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná.....	79

CAPÍTULO 1

Comunidade de pequenos mamíferos em uma Floresta Ombrófila Densa
Sub-montana na porção central da Serra do Mar

RESUMO

As florestas tropicais detêm a maior diversidade do planeta, porém vêm sendo rapidamente destruídas pela ocupação humana. Esforços são necessários para conhecer a biodiversidade em regiões estratégicas, como nas florestas costeiras da Serra do Mar, onde são encontrados os maiores remanescentes de Mata Atlântica. Os pequenos mamíferos – roedores e marsupiais de menor porte – são importantes componentes dos ecossistemas e bons indicadores de qualidade do ambiente. O objetivo deste estudo foi descrever a comunidade de pequenos mamíferos na fisionomia Floresta Ombrófila Densa Sub-montana no Parque Estadual Pico do Marumbi, no município de Morretes – PR. As capturas foram feitas com o uso de armadilhas do tipo *folding* dispostas no solo e estrato arbóreo (1,5 – 2 m de altura) em 5 campanhas mensais de 7 noites consecutivas de amostragem, totalizando o esforço de 5.600 armadilhas-noites. A identificação dos táxons capturados foi feita através da morfologia e do gene mitocondrial COI. No total foram capturados 146 indivíduos de 12 táxons de pequenos mamíferos em 345 eventos de captura. Além disso, mais 2 táxons de pequenos mamíferos foram capturados oportunamente nos arredores de construções presentes na área de estudo, totalizando 14 pequenos mamíferos com ocorrência na unidade de conservação. A comunidade é dominada pela espécie *Euryoryzomys russatus*, que teve mais da metade das capturas e representou 44,5% dos indivíduos capturados. *Marmosa paraguayana* foi o marsupial mais abundante na área de estudo, e o único táxon capturado preferencialmente no estrato arbóreo. Os outros pequenos mamíferos foram capturados preferencialmente no solo, com exceção de *Juliomys pictipes* que não apresentou preferências no uso vertical do espaço. O número de fêmeas de *E. russatus* capturadas foi 2,6 vezes maior que o número de machos, indicando um possível desvio na razão sexual da população. A ocorrência de *Trinomys sp.* na área de estudo é o segundo registro para o estado do Paraná, além de ser a localidade mais ao sul em que o gênero já foi registrado. Um indivíduo do roedor invasor *Rattus rattus* foi capturado nos arredores das construções do parque. Apesar disso, a comunidade de pequenos mamíferos no habitat natural é típica de florestas em bom estado de conservação, com baixa abundância relativa de *Oligoryzomys* e *Akodon* – táxons beneficiados em ambientes alterados.

Palavras-Chave: Mata Atlântica, Rodentia, Didelphimorphia, estratificação vertical, inventariamento de fauna.

ABSTRACT

Tropical rainforests are the most diverse ecosystems, and also the most threatened by the human occupation on Earth. Increasing efforts are needed in order to fill in the gaps in the current knowledge about world's biodiversity, and surveys at strategic regions, as the Serra do Mar in the coastal Atlantic forest of Brazil, can provide valuable information for conservation and wildlife management. Terrestrial small mammals – small sized rodents and marsupials – are key components of natural communities that respond quickly to environmental changes and are considered efficient indicators of habitat quality. The aim of this study was to describe the small mammal community in a sub-montane evergreen Atlantic forest at Parque Estadual Pico do Marumbi, in the state of Paraná, southern Brazil. Individuals were captured in 160 *folding* traps placed on the ground and in the forest stratum (1.5 – 2 m high). Five field campaigns occurred monthly during seven consecutive nights for the total effort of 5,600 traps-nights. Identification of taxa at the minor taxonomic level followed morphological description and molecular analysis of COI mitochondrial gene. A total of 146 individuals and 12 taxa were captured in 345 trapping events. Other two taxa were captured opportunistically in the surroundings of human constructions for the total of 14 small mammals in the study site. *Euryoryzomys russatus* is by far the most abundant species representing 44.45% of the total number of individuals captured. The most abundant marsupial in the community is *Marmosa paraguayana*, the only taxon that was captured mainly in the arboreal stratum. The other small mammal taxa used preferentially the ground, with the exception of *Juliomys pictipes* that showed no differences between captures on the ground and in the forest stratum. The number of *E. russatus* females was 2.26 times the number of males, indicating a possible deviation in the sex ratio. The occurrence of *Trinomys* sp. in the study site represents the southernmost register of the genus. One individual of the invasive rodent *Rattus rattus* was captured in the surroundings of human constructions. Nevertheless, the small mammal community in the study site indicates a good stage of conservation of the natural habitat, with low abundances of *Oligoryzomys* and *Akodon* – taxa favored in altered environments.

Keywords: Atlantic rainforest, Rodentia, Didelphimorphia, vertical stratification, faunal inventory.

1. INTRODUÇÃO

Conhecer a biodiversidade é a base para o desenvolvimento das diversas áreas da biologia. Estima-se que cerca de 90% dos organismos vivos ainda estão por serem descritos (Mora *et al.*, 2011), e as informações acerca da distribuição dos táxons conhecidos são escassas. A lacuna no conhecimento da biodiversidade é ainda mais acentuada nas florestas tropicais, que detêm a maior diversidade do planeta e vêm sendo rapidamente destruídas pelas atividades humanas (Butler & Laurance, 2008). Este cenário torna difícil mensurar quanto dessa biodiversidade vem sendo perdida.

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados pela ocupação humana (Myers *et al.*, 2000; Galindo-Leal & Câmara, 2003). As estimativas são de que restam apenas 11% da área original distribuídas em sua maioria em fragmentos menores que 50 ha (Ribeiro *et al.*, 2009). O bioma apresenta uma variedade de fisionomias vegetacionais devido às amplas variações latitudinais, altitudinais e longitudinais (Veloso *et al.*, 1991). Os maiores remanescentes são encontrados na Serra do Mar nos estados do Paraná e de São Paulo (Ribeiro *et al.*, 2009), região considerada estratégica para a conservação devido à alta diversidade e ao elevado grau de endemismos (Aguiar *et al.*, 2003). Por isso, esforços são necessários para conhecer os diferentes grupos de organismos nessa região.

Os pequenos mamíferos terrestres são representados no Brasil pelos marsupiais (ordem Didelphimorphia) e roedores (ordem Rodentia) de pequeno porte (geralmente < 1,5 kg). Essas duas ordens são responsáveis por mais de 43% da diversidade de mamíferos do país, sendo consideradas atualmente 55 espécies de marsupiais e 243 espécies de roedores com ocorrência no território brasileiro (Reis *et al.*, 2011). Essa alta diversidade, tanto morfológica como molecular (D'Elía *et al.*, 2003; Weksler & Bonvincino, 2005; Chiquito, 2010; Voss & Jansa, 2009), aliada à morfologia críptica de alguns táxons (D'Elía, 2003; Gonçalves & Oliveira, 2004; Geise *et al.*, 2005; Pavan & Leite, 2011), dificulta o consenso sobre as delimitações dos táxons e de suas relações filogenéticas. As coletas de exemplares e as revisões de espécimes em coleções científicas vêm tendo papel fundamental para a descrição de novos táxons (Weksler *et al.*, 2006; Costa *et al.*, 2007; Pardiñas *et al.*, 2009; Percequillo *et al.*, 2011) e para a ampliação de áreas de distribuição (Jayat *et al.*, 2011; Passamani *et al.*, 2011).

Nas florestas tropicais, os pequenos mamíferos atuam como predadores e dispersores de sementes (Brewer & Rejmánek, 1999; Cáceres & Monteiro-Filho, 2007; Pinto *et al.*, 2009), recursos alimentares na dieta de carnívoros (Wang, 2002; Silva-Pereira *et al.*, 2011), e controladores de populações de invertebrados (Casella & Cáceres, 2006). A estratificação vertical é comumente observada nas comunidades de pequenos mamíferos, com alguns táxons com características mais arborícolas enquanto outros se locomovem preferencialmente pelo solo (Passamani, 1995; Leite *et al.*, 1996; Cunha & Vieira, 2002; Grelle, 2003; Vieira & Monteiro-Filho, 2003; Delciellos & Vieira, 2006; Vieira & Cunha., 2008). São considerados bons indicadores de qualidade do ambiente, pois respondem rapidamente às perturbações (Pearce & Venir, 2005). Alguns táxons de pequenos mamíferos são favorecidos com a destruição e fragmentação dos habitats naturais, podendo se locomover pela matriz antrópica (Pires *et al.*, 2002; Passamani & Ribeiro, 2009; Cerboncini *et al.*, 2011; Passamani & Fernandez, 2011a), e aumentar a densidade em fragmentos menores enquanto outros táxons são dependentes de áreas contínuas de habitat natural (Fonseca & Robson, 1990; Passamani & Fernandez, 2011b).

Devido à rápida destruição da Mata Atlântica é necessário conhecer a biodiversidade em regiões estratégicas do Bioma. Com base nisso, o objetivo deste estudo foi descrever a comunidade de pequenos mamíferos na fisionomia Floresta Ombrófila Densa Sub-montana no Parque Estadual Pico do Marumbi, região central da Serra do Mar, no município de Morretes – PR. Também foi verificado se existiram preferências no uso vertical do espaço entre solo e estrato florestas e desvios na razão sexual dos táxons mais capturados.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no Parque Estadual Pico do Marumbi (PEPM), localizado na porção central da Serra do Mar (25°26' S, 48°55' O), no município de Morretes – PR (Figura 1). O clima na região é úmido durante todo o ano com ausência de estação seca – tipo Cfa de acordo com a classificação climática de Köppen.

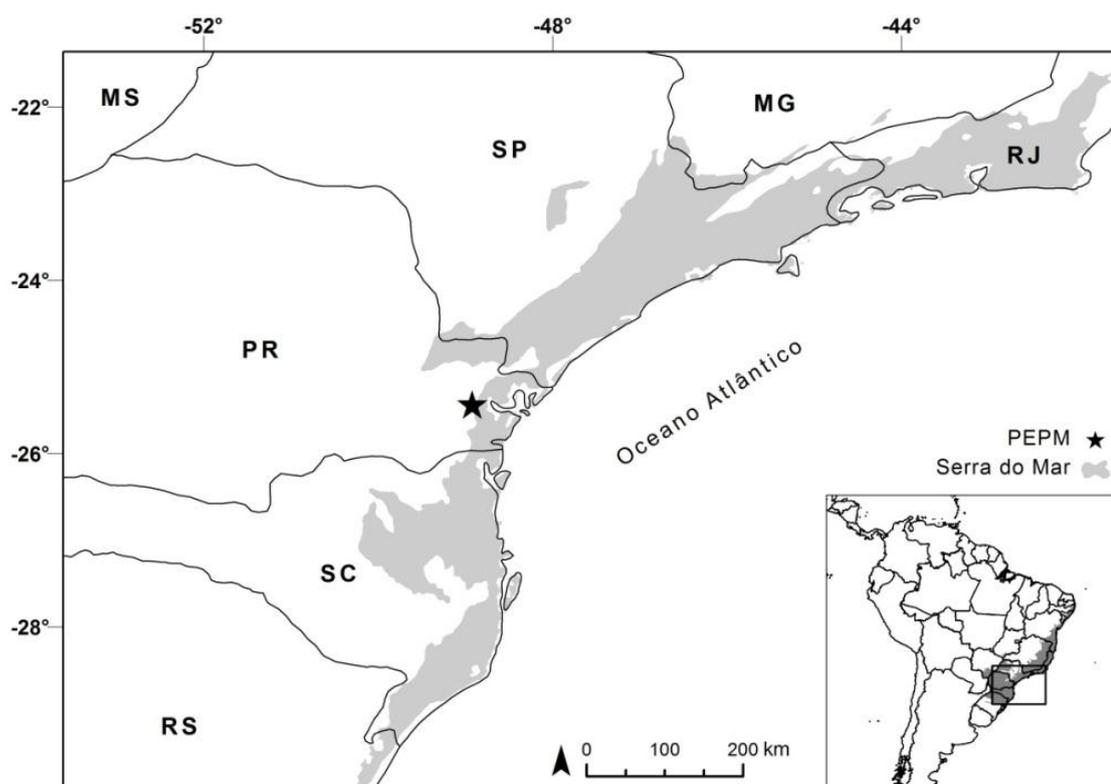


Figura 1 – Localização da área de estudo: Parque Estadual Pico do Marumbi (PEPM), na região da Serra do Mar, município de Morretes – PR. O mapa pequeno mostra em tom de cinza a distribuição da Mata Atlântica no Brasil. Fonte de dados: Olson *et al.*, 2001.

A área do PEPM em que o estudo foi realizado está compreendida entre as altitudes de 350 a 480 m, faixa em que a vegetação é caracterizada como fisionomia Floresta Ombrófila Densa Sub-montana (Veloso *et al.*, 1991), com altura do dossel entre 20 e 25 m e árvores emergentes com mais de 30 m. A flora da região é caracterizada pela presença de bromélias (Kaehler *et al.*, 2005), samambaias

(Dittrich *et al.*, 2005) e árvores das famílias Myrtaceae, Rubiaceae, Melastomataceae e Fabaceae, sendo as espécies de árvores mais comuns *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *Mollinedia* sp. Ruiz & Pav., *Bathysa* sp. C.Presl e *Hieronyma alchorneoides* Allemão (Silva, 1989). As perturbações antrópicas na região foram intensificadas com o início da construção da ferrovia Paranaguá-Curitiba a partir de 1880, e no local de estudo ocorreu atividade mineradora até a década de 1950 (Struminski, 1996), além do corte seletivo do palmito (Silva, 1989). Apesar disso, a floresta apresenta características de estado avançado de regeneração, e as espécies de árvores típicas da floresta primária estão presentes no local de estudo (Silva, 1989). Devido aos atrativos naturais, o PEPM é de interesse turístico para atividades de camping, caminhada e montanhismo (Vasconcellos, 1998).

2.2 CAPTURA E MARCAÇÃO DOS INDIVÍDUOS

Os pequenos mamíferos foram capturados com o uso de 160 armadilhas tipo *folding* (H.B. Sherman Traps Inc., Tallahassee, FL, EUA) dispostas em 16 transectos amostrais de 45 m de comprimento. Cada transecto continha 10 armadilhas em intervalos de 5 m, alternadas entre solo e estrato arbóreo (1,5 - 2 m do solo). Dois tamanhos de armadilhas foram utilizados, 76 x 87 x 231 mm (n = 96) e 103 x 120 x 371 mm (n = 64). Uma massa com banana, fubá, amendoim moído e óleo de fígado de bacalhau foi utilizada como isca. A área amostrada está localizada entre as estações de trem “Marumbi” e “Engenheiro Lange”. As campanhas de campo ocorreram mensalmente de fevereiro a julho de 2011, com exceção do mês de março devido a temporais na região, totalizando cinco campanhas de campo. Cada campanha de campo foi constituída de sete noites de amostragem, e o esforço total de captura empregado foi de 5.600 armadilhas-noites. Armadilhas também foram usadas de maneira oportunista nos arredores e no interior de construções do PEPM, mas os indivíduos capturados não foram considerados nas análises de dados sobre a estrutura da comunidade.

Os indivíduos capturados foram marcados com brincos metálicos numerados (National Band & Tag Co., New Port, KY, EUA), medidos com o uso de régua metálica (graduação 1 mm), pesados (precisão 5 g) e soltos. A imobilização ocorreu sem a necessidade do uso de anestésico. Os procedimentos adotados em campo

seguiram as diretrizes para o uso de mamíferos selvagens em pesquisa da ASM (American Society of Mammalogists – Sikes *et al.*, 2011). As medidas anotadas e utilizadas para auxílio na identificação dos táxons foram: o comprimento da cabeça e corpo; o comprimento da cauda; o comprimento da orelha; e o comprimento do pé sem a unha. Alguns indivíduos foram coletados (autorizações: IAP nº 275/10; IBAMA nº 26769-1), preparados como exemplares em pele e crânio e depositados na Coleção Mastozoológica do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (DZUP). A identificação morfológica baseou-se na literatura disponível (Voss, 1993; Hershkovitz, 1998; Musser *et al.*, 1998; Weksler & Bonvicino, 2005; Weksler, 2006; Weksler *et al.*, 2006; Gardner, 2007; Bonvicino *et al.*, 2008; Voss & Janza, 2009; Weksler & Percequillo, 2011).

2.3 CARACTERIZAÇÃO MOLECULAR

Uma região do gene mitocondrial do citocromo C oxidase subunidade I (COI) foi utilizada para caracterização molecular de exemplares coletados. Essa região é proposta para a caracterização molecular de todos os tipos de organismos, o chamado *DNA barcoding*, pois apresenta sequências iniciadoras universais e taxas de mutação que garantem uma resolução filogenética considerada adequada para a caracterização em espécies ou em grupos filogeográficos (Hebert *et al.*, 2003).

As análises moleculares foram realizadas no Laboratório de Biologia Molecular Danúncia Urban, no Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná. Amostras de DNA dos indivíduos coletados foram obtidas através de pedaços do fígado acondicionados em álcool 95%. A extração de DNA ocorreu com o uso de protocolo de extração já utilizado anteriormente em estudo com roedores neotropicais (Chiquito, 2010). A amplificação da região de interesse foi realizada a partir do método de reação em cadeia da polimerase (PCR) com o uso dos *primers* universais LCO1490 e HCO2198 (Folmer *et al.*, 1994). Os produtos das amplificações foram purificados e utilizados em reação de sequenciamento. Os protocolos completos dos procedimentos adotados desde a extração até a obtenção das sequências estão descritos no Anexo I. As sequências dos exemplares do PEPM foram comparadas com sequências disponíveis em banco de dados da internet (<http://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>).

2.4 RIQUEZA E ABUNDÂNCIA

Para a construção das curvas de riqueza acumulada foi utilizado o programa *EstimateS 8.2.0* (Colwell, 2009). A curva cumulativa de espécies em função do esforço amostral foi construída com base na riqueza observada ajustada Tau de Mao, através da Equação (Colwell *et al.*, 2004):

$$\tilde{\tau}(h) = S_{obs} - \sum_{j=1}^H (\alpha_{jh} \cdot s_j)$$

Em que h representa o número de amostras, S_{obs} representa a riqueza observada, j é a identificação da amostra, H é o número total de amostras, s_j representa o número de espécies encontradas em exatamente j amostras, e

$$\alpha_{jh} = \begin{cases} \frac{(H-h)!(H-j)!}{(H-h-j)!H!}, & (j+h) \leq H \\ 0, & (j+h) > H \end{cases}$$

Para verificar se a riqueza observada representou a maior parte da fauna de pequenos mamíferos que possivelmente ocorrem na área de estudo, a riqueza estimada foi determinada pelo método de *bootstrap* (Smith & van Belle, 1984), através da Equação:

$$S_{boot} = S_{obs} + \sum_{k=1}^{S_{obs}} (1 - p_k)^m$$

Em que S_{boot} é a riqueza estimada, S_{obs} é a riqueza observada, p_k é a proporção de amostras que contém a espécie k , e m é o número total de amostras.

O número de indivíduos e o número total de capturas de cada táxon de pequenos mamíferos capturados foram ordenados em gráficos de barras para identificação dos táxons mais abundantes na área de estudo.

2.5 USO VERTICAL DO ESPAÇO

Para os táxons capturados 10 ou mais vezes durante o período de estudo, as diferenças quanto ao uso vertical do espaço foram inferidas através da comparação das probabilidades de capturas no solo e no estrato arbóreo através de testes de qui-quadrado.

2.6 RAZÃO SEXUAL

Para os táxons em que oito ou mais indivíduos adultos foram capturados durante o período de estudo foi testado se o número de machos e de fêmeas capturados diferiu através de testes de qui-quadrado.

3. RESULTADOS

No total foram capturados 146 indivíduos de pequenos mamíferos em 345 eventos de captura (sucesso de captura de 6,16%). Foram identificados 12 táxons ao menor nível taxonômico possível, sendo oito roedores e quatro marsupiais. A riqueza estimada pelo método de *bootstrap* foi de 12,45 (Figura 2). Considerando os pequenos mamíferos capturados oportunamente nos arredores das construções da unidade de conservação – *Monodelphis cf. iheringi* (n = 1), *Oligoryzomys nigripes* (n = 2), *Sooretamys angouya* (n = 1), e *Rattus rattus* (n = 1) – o total de 14 táxons de pequenos mamíferos foi registrado para o PEPM (Tabela 1). Através da caracterização molecular de dois indivíduos coletados do gênero *Akodon* foi possível identificar a espécie *Akodon montensis*. Porém, devido à possibilidade de ocorrência de outras espécies morfologicamente idênticas na área de estudo, nas análises foi considerada a identificação ao nível do gênero.

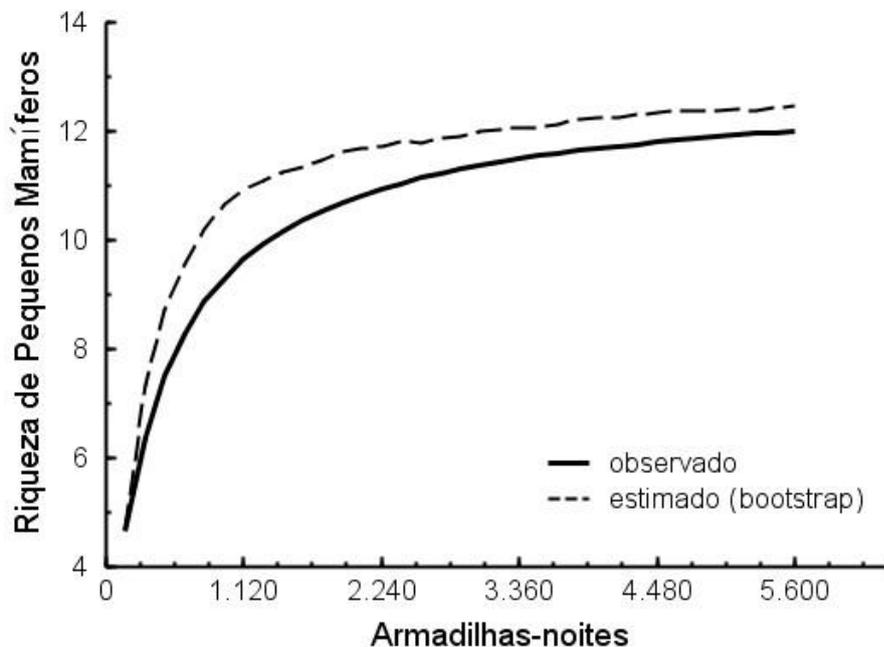


Figura 2 – Curva de riqueza acumulada observada (Tau de Mao) e curva de riqueza estimada (*bootstrap*) dos táxons de pequenos mamíferos capturados através de armadilhas tipo *folding* na fisionomia de Floresta Ombrófila Densa Sub-montana no Parque Estadual Pico do Marumbi.

Tabela 1 – Lista taxonômica dos pequenos mamíferos capturados com o uso de armadilhas tipo *folding* no Parque Estadual Pico do Marumbi.

Táxon	Local	COI	ID
Didelphimorphia Gill, 1872			
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	F	não	-
<i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1818)	F	não	-
<i>Marmosa (Micoureus) paraguayana</i> (Tate, 1931)	F	sim	98%
<i>Gracilinanus microtarsus</i> (Wagner, 1842)	F	sim	99%
<i>Monodelphis cf. iheringi</i> (Thomas, 1888)	C	sim	ND
Rodentia Bowdich, 1821			
Muridae Illiger, 1811			
<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758)	C	não	-
Cricetidae Fischer, 1817			
<i>Juliomys pictipes</i> (Osgood, 1933)	F	sim	98%
Akodontini Vorontsov, 1959			
<i>Akodon montensis</i> (Thomas, 1913)	F	sim	99%
<i>Oxymycterus</i> sp. Waterhouse, 1837	F	sim	ND
Oryzomyini Vorontsov, 1959			
<i>Euryoryzomys russatus</i> (Wagner, 1848)	F	sim	100%
<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827)	F	sim	99%
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818)	F/C	não	-
<i>Sooretamys angouya</i> (Fischer, 1814)	F/C	sim	91%
Echimyidae Gray, 1825			
<i>Trinomys</i> sp. Thomas, 1921	F	não	-

Local: F – Floresta Ombrófila Densa Sub-montana, local onde foi realizada a captura sistematizada de pequenos mamíferos; C – construções do PEPM, local onde o esforço de captura foi empregado oportunamente. COI: obtenção de sequências do gene mitocondrial COI para o táxon (sim ou não); ID: maior porcentagem de similaridade na sequência do gene COI entre os exemplares do PEPM e sequências de outras populações do táxon disponíveis na internet – a sigla ND indica quando não existem sequências do táxon disponíveis nas bases de dados na internet para comparações.

O táxon mais abundante foi *Euryoryzomys russatus* (n = 65) representando 44,5% dos indivíduos capturados e 52,75% dos eventos de captura (Figura 3). Os outros táxons capturados na área foram: *Sooretamys angouya* (n = 17), *Marmosa (Micoureus) paraguayana* (n = 14), *Juliomys pictipes* (n = 14), *Oligoryzomys nigripes* (n = 9), *Philander frenatus* (n = 8), *Akodon spp.* (n = 8), *Didelphis aurita* (n = 3), *Nectomys squamipes* (n = 3), *Oxymycterus* sp. (n = 3), *Gracilinanus microtarsus* (n = 1) e *Trinomys* sp. (n = 1).

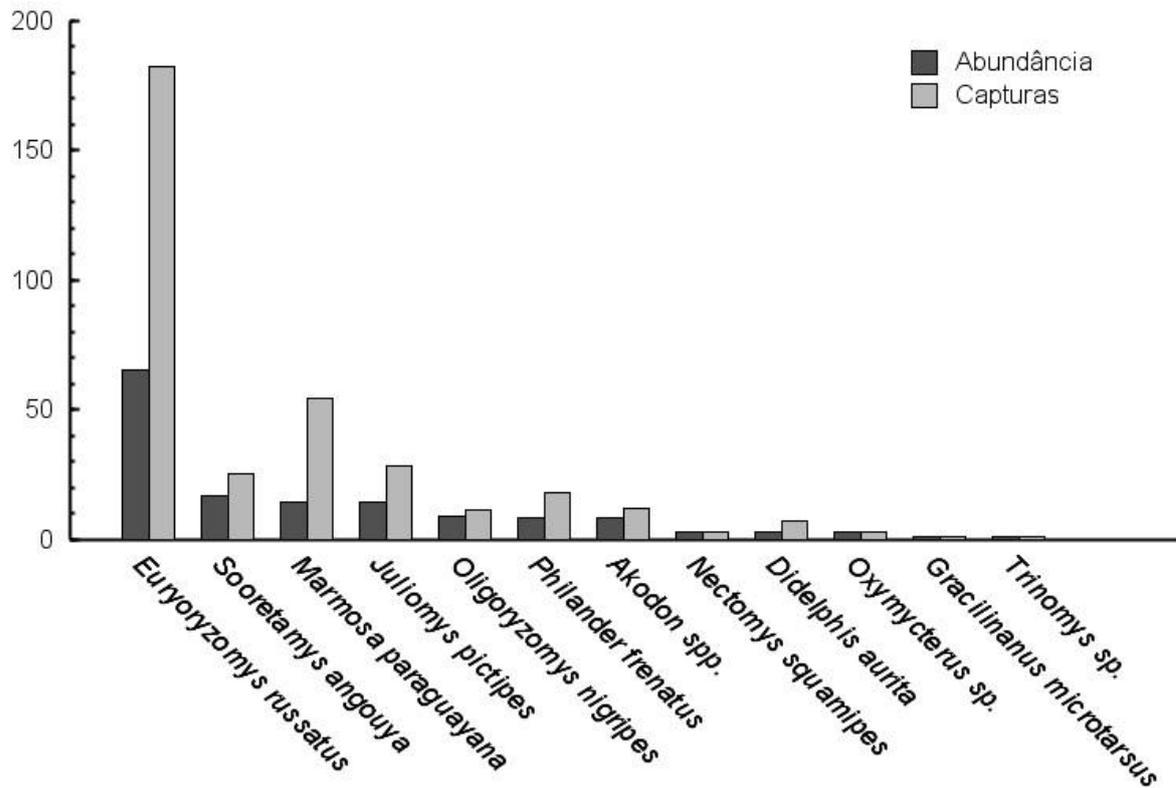


Figura 3 – Abundâncias e números de capturas de pequenos mamíferos na fisionomia Floresta Ombrófila Densa Sub-montana no Parque Estadual Pico do Marumbi.

Em relação ao uso do espaço vertical, *E. russatus*, *S. angouya*, *O. nigripes*, *P. frenatus*, e *Akodon spp.* foram capturados mais vezes no solo, enquanto *M. paraguayana* foi capturado mais vezes no estrato arbóreo. *Juliomys pictipes* não apresentou preferência no uso vertical do espaço (Tabela 2, Figura 4).

Tabela 2 – Comparação (teste qui-quadrado) entre o número de capturas no solo e no estrato arbóreo (1,5 – 2m do solo) dos táxons mais comuns ($n \geq 10$ capturas) de pequenos mamíferos no Parque Estadual Pico do Marumbi.

Táxon	Solo	Estrato arbóreo	χ^2	p
<i>Euryoryzomys russatus</i>	175	7	155	< 0,001*
<i>Sooretamys angouya</i>	18	7	4,84	0,028*
<i>Marmosa paraguayana</i>	15	39	10,66	0,001*
<i>Juliomys pictipes</i>	11	17	1,285	0,257
<i>Philander frenatus</i>	14	4	5,55	0,018*
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	10	1	7,36	0,007*
<i>Akodon spp.</i>	11	1	8,33	0,004*

*Diferença foi comprovada pelo teste de qui-quadrado.

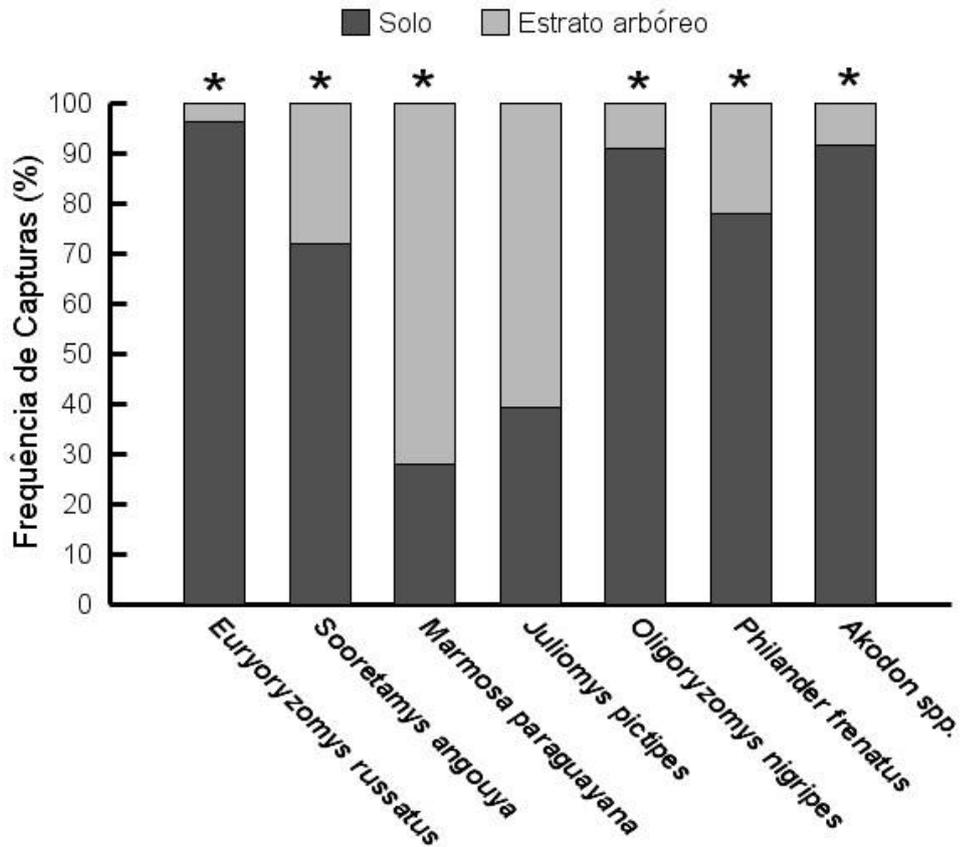


Figura 4 – Comparação da captura dos táxons mais comuns ($n \geq 10$ capturas) de pequenos mamíferos no Parque Estadual Pico do Marumbi quanto ao uso do espaço vertical entre solo e estrato arbóreo (1,5 – 2 m do solo). Os asteriscos indicam que a diferença foi comprovada pelo teste de qui-quadrado.

O único táxon que apresentou diferenças no número de indivíduos adultos capturados em função do sexo foi *E. russatus* (Tabela 3), em que a razão sexual foi de 2,6 fêmeas para cada macho (Figura 5).

Tabela 3 – Comparação (teste de qui-quadrado) do número de fêmeas e de machos adultos dos táxons mais abundantes ($n \geq 8$) de pequenos mamíferos no Parque Estadual Pico do Marumbi.

Táxon	Fêmeas	Machos	χ^2	p
<i>Euryoryzomys russatus</i>	34	13	9,38	0,002*
<i>Sooretamys angouya</i>	7	6	0,08	0,78
<i>Marmosa paraguayana</i>	5	9	1,14	0,29
<i>Juliomys pictipes</i>	7	7	-	-
<i>Philander frenatus</i>	4	4	-	-
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	3	5	0,5	0,48

*Diferença foi comprovada pelo teste de qui-quadrado.

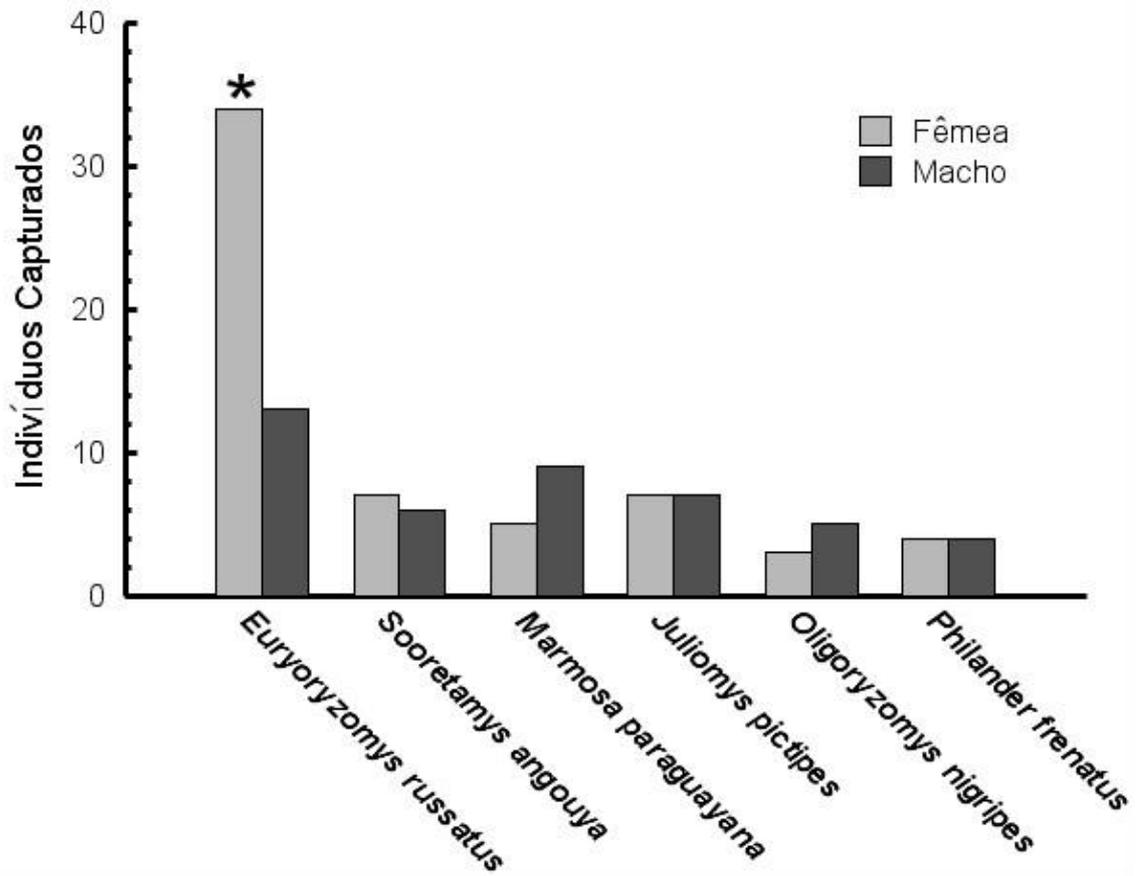


Figura 5 – Comparação do número de indivíduos adultos de cada sexo dos táxons mais abundantes ($n \geq 8$) de pequenos mamíferos na fisionomia Floresta Ombrófila Densa Sub-montana no Parque Estadual Pico do Marumbi.

Discussão

A riqueza observada ($S = 12$) de pequenos mamíferos no PEPM está próxima do valor estimado pelo método de *bootstrap* ($S = 12,45$), o que é um indicativo de que a maioria dos táxons ocorrentes na área de estudo e passíveis de serem capturados pelo método empregado foram amostrados (Figura 2). A comunidade é dominada por *Euryoryzomys russatus*, com mais da metade das capturas sendo de indivíduos desta espécie. Em florestas de Mata Atlântica em bom estado de conservação é comum que *E. russatus* ou outro Oryzomyini de tamanho corporal similar e de hábito terrestre seja o mais abundante da comunidade de pequenos mamíferos (Bergallo, 1994; Vieira & Monteiro-Filho, 2003; Pardini, 2004; Pardini & Umetsu, 2006; Uchôa, 2006; Naxara *et al.*, 2009). Esses táxons abundantes em florestas conservadas tendem a desaparecer ou a se tornar menos abundantes em áreas mais abertas, alteradas ou em pequenos fragmentos de floresta (Pardini *et al.*, 2005; Uchôa, 2006; Püttker *et al.*, 2008), porém, houve o aumento na densidade de *E. russatus* com a diminuição dos fragmentos florestais na região serrana do Espírito Santo (Passamani & Fernandez, 2011b).

Na Serra do Mar, outros gêneros de roedores de hábito terrestre e que são morfologicamente semelhantes à *E. russatus*, como *Delomys* e *Hylaeamys*, também costumam ser registrados em alta abundância nas comunidades (Uchôa, 2006; Pardini & Umetsu, 2006; Pessôa *et al.*, 2009; Pereira, 2009). O tamanho corporal é considerado como uma característica funcional importante em mamíferos (Sibly & Brown, 2007; Okie & Brown, 2009), e parece ser importante para a estruturação das comunidades de roedores, pois táxons de hábitos e tamanhos corporais semelhantes podem competir (Munger & Brown, 1981; Bowers & Brown, 1982; Fox & Brown, 1993). Por isso, a ausência de outros táxons de hábitos e tamanhos corporais semelhantes pode ser um fator determinante para a alta dominância de *E. russatus* na comunidade de pequenos mamíferos na área de estudo no PEPM.

Os gêneros *Akodon* e *Oligoryzomys* costumam aumentar em abundância e substituir a dominância de espécies de Oryzomyini de médio porte como *E. russatus* em áreas alteradas ou fragmentadas de Mata Atlântica (Viveiros de Castro & Fernandez, 2004; Pardini, 2004; Uchôa, 2006). No PEPM *Akodon* spp. e *O. nigripes* foram pouco abundantes, provavelmente devido ao bom estado de conservação das florestas que dominam a paisagem da região. *Oligoryzomys nigripes* foi capturado

nos arredores das construções do PEPM, indicando o hábito oportunista e sua relação com as áreas antrópicas (Umetsu *et al.*, 2008; Passamani & Ribeiro, 2009).

O segundo táxon mais abundante no PEPM foi *Sooretamys angouya*, um Oryzomyini de maior porte que apresentou hábito preferencialmente terrestre, porém foi capturado no estrato arbóreo mais vezes que *E. russatus*. É uma espécie bastante diversa morfologicamente (Chiquito, 2010), e apresenta problemas taxonômicos. A identificação do táxon como *S. angouya* foi baseada na diagnose proposta por Chiquito (2010), e na chave de Weksler & Percequillo (2011). Apesar disso, a morfologia dos indivíduos capturados no PEPM não está totalmente de acordo com a recente descrição do gênero (Weksler *et al.*, 2006). Destacam-se as diferenças: na coloração do ventre, que apresenta manchas de pelos totalmente brancos como em *Drymoreomys albimaculatus* (Percequillo *et al.*, 2011); na presença de pelos escuros na superfície superior das patas (mas não formando manchas de padrão bem delimitado como em *Riphidomys*, *Oecomys* e *Drymoreomys*); na coloração da cauda, que é levemente ou fortemente bicolor, com a parte ventral clara; e na presença do flexo anteromediano no anterocone do primeiro molar superior em alguns indivíduos – no entanto Chiquito (2010) não considera esta estrutura como o flexo anteromediano, pois não chega a dividir o anterocone em dois cônulos distintos. Essas divergências morfológicas em relação à descrição do táxon são importantes, pois alguns destes caracteres vêm sendo utilizados para distinguir *S. angouya* de outros táxons de morfologia similar (Percequillo *et al.*, 2011), e foram utilizados para determinar a filogenia de Oryzomyini (Weksler, 2006). Grande parte dessas variações morfológicas em *S. angouya* não refletem padrões geográficos, ocorrendo por toda área de distribuição do táxon (Chiquito, 2010). Porém, as sequências do gene COI obtidas para os indivíduos coletados no PEPM foram cerca de 10% diferentes da sequência de um indivíduo de *S. angouya* do RS e 20% diferentes da sequência de um indivíduo de SC (Müller *et al.*, dados não publicados). Apesar desses resultados indicarem isolamento entre as populações do PEPM e as do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, é possível que essas divergências ocorram devido à erros na identificação dos exemplares.

O marsupial mais abundante na comunidade de pequenos mamíferos no PEPM é *Marmosa (Micoureus) paraguayana*, o único táxon que apresentou preferências pelo uso do estrato arbóreo. Estudos indicam que o gênero é de hábito

preferencialmente arborícola (Passamani, 1995; Vieira & Monteiro-Filho, 2003; Goulart *et al.*, 2006), porém, pode se deslocar pelo solo, inclusive por matrizes antrópicas (Pires & Fernandez, 1999; Passamani & Ribeiro, 2009; Passamani & Fernandez, 2011a), podendo se tornar abundante em fragmentos de Mata Atlântica (Pardini, 2004; Goulart *et al.*, 2006). Porém não há consenso na literatura sobre a existência de padrões de respostas do táxon às alterações do habitat natural. Se as populações de *Marmosa* forem beneficiadas pela perda e fragmentação do habitat (Pardini, 2004), é possível que no PEPM o histórico de perturbações tenha beneficiado *M. paraguayana*, por exemplo, através do aumento da densidade de lianas em locais onde há maior incidência de luz, o que poderia facilitar o deslocamento dos indivíduos pelo estrato arbóreo. Por outro lado, populações de *Marmosa* podem correr riscos de extinção pela fragmentação do habitat (Quental *et al.*, 2001; Brito & Fonseca, 2007). Neste caso, é possível que a alta abundância relativa de *M. paraguayana* no PEPM reflita o bom estado de conservação das florestas na região e da dominância do habitat natural na paisagem.

Juliomys pictipes foi o único táxon que não apresentou preferências entre o uso do solo e estrato arbóreo. O hábito semiarborícola da espécie também foi observado por Vieira & Monteiro-Filho (2003) e Prevedello *et al.* (2008). A espécie pode ocorrer em florestas secundárias, porém é mais abundante em florestas primárias bem conservadas (Pardini, 2004).

No PEPM, *Philander frenatus* foi capturado preferencialmente no solo, com poucas capturas no estrato arbóreo. A preferência do táxon pelo uso do solo também foi verificada por Passamani (1995), Passamani (2000) e Cunha & Vieira (2002), porém Vieira & Monteiro-Filho (2003) não observaram diferenças no número de capturas desta espécie entre o solo e o sub-bosque. O número de capturas de *P. frenatus* no PEPM não diferiu entre os sexos, diferentemente do encontrado por Passamani (2000) no Espírito Santo, que encontrou uma razão sexual de 1 fêmea para 2,3 machos. *Philander frenatus* é comum tanto em florestas conservadas como em matas secundárias (Bonvicino *et al.*, 2002; Pardini, 2004).

O registro de *Trinomys* para o PEPM expande a distribuição conhecida do gênero a cerca de 60 km ao sudoeste. O único registro anterior de *Trinomys* para o estado do Paraná ocorreu no município de Guaraqueçaba (Silva, 2001). O indivíduo coletado no PEPM é um jovem, o que impede a precisa identificação morfológica em

nível de espécie. A espécie do gênero com distribuição conhecida mais próxima da área de estudo é *T. iheringi*, porém outras espécies do gênero possuem potencial de ocorrência no local (Attias *et al.*, 2009). O táxon é considerado um indicador de áreas preservadas de Mata Atlântica costeira, sendo geralmente abundante nos locais de ocorrência (Pessôa *et al.*, 2009; Bonvicino *et al.*, 2002). No PEPM apenas um indivíduo de *Trinomys* foi capturado, o que talvez reflita um dos padrões comumente observados na natureza – a diminuição das abundâncias dos táxons nos limites de suas áreas de distribuição (Brown, 1984).

A ocorrência de *Rattus rattus* no PEPM é de importância para possíveis ações de manejo na unidade de conservação. A espécie é originária da Ásia, mas hoje ocorre no mundo todo (Aplin *et al.*, 2011), e foi introduzida no Brasil e em outros países do mundo durante a colonização Europeia. Esta espécie não costuma invadir áreas de florestas naturais, o que pode minimizar os impactos na fauna nativa. Acompanha a ocupação humana, ocorrendo sempre próximo às casas e armazéns de alimento, ou em estradas onde há o transporte de grãos (Bonvicino *et al.*, 2008). Por isso, sua ocorrência no PEPM deve estar relacionada à presença da ferrovia Paranaguá-Curitiba. O espécime foi coletado nos arredores das construções do PEPM, não sendo verificada sua ocorrência na floresta.

Apenas três indivíduos de *Didelphis aurita* foram capturados no PEPM, e estes eram sub-adultos. Indivíduos adultos de *D. aurita* podem chegar à quase 2 kg (Vieira, 1997; Lange & Jablonski, 1998; Passamani, 2000; Cerboncini *et al.*, 2011), e é possível que o baixo número de capturas desta espécie no PEPM tenha ocorrido em função dos tamanhos de armadilhas utilizados, que provavelmente restringiram a captura de indivíduos adultos. Além disso, a espécie geralmente é menos abundante em locais bem conservados onde há a presença de seus predadores naturais (Fonseca & Robinson, 1990), e em paisagens onde o hábitat se encontra fragmentado pode se tornar abundante (Silva & Passamani, 2009), provavelmente devido à sua capacidade de se deslocar por áreas agrícolas (Passamani & Ribeiro, 2009; Cerboncini *et al.*, 2011).

No PEPM, o único táxon que apresentou diferenças no número de indivíduos capturados entre machos e fêmeas foi *E. russatus*, com uma razão sexual de 1 macho para 2,6 fêmeas. Diferenças nos custos de produção de filhotes machos ou fêmeas de acordo com as características do ambiente podem refletir em estratégias

evolutivas que visem à maximização do valor adaptativo parental através do ajuste na razão sexual da prole (Clutton-Brock & Iason, 1986). Apesar disso, é difícil determinar quais os fatores responsáveis pela detecção de razões sexuais diferentes de 1:1 em populações na natureza. Os pequenos mamíferos apresentam padrões de uso do espaço dependentes do sexo, em que fêmeas são geralmente mais filopátricas e territorialistas enquanto machos são mais dispersivos (Ostfeld, 1990; Wolff, 1993). Apesar de alguns autores considerarem que essas diferenças no uso do espaço podem ser determinantes para as estratégias evolutivas que resultam em desvios na razão sexual (Hamilton, 1967; Clark, 1978), é possível que as diferenças no número de fêmeas e machos capturados sejam um simples reflexo de diferenças na probabilidade de detecção dos indivíduos em função das características comportamentais relacionadas ao sexo, e não necessariamente indiquem que a população apresenta desvios na razão sexual.

A comunidade de pequenos mamíferos na fisionomia Floresta Ombrófila Densa Sub-montana no PEPM pode ser considerada como típica de uma floresta primária em bom estado de conservação. A influência antrópica na área de estudo promoveu a invasão de *Rattus rattus*, provavelmente devido ao transporte de grãos pela ferrovia Paranaguá-Curitiba, mas sua ocorrência foi restrita às proximidades de construções, e apenas um indivíduo foi capturado. A região da Serra do Mar apresenta características singulares, com os maiores remanescentes de Mata Atlântica, alta biodiversidade e grau de endemismos. A manutenção e o incremento das áreas de habitat natural em unidades de conservação, assim como maiores esforços para inventariar a biodiversidade na região, são de extrema importância para entendermos melhor as distribuições e as abundâncias dos táxons na Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguiar, P.A.; Chiarello, A.G.; Mendes, S.L.; Matos, E.N. 2003. The Central and Serra do Mar Corridors in the Brazilian Atlantic Forest. In: Galindo-Leal, C.; Câmara, I.G. (eds). **The Atlantic forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. p. 118-132.
- Aplin, K.P.; Suzuki, H.; Chinen, A.A.; Chesser, R.T.; ten Have, J.; Donnellan, S.C.; *et al.* 2011. Multiple geographic origins of commensalism and complex dispersal history of black rats. **PLoS ONE**: 6(11), 1-20.
- Attias, N.; Raíces, D.S.L.; Pessoa, F.S.; Albuquerque, H.; Jordão-Nogueira, T.; Modesto, T.C.; Bergallo, H.G. 2009. Potential distribution and new records of *Trinomys* species (Rodentia: Echimyidae) in the state of Rio de Janeiro. **Zoologia**: 26(2), 305-315.
- Bergallo, H.G. 1994. Ecology of a small mammal community in an Atlantic forest area in southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**: 29(4), 197-217.
- Bonvicino, C.R.; Lindbergh, S.M.; Maroja, L.S. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology**: 62, 765-774.
- Bonvicino, C.R.; Oliveira, J.A.; D'Andrea, P.S. 2008. **Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos**. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa – OPA/OMS: Rio de Janeiro, 120p.
- Bowers, M.A.; Brown, J.H. 1982. Body size and coexistence in desert rodents: chance or community structure? **Ecology**: 63(2), 391-400.
- Brewer, S.W.; Rejmánek, M. 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a Neotropical forest. **Journal of Vegetation Science**: 10, 165-174.
- Brito, D.; Fonseca, G.A.B. 2007. Demographic consequences of population subdivision on the long-furred wooly mouse opossum (*Micoureus paraguayanus*) from the Atlantic forest. **Acta Oecologica**: 31, 60-68.
- Brown, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. **The American Naturalist**: 124(2), 255-279.
- Butler, R.A.; Laurance, W.F. 2008. New strategies for conserving tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**: 23(9), 469-472.
- Cáceres, N.; Monteiro-Filho, E.L.A. 2007. Germination in seed species ingested by opossums: implications for seed dispersal and forest conservation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**: 50(6), 921-928.

- Casella, J.; Cáceres, N.C. 2006. Diet of four small mammal species from Atlantic forest patches in south Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**: 1(1), 5-11.
- Cerboncini, R.A.S.; Passamani, M.; Braga, T.V. 2011. Use of space by the black-eared opossum *Didelphis aurita* in a rural area in southeastern Brazil. **Mammalia**: 75, 287-290.
- Chiquito, E.A. 2010. **Variação geográfica e filogeografia de *Sooretamys angouya* (Fischer, 1814) (Cricetidae: Sigmodontinae)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada). USP/ESALQ, São Paulo: 164p.
- Clark, A.B. 1978. Sex ratio and local resource competition in a prosimian primate. **Science**: 201, 163-165.
- Clutton-Brock, T.H.; Iason, G.R. 1986. Sex ratio variation in mammals. **The Quarterly Review of Ecology**: 61(3), 339-374.
- Colwell, R.K. 2009. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Versão 8.2. Guia do usuário e aplicativo disponíveis em: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Colwell, R.K.; Mao, C.X.; Chang, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**: 85(10), 2717-2727.
- Costa, L.; Pavan, S.E.; Leite, Y.L.; Fagundes, V. 2007. A new species of *Juliomys* (Mammalia: Rodentia: Cricetidae) from the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Zootaxa**: 1463, 21-37.
- Cunha, A.A.; Vieira, M.V. 2002. Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic forest of Brazil. **Journal of Zoology (London)**: 258, 419-426.
- Delciellos, A.C.; Vieira, M.V. 2006. Arboreal walking performance in seven didelphid marsupials as an aspect of their fundamental niche. **Austral Ecology**: 31, 449-457.
- D'Elía, G.; González, E.M.; Pardiñas, U.F.J. 2003. Phylogenetic analysis of sigmodontinae rodents (Muroidea), with special reference to the akodont genus *Deltamys*. **Mammalian Biology**: 68, 351-364.
- D'Elía, G. 2003. Phylogenetics of Sigmodontinae (Rodentia, Muroidea, Cricetidae), with special reference to the akodont group, and with additional comments on historical biogeography. **Cladistics**: 19, 307-323.
- Dittrich, V.A.O.; Waechter, J.L.; Salino, A. 2005. Species richness of pteridophytes in a montane Atlantic rain forest plot of southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**: 19(3), 519-525.

- Fonseca, G.A.B.; Robinson, J.G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**: 53, 265-294.
- Folmer, O.; Black, M.; Hoeh, W.; Lutz, R.; Vrijenhoek, R. 1994. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. **Molecular Marine Biology and Biotechnology**: 3(5), 294-299.
- Fox, B.J.; Brown, J.H. 1993. Assembly rules for functional groups in North American desert rodent communities. **Oikos**: 67, 358-370.
- Galindo-Leal, C.; Câmara, I.G. 2003. Atlantic forest hotspot status: an overview. In: Galindo-Leal, C.; Câmara, I.G. (eds.). **The Atlantic forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. p. 27-30.
- Gardner, A.L. 2007. **Mammals of South America: Volume1 – Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats**. The University of Chicago Press: Chicago e Londres, 669p.
- Geise, L.; Moraes, D.A.; Silva, H.S. 2005. Morphometric differentiation and distributional notes of three species of *Akodon* (Muridae, Sigmodontinae, Akodontini) in the Atlantic coastal area of Brazil. **Arquivos do Museu Nacional**: 63 (1), 63-74.
- Gonçalves, P.R.; Oliveira, J.A. 2004. Morphological and genetic variation between two sympatric forms of *Oxymycterus* (Rodentia: Sigmodontinae): an evaluation of hypotheses of differentiation within the genus. **Journal of Mammalogy**: 85(1), 148-161.
- Goulart, F.V.B.; Souza, F.L.; Pavese, H.B.; Graipel, M.E. 2006. Estrutura populacional e uso do estrato vertical por *Micoureus paraguayanus* (Didelphimorphia, Didelphidae) em fragmentos de floresta Atlântica de planície no sul do Brasil. **Biotemas**: 19(3), 45-53.
- Grelle, C.E.V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**: 38(2), 81-85.
- Hamilton, W.D. 1967. Extraordinary sex ratios. **Science**: 156, 447-488.
- Hebert, P.D.N.; Cywinska, A.; Ball, S.L.; deWaard, J.R. 2003. Biological identifications through DNA barcodes. **Proceedings of the Royal Society of London B**: 280(313-321).
- Hershkovitz, P. 1998. Report on some sigmodontine rodents collected in southeastern Brazil with descriptions of a new genus and six new species. **Bonner Zoologische Beiträge**: 47(3-4), 193-256.

- Jayat, J.P.; Ortiz, P.E.; González, R.; Allende, R.L.; Jaén, M.C.M. 2011. Mammalia, Rodentia, Sigmodontinae Wagner, 1843: New locality records, filling gaps and geographic distribution maps from La Rioja province, northwestern Argentina. **Check List**: 7(5), 614-618.
- Kaehler, M.; Varassin, I.G.; Goldenberg, R. 2005. Polinização em uma comunidade de bromélias em Floresta Atlântica Alto-montana no estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**: 28(2), 219-228.
- Lange, R.B.; Jablonski, E.F. 1998. Mammalia do estado do Paraná: Marsupialia. **Estudos de Biologia**: 43, 224p.
- Leite, Y.L.R.; Costa, L.P.; Stallings, J.R. 1996. Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic forest reserve. **Journal of Tropical Ecology**: 12(3), 435-440.
- Mora, C.; Tittensor, D.P.; Adl, S.; Simpson, A.G.B.; Worm, B. 2011. How many species are there on Earth and in the Ocean? **PLoS Biol**: 9(8), 1-8.
- Munger, J.C.; Brown, J.H. 1981. Competition in desert rodents: an experiment with semipermeable exclosures. **Science**: 211, 510-512.
- Musser, G.G.; Carleton, M.D.; Brothers, E.M.; Gardner, A.L. 1998. Systematic studies of oryzomyine rodents (Muridae, Sigmodontinae): diagnoses and distributions of species formerly assigned to *Oryzomys* "capito". **Bulletin of the American Museum of Natural History**: 236, 376p.
- Myers, M.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**: 403, 853-858.
- Naxara, L.; Pinotti, B.T.; Pardini, R. 2009. Seasonal microhabitat selection by terrestrial rodents in an old-growth atlantic forest. **Journal of Mammalogy**: 90(2), 404-415.
- Okie, J.G.; Brown, J.H. 2009. Niches, body size, and the disassembly of mammal communities on the Sunda Shelf Islands. **PNAS**: 106(supl.2), 19679-19684.
- Olson, D.M.; Dinerstein, E.; Wikramanayake, E.D.; Burgess, N.D.; Powell, G.V.N.; Underwood, E.C.; et al. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. **BioScience**: 51, 933-938.
- Ostfeld, R.S. 1990. The ecology of territoriality in small mammals. **Trends in Ecology and Evolution**: 5(12), 411-415.
- Pardiñas, U.F.J.; Teta, P.; D'Elía, G. 2009. Taxonomy and distribution of *Abrawayaomys* (Rodentia: Cricetidae), an Atlantic Forest endemic with the description of a new species. **Zootaxa**: 2128, 39–60.

- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic forest landscape. **Biodiversity and Conservation**: 13, 2567-2586.
- Pardini, R.; Souza, S.M.; Braga-Neto, R.; Metzger, J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**: 124, 253-266.
- Pardini, R.; Umetsu, F. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal de Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. **Biota Neotropica**: 6(2), s.n.
- Passamani, M. 1995. Vertical stratification of small mammals in Atlantic hill forest. **Mammalia**: 59(2), 276-279.
- Passamani, M. 2000. Análise da comunidade de marsupiais em Mata Atlântica de Santa Teresa, Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**: 11/12, 215-228.
- Passamani, M.; Cerboncini, R.A.S.; Oliveira, J.E. 2011. Distribution extension of *Phaenomys ferrugineus* (Thomas, 1894), and new data on *Abrawayaomys ruschii* Cunha and Cruz, 1979 and *Rhagomys rufescens* (Thomas, 1886), three rare species of rodents (Rodentia: Cricetidae) in Minas Gerais, Brazil. **Check List**: 7(6), 827-831.
- Passamani, M.; Fernandez, F.A.S. 2011a. Movements of small mammals among Atlantic forest fragments in Espírito Santo, southeastern Brazil. **Mammalia**: 75, 83-86.
- Passamani, M.; Fernandez, F.A.S. 2011b. Abundance and richness of small mammals in fragmented Atlantic forest of southeastern Brazil. **Journal of Natural History**: 45(9-10), 553-565.
- Passamani, M.; Ribeiro, D. 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**: 69(2), 305-309.
- Pavan, S.E.; Leite, Y.R. 2011. Morphological diagnosis and geographic distribution of Atlantic Forest red-rumped mice of the genus *Juliomys* (Rodentia: Sigmodontinae). **Zoologia**: 28(5), 663-672.
- Pearce, J.; Venier, L. 2005. Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. **Forest ecology and management**: 208, 153-175.
- Percequillo, A.R.; Weksler, M.; Costa, L.P. 2011. A new genus and species of rodent from the Brazilian Atlantic Forest (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini), with comments on oryzomyine biogeography. **Zoological Journal of the Linnean Society**: 161, 357-390.

- Pereira, L.S. 2009. **Caracterização da fauna de pequenos mamíferos e sua participação nos ciclos silvestres de hantavírus, em três localidades no estado do Paraná.** Monografia de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: 52p.
- Pessôa, F.S.; Modesto, T.C.; Albuquerque, H.G.; Attias, N.; Bergallo, H.G. 2009. Non-volant mammals, Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Rio das Pedras, municipality of Mangaratiba, state of Rio de Janeiro, Brazil. **Check List:** 5(3), 577-586.
- Pinto S.R.R.; Santos, A.M.M.; Tabarelli, M. 2009. Seed predation by rodents and safe sites for large-seeded trees in a fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Brazilian Journal of Biology:** 69(3), 763-771.
- Pires, A.S.; Fernandez, F.A.S. 1999. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic forest fragments in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology:** 15, 279-290.
- Pires, A.S.; Lira, P.K.; Fernandez, F.A.S.; Schittini, G.M.; Oliveira, L.C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic coastal forest fragments in Brazil. **Biological Conservation:** 108, 229-237.
- Prevedello, J.A.; Ferreira, P.; Papi, B.S.; Loretto, D.; Vieira, M.V. 2008. Uso do espaço vertical por pequenos mamíferos no Parque Nacional Serra dos Órgãos, RJ: um estudo de 10 anos utilizando três métodos de amostragem. **Espaço e Geografia:** 11(1), 35-38.
- Püttker, T.; Meyer-Lucht, Y.; Sommer, S. 2008. Fragmentation effects on population density of three rodent species in secondary Atlantic rainforest, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment:** 43(1), 11-18.
- Quental, T.B.; Fernandez, F.A.S.; Dias, A.T.C.; Rocha, F.S. 2001. Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic coastal forest in Brazil. **Journal of Tropical Ecology:** 17, 339-352.
- Reis, N.R.; Shibatta, O.A.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A.; Lima, I.P. 2011. Sobre os Mamíferos do Brasil. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A.; Lima, I.P. (eds.). **Mamíferos do Brasil.** p. 23-30.
- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation:** 142(6), 1141-1153.
- Sibly, R.M.; Brown, J.H. 2007. Effects of body size and lifestyle on evolution of mammal life histories. **PNAS:** 104(45), 17707-17712.
- Sikes, R.S.; Gannon, W.L.; Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists – ASM. 2011. Guidelines of the American Society of

- Mammalogists for the use of wild mammals in research. **Journal of Mammalogy**: 92(1), 235-253.
- Silva, F.C. 1989. Composição florística e estrutura fitossociológica da floresta tropical ombrófila da encosta Atlântica no município de Morretes (Paraná). **Boletim de Pesquisa Florestal**: 18/19, 31-49.
- Silva, M.L.B. 2001. **Aspectos ecológicos de duas comunidades de pequenos roedores ocorrentes em estádios sucessionais diferentes de Floresta Atlântica do Litoral Norte do Estado do Paraná**. Dissertação de Mestrado (Zoologia). Universidade Federal do Paraná, Curitiba: 96p.
- Silva, L.D.; Passamani, M. 2009. Mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais no município de Lavras, MG. **Revista Brasileira de Zociências**: 11(2), 137-144.
- Silva-Pereira, J.E.; Moro-Rios, R.F.; Bilski, D.R.; Passos, F.C. 2011. Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. **Mammalian Biology**: 76(3), 308-312.
- Smith, E.P.; van Belle, G. 1984. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics**: 40, 119-129.
- Struminski, E. 1996. **Parque Estadual Pico do Marumbi, caracterização ambiental e delimitação de áreas de risco**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade Federal do Paraná, Curitiba: 112p.
- Uchôa, T. 2006. **Comunidade dos pequenos mamíferos em dois estágios sucessionais de floresta Atlântica e suas implicações à ecologia e conservação**. Dissertação de Mestrado (Ecologia e Conservação). Universidade Federal do Paraná, Curitiba: 94p.
- Umetsu, F.; Metzger, J.P.; Pardini, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**: 31(3), 359-370.
- Vasconcellos, J.M.O. 1998. **Avaliação da visitação pública e da eficiência de diferentes tipos de trilhas interpretativas no Parque Estadual Pico do Marumbi e Reserva Natural Salto Morato – PR**. Tese de Doutorado (Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná, Curitiba: 139p.
- Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE: Rio de Janeiro. 124p.
- Vieira, M.V.V. 1997. Body size and form in two neotropical marsupials, *Didelphis aurita* and *Philander opossum* (Marsupialia: Didelphidae). **Mammalia**: 61(2), 245-254.

- Vieira, M.V.; Cunha, A.A. 2008. Scaling body mass and use of space in three species of marsupials in the Atlantic forest of Brazil. **Austral Ecology**: 33, 872-879.
- Vieira, E.M.; Monteiro-Filho, E.L.A. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**: 19, 501-507.
- Viveiros de Castro, E.B.; Fernandez, F.A.S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**: 119, 73-80.
- Voss, R.S. 1993. A revision of the Brazilian muroid rodent genus *Delomys* with remarks on "Thomasomyine" characters. **American Museum Novitates**: 3073, 44p.
- Voss, R.; Jansa, S.A. 2009. Phylogenetic relationships and classification of didelphid marsupials, an extant radiation of New World methatherian mammals. **Bulletin of the American Museum of Natural History**: 322, 177p.
- Wang, E. 2002. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*), and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic rainforest in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**: 37(3), 207-212.
- Weksler, M. 2006. Phylogenetic relationships of oryzomyine rodents (Muroidea: Sigmodontinae): separate and combined analysis of morphological and molecular data. **Bulletin of the American Museum of Natural History**: 296, 149p.
- Weksler, M.; Bonvicino, C.R. 2005. Taxonomy of pigmy rice rats genus *Oligoryzomys* Bangs, 1900 (Rodentia, Sigmodontinae) of the Brazilian Cerrado, with the description of two new species. **Arquivos do Museu Nacional**: 63(1), 113-130.
- Weksler, M.; Percequillo, A.R.; Voss, R. 2006. Ten new genera of oryzomyine rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). **American Museum Novitates**: 3537, 29p.
- Weksler, M.; Percequillo, A.R. 2011. Key to the genera of the tribe Oryzomyini (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae). **Mastozoología Neotropical**: 18(2), 281-292.
- Wolff, J.O. 1993. Why are female small mammals territorial? **Oikos**: 68(2), 364-370.

CAPÍTULO 2

Efeito de borda em uma paisagem dominada pelo habitat natural:
pequenos mamíferos e uma ferrovia na Mata Atlântica

RESUMO

As mudanças biológicas que ocorrem com a proximidade de dois tipos de ambientes diferentes é tema de longa data na literatura em ecologia. A rápida destruição e fragmentação dos habitats naturais devido às ações antrópicas faz necessário entender como os diferentes organismos respondem ao efeito de borda. Por isso, identificar padrões de respostas de organismos em diferentes contextos da paisagem pode fornecer informações importantes acerca dos mecanismos que atuam no efeito de borda. Este estudo teve o objetivo de determinar as respostas de pequenos mamíferos ao efeito de borda causado pela presença de uma ferrovia em uma paisagem dominada pelo habitat natural na Mata Atlântica no sul do Brasil. O efeito de borda foi evidenciado pelo aumento da intensidade de luz e da intensidade de ruído devido à passagem dos trens com a proximidade da borda. O número de capturas e a abundância de pequenos mamíferos não foram influenciados pela distância da borda, enquanto a riqueza aumentou com a proximidade da borda. O efeito de borda também produziu respostas negativas na condição corporal de fêmeas de *Juliomys pictipes*. Não foi evidenciado o efeito da disponibilidade de grãos na ferrovia no aumento da densidade de pequenos mamíferos na borda. Uma das hipóteses para explicar o aumento da diversidade nas bordas de fragmentos florestais é a invasão desses fragmentos por táxons abundantes na matriz antrópica. No cenário deste estudo, este efeito é minimizado devido ao fato do ambiente antrópico ser reduzido a uma estreita clareira linear – a ferrovia. Apesar disso, o sucesso de captura de táxons beneficiados pela fragmentação do habitat foi maior nas regiões próximas à borda. A heterogeneidade do ambiente parece ser o fator atuando nas respostas dos pequenos mamíferos na área de estudo, e é possível que este seja o principal mecanismo do efeito de borda mesmo em paisagens fragmentadas.

Palavras-chave: clareira linear; conservação, heterogeneidade do ambiente, Rodentia, Didelphimorphia.

ABSTRACT

Changes in biological communities near edges are a long-standing survey theme in ecology. Natural habitat loss and fragmentation due to anthropogenic action makes it necessary to understand how the different organisms respond to the edges created. Thus, identifying response patterns in different landscape contexts can provide useful information on the mechanisms of edge effects. The aim of this study was to determine the responses of small mammals to an anthropogenic linear clearing created by the passage of a train railroad in the Atlantic forest in southern Brazil. Light intensity increased with edge proximity, and noise intensity due to train passages was higher near edges. The number of captures and abundance of small mammals were independent of edge distance, but richness increased with edge proximity. Female *Juliomys pictipes* body conditions increased with edge distance. Resource availability in the railroad didn't affect the number of captures near edges. A hypothesis to explain the increase in diversity near edges in forest fragments is the remnants invasion by taxa abundant in the anthropogenic matrix. The context of this study reduces the probability of this effect to occur due to the narrow size of the anthropogenic habitat in the landscape. Nevertheless, biodiversity near edges increased, and the capture successes of taxa usually benefited with habitat fragmentation were higher near edges. Environmental heterogeneity seems to be the main factor acting on the responses of small mammals in the study site. This is possibly the main mechanism for increased diversity near edges, even in landscapes where the natural habitat is fragmented.

Keywords: linear clearing, conservation, environmental heterogeneity, Rodentia, Didelphimorphia.

1 INTRODUÇÃO

O efeito de borda é considerado uma das principais ameaças à biodiversidade em paisagens onde o habitat natural se encontra fragmentado e cercado por áreas de uso antrópico. Este efeito se torna ainda mais acentuado nas florestas tropicais, devido ao contraste entre o ambiente úmido e sombreado das florestas e o ambiente mais seco e aberto das áreas antrópicas. Além disso, estima-se que 73% da área total de Mata Atlântica remanescente estejam localizados a menos de 250 m de distância da borda (Ribeiro *et al.*, 2009). Por isso, é necessário determinar quais os fatores que atuam nas diferentes respostas dos organismos ao efeito de borda.

As bordas podem ser definidas como transições abruptas entre manchas de diferentes tipos de habitats (Ries *et al.*, 2004), ou entre elementos distintos em uma paisagem (Yahner, 1988). Efeitos de borda são as modificações bióticas e abióticas que ocorrem nas regiões próximas à borda devido à existência do habitat adjacente (Murcia, 1995). As possíveis explicações para as respostas dos diferentes organismos ao efeito de borda são: (1) as mudanças nas condições físicas do ambiente (Sork, 1983; Palik & Murphy, 1990; Matlack, 1994; Chasko & Gates, 1982; (2) as diferenças na distribuição de recursos entre os habitats adjacentes (Mills *et al.*, 1991; Berg & Pärt, 1994; Ries & Sisk, 2004); e (3) as modificações nas interações bióticas (Berg & Pärt, 1994; Fagan *et al.*, 1999). Esses três mecanismos provavelmente atuam em conjunto nas comunidades bióticas.

Os estudos sobre a formação de gradientes ambientais devido às interações entre diferentes tipos de ecossistemas remetem ao conceito de ecótono de Clements (1905), ou a “zona de transição” entre as comunidades. Não se sabe ao certo quando o termo efeito de borda surgiu na literatura, mas um dos primeiros usos no sentido ecológico atual pode ser atribuído ao trabalho de Howard (1925). O autor relata o amarelamento das folhas de plantas em áreas agrícolas com a proximidade a gramados devido à competição por nutrientes. A partir da terceira década do século XX estudos observaram o aumento da biodiversidade com a proximidade da borda entre manchas de diferentes tipos de habitats naturais (Leopold, 1933; Lay, 1938; Johnston, 1947). A ideia de que as bordas seriam benéficas aos organismos dominou a literatura até o final da década de 1970, quando o tema começou a ser tratado com enfoque conservacionista, e as bordas entre as manchas de habitats naturais e antrópicos passaram a ser o objeto de

estudo. Gates & Geysel (1978) observaram que a densidade de ninhos de aves foi maior nas bordas de florestas, porém o sucesso reprodutivo foi menor devido ao aumento da predação e do parasitismo, o que levou os autores a considerarem as bordas como um tipo de “armadilha ecológica”.

Apesar da diversidade geralmente ser maior nas regiões próximas das bordas, alguns táxons são dependentes de habitats não perturbados (Chasko & Gates, 1982; Harris, 1988). Com isso, os objetivos das práticas de manejo dos ecossistemas começaram a ser repensados (Yahner, 1988). O enfoque conservacionista concedido ao tema gerou a necessidade de entender como os diferentes tipos de atividades humanas influenciam as respostas dos organismos. Dessa maneira, o efeito de borda começou a ser estudado sob a perspectiva da paisagem, com ênfase no formato e na distribuição das manchas de diferentes tipos de habitats (Mills, 1995; Rodrigues, 1998).

Devido à importância do efeito de borda para a conservação dos ecossistemas naturais, o tema é bastante estudado no contexto da perda e fragmentação do habitat natural (Yahner, 1988; Murcia, 1995; Ries *et al.*, 2004). Apesar disso, a existência de clareiras lineares de uso antrópico pode ter efeitos impactantes nos organismos (Laurance *et al.*, 2009). Mesmo em paisagens onde o habitat natural domina a paisagem, os organismos podem responder ao efeito de borda. A diversidade de aves de sub-bosque diminuiu com a proximidade de uma estrada de terra de 30-40 m de largura na floresta Amazônica (Laurance, 2004), e o efeito de borda devido à presença de uma rodovia provocou mudanças na composição da comunidade de pequenos mamíferos em uma floresta tropical na Austrália (Goosem, 2000). Por isso, o desenvolvimento teórico sobre o efeito de borda não pode ficar limitado ao contexto da fragmentação do habitat, e estudos em diferentes contextos da paisagem podem gerar informações importantes para o entendimento dos processos responsáveis pelas respostas dos organismos.

Em fragmentos florestais, uma das explicações para o aumento da diversidade em regiões próximas à borda é a invasão das manchas de habitat por organismos abundantes na matriz antrópica (Yahner, 1988; Laurance, 1994; Gascon *et al.*, 1999; Pardini, 2004). Um dos mecanismos para promover esse aumento da diversidade nas bordas através da dispersão é o chamado “efeito de massa” (Shmida & Wilson, 1985). Através deste processo, indivíduos de populações

favorecidas em um dos habitats na paisagem colonizariam as bordas do habitat adjacente simplesmente pela proximidade, mas não possuiriam a habilidade de manter populações viáveis no habitat adjacente. Além disso, a presença da borda geralmente produz gradientes ambientais nas manchas de habitat, de maneira que a similaridade ambiental com o habitat adjacente aumenta com a proximidade da borda (Chen *et al.*, 1993; Cadenasso *et al.*, 1997). Dessa maneira, a invasão de remanescentes florestais por táxons abundantes no habitat adjacente poderia ser favorecida (Laurance, 1994; Pardini, 2004). Outros mecanismos de aumento da diversidade nas regiões próximas às bordas em fragmentos florestais consideram a distribuição dos recursos (Ries & Sisk, 2004). Se os habitats adjacentes apresentam tipos de recursos diferentes e de uso complementar pela fauna, a ocupação de regiões próximas às bordas pode ser considerada estratégica para a obtenção desses recursos (McCollin, 1998). Também é possível que as regiões próximas às bordas disponibilizem recursos únicos na paisagem (Mills *et al.*, 1991; Berg & Pärt, 1994), fazendo com que alguns táxons ocorram apenas nessas regiões, o que caracterizaria uma comunidade diferenciada nas bordas (Ries & Sisk, 2004).

Detectar os mecanismos responsáveis pelas diferentes respostas dos organismos ao efeito de borda é um desafio devido à dificuldade em controlar os diferentes fatores na natureza (Murcia, 1995). O desenvolvimento de estudos em diferentes contextos da paisagem podem fornecer informações importantes para a determinação desses mecanismos (Rodrigues, 1998). Dessa maneira, o objetivo deste estudo foi determinar as respostas de pequenos mamíferos à presença de uma clareira linear formada pela existência de uma ferrovia que passa por um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica, onde o habitat natural domina a paisagem. Este cenário é de interesse para entender os processos que atuam nas respostas dos organismos ao efeito de borda, pois os efeitos da dispersão de indivíduos de populações favorecidas em áreas antrópicas para as áreas de habitat natural são minimizados. Para atingir o objetivo, as seguintes hipóteses foram formuladas: (1) existe um gradiente ambiental na floresta promovido pela presença da borda com a ferrovia; (2) mesmo com a dominância da floresta na paisagem, a fauna de pequenos mamíferos é influenciada pela distância da borda; (3) as respostas de pequenos mamíferos à presença da borda seguem as modificações ambientais promovidas pela borda; e, (4) a disponibilidade de grãos na ferrovia

promove o aumento na diversidade de pequenos mamíferos na borda. Se a dispersão de indivíduos entre os diferentes tipos de habitat é um mecanismo importante para as respostas da fauna à presença de bordas antrópicas, espera-se que a diversidade de pequenos mamíferos não seja influenciada ou diminua com a proximidade da borda. Já se a distribuição de recursos na paisagem for um fator importante neste cenário, espera-se que exista um padrão de aumento da diversidade com a proximidade da borda da floresta nos meses em que houver maior disponibilidade de grãos na ferrovia.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no Parque Estadual Pico do Marumbi (PEPM), no município de Morretes - PR (25° 26' S, 48° 55' O). A área de estudo está localizada na porção central da Serra do Mar e faz parte de um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica, que se estende do litoral do Paraná ao sul do estado de São Paulo (Ribeiro *et al.*, 2009; Figura 1). Devido ao relevo montanhoso e ao bom estado de conservação das áreas de habitat natural na região, o PEPM é de interesse turístico para atividades de camping, caminhada e montanhismo (Vasconcellos, 1998).

A área do PEPM em que o estudo foi desenvolvido está compreendida entre as altitudes de 350 a 480 m. A vegetação é característica de Floresta Ombrófila Densa Sub-montana (Veloso *et al.*, 1991), com árvores emergentes com mais de 30 m e dossel entre 20 e 25 m. A flora da região é caracterizada pela presença de plantas das famílias Bromeliaceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Melastomataceae e Fabaceae (Silva, 1989; Kaehler *et al.*, 2005), sendo as espécies de árvores mais comuns *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *Mollinedia* sp. Ruiz & Pav., *Bathysa* sp. C.Presl e *Hieronyma alchorneoides* Allemão (Silva, 1989). Nas florestas da região é comum a presença do *palmito* (*Euterpe edulis* Mart.), espécie que foi explorada devido ao interesse comercial. No local de estudo ocorreu atividade de mineração até a década de 1950 (Struminski, 1996), porém, as espécies típicas de florestas primárias já estão presentes na área de estudo (Silva, 1989). No PEPM, o lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J.Koenig) é uma planta invasora que ocorre nas regiões próximas à borda da floresta com a ferrovia (obs. pessoal).

A ferrovia Paranaguá-Curitiba, inaugurada no ano de 1885, possui 110 km de extensão e aproximadamente 10 m de largura. Ela é utilizada para o transporte turístico e comercial da capital ao litoral do estado, sendo atrativo turístico devido ao seu trajeto pela Serra do Mar, passando pelo PEPM, e de importância para o transporte de produtos para o porto de Paranaguá. Em sua passagem pela Serra do Mar, a ferrovia promove a borda com a floresta nativa que é de interesse neste estudo.

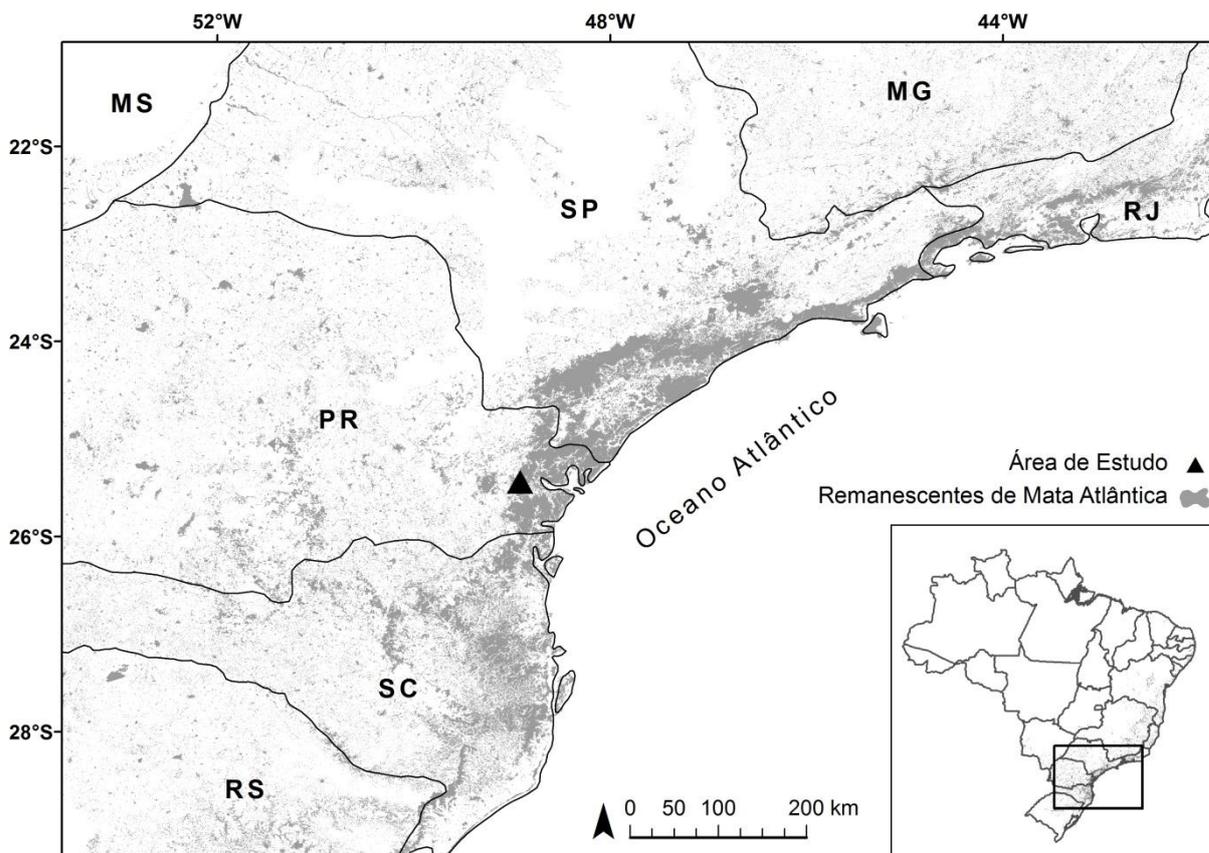


Figura 1 – Localização da área de estudo no Parque Estadual Pico do Marumbi, região central da Serra do Mar, onde são encontrados os maiores remanescentes de Mata Atlântica. Fonte de dados: SOS Mata Atlântica/INPE (2008).

2.2 COLETA DE DADOS

2.2.1 Desenho amostral e período do estudo

Transectos amostrais paralelos à ferrovia foram delimitados na floresta em quatro distâncias da borda (0, 50, 100 e 150 m) – sendo quatro transectos em cada distância, totalizando 16 transectos no estudo. Cada transecto foi composto por 10 pontos amostrais em intervalos de 5 m (Figura 2). A demarcação dos transectos foi feita com o uso de trena e bússola e, posteriormente, os transectos foram mapeados com o uso de GPS (erro médio $\pm 3,5$ m) para que valores mais acurados da distância dos transectos à borda fossem utilizados nas análises (de 1,4 a 188,3 m). As campanhas de amostragem ocorreram mensalmente de fevereiro a julho de 2011, com exceção do mês de março devido a temporais na região, totalizando cinco campanhas de amostragem. Cada campanha foi constituída de oito dias e sete noites.

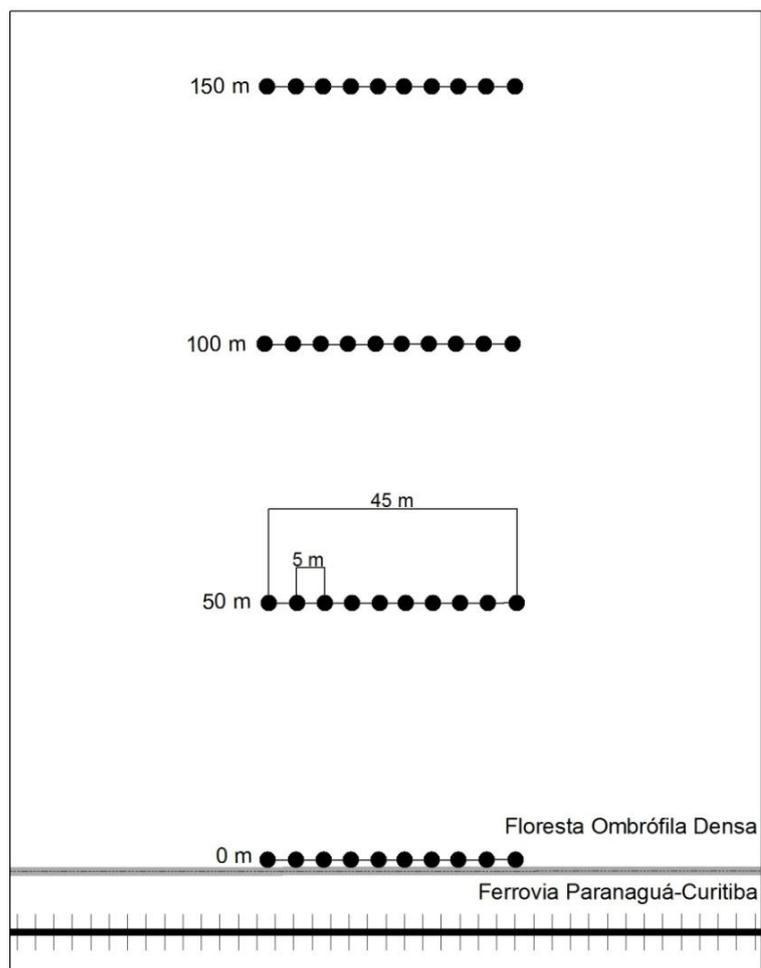


Figura 2 – Desenho amostral do estudo: transectos de 45 m de comprimento, com 10 pontos amostrais em intervalos de 5 m, delimitados em quatro distâncias da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi. A linha cinza representa a borda da floresta com a ferrovia, e os círculos pretos representam os pontos amostrais. Posteriormente as distâncias da borda foram determinadas com o uso de GPS para utilização nas análises.

2.2.2 Variáveis ambientais

Em cada campanha, a temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), a umidade relativa do ar (%), a intensidade de luz (lux) e a intensidade de ruído do ambiente (dB) foram medidas uma vez ao dia por cinco dias em todos os transectos amostrais. Para a obtenção dessas variáveis ambientais, os pontos amostrais de cada transecto foram numerados de 0 a 10, e uma sequência de pontos foi determinada para maximizar a variação espacial dos transectos amostrados em cada uma das campanhas. As variáveis ambientais nunca foram coletadas em pontos já amostrados em uma mesma campanha. Para cada campanha, as médias das variáveis ambientais por

transecto amostral foram calculadas para serem usadas nas análises. A intensidade de ruído do trem (dB) foi obtida em cada transecto, uma vez por campanha, no exato momento que o trem passava pela ferrovia. Para a obtenção da temperatura do ar e da umidade relativa do ar foi utilizado um termo-higômetro digital (Instrutemp ITHT-2210), para a intensidade de luz um luxímetro digital (Instrutemp ITLD-260), e para a intensidade de ruído do ambiente e do trem um decibelímetro digital (Instrutemp ITDEC-4000).

A temperatura do ar também foi medida com o uso de 16 *data-loggers* que foram distribuídos em um transecto partindo da borda da floresta com a ferrovia até 150 m para o interior da floresta. Nos primeiros 25 m de distância da borda, o intervalo entre os equipamentos foi de 5 m de distância, a partir dos 25 m até os 75 m o intervalo foi de 10 m, e dos 75 m aos 150 m o intervalo foi de 15 m. Os aparelhos foram sincronizados para que as medições ocorressem simultaneamente a cada hora durante um período de 71 h por campanha, totalizando 355 h de amostragem e 5.760 medições de temperatura.

Para estimar a quantidade de grãos que caíam dos trens durante as campanhas amostrais, sete coletores de sementes (70 x 70 cm) foram dispostos no primeiro dia da campanha nos dois lados da linha férrea em intervalos de 5 m (Figura 3). Após seis dias de amostragem, os grãos coletados foram contados.

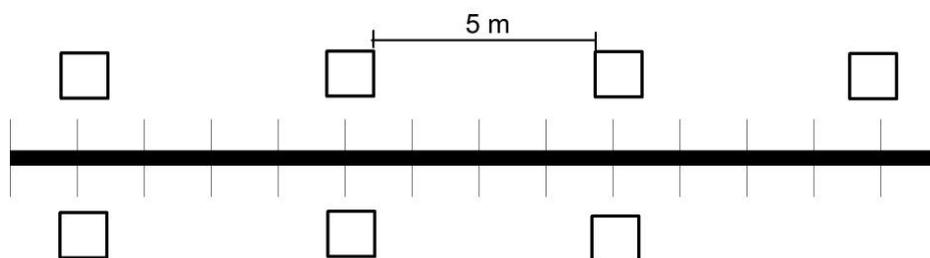


Figura 3 – Desenho amostral da disposição dos coletores de sementes para amostragem da disponibilidade de grãos na Ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi.

2.2.3 Pequenos mamíferos

Os pequenos mamíferos foram capturados com o uso de armadilhas do tipo *folding* (H.B. Sherman Traps Inc., Tallahassee, FL, EUA) distribuídas nos pontos amostrais. As armadilhas foram intercaladas entre solo e estrato arbóreo (1,5 a 2 m de altura), sendo seis armadilhas pequenas (231 x 87 x 76 mm) e quatro armadilhas grandes (371 x 120 x 103 mm) em cada transecto.

Os pequenos mamíferos capturados foram imobilizados e manuseados sem o uso de anestésicos. Foram obtidos o peso (g) e as medidas de comprimento (mm) da cabeça e corpo, da cauda, da orelha e do pé sem a unha. A marcação foi feita através de brincos metálicos numerados (National Band & Tag Co., New Port, KY, EUA). Exemplares foram coletados (autorizações do IAP – Instituto Ambiental do Paraná – nº 275/10 e do ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – nº 26769-1) e depositados na Coleção Mastozoológica do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (DZUP). Os procedimentos adotados em campo seguiram as diretrizes para o uso de mamíferos selvagens em pesquisa da ASM (American Society of Mammalogists – Sikes *et al.*, 2011).

2.3 ANÁLISES DOS DADOS

Todas as análises foram realizadas no programa *R 2.14.1* (R Development Core Team, 2011). Nas análises de covariância e regressões lineares, quando não foi possível cumprir as premissas dos testes paramétricos, os valores de significância foram obtidos através de permutações (máximo de 10.000), com o uso do pacote *ImPerm* (Wheeler, 2010). O pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2011) foi utilizado para as ordenações e testes de correlação de Mantel. Para rejeição da hipótese nula considerou-se o nível de significância de 0,05.

2.3.1 Respostas abióticas

A influência da distância da borda nas variáveis abióticas (temperatura do ar, umidade relativa do ar, intensidade de luz, intensidade de ruído do ambiente e intensidade de ruído do trem) foi testada através de análises de covariância,

adicionando a campanha amostral como covariável nas análises. No caso da intensidade de ruído do trem a covariável direção do trem também foi inserida no modelo, pois a intensidade do ruído pode ser dependente do trajeto de subida ou de descida dos trens pela Serra do Mar.

A amplitude diária da temperatura do ar (máximo – mínimo) foi calculada para as diferentes distâncias da borda em que a temperatura do ar foi medida com o uso de *data-loggers*. Como a variação diária na temperatura pode ser dependente do dia de amostragem, as amplitudes por distância amostrada foram padronizadas através da subtração da média e divisão pelo desvio padrão de todas as amplitudes medidas em todas as distâncias da borda no mesmo dia de amostragem. Esses valores foram então utilizados em análise de variância para verificar se a amplitude diária da temperatura do ar foi dependente da distância da borda, e o teste de Tukey foi utilizado à posteriori para comparação par a par.

2.3.2 Respostas da comunidade de pequenos mamíferos

O número de capturas, a abundância e a riqueza de pequenos mamíferos no período total de amostragem foram avaliados em função da distância da borda através de análises de regressão linear.

A estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em cada transecto amostral foi determinada através da ordenação por NMDS (escalonamento multidimensional não métrico), considerando-se os valores de abundância dos táxons em cada transecto amostral. A matriz de dissimilaridade foi gerada a partir da distância de Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001). A ordenação foi feita de maneira a maximizar a variação no conjunto de dados em dois componentes. O diagrama de Shepard foi utilizado para verificar a correlação entre o produto da ordenação e a matriz de dissimilaridade, como medida de adequação da ordenação. Os dois componentes da ordenação foram utilizados em análises de regressão linear para testar se a estrutura da comunidade pequenos mamíferos do PEPM é influenciada pela distância da borda da floresta com a ferrovia.

2.3.3 Respostas dos táxons de pequenos mamíferos

O sucesso de captura dos táxons de pequenos mamíferos foi calculado para três categorias de distância da borda: (1) até 10 m; (2) entre 30 e 100 m; e (3) maior que 100 m. Se o sucesso de captura aumentou com a distância da borda ($1 < 2 < 3$), a resposta do táxon ao efeito de borda foi classificada como negativa. Se o sucesso de captura do táxon diminuiu com a distância da borda ($1 > 2 > 3$), a resposta ao efeito de borda foi considerada como positiva. Em outros casos a resposta foi considerada como inexistente.

Os resíduos da regressão entre o peso e o comprimento da cabeça e corpo dos indivíduos capturados foram utilizados como medida de condição corporal (Schulte-Hostedde *et al.*, 2005) para os táxons mais abundantes ($n > 10$) na comunidade de pequenos mamíferos (ver Capítulo 1). A influência da distância da borda na condição corporal dos indivíduos foi testada através de análises de covariância, inserindo o sexo dos indivíduos como covariável nos modelos. Para evitar pseudorreplicações, nestas análises foram considerados apenas os dados da primeira captura dos indivíduos em cada campanha amostral.

2.3.4 Relações comunidade-ambiente

Os transectos amostrais foram ordenados em função das variáveis do ambiente através de NMDS. Os valores das variáveis ambientais foram padronizados anteriormente à análise, e a distância euclidiana foi utilizada para geração da matriz de dissimilaridade. A ordenação foi feita de maneira a maximizar a variação no conjunto de dados em dois componentes. O diagrama de Shepard foi construído para verificar a correlação entre o produto da ordenação e a matriz de dissimilaridade, como medida de adequação da ordenação. O número de capturas, a abundância e a riqueza de pequenos mamíferos foram analisados em função dos dois componentes da ordenação através de análises de regressão linear.

Para testar se a estrutura da comunidade de pequenos mamíferos foi influenciada pelas características do ambiente, foi realizado teste de correlação de Mantel entre a matriz de dissimilaridade biótica (dissimilaridade de Bray-Curtis para os valores de abundâncias de pequenos mamíferos) e a matriz de dissimilaridade ambiental (distância euclidiana para as variáveis ambientais). Para verificar a

existência de autocorrelação espacial, as matrizes de dissimilaridade biótica e ambiental foram correlacionadas com uma matriz de distância espacial entre os transectos amostrais. A matriz de distância espacial foi construída com base na distância mínima (m) entre os transectos amostrais mapeados com o uso de GPS.

Para testar se a disponibilidade de grãos na ferrovia influenciou na proporção de indivíduos capturados nas proximidades da borda, foi realizada análise de regressão linear. A proporção de indivíduos capturados nas regiões próximas à borda foi obtida através da razão entre o número de indivíduos capturados em cada um dos quatro transectos mais próximos à ferrovia em cada campanha e o número total de indivíduos capturados na campanha.

3 RESULTADOS

3.1 RESPOSTAS ABIÓTICAS

Não houve influência da distância da borda na temperatura do ar, na umidade relativa do ar e na intensidade de ruído do ambiente, enquanto que a intensidade de luz e a intensidade do ruído do trem aumentaram com a proximidade da borda (Tabela 1; Figuras 4 - 8).

As medições de temperatura do ar feitas com o uso de *data-loggers* indicam que na borda (0 m) a amplitude diária na temperatura foi maior que no restante dos pontos amostrais (Tabela 2; Figura 9).

Tabela 1 – Respostas das variáveis do ambiente físico à distância da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi.

Variável Resposta	Modelo	gl	F♦	t♦	r ²	p
Temperatura do ar (°C)	dist	78	-	-	0	0,88
	camp	4	-	-	-	< 0,001
	dist * camp	4	-	-	-	0,32
Umidade relativa do ar	dist	78	-	-	0	0,38
	camp	4	-	-	-	< 0,001
	dist * camp	4	-	-	-	0,56
Intensidade de luz (lux)	dist	78	-	-	0,20	< 0,001
	camp	4	-	-	-	0,71
	dist * camp	4	-	-	-	0,68
Intensidade de ruído do ambiente (dB)	dist	78	0,3	0,56	0	0,58
	camp	4	14,2	-	-	< 0,001
	dist * camp	4	1,1	-	-	0,38
Intensidade de ruído do trem (dB)	dist	80	128	11,31	0,61	< 0,001
	camp	4	0,8	-	-	0,54
	dir	1	6,7	-	-	0,01
	dist * camp	4	2,1	-	-	0,10
	dist * dir	1	3,6	-	-	0,06
	dist * camp * dir	3	0,7	-	-	0,59

Variáveis nos modelos: dist = distância da borda (m); camp = campanha amostral; dir = direção do trajeto do trem na passagem pela área de estudo – sentido Paranaguá-Curitiba ou Curitiba-Paranaguá; * indica a interação entre as variáveis no modelo.

♦estatísticas calculadas apenas nos testes paramétricos, e quando não reportadas o nível de significância do teste foi calculado através de permutações.

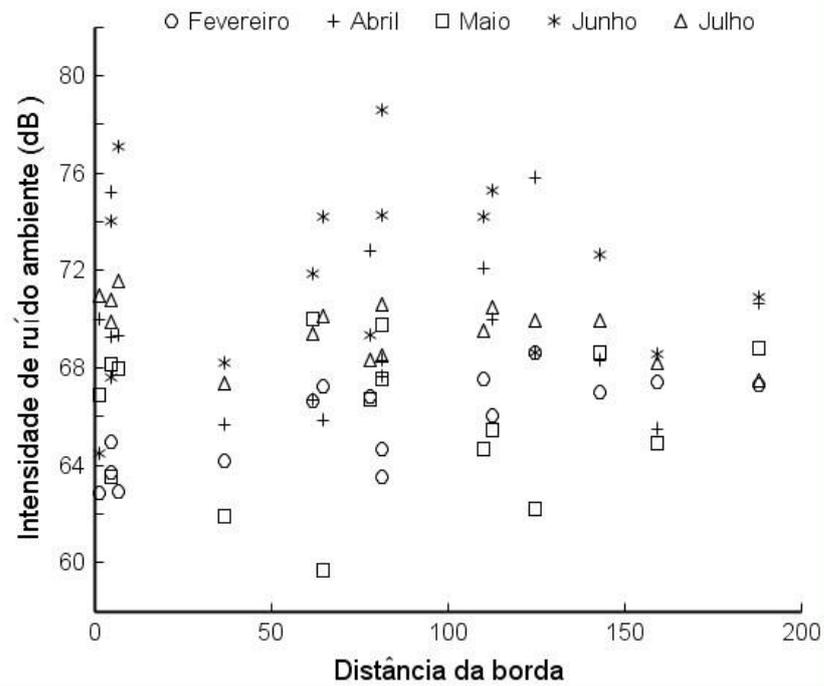


Figura 6 – Intensidade de ruído do ambiente (média por transecto amostral) em função da distância da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi.

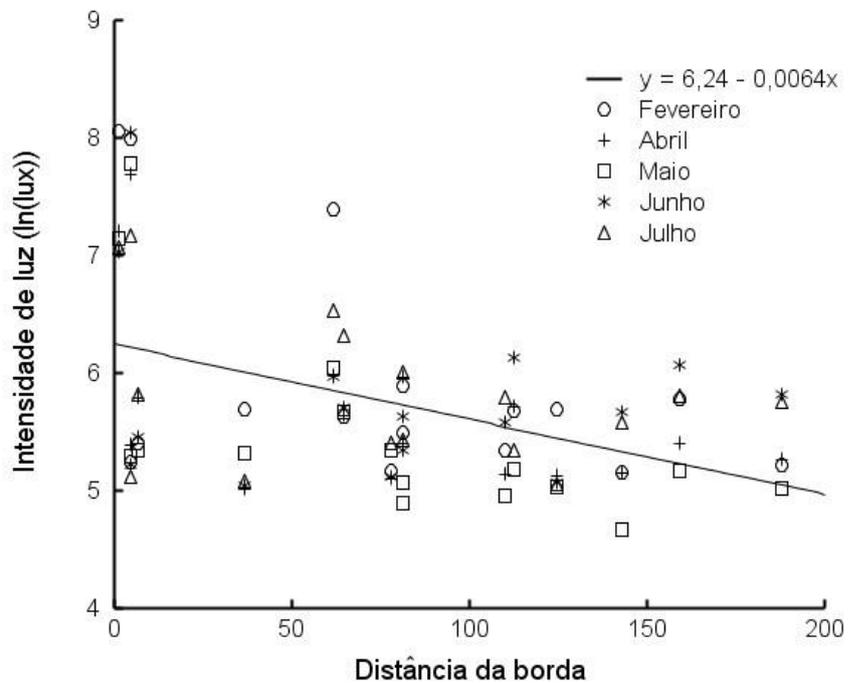


Figura 7 – Intensidade de luz (média por transecto amostral) em função da distância da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi.

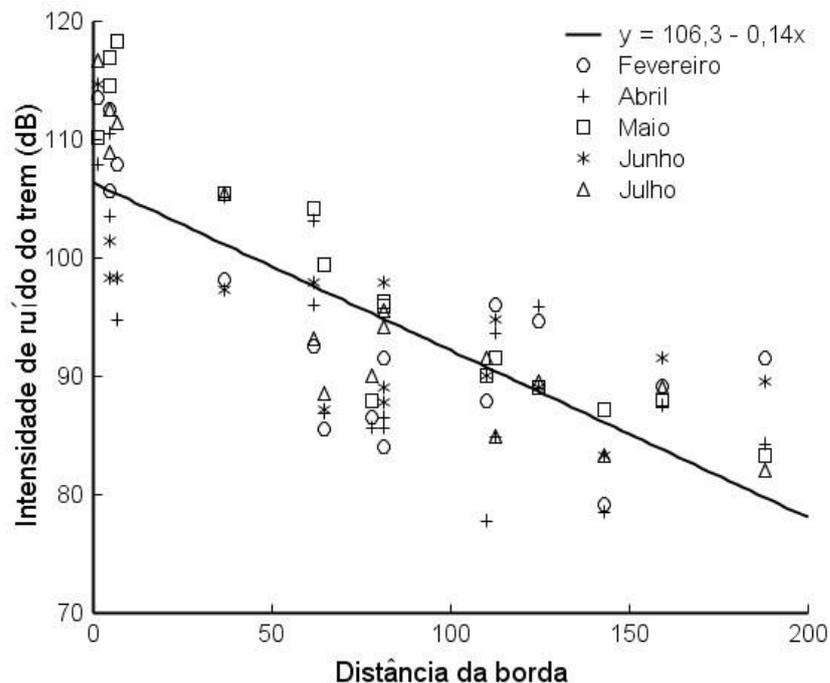


Figura 8 – Intensidade de ruído do trem em função da distância da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi.

Tabela 2 – Resposta da amplitude diária da temperatura do ar ao efeito de borda na fisionomia Floresta Ombrófila Densa Sub-montana no Parque Estadual Pico do Marumbi.

Modelo	gl	F	p
Distância da borda	15	22,13	< 0,001
Distância	Média	Desvio padrão	Grupo*
0	8.1	4.9	A
5	3.9	2.0	B,C
10	4.1	2.1	C,D
15	3.8	1.9	B,C
20	3.9	1.9	B,C
25	4.6	2.4	B,D
35	4.8	2.6	B,D
45	5.1	2.8	D
55	4.1	2.3	C,D
65	3.4	1.8	C
75	3.4	1.7	C
90	3.8	2.2	B,C
105	4.2	2.5	C,D
120	4.2	2.4	C,D
135	4.3	2.6	C,D
150	3.8	2.3	B,C

Na tabela são mostrados os valores brutos de média e desvio padrão da amplitude diária (máximo – mínimo) da temperatura do ar (°C).

*distâncias da borda pertencentes aos mesmos grupos (A-D) não foram diferentes quanto à amplitude diária na temperatura do ar como determinado através de teste de Tukey.

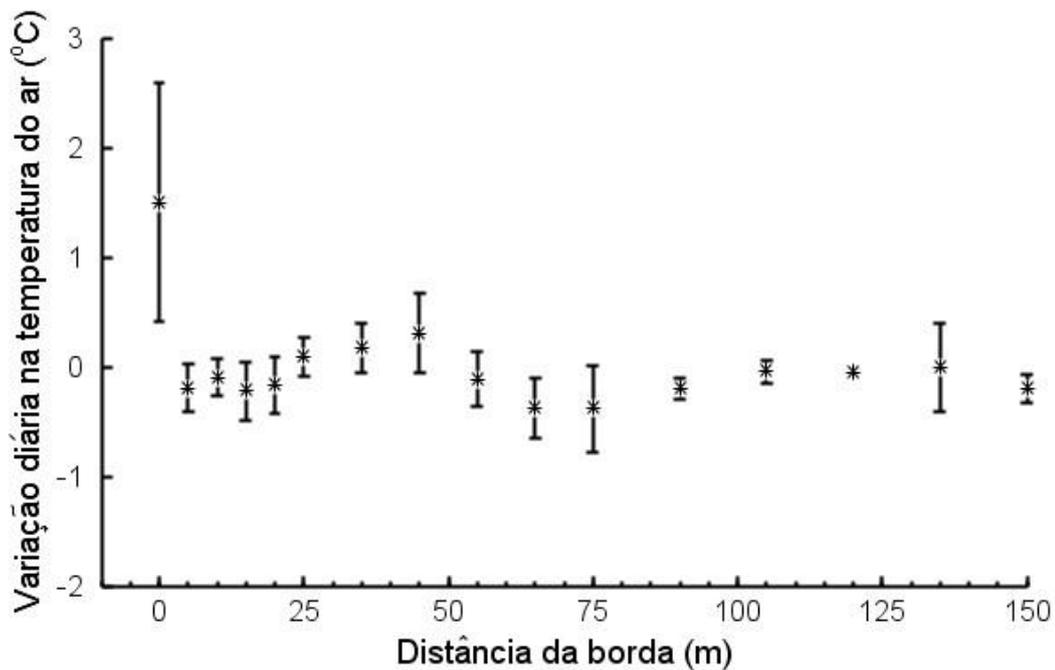


Figura 9 – Variação diária na temperatura do ar (máximo – mínimo) nas diferentes distâncias da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi. Os valores na figura estão padronizados através da subtração da média e da divisão pelo desvio padrão de todas as observações de amplitude na temperatura do ar obtidas nas diferentes distâncias da borda no mesmo dia de amostragem.

3.2 RESPOSTAS DA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS

A distância da borda não influenciou no número de capturas e na abundância de pequenos mamíferos. A riqueza de pequenos mamíferos aumentou com a proximidade da borda (Tabela 3; Figuras 10-12).

A estrutura da comunidade de pequenos mamíferos não foi influenciada pela distância da borda (NMDS Componente 1: $r^2 = 0,11$; $gl = 14$; $t = 1,7$; $p = 0,11$; NMDS Componente 2: $r^2 = 0$; $gl = 14$; $t = 0,66$; $p = 0,52$; Figuras 13-15).

Tabela 3 – Número de capturas, abundância e riqueza de pequenos mamíferos em função da distância da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi.

Variável Resposta	gl	r^2	t	p
Número de capturas	14	0,10	1,62	0,13
Abundância	14	0,05	1,34	0,20
Riqueza	14	0,30	2,7	0,01

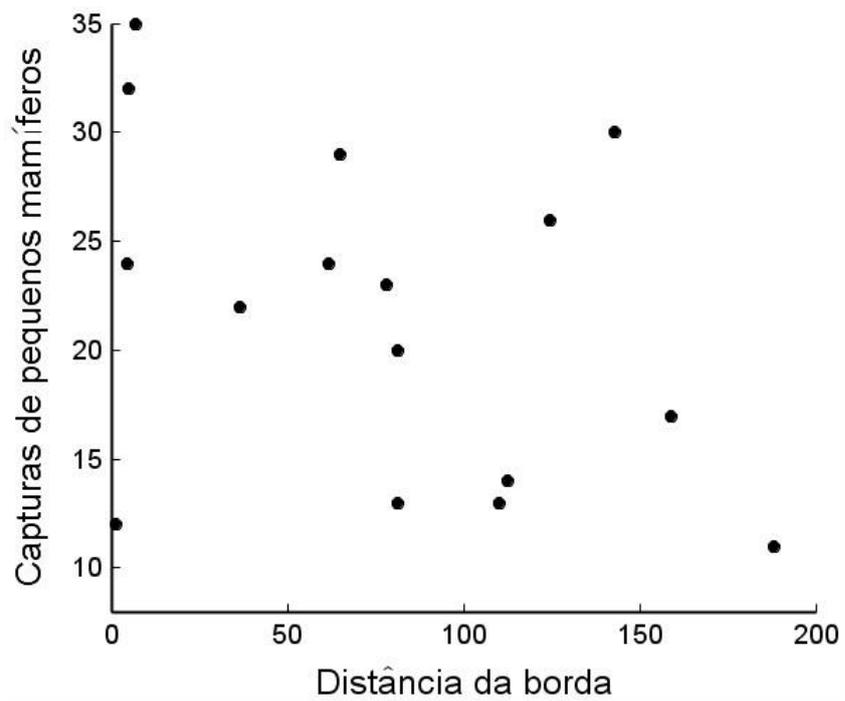


Figura 10 – Capturas de pequenos mamíferos em função da distância da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi.

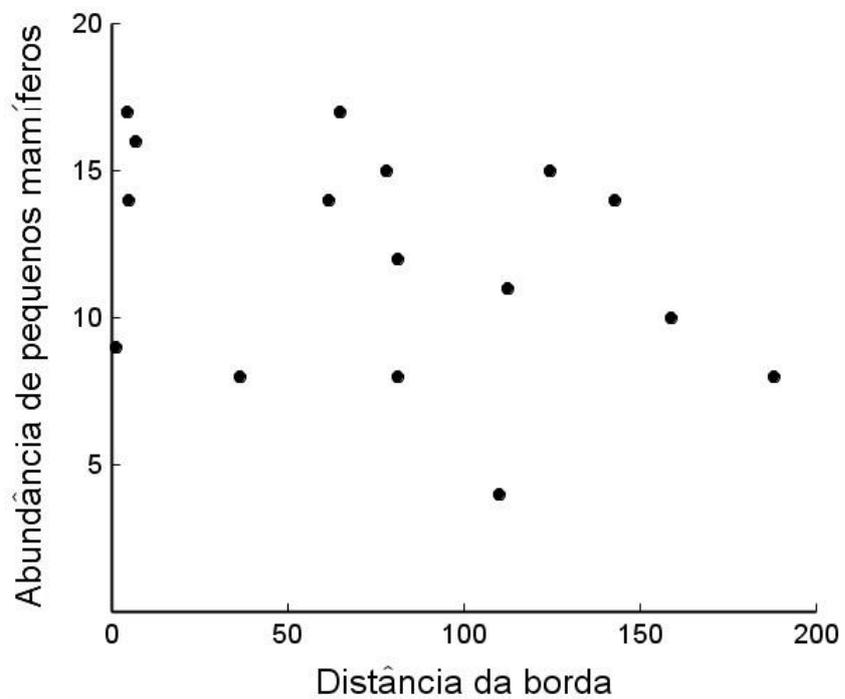


Figura 11 – Abundância de pequenos mamíferos em função da distância da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi.

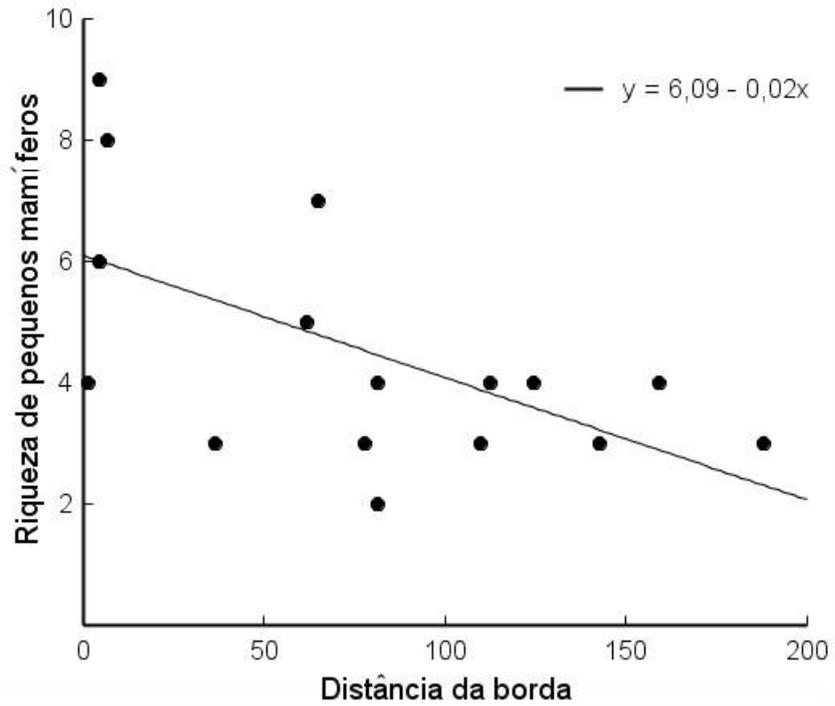


Figura 12 – Riqueza de pequenos mamíferos em função da distância da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi.

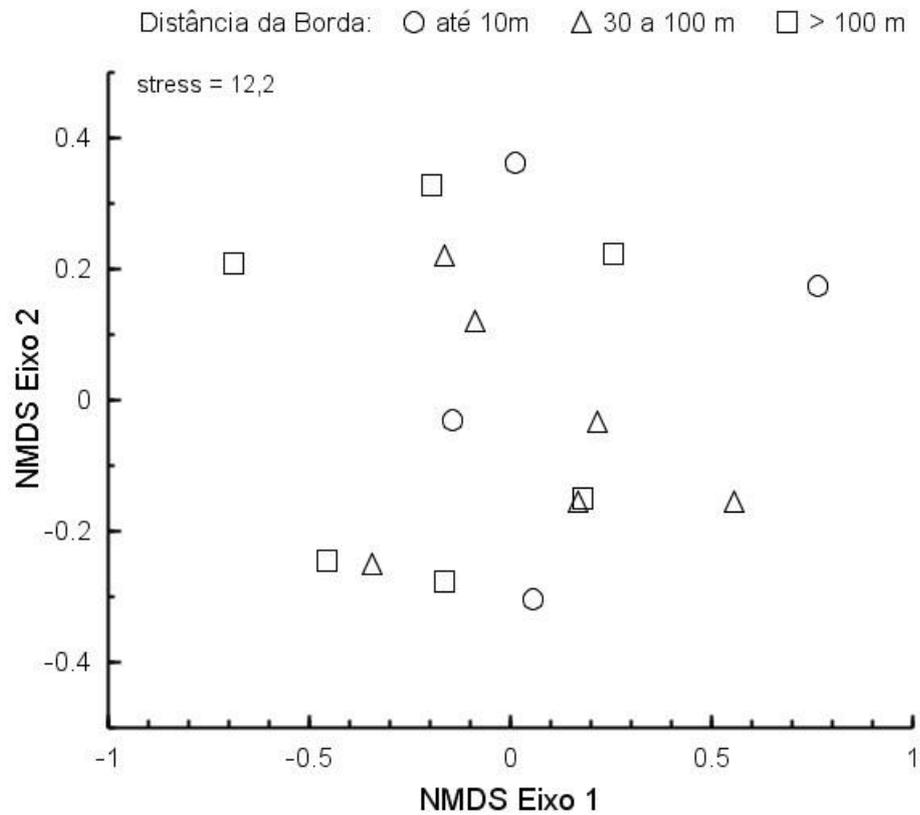


Figura 13 – Ordenação (NMDS) dos transectos amostrais em relação à estrutura da comunidade de pequenos mamíferos no Parque Estadual Pico do Marumbi.

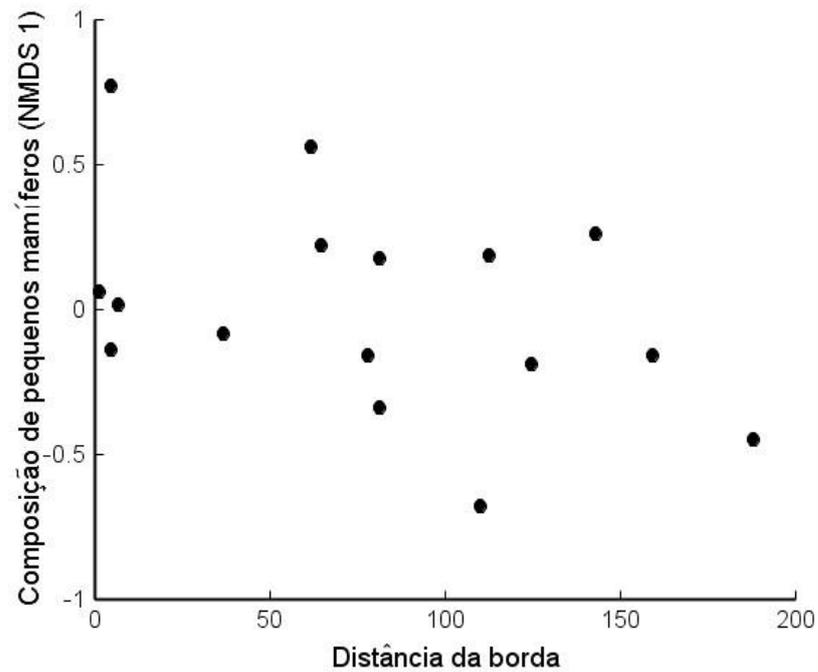


Figura 14 – Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos (componente 1 da ordenação NMDS) em função da distância da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi.

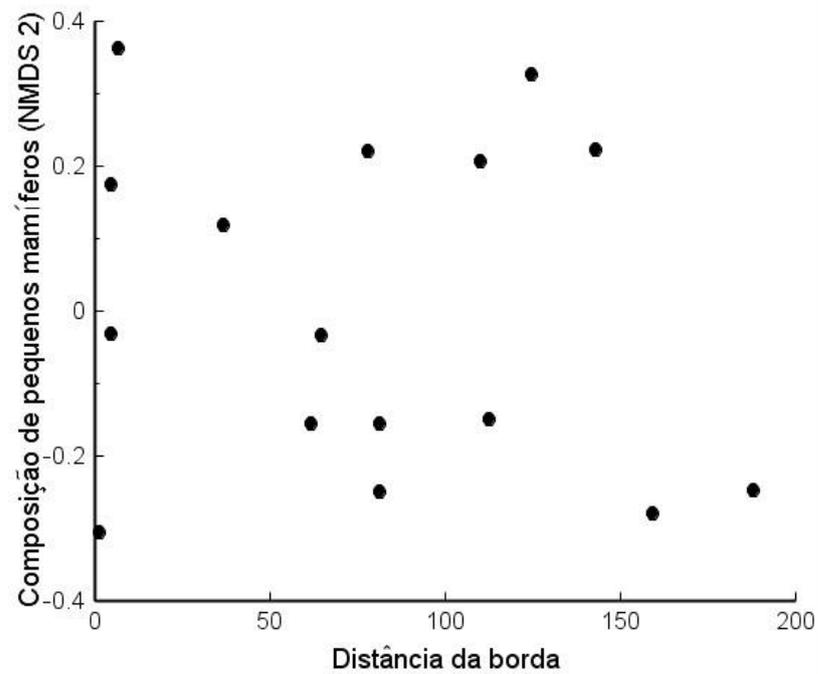


Figura 15 – Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos (componente 2 da ordenação NMDS) em função da distância da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico do Marumbi.

3.3 RESPOSTAS DOS TÁXONS DE PEQUENOS MAMÍFEROS

O sucesso de captura dos táxons de pequenos mamíferos nas diferentes categorias de distância da borda variou de 0 à 0,038 (Tabela 4). Dentre os táxons analisados, a condição corporal foi influenciada pela distância da borda apenas em fêmeas de *Juliomys pictipes* (Tabela 5).

Tabela 4 – Sucesso de captura dos táxons de pequenos mamíferos nas diferentes categorias de distância da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba no Parque Estadual Pico Marumbi.

Táxon	Categoria de Distância da Borda*			Efeito de borda**
	<10 m	30-100 m	> 100 m	
<i>Euryoryzomys russatus</i>	0,03285	0,03809	0,02666	0
<i>Marmosa paraguayana</i>	0,01285	0,01047	0,00666	+
<i>Sooretamys angouya</i>	0,00500	0,00571	0,00285	0
<i>Juliomys pictipes</i>	0,00571	0,00285	0,00714	0
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	0,00428	0,00238	0,00000	+
<i>Philander frenatus</i>	0,00285	0,00047	0,00619	0
<i>Akodon</i> spp.	0,00357	0,00190	0,00047	+
<i>Didelphis aurita</i>	0,00000	0,00047	0,00285	-
<i>Nectomys squamipes</i>	0,00214	0,00000	0,00000	+
<i>Oxymycterus</i> sp.	0,00214	0,00000	0,00000	+
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0,00071	0,00000	0,00000	+
<i>Trinomys</i> sp.	0,00071	0,00000	0,00000	+

*Esforço amostral por categoria de distância da borda: < 10 m – 1.400 armadilhas-noites; 30-100 m – 2.100 armadilhas-noites; e > 100 m – 2.100 armadilhas-noites.

** Os sinais 0, - ou + indicam resposta inexistente, negativa ou positiva, respectivamente, ao efeito de borda (sensu Ries *et al.*, 2004).

Tabela 5 – Influência da distância da borda da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com a ferrovia Paranaguá-Curitiba na condição corporal* dos indivíduos dos táxons mais capturados (n > 10) durante o estudo no Parque Estadual Pico do Marumbi.

Táxon	Sexo**	m***	r ²	t	p	Efeito de Borda****
<i>Euryoryzomys russatus</i>	M = F	0,00	0	0,06	0,96	0
<i>Marmosa paraguayana</i>	M = F	-0,08	0,02	1,24	0,23	0
<i>Sooretamys angouya</i>	M = F	0,03	0	0,50	0,63	0
<i>Juliomys pictipes</i>	M	-0,01	0	0,66	0,53	0
	F	0,05	0,37	2,64	0,02	-

*resíduos da regressão entre peso e comprimento da cabeça e corpo.

**O sexo dos indivíduos foi inserido como covariável nas análises.

***coeficiente angular da reta de regressão.

****Os sinais 0 e - indicam a ausência de resposta e a resposta negativa ao efeito de borda, respectivamente.

3.4 RELAÇÕES COMUNIDADE-AMBIENTE

O componente 1 da ordenação NMDS dos transectos amostrais pelas variáveis ambientais representou um gradiente microclimático definido pela temperatura do ar, a umidade relativa do ar e a intensidade de ruído do ambiente, enquanto o componente 2 representou as variáveis ambientais que responderam ao efeito de borda – a intensidade de ruído do trem e a intensidade de luz (Tabela 6; Figura 16). A riqueza de pequenos mamíferos foi influenciada pela variação no ambiente representada pelo componente 2 da ordenação NMDS (Tabela 7), enquanto a abundância e o número total de capturas não foram influenciados pela variação no ambiente.

A configuração espacial do ambiente (matriz de distância entre os transectos) não influenciou na estrutura da comunidade de pequenos mamíferos (matriz de dissimilaridade de Hellinger; $r = 0,09$; $p = 0,21$) e nas variações do ambiente (matriz de distância euclidiana; $r = -0,04$; $p = 0,60$). A estrutura da fauna de pequenos mamíferos não foi correlacionada com as variações no ambiente ($r = 0,13$; $p = 0,21$; Figura 17).

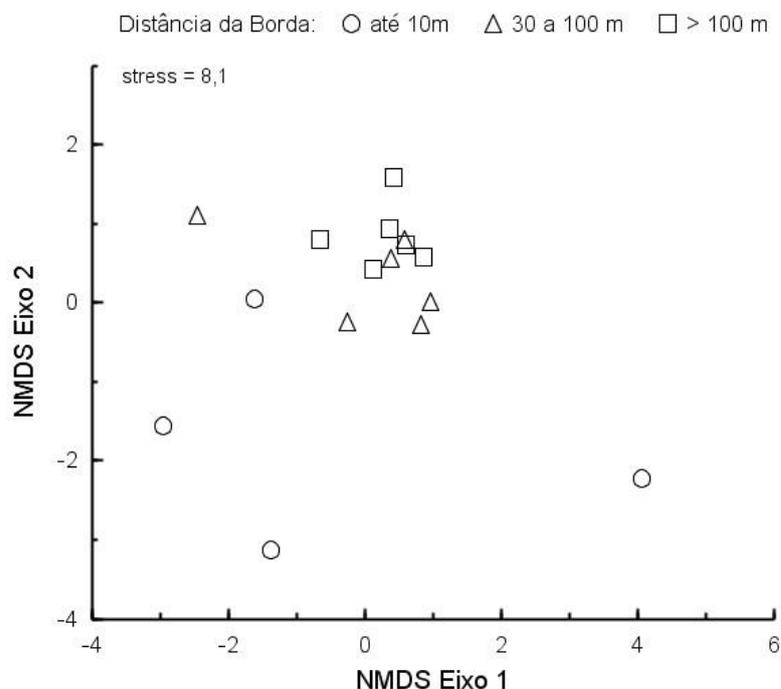


Figura 16 – Ordenação (NMDS) dos transectos amostrais em relação às variáveis ambientais no Parque Estadual Pico do Marumbi.

Tabela 6 – Correlações de Pearson entre as variáveis ambientais e os componentes da ordenação NMDS dos transectos amostrais pelas variáveis ambientais.

Variáveis ambientais	NMDS 1	NMDS 2
Temperatura do ar	0,88	-0,28
Umidade relativa do ar	-0,67	0,49
Intensidade de luz	-0,45	-0,77
Intensidade de ruído do ambiente	0,65	-0,13
Intensidade de ruído do trem	-0,40	-0,75

Tabela 7 – Riqueza, abundância e o número de capturas de pequenos mamíferos em função dos componentes da ordenação (NMDS) dos transectos amostrais pelas variáveis ambientais.

Variáveis ambientais	NMDS 1		NMDS 2	
	r ²	p	r ²	p
Riqueza	-0,05	0,56	0,60	<0,001
Abundância	-0,03	0,44	0,11	0,09
Capturas	0,004	0,28	-0,02	0,52

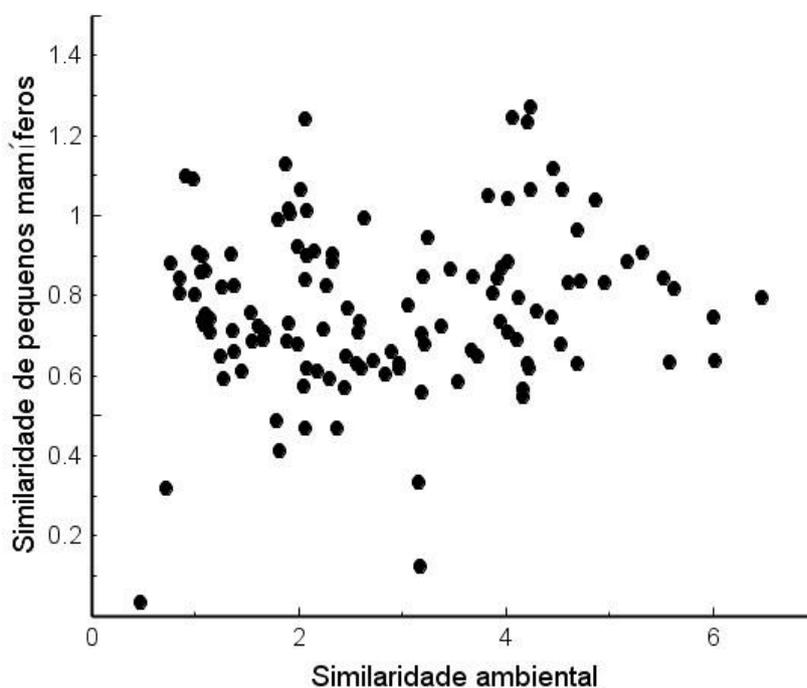


Figura 17 – Relação entre a similaridade dos transectos amostrais pela estrutura da comunidade de pequenos mamíferos (Hellinger) e pelas características do ambiente (Distância Euclidiana) na fisionomia Floresta Ombrófila Densa Sub-montana no Parque Estadual Pico do Marumbi.

A disponibilidade de grãos na ferrovia Paranaguá-Curitiba não influenciou na proporção de indivíduos capturados nas regiões próximas à borda ($r^2 = 0,02$; $gl = 18$; $p = 0,62$; Figura 18).

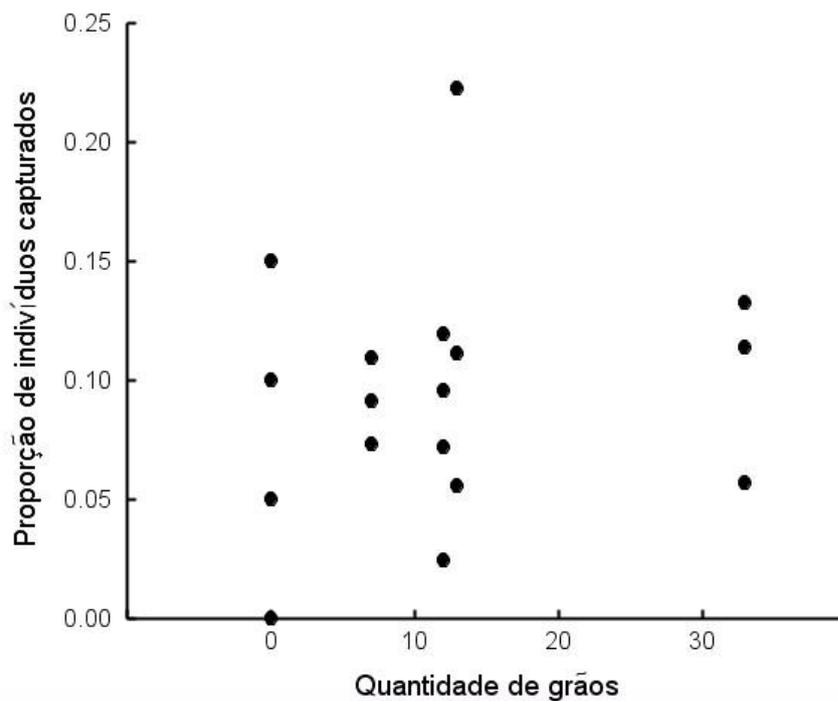


Figura 18 – Relação entre a disponibilidade de grãos na ferrovia Paranaguá-Curitiba na campanha amostral e a proporção de indivíduos capturados nas regiões próximas à borda (< 10 m).

4. DISCUSSÃO

Neste estudo, a floresta domina a paisagem e o clima na região é úmido durante todo o ano. Esses fatores podem ser os responsáveis pela falta de respostas da temperatura do ar e da umidade relativa do ar à distância da borda. Em fragmentos de florestas tropicais, o aumento na temperatura do ar e a diminuição na umidade relativa do ar são respostas frequentemente encontradas a até 50 m de distância da borda (Kapos, 1989; Matlack, 1993; Stevens & Husband, 1998). Porém, o efeito de borda nas mudanças microclimáticas é mais pronunciado em bordas entre fragmentos florestais de menor tamanho e áreas abertas (Didham & Lawton, 1999). Nesse sentido, a ferrovia Paranaguá-Curitiba pode ser vista como um tipo de clareira linear (Laurance *et al.*, 2009), estreita e imersa em uma paisagem dominada pela floresta nativa. De fato, gradientes microclimáticos em respostas à existência de clareiras lineares na floresta são dependentes do tipo e da largura da clareira (Pohlman *et al.*, 2007).

O efeito de borda no PEPM foi evidenciado pelas respostas positivas da intensidade de ruído do trem e da intensidade de luz. O ruído provocado por atividades humanas pode comprometer a sobrevivência e a reprodução em populações de animais, através de mudanças nos comportamentos parentais (Awbrey & Bowles, 1990), nos padrões de uso do espaço (Andersen *et al.*, 1990), e na habilidade de aprendizagem e de comunicação (Marler & Sherman, 1983). Em rodovias, a intensidade do ruído antrópico é dependente do fluxo de veículos, e, por isso, o efeito sobre a fauna é maior nas proximidades de rodovias mais movimentadas (Kaselloo, 2005). Em ferrovias, onde o fluxo de veículos é menos intenso, os efeitos causados na fauna pelos ruídos antrópicos podem ser minimizados. No PEPM, a passagem de trens pode ocorrer em intervalos de até algumas horas, e, apesar da intensidade de ruído atingir níveis críticos nas proximidades da ferrovia (até 120 dB), a frequência com que o evento ocorre parece não produzir respostas dos pequenos mamíferos. Por outro lado, a passagem dos trens pode afugentar possíveis predadores, e favorecer as populações de pequenos mamíferos nas áreas próximas à borda. Se isso ocorresse, seria esperado que a abundância de pequenos mamíferos aumentasse com a proximidade da borda, o que não foi verificado neste estudo. Sendo assim, o aumento na intensidade de

ruído do trem nas regiões próximas à borda não parece produzir respostas na comunidade de pequenos mamíferos que caracterize o efeito de borda.

O aumento da quantidade de luz ou de radiação solar com a proximidade da borda é uma das principais respostas ao efeito de borda em fragmentos florestais (Kapos, 1989; Matlack, 1993; Young & Mitchell, 1994; Cadenasso *et al.*, 1997; Rodrigues, 1998). O aumento na intensidade de luz pode produzir modificações nas taxas de sobrevivência e de germinação de plantas (Boardman, 1977) e favorecer a presença de espécies pioneiras e invasoras (Bazzaz, 1979; Kapos, 1989; Brothers & Spingarn, 1992), que tendem a coexistir com algumas espécies típicas da floresta primária e aumentar a densidade (Willson & Crome, 1989; Camargo & Kapos, 1995) e a diversidade (Rodrigues, 1998; Harper *et al.*, 2005) de plantas nas bordas dos fragmentos florestais. Dessa forma, o aumento na intensidade de luz com a proximidade da borda no PEPM pode refletir maior heterogeneidade do ambiente (Bazzaz, 1975; Ricklefs, 1977; Denslow, 1987; Tilman & Pacala, 1993; Canham *et al.*, 1994; Lundholm & Larson, 2003). A heterogeneidade do ambiente modifica a disponibilidade de recursos e tende a promover diversidade de pequenos mamíferos (Kotler & Brown, 1988) e de outros grupos da fauna (Tews *et al.*, 2004). No PEPM houve ampla variação na intensidade de luz nas regiões próximas à borda, com alguns transectos mais sombreados, de características semelhantes aos transectos mais distantes da ferrovia (ver Figura 4), o que também pode ser considerado como uma medida de maior heterogeneidade do ambiente na borda.

O efeito de borda também foi evidenciado na diminuição da condição corporal de fêmeas de *Juliomys pictipes* com a proximidade da borda (Tabela 5). A condição corporal reflete variações no conteúdo de água, proteína e gordura no corpo de mamíferos (Schulte-Hostedde *et al.*, 2001), e, por isso, está relacionada com o metabolismo e, conseqüentemente, com a sobrevivência e a reprodução dos indivíduos (Millar & Hickling, 1990; Virgl & Messier, 1992; Zuercher *et al.*, 1999). Em fêmeas de mamíferos, o sucesso reprodutivo tende a aumentar com a condição corporal (Atkinson & Ramsay, 1995; Dobson & Michener, 1995; Wauters & Dhondt, 1995). Dessa forma, é possível que o ambiente nas regiões próximas à borda no PEPM seja de pior qualidade para a reprodução de *J. pictipes*. Este efeito pode ter sido apenas evidenciado em fêmeas devido às diferenças comportamentais entre os sexos em mamíferos. Enquanto fêmeas investem na obtenção de recursos para

reprodução, sendo territorialistas, machos investem na procura por fêmeas, sendo mais dispersivos (Ostfeld, 1990; Wolff, 1993). Essas diferenças podem ser responsáveis pela resposta ao efeito de borda em *J. pictipes* ser dependente do sexo no PEPM. Condições corporais menores em fêmeas que em machos de pequenos mamíferos também foram observadas em bordas de floresta tropical com rodovias no Caribe (Fuentes-Montemayor *et al.*, 2009).

A estrutura da comunidade de pequenos mamíferos não foi influenciada pela distância da borda, possivelmente devido ao fato da comunidade ser dominada por *E. russatus* (ver Capítulo 1). Apesar disso, a riqueza de pequenos mamíferos aumentou com a proximidade da borda (Figura 12), sendo que o sucesso de captura da maioria dos táxons aumentou nas proximidades da borda e os táxons mais raros na área de estudo apareceram apenas nos transectos localizados próximos à borda (Tabela 4). As respostas da fauna ao efeito de clareiras lineares são pouco abordadas na literatura. Diferentemente do encontrado neste estudo, respostas negativas da densidade e da riqueza de alguns grupos de aves de sub-bosque ao efeito de borda causado por uma estrada de terra foram observados na Amazônia (Laurance, 2004), e a composição da comunidade de pequenos mamíferos em uma floresta tropical na Austrália foi alterada nas proximidades da borda com uma rodovia (Goosem, 2000). O aumento na riqueza de pequenos mamíferos nas bordas de florestas já foi observado em fragmentos de Mata Atlântica no estado da Bahia (Pardini, 2004).

Um dos principais mecanismos considerados na literatura como responsáveis pelas diferentes respostas dos organismos ao efeito de borda é a distribuição de recursos entre os diferentes tipos de habitat na paisagem (Ries & Sisk, 2004; Ries *et al.*, 2004). Se tipos diferentes de recursos podem ser encontrados nos dois elementos adjacentes da paisagem, a aglomeração de indivíduos nas bordas é considerada como uma estratégia para obtenção desses recursos. McCollin (1998) propõe esse mecanismo como responsável pelo aumento na densidade de algumas espécies de aves nas bordas. No PEPM, os grãos que caem dos trens durante o transporte na ferrovia Paranaguá-Curitiba poderiam ser atrativos para a fauna de pequenos mamíferos. Apesar disso, a disponibilidade de grãos na ferrovia não promoveu o aumento da densidade de indivíduos nas regiões próximas à borda (Figura 17).

Em paisagens fragmentadas, alguns táxons de pequenos mamíferos podem utilizar áreas agrícolas (Passamani & Ribeiro, 2009; Cerboncini *et al.*, 2011), dispersar para outros fragmentos de habitat natural (Pires *et al.*, 2002; Passamani & Fernandez, 2011) ou até mesmo serem favorecidos na matriz (Umetsu *et al.*, 2008). Por isso, uma das hipóteses para explicar o aumento da diversidade em regiões próximas à borda de fragmentos florestais é a invasão dos remanescentes por organismos que se tornam abundantes na matriz antrópica (Laurance, 1994; Yahner, 1988; Gascon *et al.*, 1999; Pardini, 2004). No PEPM, a paisagem é dominada pelo habitat natural, e o efeito do favorecimento de populações de alguns táxons no habitat antrópico é minimizado devido ao fato da ferrovia ser estreita. Sendo assim, é improvável que o aumento da riqueza com a proximidade da borda seja um efeito da dispersão de indivíduos que vivem na ferrovia. Por outro lado, a riqueza de pequenos mamíferos foi influenciada por variações no ambiente promovidas pelo efeito de borda (Tabela 7), e o aumento na intensidade de luz nas regiões próximas à borda pode refletir maior heterogeneidade do ambiente. Essa deve ser a principal causa de aumento da riqueza de pequenos mamíferos com a proximidade da borda no PEPM. A heterogeneidade do ambiente pode promover a diversificação de nicho e modificar as relações de competição entre táxons permitindo sua coexistência, sendo uma das principais hipóteses ecológicas de aumento da biodiversidade nas florestas tropicais (Ricklefs, 1977; Connel, 1978; Shmida & Wilson, 1985). É possível que este seja o principal fator atuando no efeito de borda mesmo em paisagens fragmentadas, e os fatores responsáveis pelo aumento na diversidade de organismos nas bordas de fragmentos devem ser considerados com cautela. Por exemplo, *Oligoryzomys* e *Akodon* são táxons de pequenos mamíferos que podem se tornar abundantes na matriz antrópica (Pires *et al.*, 2002; Umetsu *et al.*, 2008), e o aumento na diversidade de pequenos mamíferos em bordas de fragmentos florestais já foi relacionado à invasão dos remanescentes por estes táxons (Pardini, 2004). No PEPM, mesmo com o habitat natural dominando a paisagem, o sucesso de captura desses táxons foi maior nas regiões próximas à borda (Tabela 4). Dessa forma, o aumento das densidades desses táxons nas bordas e em fragmentos florestais de menor tamanho não parece ser dependente de suas abundâncias na matriz antrópica.

No Brasil, o uso de rodovias no transporte de carga é favorecido em relação ao transporte ferroviário. Ferrovias causam impactos no meio ambiente, promovendo o desenvolvimento da ocupação humana na região (Struminski, 1996; Rodrigues, 1998). Apesar disso, os efeitos de rodovias na biodiversidade parecem ser mais intensos, pois resultam em expansão descontrolada das atividades humanas e da malha rodoviária, promovendo o corte ilegal de árvores, a caça e a especulação imobiliária, sendo um dos principais fatores responsáveis pela destruição das florestas tropicais (Young, 1994; Laurance *et al.*, 2004; Fearnside, 2007). O transporte de pessoas por ferrovias parece ser mais fácil de ser controlado que em rodovias, e a presença de unidades de conservação, como no caso do PEPM, podem impedir a expansão da ocupação humana na região. Apesar disso, no PEPM a invasão do roedor *Rattus rattus* pôde ter sido facilitada pela presença da ferrovia e das construções humanas no PEPM (Capítulo 1). É importante que mais estudos sejam realizados em ferrovias para que medidas de minimização de impactos, como de erradicação de espécies exóticas, sejam tomadas, como também para avaliar a viabilidade do uso de ferrovias no transporte de produtos como alternativa ao transporte rodoviário.

Para avançar na obtenção de resultados que auxiliem no planejamento para conservação, especialmente de ambientes tão ameaçadas como a Mata Atlântica, é necessário que a teoria sobre o efeito de borda não fique restrita ao contexto da fragmentação do habitat. O efeito de borda deve ser considerado como um efeito da influência de tipos de habitats adjacentes diferentes, inseridos em uma escala da paisagem em que pode ou não existir dominância de um dos tipos de habitat. Testar como as repostas bióticas ocorrem em função desses diferentes cenários pode fornecer informações importantes para o entendimento dos processos responsáveis pelas respostas ao efeito de borda.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andersen, D.E.; Rongstad, O.J.; Mytton, W.R. 1990. Home-range changes of raptors exposed to increased human activity levels in southeastern Colorado. **Wildlife Society Bulletin**: 18,134-142.
- Atkinson, S.N.; Ramsay, M.A. 1995. The effects of prolonged fasting on the body composition and reproductive success of female polar bears (*Ursus maritimus*). **Functional Ecology**: 9, 559–567.
- Awbrey, F.T.; Bowles, A.E. 1990. **The effects of aircraft noise and sonic booms on raptors: A preliminary model and a synthesis of the literature on disturbance**. Noise and Sonic Boom Impact Technology (NSBIT), Advanced Development Program Office, Human Systems Division: 158p.
- Bazzaz, F.A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. **Ecology**: 56, 485-488.
- Bazzaz, F.A. 1979. The physiological ecology of plant succession. **Annual Review of Ecology and Systematics**: 10, 351-71.
- Berg, A.; Pärt, T. 1994. Abundance of breeding farmland birds on arable and set-aside fields at forest edge. **Ecography**: 17(2), 147-152.
- Boardman, N.K. 1977. Comparative photosynthesis of sun and shade plants. **Annual Review of Plant Physiology**: 28, 355-377.
- Brothers, T.S.; Spingarn, A. 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. **Conservation Biology**: 6(1), 91-100.
- Cadenasso, M.L.; Traynor, M.M.; Pickett, S.T.A. 1997. Functional location of forest edges: gradients of multiple physical factors. **Canadian Journal of Forest Research**: 27, 774-782.
- Camargo, J.L.C.; Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**: 11, 205-221.
- Canham, C.D.; Finzi, A.C.; Pacala, S.W.; Burbank, D.H. 1994. Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. **Canadian Journal of Forest Research**: 24, 337-349.
- Cerboncini, R.A.S.; Passamani, M.; Braga, T.V. 2011. Use of space by the black-eared opossum *Didelphis aurita* in a rural area in southeastern Brazil. **Mammalia**: 75, 287-290.
- Chasko, G.G.; Gates, J.E. 1982. Habitat suitability along a transmission-line corridor in an oak-hickory forest region. **Wildlife Monographs**: 2, 3-41.

- Chen, J.; Franklin, J.F.; Spies, T.A. 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. **Agricultural and Forest Meteorology**: 63, 219-237.
- Clements, F.E. 1905. **Research methods in Ecology**. Ayer Publishing (versão 1977): 334p.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**: 199, 1302-1310.
- Denslow, J.S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**: 18, 431-451.
- Didham, R.K.; Lawton, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in Microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**: 31(1), 17-30.
- Dobson, F.S.; Michener, G.R. 1995. Maternal traits and reproduction in Richardson's ground squirrels. **Ecology**: 76, 851-862.
- Fagan, W.F.; Centrell, R.S.; Cosner, C. 1999. How habitat edges change species interactions. **The American Naturalist**: 153, 165-182.
- Fearnside, P.M. 2007. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) highway: the environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. **Environmental Management**: 39(5), 601-614.
- Fuentes-Montemayor, E.; Cuarón, A.D.; Vázquez-Domínguez, E.; Benítez-Malvido, J.; Valenzuela-Galván, D.; Andresen, E. 2009. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. **Journal of Animal Ecology**: 78, 857-865.
- Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Bierregaard, R. O.; Malcom, J. R.; Stouffer, P. C.; Vasconcelos, H. L.; Laurance, W. F. et al. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**: 91(2-3), 223-229.
- Gates, J.E.; Gysel, L.W. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones: **Ecology**: 59, 871-883.
- Goosem, M. 2000. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: edge changes in community composition. **Wildlife Research**: 27, 151-163.
- Harper, K.A.; MacDonald, S.E.; Burton, P.J.; Chen, J.; Brosnoff, K.D.; Saunders, S.C.; et al. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**: 19(3), 768-782.
- Harris, L.D. 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. **Conservation Biology**: 2(4), 330-332.

- Howard, A. 1925. The effect of grass on trees. **Proceedings of the Royal Society of London B**: 97, 284-321.
- Johnston, V.R. 1947. Breeding birds of the forest edge in Illinois. **The Condor**: 49, 45-53.
- Kaehler, M.; Varassin, I.G.; Goldenberg, R. 2005. Polinização em uma comunidade de bromélias em Floresta Atlântica Alto-montana no estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**: 28(2), 219-228.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**: 5, 173-185.
- Kaselloo, P.A. 2005. Synthesis of noise effects on wildlife population. In: Irwin, C.L.; Garrett, P.; McDermott, K.P. (eds.). **Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation. Center for Transportation and the Environment**. North Carolina State University, Raleigh: p.33-35.
- Kotler, B.; Brown, J.S. 1988. Environmental heterogeneity and the coexistence of desert rodents. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**: 19, 281-307.
- Laurance W.F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. **Biological Conservation**: 69, 23-32.
- Laurance, S.G.W. 2004. Responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. **Ecological Applications**: 14(5), 1344-1357.
- Laurance, S.G.W.; Albernaz, A.K.M.; Fearnside, P.M.; Vasconcelos, H.L.; Ferreira, L.V. 2004. Deforestation in Amazonia. **Science**: 304, 1109.
- Laurance, W.F.; Goosem, M.; Laurance, S.G.W. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**: 24(12), 659-669.
- Lay, D.W. 1938. How valuable are woodland clearings to birdlife? **The Wilson Bulletin**: 50, 254-256.
- Legendre, P.; Gallagher, E.D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**: 129, 271-280.
- Leopold, A. 1933. **Game management**. University of Wisconsin Press (versão 1986): 520p.
- Lundholm, J.T.; Larson, D.W. 2003. Relationships between spatial environmental heterogeneity and plant species diversity on a limestone pavement. **Ecography**: 26, 715-722.

- Marler, P.; Sherman, V. 1983. Song structure without auditory feedback: emendations of the auditory template hypothesis. **Journal of Neuroscience**: 3,517-531.
- Matlack, G.R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological Conservation**: 66(3), 185-194.
- Matlack, G.R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and time. **Journal of Ecology**: 82, 113-123.
- McCollin, D. 1998. Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. **Ecography**: 21, 247-260.
- Millar, J.S.; Hickling, G.J. 1990. Fasting endurance and the evolution of mammalian body size. **Functional Ecology**: 4, 5–12.
- Mills, L.S. 1995. Edge effects and isolation: red-backed voles on forest remnants. **Conservation Biology**: 9, 395-403.
- Mills, G.S.; Dunning, J.B.; Bates, J.M. 1991. The relationship between breeding bird density and vegetation volume. **The Wilson Bulletin**: 103(3), 468-479.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**: 10, 58-62.
- Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P.R.; *et al.* 2011. **vegan: Community Ecology Package**. Versão 2.0-2. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Ostfeld, R.S. 1990. The ecology of territoriality in small mammals. **Trends in Ecology and Evolution**: 5(12), 411-415.
- Palik, B.K.; Murphy, P.G. 1990 Disturbance versus edge effects in sugar-maple/beech forest fragments. **Forest Ecology and Management**: 32, 187-202.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic forest landscape. **Biodiversity and Conservation**: 13, 2567-2586.
- Passamani, M.; Fernandez, F.A.S. 2011. Movements of small mammals among Atlantic forest fragments in Espírito Santo, southeastern Brazil. **Mammalia**: 75, 83-86.
- Passamani, M.; Ribeiro, D. 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**: 69(2), 305-309.
- Pires, A.S.; Lira, P.K.; Fernandez, F.A.S.; Schittini, G.M.; Oliveira, L.C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic coastal forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**: 108, 229-237.

- Pohlman, C.L.; Turton, S.M.; Goosem, M. 2007. Edge effects of linear canopy openings on tropical rain forest understory microclimate. **Biotropica**: 39(1), 62-71.
- R Development Core Team. 2011. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**: 142(6), 1141-1153.
- Ricklefs, R.E. 1977. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. **The American Naturalist**: 111, 376-381.
- Ries, L.; Fletcher-Jr., R.J.; Battin, J.; Sisk, T.D. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**: 35, 491-522.
- Ries, L.; Sisk, T.D. 2004. A predictive model of edge effects. **Ecology**: 85(11), 2917-2926.
- Rodrigues, E. 1998. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil**. Tese de Doutorado (Biology). Harvard University, Cambridge: 172p.
- Schulte-Hostedde, A.I.; Millar, J.S.; Hickling, G.J. 2001. Evaluating body condition in small mammals. **Canadian Journal of Zoology**: 79, 1021-1029.
- Schulte-Hostedde, A.I.; Zinner, B.; Millar, J.S.; Hickling, G.J. 2005. Restitution of mass-size residuals: validating body condition indices. **Ecology**: 86(1), 155-163.
- Sikes, R.S.; Gannon, W.L.; Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists – ASM. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. **Journal of Mammalogy**: 92(1), 235-253.
- Silva, F.C. 1989. Composição florística e estrutura fitossociológica da floresta tropical ombrófila da encosta Atlântica no município de Morretes (Paraná). **Boletim de Pesquisa Florestal**: 18/19, 31-49.
- Shmida, A.; Wilson, M.V. 1985. Biological determinants of species diversity. **Journal of Biogeography**: 12(1), 1-20.
- Sork, V.L.; 1983. Distribution of pignut hickory (*Carya glabra*) along a forest to edge transect, and factors affecting seedling recruitment. **Bulletin of Torrey Botanical Club**: 110(4), 494-506.

- Stevens, S.M.; Husband, T.P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**: 85, 1-8.
- Struminski, E. 1996. **Parque Estadual Pico do Marumbi, caracterização ambiental e delimitação de áreas de risco**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade Federal do Paraná, Curitiba: 112p.
- SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2008. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2000 a 2005**. Disponível em: <http://www.sosmatatlantica.org.br>.
- Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielbörger, K.; Wichmann, M.C.; Schwager, M., Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**: 31, 79-92.
- Tilman, D.; Pacala, S. 1993. The maintenance of species richness in plant communities. In: Ricklefs, R.E.; Schluter, D. (eds.). **Species Diversity in Ecological Communities**. University of Chicago Press, Chicago: p.13-25.
- Umetsu, F.; Metzger, J.P.; Pardini, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**: 31(3), 359-370.
- Vasconcellos, J.M.O. 1998. **Avaliação da visitação pública e da eficiência de diferentes tipos de trilhas interpretativas no Parque Estadual Pico do Marumbi e Reserva Natural Salto Morato – PR**. Tese de Doutorado (Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná, Curitiba: 139p.
- Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE: Rio de Janeiro. 124p.
- Virgl, J.A.; Messier, F. 1992. Seasonal variation in body composition and morphology of adult muskrats in central Saskatchewan, Canada. **Journal of Zoology (London)**: 228, 461–477.
- Wauters, L.A.; Dhondt, A.A. 1995. Lifetime reproductive success and its correlates in female Eurasian red squirrels. **Oikos**: 72, 402–410.
- Wheeler, B. 2010. **ImPerm: Permutation tests for linear models**. Versão 1.1-2. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=ImPerm>.
- Willson, M.F.; Crome, F.H.J. 1989. Patterns of seed rain at the edge of a tropical Queensland rain forest. **Journal of Tropical Ecology**: 5, 301-308.
- Wolff, J.O. 1993. Why are female small mammals territorial? **Oikos**: 68(2), 364-370.

- Yahner, R.H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. **Conservation Biology**: 2, 333-339.
- Young, A.; Mitchell, N. 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. **Biological Conservation**: 67, 63-72.
- Young, K.R. 1994. Roads and the environmental degradation of tropical montane forests. **Conservation Biology**: 8(4), 972-976.
- Zuercher, G.L.; Roby, D.D.; Rexstad, E.A. 1999. Seasonal changes in body mass, composition, and organs of northern redbacked voles in interior Alaska. **Journal of Mammalogy**: 80, 443–459.

ANEXO I

Protocolos utilizados nos procedimentos em biologia molecular

Extração de DNA:

Eliminar o álcool das amostras de tecido (pressionar o tecido em papel absorvente; colocar em estufa ou bomba de vácuo até o tecido ficar seco).

Solução de lise celular (pH 8): 1,21g de Tris base (10mM); 37,4g de EDTA (100mM); 20g de SDS (2%); 1 litro de H₂O miliQ.

Solução de TLE (pH 8): 1,21g de Tris base (10mM); 0,0374g de EDTA (0,1mM); 1 litro de H₂O miliQ.

Acetato de Amônio: 500g de NH₄C₂H₃O₂; 865 ml de H₂O miliQ.

1. Macerar o tecido em 300 µl de solução de lise.
2. Adicionar 3 µl de Proteinase-K (20mg/ml). Inverter o tubo de 10 a 20 vezes e incubar a 55 °C *overnight* ou até que o tecido esteja completamente diluído.
3. Resfriar as amostras à temperatura ambiente e adicionar 300 µl de acetato de amônio. Vortexar e incubar no gelo por 30 minutos.
4. Centrifugar por 10 minutos (13.000 rpm). Transferir o sobrenadante para tubos novos.
5. Adicionar 300 µl de isopropanol absoluto e inverter o tubo gentilmente. Para tecidos com baixo rendimento de extração, coloque as amostras a -20 °C *overnight* para ajudar na precipitação.
6. Centrifugar por 10 minutos (13.000 rpm) e descartar o sobrenadante. Adicionar 700 µl de etanol 70% e inverter o tubo várias vezes para lavar o pellet de DNA.
7. Centrifugar por 10 minutos (13.000 rpm). Descartar o etanol cuidadosamente. Inverter o tubo em papel absorvente e secar o pellet em bomba de vácuo por 30 minutos ou à temperatura ambiente *overnight*. Assegure-se que não haja etanol no pellet!
8. Ressuspender o DNA em TLE (25 a 200 µl) *overnight* à temperatura ambiente ou a 37 °C. Estocar em geladeira (2 a 8°C).

Amplificação (PCR):

- 30-40 µg de DNA;
- 1 µL de *primer* LCO1490 [25 mM] e 1 µL de *primer* HCO2198 [25mM];
- 0,2 µL de Taq DNA polimerase;
- 2,5 µL de Buffer;
- 0,4 µL de dNTPs [25 Mm];
- 1,5 µL de MgCl₂;
- ddH₂O até completar 25 µL.

Programa de Termociclagem:

5 min a 95°C;

40 seg a 94°C, 30 seg a 45°C, 45 seg a 72°C (5 ciclos);

40 seg a 94°C, 30 seg a 51°C, 45 seg a 72°C (35 ciclos);

3 min a 72°C;

4°C (*hold*).

Purificação de produtos de PCR:

PEG em pó (polietilenoglicol): 10 g de PEG 20%; 7,3 g de NaCl 2,5 M; 50 ml de ddH₂O. *após a dissolução filtrar a solução.

1. Verificar a qualidade do produto de PCR em gel de agarose;
2. Adicione 25 µl de PEG (PEG 8000 20% NaCl 2,5 M) no produto de PCR (25 µl) misturando com a pipeta;
3. Transfira para um eppendorf de 0,5 ml;
4. Incube a 37°C por 30 min;
5. Centrifugue por 20 min a velocidade máxima (14.000 rpm) - coloque os tubos fechados com a alça da tampa voltada para a parte externa do rotor, assim você saberá onde sedimentará o *pellet* já que não será possível vê-lo;
6. Descarte o sobrenadante com o auxílio de uma pipeta (tomar cuidado para não perder o *pellet*);
7. Adicione 125 µl de etanol 80% gelado;
8. Espere 1 min. e centrifugue por 2 min a velocidade máxima (14.000 rpm);
9. Descarte todo o sobrenadante com o auxílio de uma pipeta;
10. Adicione novamente 125 µl de Etanol 80% gelado;
11. Repita o passo 8 e 9;
12. Evapore o etanol residual no *speed vac* por 10 min a 70°C (ou deixar na estufa para secar);
13. Ressuspender em 15 µl de ddH₂O ou TE. Misture diversas vezes com a pipeta e deixe a temperatura ambiente por, pelo menos 2 horas (o melhor é deixar "overnight").

Reação de sequenciamento:

- 1 µL de produto da PCR;
- 0,5 µL de Buffer 5x;
- 1 µL de Primer [1,6] pmol;
- 0,5 µL de BigDye Terminator v.3.1;
- ddH₂O até completar 10 µL.

Programa de Termociclagem:

1 min a 96°C;

10 seg a 96°C; 5 seg a 96°C; 4 seg a 60°C (35 ciclos).

Precipitação da reação de sequenciamento:

1. Reação de sequenciamento com: a) volume total de 20 µl – adicionar no tubo de PCR 80 µl de isopropanol 75% (concentração final de 60%); b) volume total de 10 µl – adicionar no tubo de PCR 40 µl de isopropanol 75% (concentração final de 60%).
2. Após adicionar o isopropanol passar para o tubo eppendorf de 0,5 ml e homogeneizar;
3. Deixar a temperatura ambiente por 20 min;
4. Centrifugar por 25 min. a 13.000 rpm para tubos, ou 45 min a 4.000 rpm para placa;

Lavagem com Etanol:

5. Remover o isopropanol invertendo o tubo ou a placa (retirar o que sobrou do isopropanol com pipeta de 0,5 µl. *qualquer resíduo de isopropanol poderá resultar em manchas fluorescentes na sequência!
6. Adicionar 200 µl de Etanol 70% (NÃO usar etanol gelado);
7. Fazer um *Spin down* ou misturar com a pipeta e centrifugar por 5 min a 13.000 rpm para tubos ou 5 min a 4.000 rpm para placa;
8. Remover todo o etanol (com pipeta apoiando a ponteira do lado oposto ao do *pellet* ou fazendo *spin* invertido com a placa); *qualquer resíduo de etanol poderá resultar em manchas fluorescentes na sequência!
9. Secar as amostras em placa quente ou ao ar ou no *speed vac* (45 min a 60°C);
10. Ressuspender em 10 a 20 µl de formamida *Hi-Di* (se for sequenciar no dia, caso contrário guardar na geladeira seco e protegido de luz);
11. Após ressuspender em formamida, colocar na placa de seqüenciamento e desnaturar no termociclador por 2 min a 95°C.

ANEXO II

Lista dos exemplares coletados e depositados na Coleção Mastozoológica do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná

Nº tombo	Espécie	Nº campo	DNA*	COI**
377	<i>Sooretamys angouya</i>	PEM25	não	não
378	<i>Sooretamys angouya</i>	PEM35	sim	sim
379	<i>Sooretamys angouya</i>	PEM44	sim	sim
380	<i>Sooretamys angouya</i>	PEM73	sim	não
381	<i>Sooretamys angouya</i>	PEM75	sim	não
382	<i>Oxymycterus</i> sp.	PEM39	sim	sim
383	<i>Gracilinanus microtarsus</i>	PEM45	sim	sim
384	<i>Marmosa (Micoureus) paraguayana</i>	PEM34	sim	sim
385	<i>Nectomys squamipes</i>	PEM37	sim	sim
386	<i>Nectomys squamipes</i>	PEM31	sim	sim
387	<i>Akodon</i> sp.	PEM07	não	não
388	<i>Akodon montensis</i>	PEM32	sim	sim
389	<i>Akodon</i> sp.	PEM21	não	não
390	<i>Akodon</i> sp.	PEM71	sim	não
391	<i>Akodon montensis</i>	PEM53	sim	não
392	<i>Akodon</i> sp.	PEM20	não	não
393	<i>Juliomys pictipes</i>	PEM56	sim	sim
394	<i>Juliomys pictipes</i>	PEM54	sim	sim
395	<i>Juliomys pictipes</i>	PEM41	sim	sim
465	<i>Sooretamys angouya</i>	VMB03	não	não
466	<i>Sooretamys angouya</i>	PEM38	sim	sim
467	<i>Euryoryzomys russatus</i>	F438/PEM62	sim	não
468	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM42	sim	sim
469	<i>Sooretamys angouya</i>	PEM09	não	não
470	<i>Euryoryzomys russatus</i>	F376/PEM51	sim	sim
471	<i>Akodon</i> sp.	PEM70	sim	não
472	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM01	não	não
473	<i>Oligoryzomys nigripes</i>	PEM61	sim	não
474	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM46	sim	sim
475	<i>Oligoryzomys nigripes</i>	PEM49	sim	não
476	<i>Oligoryzomys nigripes</i>	VMB02	não	não
477	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM57	sim	sim
478	<i>Oligoryzomys nigripes</i>	VMB05	sim	não
479	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM03	não	não
480	<i>Oxymycterus</i> sp.	PEM36	sim	sim
481	<i>Oligoryzomys nigripes</i>	PEM50	sim	não
482	<i>Monodelphis cf. iheringi</i>	VMB04	sim	sim
483	<i>Marmosa (Micoureus) paraguayana</i>	PEM33	sim	sim
484	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM52	sim	sim
485	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM05	não	não
486	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM22	não	não
487	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM47	sim	sim
488	<i>Nectomys squamipes</i>	PEM26	não	não

Continua...

Continuação...

Nº tombo	Espécie	Nº campo	DNA*	COI**
489	<i>Philander frenatus</i>	PEM02	não	não
490	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM60	sim	não
491	<i>Sooretamys angouya</i>	PEM12	não	não
492	<i>Sooretamys angouya</i>	PEM23	não	não
493	<i>Juliomys pictipes</i>	PEM76	sim	sim
494	<i>Trinomys</i> sp.	PEM27	não	não
495	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM04	não	não
496	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM72	não	não
497	<i>Rattus rattus</i>	VMB01	não	não
498	<i>Juliomys pictipes</i>	PEM55	sim	sim
499	<i>Juliomys pictipes</i>	PEM74	sim	sim
500	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM58	sim	sim
501	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM59	sim	sim
502	<i>Juliomys pictipes</i>	PEM48	sim	sim
503	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM11	não	não
504	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM10	não	não
505	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM08	não	não
506	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM06	não	não
507	<i>Euryoryzomys russatus</i>	PEM24	não	não
508	<i>Oxymycterus</i> sp.	PEM43	sim	sim

*contém amostras de tecido e de DNA extraído.

**sequências do *barcoding* (gene COI) obtidas para o exemplar.