



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução

Flávia Soares Pessôa

COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO



Rio de Janeiro

2009

Flávia Soares Pessôa

**COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS NO ESTADO DO RIO
DE JANEIRO**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para
obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-
Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade
do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Helena de Godoy Bergallo

Rio de Janeiro

2009

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

Pessôa, Flávia Soares

Comunidades de pequenos mamíferos no estado do Rio de Janeiro/ Flávia Soares Pessôa. - 2009.
78p.

Orientadora: Helena de Godoy Bergallo.

Banca Examinadora: Marcus Vinícius Vieira, Rosana Mazzoni Buchas, Mara Cíntia Kiefer, Rosana Gentile.

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Pequenos mamíferos – Rio de Janeiro – Ecologia - Teses. I. Bergallo, Helena de Godoy. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

Fotografias da capa: *Monodelphis brevicaudis*, *Akodon* sp., *Rhipidomys* sp., *Euryoryzomys russatus*, *Trinomys dimidiatus*, *Metachirus nudicaudatus*, *Brucepattersonius* sp., *Marmosops* sp. e *Didelphis aurita*.

Autoria: F. S. Pessôa, T. C. Modesto e H. G. Bergallo.

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação.

Assinatura

Data

Flávia Soares Pessôa

Comunidades de pequenos mamíferos no Estado do Rio de Janeiro

Dissertação apresentada, como requisito para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovado em: _____

Banca examinadora: _____

Prof^ª. Dr^ª. Helena de Godoy Bergallo (orientadora)
Departamento de Ecologia /UERJ

Prof. Dr. Marcus Vinícius Vieira
Departamento de Ecologia / UFRJ

Prof^ª. Dr^ª. Rosana Mazzoni Buchas
Departamento de Ecologia /UERJ

Prof^ª. Dr^ª. Mara Cíntia Kiefer (suplente)
Departamento de Ecologia /UERJ

Prof^ª. Dr^ª. Rosana Gentile (suplente)
Departamento de Medicina Tropical / Fiocruz

Rio de Janeiro

2009

A Vovó Lili pela alegria contagiante de viver.

AGRADECIMENTOS

Aos meus queridos avós Hélio e Zulma por serem pessoas fantásticas sempre presentes nas horas de alegria e nos momentos de dificuldade. Eles são responsáveis por toda a minha formação como profissional e pessoa. Agradeço todo o carinho, amor, preocupação, dedicação e tantas outras qualidades que eu não seria capaz de numerar.

À minha mãe pelo amor, pelos cuidados, dedicação, confiança e pelas muitas renúncias ao longo da vida.

Ao meu pai por mostrar que as decepções não matam, mas ensinam a viver.

À minha irmã pelas horas de descontração e desconcentração. Minha vida nunca mais foi a mesma desde a sua chegada.

A todos da minha família que me proporcionaram muitos momentos de alegria, em especial a Tio Ricardo e Tia Celma pelos valiosos conselhos, à Mariana pela cumplicidade e pela convivência inesquecível e à Giovanna pelo interesse precoce pelos bichinhos.

A Thiago Modesto, meu companheiro e amigo, pelo carinho nas horas de descontração e pela severidade nas horas de preguiça, pela ajuda no campo e na bibliografia. Seu apoio e revisão foram essenciais para a realização deste trabalho.

À Cleide Carvalho pelo apoio, pela torcida e por me agüentar durante todo esse tempo.

À Helena de Godoy Bergallo (Nena) pela atenção, orientação, paciência, incentivo e pelas horas descontraídas.

À Maria Cíntia Kiefer pelas valiosas sugestões e críticas que contribuíram bastante para aperfeiçoar esta dissertação, sem esquecer da paciência e da amizade.

Aos meus colegas veteranos de laboratório Tássia Jordão, Julia Luz, Carlota Enrici, Nina Attias, Daniel Raíces, Hermano Albuquerque, Bruno Pereira, Glauce Melo, e aos calouros Paula Martins, Isadora Lessa, Wagner Silva e Natália Ardente pela amizade, pelas risadas, pelas aventuras e pelas muitas histórias inesquecíveis.

A Carlos Eduardo Esbérard e às esberetes Luciana Costa, Ágata Dias, Juliana Almeida e Débora Moraes pela amizade e pela companhia de campo.

Aos meus colegas da Ecologia: Cristiane Souza, Flávia Chaves, Thiago Laurindo, Edvandro, Brenda Costa, Maurício Vecchi, Cristiano Silva, Cristina Valente, Vitor Borges, Maurício Gomes, Carla Siqueira, Pablo Araújo, Davor Vrcibradic, Diego Medeiros, Vinícius Lima e Fausto Silva.

À Vanessa Tomaz e Victor Fernandes pela amizade, pela cumplicidade, pelos jogos de madrugada e pelos encontros boêmios.

À Sabrina Mesquita pela amizade, pelos papos e pelos muitos encontros e desencontros.

Aos meus amigos da turma de Graduação: Bárbara Du Rocher, Julio César, Zé Eduardo Rabello, Maria Clara, Jeanine Salles, Alex Guerra, Livia Gil.

À Professora Lena Geise e ao Professor João Alves Oliveira por auxiliar na identificação dos roedores.

Ao Professor Carlos Eduardo Grelle por auxiliar na identificação dos marsupiais.

Ao professor Carlos Frederico pelas contribuições durante a revisão e a todos os professores do Departamento de Ecologia.

Ao Instituto Biomas, CEPF (*Critical Ecosystem Partnership Fund*) e a Aliança para Conservação da Mata Atlântica (Conservation International - Brazil & SOS Mata Atlântica) pelo financiamento desta dissertação.

Aos responsáveis pela administração das Reservas e demais áreas de estudo.

Ao Centro de Primatologia do Rio de Janeiro (CPRJ-FEEMA), por disponibilizar material científico. Ao Ministério Público Federal e Estadual, ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) (Proc. E-26/171.271/2006), Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), ao Greater Los Angeles Zoo Association (GLAZA), The Zoological Society of Philadelphia, American Society of Primatologist (ASP) e à Conservation International (CI), pela constante cooperação no programa de reprodução de primatas do neotrópico e conservação da biodiversidade brasileira.

A todos aqueles que contribuíram de forma relevante para a realização deste trabalho.

Valeu a pena
Sou pescador de ilusões
Se eu ousar catar
Na superfície de qualquer manhã
As palavras de um livro sem final...

Marcelo Yuka/ Lauro Farias/Marcelo Falcão/Xandão/Marcelo Lobato

RESUMO

PESSÔA, Flávia Soares. *Comunidades de pequenos mamíferos no Estado do Rio de Janeiro* [dissertação]. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro; 2009.

Muitos estudos tentam compreender a forma como as comunidades estão estruturadas e os fatores que influenciam esta estruturação. Acredita-se que a estrutura das comunidades pode ser determinada aleatoriamente ou por regras específicas. Neste estudo, nós investigamos a influência de variáveis ambientais, da altitude, do tamanho da área e da região fitoecológica sobre a composição e a riqueza de espécies, além de investigar o papel de duas regras de montagem de comunidades na estruturação de comunidades de pequenos mamíferos no Estado do Rio de Janeiro. Amostramos nove comunidades no Estado do Rio de Janeiro utilizando o mesmo protocolo e registrando a riqueza e a composição de espécies de cada uma delas. As variáveis ambientais, a altitude e o tamanho das áreas foram reduzidas por Análise de Componentes Principais (PCA) e a composição de espécies foi reduzida através de Escalonamento Multidimensional (NMDS). Utilizamos o teste de Mantel para verificar a relação entre a diversidade beta, como variável dependente, e a distância geográfica e a diferença de altitude, como variáveis independentes. Através de matrizes de presença-ausência, analisamos a influência das regras de montagem através da geração de modelos nulos. Nossos resultados apontaram uma relação entre a riqueza de espécies e a declividade do terreno, pois em regiões de maior declividade encontramos fragmentos mais preservados, associados a maior riqueza de espécies. Comunidades localizadas na mesma região fitoecológica demonstraram possuir composição de espécies similar, independente da distância geográfica entre elas. As diferenças altitudinais explicaram a diversidade beta e as comunidades de elevações mais próximas demonstraram possuir composições de espécies mais similares. A ordenação das comunidades obedeceu a um padrão de concentricidade, não apontando forte influência da competição como força estruturadora do processo. Este é um padrão frequentemente encontrado na natureza e pode orientar decisões que envolvam esforços de conservação. O entendimento de quais diferenças ecológicas são responsáveis pela permanência de espécies em paisagens fragmentadas pode ser de grande relevância para a elaboração de planos de manejo e conservação da biodiversidade. No Estado do Rio de Janeiro, investir na conservação dos remanescentes mais hospitaleiros, controlando as atividades antrópicas, parece ser uma boa estratégia para que a diversidade biológica neles contida não se perca.

Palavras-chave: competição, concentricidade, estados favoráveis, Floresta Ombrófila, Floresta Semidecidual.

ABSTRACT

Many studies try to understand how communities are structured and the factors influencing this structure. It is believed that the structure of communities can be determined randomly or by specific rules. In this study we investigated the influence of environmental variables, altitude, area size and fitoecological region on the composition and richness of species, in addition to investigating the role of two rules in the structuring of communities of small mammals from Rio de Janeiro. We sampled nine communities in the Rio de Janeiro state using the same protocol and registering the species richness and the species composition of each one. The environmental variables, the altitude and the area size were reduced by Principal Component Analysis (PCA) and species composition was reduced by Multidimensional Scaling (NMDS). We used the Mantel test to verify the relationship between the beta diversity, as dependent variable, the geographical distance and the altitudinal difference, as independent variables. Through matrices of presence-absence, we analyzed the influence of the assembly rules by the generation of null models. Our results showed a relationship between the species richness and the slope land, because in areas with a greater slope there are more preserved fragments, associated with greater species richness. Communities located in the same fitoecological region show similar species composition regardless of geographical distance between them. The altitudinal differences explained the beta diversity and the communities in closest elevations demonstrated to have species compositions more similar. The ordination of the communities followed a *nested* pattern, not showing strong influence of competition acting as structural force. This is a pattern often found in nature and may guide decisions involving the conservation efforts. The understanding of ecological differences which are responsible for the permanence of species in fragmented landscapes can be of great importance to the development of management plans and conservation of biodiversity. In Rio de Janeiro State, investments in the conservation of more hospitable remnant areas, controlling the anthropogenic activities, seems to be a good strategy for maintaining the biological diversity.

Keywords: competition, Evergreen Forest, favorable states, nestedness, Semideciduous Forest.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO 1

Figura 1 - Mapa do Estado do Rio de Janeiro, Brasil, dividido em regiões fitoecológicas, mostrando as nove localidades amostradas neste estudo. 1. Fazenda Marimbondo (FM), 2. Reserva Rio das Pedras (RERP), 3. Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CONC), 4. Estação Ecológica Estadual do Paraíso (EEEP), 5. Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), 6. Parque Estadual dos Três Picos (PETP), 7. Fazendas Reunidas Morro São João (MSJ) 8. Parque Estadual do Desengano (PED) e 9. Fazenda Esmeralda (FE)..... 23

Figura 2 - Mapa do Estado do Rio de Janeiro, Brasil, dividido em ecorregiões, mostrando as nove localidades amostradas neste estudo. 1. Fazenda Marimbondo (FM), 2. Reserva Rio das Pedras (RERP), 3. Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CONC), 4. Estação Ecológica Estadual do Paraíso (EEEP), 5. Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), 6. Parque Estadual dos Três Picos (PETP), 7. Fazendas Reunidas Morro São João (MSJ) 8. Parque Estadual do Desengano (PED) e 9. Fazenda Esmeralda (FE).....25

Figura 3 - Mapa dos remanescentes de vegetação e das Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil, mostrando as nove localidades amostradas neste estudo. 1. Fazenda Marimbondo (FM), 2. Reserva Rio das Pedras (RERP), 3. Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CONC), 4. Estação Ecológica Estadual do Paraíso (EEEP), 5. Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), 6. Parque Estadual dos Três Picos (PETP), 7. Fazendas Reunidas Morro São João (MSJ), 8. Parque Estadual do Desengano (PED) e 9. Fazenda Esmeralda (FE).....27

Figura 4 - Análise de Componentes Principais (PCA) de nove variáveis de habitat, altitude e tamanho da área de nove comunidades de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro33

Figura 5 - Regressão Parcial entre a riqueza de espécies de nove comunidades de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro e **A**) o primeiro eixo do PCA ($p = 0,021$) e **B**) o segundo eixo do PCA ($p = 0,730$). A numeração utilizada segue a mesma numeração das localidades nos mapas 1 e 235

Figura 6 - Escalonamento Multidimensional Não-métrico (NMDS) da composição de espécies de nove comunidades de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Os símbolos representam as diferentes localidades. A numeração utilizada segue a mesma numeração das localidades nos mapas 1 e 2.....36

Figura 7 - Regressão simples entre a riqueza de espécies de nove comunidades de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro e a primeira dimensão do NMDS ($R^2 = 0,892$; $p < 0,001$). A numeração utilizada segue a mesma numeração das localidades nos mapas 1 e 2.....37

Figura 8. Relação entre as parciais de β -diversidade de nove comunidades de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro e **A)** as parciais das distâncias entre as localidades ($R^2 = 0,841$; $F = 10,51$; $p = 0,327$; $N = 9$) e **B)** as parciais das diferenças de altitude das localidades ($R^2 = 0,841$; $F = 10,51$; $p = 0,001$; $N = 9$).....39

CAPÍTULO 2

Figura 1. Relação entre a riqueza de espécies de pequenos mamíferos das nove localidades amostradas no Estado do Rio de Janeiro e o número de grupos funcionais presentes em cada localidade ($R^2 = 0,843$; $p < 0,001$; $N = 9$).....59

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1 - Tamanho da área e valores de média \pm desvio-padrão das variáveis de habitat e da altitude das nove localidades estudadas no Estado do Rio de Janeiro. Fazenda Marimbondo (FM), Reserva Rio das Pedras (RERP), Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CONC), Estação Ecológica Estadual do Paraíso (EEEP), Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), Parque Estadual dos Três Picos (PETP), Fazendas Reunidas Morro São João (MSJ), Parque Estadual do Desengano (PED) e Fazenda Esmeralda (FE). As variáveis Tamanho das rochas e Proximidade da água são categóricas ordinais e as demais variáveis são contínuas.....31

Tabela 2 - Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) a partir da redução de nove variáveis ambientais, da altitude e do tamanho da área para avaliar o efeito sobre as comunidades de pequenos mamíferos em nove localidades na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro.....34

Tabela 3 - Matriz triangular da diversidade beta de nove comunidades de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. As siglas utilizadas a seguir correspondem às siglas apresentadas na seção Materiais e Métodos, Localidades amostradas.....38

CAPÍTULO 2

Tabela 1 - Matriz com as categorias de utilização do substrato e de especialização da dieta para o grupo dos mamíferos. Adaptado de Eisenberg (1981).....54

Tabela 2 - Grupos funcionais de pequenos mamíferos utilizados na análise dos estados favoráveis para as comunidades de nove localidades amostradas no Estado do Rio de Janeiro. As espécies assinaladas com * não foram incluídas na análise dos estados favoráveis.....55

Tabela 3 - Número de espécies por grupo funcional e total de espécies dentro de cada grupo funcional nas nove localidades amostradas no Estado do Rio de Janeiro. A penúltima linha da tabela contém a riqueza de espécies de cada localidade e a última linha traz o número de grupos funcionais de cada localidade. 109 = insetívoro/onívoro e fossorial, 209 = insetívoro/onívoro e semi-fossorial, 213 = herbívoro/folívoro e semi-fossorial, 409 = insetívoro/onívoro e semi-aquático, 609 = insetívoro/onívoro e terrestre, 610 = frugívoro/onívoro e terrestre, 611 = frugívoro/granívoro e terrestre, 614 = herbívoro/pastador e terrestre, 709 = insetívoro/onívoro e escansorial, 710 = frugívoro/onívoro e escansorial, 809 = insetívoro/onívoro e arborícola.....58

Tabela 4 - Matriz de presença-ausência (máxima concentricidade) das espécies de pequenos mamíferos das nove localidades amostradas no Estado do Rio de Janeiro.....61

Tabela 5 - Matriz de presença-ausência (máxima concentricidade) dos grupos funcionais das espécies de pequenos mamíferos das nove localidades amostradas no Estado do Rio de Janeiro. 109 = insetívoro/onívoro e fossorial, 209 = insetívoro/onívoro e semi-fossorial, 213 = herbívoro/folívoro e semi-fossorial, 409 = insetívoro/onívoro e semi-aquático, 609 = insetívoro/onívoro e terrestre, 610 = frugívoro/onívoro e terrestre, 611 = frugívoro/granívoro e terrestre, 614 = herbívoro/pastador e terrestre, 709 = insetívoro/onívoro e escansorial, 710 = frugívoro/onívoro e escansorial, 809 = insetívoro/onívoro e arborícola.....62

SUMÁRIO

1	COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO: FATORES QUE INFLUENCIAM A RIQUEZA E A COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES.....	15
1.1	RESUMO.....	16
1.2	ABSTRACT.....	17
1.3	INTRODUÇÃO.....	18
1.4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
1.5	RESULTADOS.....	32
1.6	DISCUSSÃO.....	40
2	REGRAS DE MONTAGEM EM COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS: UM ESTUDO DE CASO NA MATA ATLÂNTICA.....	46
2.1	RESUMO.....	47
2.2	ABSTRACT.....	48
2.3	INTRODUÇÃO.....	49
2.4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	51
2.5	RESULTADOS.....	57
2.6	DISCUSSÃO.....	63
	REFERÊNCIAS.....	68
	APÊNDICES.....	76

CAPÍTULO 1

COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO: FATORES QUE INFLUENCIAM A RIQUEZA E A COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES

RESUMO

Entender a riqueza e a distribuição das espécies é uma questão fundamental para a ecologia. Alguns fatores ambientais têm se mostrado importantes para explicar alguns parâmetros de comunidades animais e vegetais, tais como composição e riqueza de espécies. Esses parâmetros das comunidades biológicas diferem entre áreas, sugerindo a influência de fatores como altitude, tamanho da área, pluviosidade, temperatura e localização geográfica. Nós investigamos a influência de variáveis ambientais, da altitude, do tamanho da área e da região fitoecológica sobre a composição e a riqueza de espécies de comunidades de pequenos mamíferos na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro. Nós amostramos nove localidades no Estado do Rio de Janeiro inseridas em diferentes regiões fitoecológicas. Nós capturamos os pequenos mamíferos com armadilhas de captura viva e armadilhas de interceptação e queda, e medimos a altitude e algumas variáveis ambientais. As variáveis, incluindo altitude e tamanho da área, foram reduzidas a dois eixos através da Análise de Componentes Principais (PCA) e apenas o primeiro eixo, interpretado como um gradiente de declividade, explicou a riqueza de espécies. A composição das espécies foi reduzida de forma a comparar a similaridade das comunidades entre as localidades através de escalonamento multidimensional (NMDS). O primeiro eixo do NMDS parece ter sido explicado pela riqueza e o segundo eixo pela região fitoecológica. Para verificar a relação entre a diversidade beta, as distâncias geográficas e as diferenças altitudinais realizamos teste de Mantel. Houve relação positiva e significativa apenas entre a diversidade beta e as diferenças altitudinais das localidades. Acreditamos que a riqueza de espécies de pequenos mamíferos esteja relacionada com a declividade do terreno, pois em regiões de maior declividade encontramos os fragmentos mais preservados associados a maior riqueza de espécies. As comunidades localizadas em mesma região fitoecológica possuem composição de espécies similar independente da distância geográfica entre elas. As diferenças altitudinais entre as localidades explicaram a diversidade beta e as comunidades de elevações mais próximas demonstraram possuir composições de espécies mais semelhantes. A ordenação das comunidades de acordo com um gradiente de riqueza pode estar relacionada à ordem em que ocorre a perda de espécies em ambientes fragmentados, possivelmente refletindo o efeito das influências antrópicas sobre as comunidades de pequenos mamíferos. O entendimento de quais diferenças ecológicas são responsáveis pela permanência de espécies em paisagens fragmentadas pode ser de grande relevância para a elaboração de planos de manejo e conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: altitude, declividade, Floresta Ombrófila, Floresta Semidecidual, marsupiais, roedores.

ABSTRACT

Understanding the species richness and distribution is a key factor for ecology. Some environmental factors are important to explain several parameters of animal and plant communities in nature, such as species richness and species composition. These parameters of biological communities differ among areas, suggesting the influence of factors such as altitude, size of the area, rainfall, temperature and geographical location. We investigated the influence of environmental variables, altitude, area size and fitoecological region in the species composition and species richness of small mammal communities in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro State. We sampled nine localities in the State of Rio de Janeiro inserted in different fitoecological regions. We captured the small mammal using live traps and pitfalls traps, and recorded altitude and some environmental variables. These variables, including altitude and area size, were reduced to two axes through the Principal Components Analysis (PCA) and only the first axis, interpreted as a gradient of slope, explained the species richness. The species composition was reduced through multidimensional scaling (NMDS) in order to compare the similarity among the localities. The first axis of NMDS seems to be explained by the species richness and the second axis by the fitoecological region. To investigate the relationship between beta diversity, geographic distances and altitudinal differences, Mantel test was performed. There was a positive and significant relationship only between the beta diversity and the altitudinal differences of localities. We believe that the species richness of small mammals is related to the slope, since preserved forest fragments in Rio de Janeiro State are located on the mountains, in areas with greater slopes, associated with greater species richness. The communities located in the same fitoecological region have similar species composition regardless of geographical distance between them. The altitudinal differences among localities explained the beta diversity, and the communities located in similar elevations have demonstrated more similar species compositions. The communities ranking according to a richness gradient may be related to the order in which the species loss occur in fragmented environments, possibly reflecting the effect of anthropogenic influences on small mammal communities. The understanding of ecological differences which are responsible for the permanence of species in fragmented landscapes can be of great importance to the development of management plans and conservation of biodiversity.

Keywords: altitude, Evergreen Forest, marsupials, rodents, Semideciduous Forest, slope.

INTRODUÇÃO

Entender a riqueza e a distribuição das espécies é uma questão fundamental para a ecologia (Rosenweig, 1995). Informações sobre a ocorrência e a distribuição podem revelar muito sobre a ecologia e a história das espécies, ajudando a compreender relações ecológicas mais complexas (Wright *et al.*, 1998). Os padrões de composição de comunidades e de riqueza de espécies encontrados em grandes escalas são comumente explicados por fatores abióticos (e.g. geográficos, climáticos, energia e produtividade do ambiente, tempo evolutivo, isolamento e grau de heterogeneidade do habitat) (Pianka, 1966; Pianka, 1999; Rahbek & Graves, 2001). Já em escalas menores, o papel das interações ecológicas torna-se mais evidente (Hortal *et al.*, 2008).

A riqueza de espécies observada em escala regional, onde é possível notar a heterogeneidade entre paisagens, é conhecida como diversidade gama (Whittaker, 1960; Whittaker, 1972). Em uma escala local ou dentro de uma unidade da paisagem, a riqueza de espécies é também chamada de diversidade alfa (Whittaker, 1972). Nesta escala, a heterogeneidade e a complexidade do habitat são componentes importantes do ambiente e podem estar relacionados à riqueza e à diversidade de espécies de uma comunidade (August, 1983). Localmente, também é possível observar o papel das interações ecológicas na estruturação e na composição das comunidades (Hortal *et al.*, 2008). A diversidade beta é o terceiro componente da diversidade tradicionalmente conhecido na ecologia. Ela mede a variação da composição de espécies entre locais amostrados e possui aplicações fundamentais, como a detecção de padrões espaciais de biodiversidade (Whittaker, 1960; Vellend, 2001; Koleff *et al.*, 2003). A identificação e a compreensão destes padrões é especialmente relevante na geração de ferramentas relacionadas à conservação da biodiversidade (Pearman & Weber, 2007).

Recentemente, vários estudos têm se preocupado em investigar a influência de variáveis ambientais sobre a riqueza e a diversidade de diferentes grupos taxonômicos como insetos (e.g. Davies *et al.*, 2003), peixes (e.g. Gratwicke & Speight, 2005; Ferreira *et al.*, 2007), anfíbios (e.g. Nogués-Bravo & Martínez-Rica, 2004; Bastazini *et al.*, 2007; Qian *et al.*, 2007), répteis (e.g. Jellinek *et al.*, 2004; Nogués-Bravo & Martínez-Rica, 2004; Qian *et al.*, 2007), aves (e.g. Nogués-Bravo & Martínez-Rica, 2004; Wilson *et al.*, 2008) e mamíferos (e.g. Nogués-Bravo & Martínez-Rica, 2004; Milne *et al.*, 2005).

Nas florestas neotropicais, os pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) constituem o grupo ecológico mais diversificado de mamíferos (Reis *et al.*, 2006). Eles influenciam a dinâmica florestal e algumas espécies podem ser indicadores apropriados de alterações de qualidade do habitat e de degradação ambiental, pois são afetadas pela fragmentação e por outras alterações antrópicas (Bonvicino *et al.*, 2002; Pardini, 2004). A ausência de pequenos mamíferos em ambientes naturais pode prejudicar o processo de dispersão e a sobrevivência de algumas espécies vegetais (Cáceres *et al.*, 1999; Cáceres & Monteiro-Filho, 2000), alterando inclusive o mecanismo de regulação das comunidades vegetais e interferindo no processo de regeneração das florestas (Asquith *et al.*, 1997). Este grupo também pode atuar como um bom representante da diversidade de outros grupos de vertebrados (Bonvicino *et al.*, 2002; Loyola *et al.*, 2007). Consequentemente, constituem uma ferramenta útil para o planejamento e o manejo da vida silvestre, incluindo seleção de áreas para unidades de conservação e delimitação mais adequada destas áreas (Bonvicino *et al.*, 2002).

No Brasil, podemos destacar a Mata Atlântica como um dos biomas com maior biodiversidade e taxas de endemismo (Morellato & Haddad, 2000), sendo considerada um dos 34 *hotspots* do planeta (Mittermeier *et al.*, 2005). A Mata Atlântica foi intensamente devastada pelo extrativismo, plantações de café e de cana de açúcar, pecuária e, mais recentemente, pelo processo de industrialização (Rocha *et al.*, 2003). Atualmente, restam cerca de 7% de sua extensão original (MMA, 1999; Bergallo *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2005). No passado, o Estado do Rio de Janeiro era coberto em sua totalidade pelo domínio da Mata Atlântica (MMA/SBF, 2002). Todavia, ao longo dos séculos, a porção de Mata Atlântica compreendida no Estado foi contínua e intensamente suprimida e, atualmente, está extremamente fragmentada devido a ações antrópicas, restando apenas cerca de 20% de sua cobertura original (Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2002). O Estado do Rio de Janeiro possui variações geomorfológicas, topográficas, climáticas, edáficas e hidrológicas que proporcionam uma diversidade de paisagens que contribui para a grande diversidade de espécies existentes (Bergallo *et al.*, em preparação).

Nesse contexto, no presente estudo nós testamos as seguintes hipóteses: 1) A estrutura da vegetação, a altitude e o tamanho da área influenciam a riqueza de espécies de pequenos mamíferos; 2) a riqueza de espécies aumenta com o aumento da heterogeneidade e da complexidade do habitat; 3) comunidades geograficamente mais próximas possuem composição de espécies similares e 4) quanto maior a diferença de altitude entre as localidades, maior a diferença entre a composição de espécies destas localidades. Para tanto,

nós investigamos a influência de variáveis do habitat (e.g. cobertura de dossel, cobertura de herbáceas, profundidade de folhiço), do tamanho da área, da altitude e da região fitoecológica sobre a composição e a riqueza de espécies de comunidades de pequenos mamíferos em nove localidades no Estado do Rio de Janeiro. Nós também avaliamos a similaridade das comunidades de pequenos mamíferos destas mesmas localidades e relacionamos com a distância geográfica e com a altitude das mesmas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O Estado do Rio de Janeiro possui uma área de 43.864,3 Km² e está localizado entre as latitudes 20°45'45'' e 23°22'10'' S e longitudes 40°57'20'' e 44°53'20'' W (Fidalgo *et al.*, 2007). O Estado do Rio de Janeiro engloba seis formações fitoecológicas (RadamBrasil, 1983) (Figura 1).

A Floresta Ombrófila Densa ocupa a área tropical mais úmida e caracteriza-se por apresentar chuvas bem distribuídas com médias anuais em torno de 1.500 mm (RadamBrasil, 1983). Suas principais formações (Floresta de Terras Baixas, Floresta Submontana, Floresta Montana e Floresta Alto-Montana) separam-se de acordo com a altitude (RadamBrasil, 1983). A maior proporção de áreas vegetadas corresponde a altitudes mais elevadas onde se concentra também a maior parte de vegetação protegida em Unidades de Conservação (Bergallo *et al.*, em preparação). Esta formação apresenta 34,8% de sua área vegetada e sua vegetação é a que se encontra menos fragmentada, com 91,4% de seus fragmentos com área maior que 100 ha (Fidalgo *et al.*, 2007).

A Floresta Ombrófila Mista se caracteriza pela mistura de duas floras, a tropical amazônica e a temperada australásica (RadamBrasil, 1983). Esta floresta ocorre em altitudes acima de 800 m onde o clima é o tropical ombrófilo de altitude com chuvas bem distribuídas durante o ano (RadamBrasil, 1983). Dentre as formações vegetais do Estado do Rio de Janeiro, a Floresta Ombrófila Mista apresenta o maior percentual de remanescentes protegidos em Unidades de Conservação (Bergallo *et al.*, em preparação).

A Floresta Estacional Semidecidual é caracterizada por apresentar clima tropical estacional, com duas estações bem definidas, uma chuvosa e outra seca (RadamBrasil, 1983). Atualmente, grande parte da vegetação desta formação foi substituída por pastagens, restando apenas 10% de sua área coberta por vegetação, sendo que 43,9% de seus fragmentos têm no máximo 100 ha (Fidalgo *et al.*, 2007). Esta formação possui poucas Unidades de Conservação e a vegetação está muito reduzida (Bergallo *et al.*, em preparação).

As Formações Pioneiras são áreas de acumulação quaternária recente sedimentada ao longo do litoral, nas margens e ao redor de cursos d'água que abrigam a vegetação pioneira

(RadamBrasil, 1983). A denominação “Formações Pioneiras” está ligada à origem dos solos e não tem relação com a região fitoecológica mais próxima (RadamBrasil, 1983). No Estado do Rio de Janeiro, essa formação predomina nas planícies costeiras, mas também possui remanescentes em Colinas e Maciços Costeiros e Escarpas e Reversos da Serra do Mar (Bergallo *et al.*, em preparação). A maior parte de sua área não possui vegetação e há baixa ocorrência de remanescentes florestais em Unidades de Conservação, principalmente nas Unidades de Proteção Integral (Bergallo *et al.*, em preparação).

A Savana ocupa uma área dominada pela fisionomia gramíneo-lenhosa e apresenta pequenos agrupamentos dispersos das formações arbóreas (RadamBrasil, 1983). As precipitações totais médias anuais variam de 1.300 a 1.700 mm com déficits hídricos chegando a atingir quatro meses (RadamBrasil, 1983). O clima da região exerce pouca influência sobre a vegetação da savana (RadamBrasil, 1983).

A Savana Estépica possui clima com tendência a apresentar dois períodos secos durante o ano (RadamBrasil, 1983). Essa formação predomina nas planícies costeiras, mas também ocorre nas Colinas e Maciços Costeiros e Escarpas e Reversos da Serra do Mar (Bergallo *et al.*, em preparação). Grande parte de sua área com vegetação está ausente ou tem baixa ocorrência em Unidades de Conservação, principalmente nas de Proteção Integral (Bergallo *et al.*, em preparação). A expansão imobiliária é uma grande ameaça à conservação dessa formação.

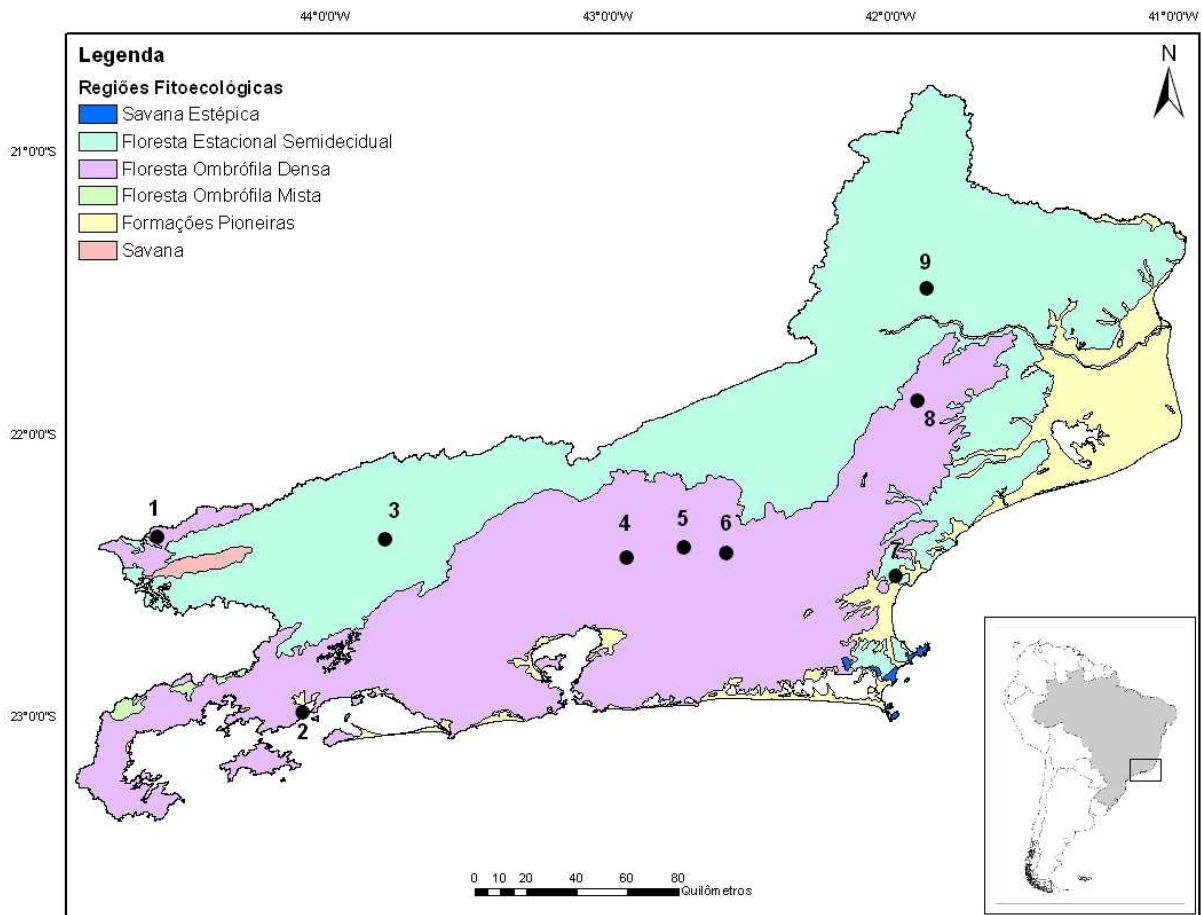


Figura 1. Mapa do Estado do Rio de Janeiro, Brasil, dividido em regiões fitoecológicas, mostrando as nove localidades amostradas neste estudo. 1. Fazenda Marimbondo (FM), 2. Reserva Rio das Pedras (RERP), 3. Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CONC), 4. Estação Ecológica Estadual do Paraíso (EEEP), 5. Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), 6. Parque Estadual dos Três Picos (PETP), 7. Fazendas Reunidas Morro São João (MSJ) 8. Parque Estadual do Desengano (PED) e 9. Fazenda Esmeralda (FE).

Há ainda outra forma de classificação que divide regiões geográficas em ecorregiões. Segundo Olson *et al.* (2001), ecorregiões são unidades de terra relativamente grandes que contém uma assembléia distinta de comunidades naturais de espécies, com limites que se aproximam da extensão original das comunidades naturais previamente às alterações causadas pelos principais usos da terra. O Estado do Rio de Janeiro é dividido em seis ecorregiões dentro do bioma Mata Atlântica (Figura 2).

A Floresta Costeira da Serra do Mar está localizada ao longo da costa sul e sudeste do Brasil e se caracteriza por apresentar clima subtropical com alta pluviosidade anual variando de 1.400 a 4.000 mm sem um período seco (Mantovani, 1993). As altitudes variam e podem atingir até 1.500 m (Veloso *et al.*, 1991). A vegetação encontrada nesta ecorregião é a Floresta

Atlântica Úmida. A perda de habitat e a ocupação urbana ocorrem principalmente nas regiões de terras baixas.

A Floresta Atlântica do Alto Paraná possui como vegetação predominante a Floresta Semidecidual Atlântica (Veloso *et al.*, 1991) e se estende do Sudeste do Brasil e Paraguai até o norte da Argentina. O clima é subtropical com precipitação anual entre 1.200 e 1.600 mm (Salis *et al.*, 1995). As florestas podem atingir altitudes de até 800 m.

A ecorregião Campos Rupestres apresenta vegetação predominante do tipo savana. As altitudes variam entre 700 e 2.000 m. Esta ecorregião apresenta clima mesotérmico com verões amenos na estação chuvosa e estação seca com duração de 3 a 4 meses. A temperatura anual média varia de 17° C a 22° C.

A ecorregião Mangues do Atlântico Sul está localizada no sudoeste da costa brasileira e se estende do estuário do rio Paraíba do Sul até o Estado de Santa Catarina. A vegetação característica é o mangue, onde o clima predominante é o tropical úmido sem estação seca (Nimer, 1979). As médias anuais de temperatura variam de 15° C a 24° C e as médias anuais de pluviosidade variam de 1.500 a 2.500 mm.

As Restingas da Costa Atlântica estão distribuídas desde o Nordeste até o Sudeste do Brasil e possuem clima variando de tropical a subtropical. A vegetação predominante das restingas é a vegetação pioneira e varia de 5 m até 15 m de altura (Veloso *et al.*, 1991). Caracterizam-se pela presença de praias, rios e lagoas (Suguio & Tessler, 1984). As restingas ocorrem em ambientes de baixas altitudes (Rocha *et al.*, 2003). A maior parte de sua área original atualmente está degradada e encontra-se bastante reduzida devido a uma série de distúrbios como expansão imobiliária, deposição de lixo sobre a vegetação e remoção clandestina de areia (Rocha *et al.*, 2003).

A Floresta do Interior da Bahia cobre uma área extensa incluindo Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, Sergipe e Bahia. A vegetação predominante é a floresta estacional semidecidual, que cobre a maior parte da ecorregião. O clima dominante é o tropical úmido com 3 a 5 meses de estação seca (Nimer, 1979). A pluviosidade média anual varia de 1.000 a 1.750 mm e a temperatura média anual varia entre 18° C e 22° C (Nimer, 1979). A biota dessa ecorregião parece ser um subconjunto da biota encontrada na Floresta Costeira da Serra do Mar (Figura 2).

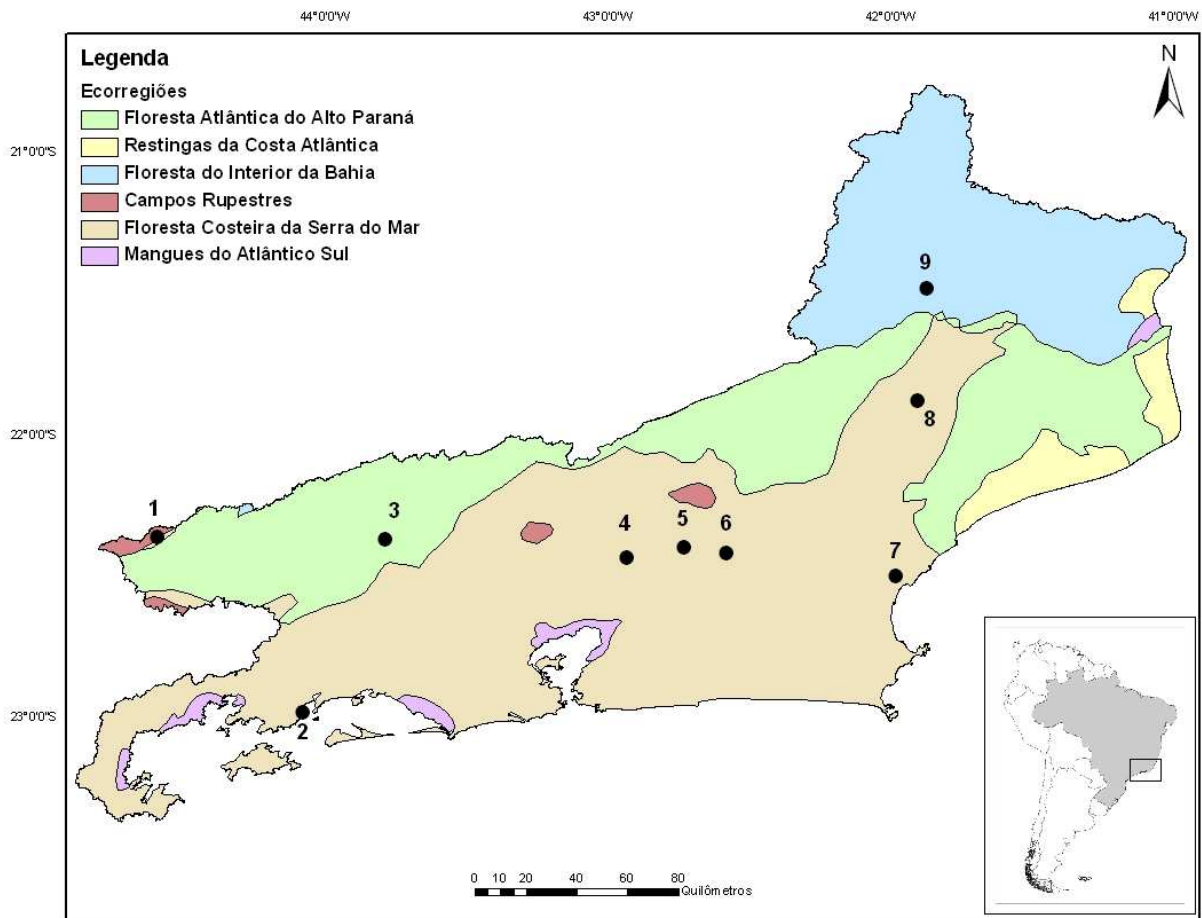


Figura 2. Mapa do Estado do Rio de Janeiro, Brasil, dividido em ecorregiões, mostrando as nove localidades amostradas neste estudo. 1. Fazenda Marimbondo (FM), 2. Reserva Rio das Pedras (RERP), 3. Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CONC), 4. Estação Ecológica Estadual do Paraíso (EEEP), 5. Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), 6. Parque Estadual dos Três Picos (PETP), 7. Fazendas Reunidas Morro São João (MSJ) 8. Parque Estadual do Desengano (PED) e 9. Fazenda Esmeralda (FE).

Localidades amostradas

Nós amostramos nove localidades no Estado do Rio de Janeiro (Figuras 1 e 2): 1) Fazenda Marimbondo (FM - 22°21'47"S, 44°35'47,47"W) no município de Itatiaia, 2) Reserva Rio das Pedras (RERP - 22°59'00"S, 44°05'00"W) no município de Mangaratiba, 3) Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CONC - 22°22'18"S, 43°47'23"W) nos municípios de Barra do Piraí e Valença, 4) Estação Ecológica Estadual do Paraíso (EEEP - 22°26'00"S, 42°56'00"W) nos municípios de Guapimirim e Cachoeiras de Macacu, 5) Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA - 22°27'00"S, 42°46'00"W) no município de Guapiaçu, 6) Parque Estadual dos Três Picos (PETP - 22°25'8,97"S, 42°35'2,42"W) no município de Nova Friburgo, 7) Fazendas Reunidas Morro São João (MSJ - 22°31'00"S, 42°00'00"W) no município de Casimiro de Abreu, 8) Parque Estadual do Desengano (PED - 21°52'43,2"S, 41°54'14,1"W) nos municípios de Santa Maria Madalena, São Fidélis e Campos dos Goytacazes e 9) Fazenda Esmeralda (FE - 21°29'57,85"S, 41°52'59,26"W) no município de Cambuci. Os fragmentos variaram em tamanho desde 1.395,63 ha em MSJ até 65.684,97 ha na RERP. O tamanho de cada remanescente de vegetação foi obtido da Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2002).

O Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia está localizado na ecorregião Floresta Atlântica do Alto Paraná, as Fazendas Reunidas Morro São João estão na ecorregião Floresta Costeira da Serra do Mar, a Fazenda Esmeralda está localizada na ecorregião Floresta de Interior da Bahia, e todas estão na região fitoecológica Floresta Estacional Semidecidual. A Fazenda Marimbondo está localizada na ecorregião Campos Rupestres e na região fitoecológica Floresta Ombrófila Densa. As demais áreas amostradas pertencem à ecorregião Florestas Costeiras da Serra do Mar e são compostas também por Floresta Ombrófila Densa.

As áreas de estudo CONC, FE e MSJ são fragmentos de vegetação isolados e menores, enquanto FM, RERP, PETP, REGUA, EEEP e PED pertencem a fragmentos maiores, contíguos a grandes blocos de vegetação (Figura 3).

O tipo de vegetação e o clima das áreas de estudo estão de acordo com RadamBrasil (1983). A classificação em ecorregiões está de acordo com Olson *et al.* (2001).

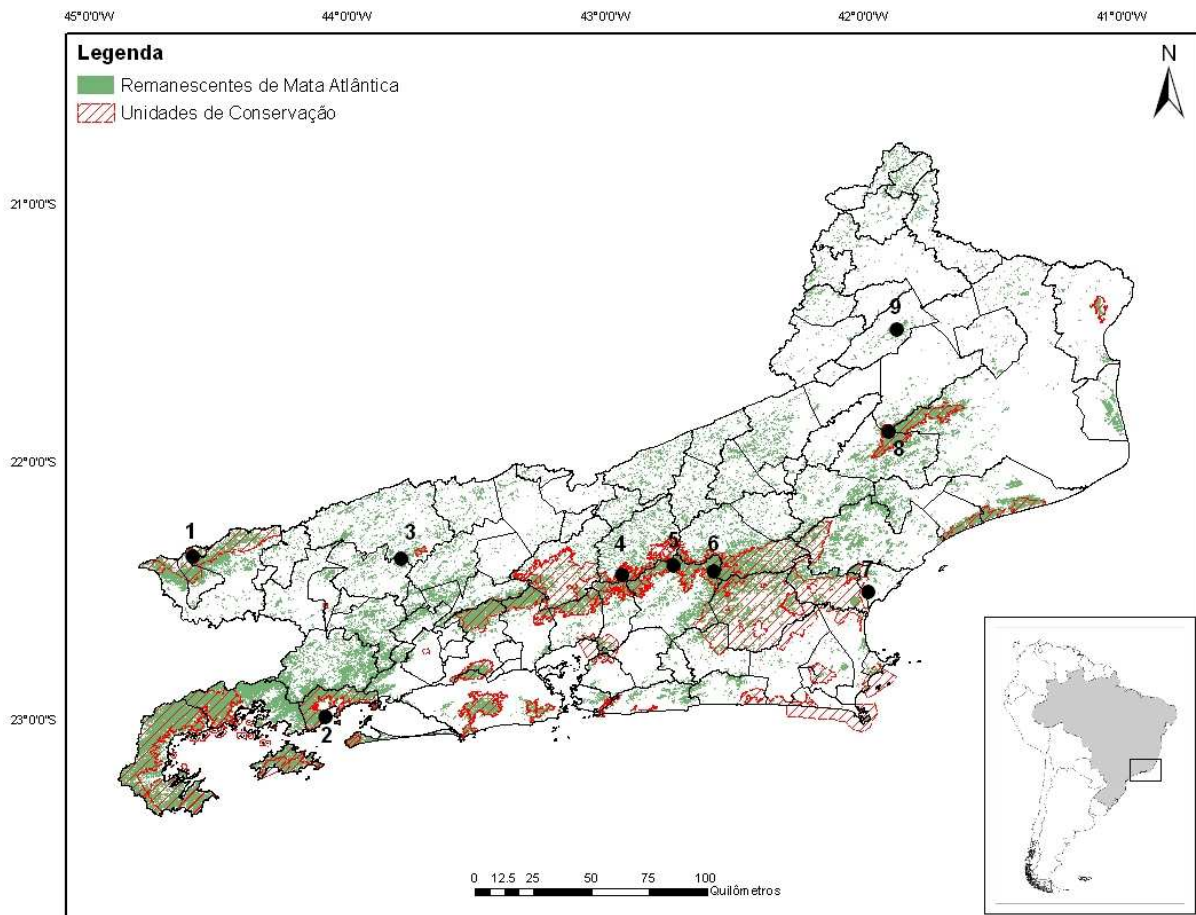


Figura 3. Mapa dos remanescentes de vegetação e das Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil, mostrando as nove localidades amostradas neste estudo. 1. Fazenda Marimbondo (FM), 2. Reserva Rio das Pedras (RERP), 3. Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CONC), 4. Estação Ecológica Estadual do Paraíso (EEEP), 5. Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), 6. Parque Estadual dos Três Picos (PETP), 7. Fazendas Reunidas Morro São João (MSJ), 8. Parque Estadual do Desengano (PED) e 9. Fazenda Esmeralda (FE).

Captura e coleta de pequenos mamíferos

As coletas de pequenos mamíferos foram realizadas nas nove localidades do Estado do Rio de Janeiro no período de setembro de 2004 a outubro de 2006. Em cada área, nós capturamos os pequenos mamíferos utilizando 126 armadilhas, 32 do tipo Sherman (7,62 x 9,52 x 30,48 cm) e 94 do tipo Tomahawk (40,00 x 12,00 x 12,00 cm) (90 no solo e 36 nas árvores) dispostas em forma de transecção linear e espaçadas 40 m umas das outras ao longo de três trilhas distintas. As trilhas distavam mais de 100m umas das outras e estavam localizadas, preferencialmente, em áreas de interior de mata. As armadilhas nas árvores (12 em cada trilha) foram colocadas no mínimo a 2,5 m de altura, espaçadas 100 m umas das outras e mantidas no mesmo lugar durante todo o período de amostragem. O mesmo conjunto de armadilhas foi usado em todas as áreas. As iscas utilizadas foram banana, pão untado com óleo de girassol, e uma mistura de banana, pasta de amendoim, farinha de milho e óleo de sardinha. Apenas um tipo de isca foi utilizado em cada armadilha. As armadilhas permaneceram abertas durante seis noites consecutivas em cada área de estudo, totalizando um esforço de 756 armadilhas/noite em cada localidade. Todas as armadilhas eram vistoriadas diariamente pela manhã e as iscas repostas quando necessário. Após a terceira noite de amostragem as armadilhas dispostas no solo eram movidas 20 m adiante a fim de ampliar o gradiente ambiental amostrado.

Os roedores e marsupiais também foram amostrados por armadilhas de interceptação e queda (“pitfall traps with drift fences”). Foram utilizados 30 baldes de 30 litros divididos em três sistemas. Cada sistema continha 10 baldes espaçados cinco metros entre si e conectados por uma cerca-guia de lona plástica com a borda inferior enterrada no solo. Os sistemas de armadilhas de queda foram instalados em trilhas próximas às trilhas onde as armadilhas foram colocadas, guardando uma distância mínima de 30 m das armadilhas convencionais. Os baldes permaneceram abertos por seis noites consecutivas. O esforço total das armadilhas de queda foi de 180 baldes/noite em cada localidade. As armadilhas de queda também eram vistoriadas diariamente pela manhã.

Os indivíduos capturados foram identificados através de características morfológicas, marcados e soltos no mesmo ponto onde foram capturados. Alguns exemplares foram coletados e identificados através da análise do cariótipo e também baseados nas características morfológicas das espécies. Os espécimes testemunho estão depositados no Museu Nacional

(Apêndice 1). A nomenclatura científica das espécies seguiu Wilson & Reeder (2005), exceto as espécies do antigo gênero *Oryzomys*, que seguiram Weksler *et al.* (2006).

Análise dos dados

Em cada localidade registramos a riqueza de espécies e a composição da comunidade de pequenos mamíferos.

As variáveis ambientais consideradas foram as seguintes:

1. profundidade de folhiço (cm);
2. porcentagem de cobertura de herbáceas;
3. porcentagem de cobertura de dossel;
4. diâmetro na altura do peito (DAP) da árvore mais próxima com DAP superior a 10 cm (cm);
5. altura da árvore mais próxima com DAP superior a 10 cm (m);
6. número de árvores com DAP inferior a 10 cm;
7. comprimento dos troncos caídos com DAP superior a 10 cm (m);
8. tamanho das rochas estimado em classes de acordo com seu volume (ausentes, pequenas, médias ou grandes);
9. proximidade da água estimada em categorias de distância (até 5 m, entre 5 e 10 m, entre 10 e 20 m e maior do que 20 m).

Estas variáveis ambientais foram registradas, juntamente com a altitude (medida com auxílio de altímetro), em intervalos de 50 m nas trilhas onde as armadilhas permaneceram nas nove áreas de estudo, respeitando um limite de 3 m de raio a partir de cada ponto em que tomamos as medidas. As variáveis profundidade de folhiço, porcentagem de cobertura de herbáceas e de dossel foram medidas em três pontos diferentes dentro do raio de 3 m. Nesse caso, consideramos a média dos três pontos.

Calculamos a média de cada variável ambiental (Tabela 1) e padronizamos esses valores em todas as localidades através da equação:

$$Z = (Y_i - \bar{Y}) / S,$$

onde Y_i é o valor medido da variável, \bar{Y} é a média da variável e S o desvio-padrão da variável (Gotelli & Ellison, 2004).

Então, reduzimos as nove variáveis ambientais, a altitude e o tamanho das áreas através da Análise de Componentes Principais (PCA) (Gotelli & Ellison, 2004) para dois eixos com o objetivo de reduzir a dimensão dos dados a um conjunto menor de componentes estatisticamente independentes que representassem a maior parte da variância total. Realizamos uma regressão parcial entre a riqueza de espécies e os dois primeiros eixos principais do PCA para avaliar a influência das variáveis do habitat na riqueza de espécies das comunidades de pequenos mamíferos.

Para investigar a similaridade na composição de espécies entre as nove áreas amostradas utilizamos uma matriz de presença ou ausência. A partir desta matriz calculamos o Índice de Distância de Jaccard (Gotelli & Ellison, 2004), que foi utilizado para fazer o Escalonamento Multidimensional Não-métrico (NMDS) em duas dimensões (Gotelli & Ellison, 2004). Para as análises estatísticas utilizamos o software Systat 11.

Calculamos a diversidade beta entre as localidades a fim de estimar a taxa de troca de espécies, através do Índice de Whittaker (1960):

$$\beta_w = S / \bar{\alpha},$$

onde S corresponde à riqueza total de espécies de duas comunidades e $\bar{\alpha}$ significa a média do número de espécies destas comunidades. A diversidade beta mede a variação de diversidade entre as comunidades (Magurran, 2004) e informa quão diferentes são as áreas em relação à composição de espécies. Para analisar se existe uma relação entre a diversidade beta e as distâncias geográficas e as diferenças de altitude entre as localidades, realizamos um teste de Mantel com 1000 permutações (Zar, 1999), utilizando o software RT. O teste foi realizado comparando três matrizes: de diversidade beta, da diferença entre as médias de altitude das localidades e da distância geográfica entre os pares de comunidades. Para o cálculo das distâncias geográficas entre as nove localidades utilizamos o software Diva-Gis 5.4.

Tabela 1. Tamanho da área e valores de média \pm desvio-padrão das variáveis de habitat e da altitude das nove localidades estudadas no Estado do Rio de Janeiro. Fazenda Marimbondo (FM), Reserva Rio das Pedras (RERP), Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CONC), Estação Ecológica Estadual do Paraíso (EEEP), Reserva Ecológica de Guapiaguá (REGUA), Parque Estadual dos Três Picos (PETP), Fazendas Reunidas Morro São João (MSJ), Parque Estadual do Desengano (PED) e Fazenda Esmeralda (FE). As variáveis Tamanho das rochas e Proximidade da água são categóricas ordinais e as demais variáveis são contínuas.

	FM	RERP	CONC	EEEP	REGUA	PETP	MSJ	PED	FE
Área (ha)	34.475,76	65.684,97	1.649,21	41.148,00	41.148,00	53.005,66	1.395,63	31.463,17	1.488,78
Altitude (m)	1.517,9 \pm 157,1	409,8 \pm 260,2	852,1 \pm 103,4	172,6 \pm 33,9	222,5 \pm 44,2	600,9 \pm 65,4	170,8 \pm 83,5	1.183,1 \pm 112,9	430,2 \pm 74,4
Profundidade de folhíço (cm)	3,9 \pm 1,8	3,6 \pm 2,0	5,6 \pm 2,1	3,7 \pm 1,2	4,4 \pm 1,6	6,1 \pm 1,9	4,6 \pm 1,9	7,4 \pm 3,6	5,4 \pm 1,6
Cobertura de herbáceas (%)	40,7 \pm 24,5	23,0 \pm 13,5	46,6 \pm 23,5	26,2 \pm 16,4	37,6 \pm 17,8	35,8 \pm 20,7	22,9 \pm 8,1	28,8 \pm 21,7	29,1 \pm 14,9
Cobertura de dossel (%)	75,5 \pm 25,2	85,4 \pm 11,5	86,2 \pm 16,3	91,2 \pm 16,2	71,3 \pm 29,7	88,4 \pm 6,8	96,5 \pm 3,0	87,0 \pm 19,3	91,8 \pm 5,9
Comprimento dos troncos (m)	3,1 \pm 3,9	1,2 \pm 2,4	4,7 \pm 5,1	2,9 \pm 4,5	0,9 \pm 2,1	2,4 \pm 3,0	4,5 \pm 5,5	5,7 \pm 6,9	3,8 \pm 4,2
Altura da árvore (m)	5,6 \pm 2,8	6,5 \pm 2,3	15,4 \pm 6,5	18,9 \pm 9,9	10,5 \pm 7,1	11,2 \pm 6,4	16,7 \pm 8,3	9,2 \pm 4,0	15,5 \pm 8,2
DAP maior 10cm (cm)	20,0 \pm 9,6	20,3 \pm 10,4	23,6 \pm 15,1	32,5 \pm 55,2	20,3 \pm 11,0	23,0 \pm 16,4	25,1 \pm 14,0	20,3 \pm 13,5	17,6 \pm 6,2
Nº árvores DAP menor 10cm	7,0 \pm 5,7	7,5 \pm 4,2	6,0 \pm 2,4	6,4 \pm 3,2	4,6 \pm 2,7	4,6 \pm 2,4	6,6 \pm 1,9	5,7 \pm 3,4	8,8 \pm 3,1
Tamanho das rochas	1,3 \pm 1,3	1,3 \pm 1,0	1,1 \pm 1,2	1,4 \pm 1,2	1,2 \pm 1,2	1,5 \pm 1,3	2,3 \pm 0,9	0,3 \pm 0,8	1,1 \pm 1,1
Proximidade da água	2,9 \pm 1,3	3,6 \pm 0,9	3,2 \pm 1,1	2,7 \pm 1,3	3,3 \pm 1,2	2,9 \pm 1,3	3,2 \pm 1,2	3,6 \pm 0,8	3,8 \pm 0,6

RESULTADOS

Nós capturamos um total de 32 espécies de pequenos mamíferos, 22 roedores e 10 marsupiais nas nove localidades estudadas (Apêndice 2). Capturamos quatro espécies em Fazendas Reunidas Morro São João, seis espécies no Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia, sete espécies na Fazenda Esmeralda, oito espécies no Parque Estadual dos Três Picos, oito espécies na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, nove espécies na Reserva Ecológica Guapiaçu, 11 espécies na Reserva Rio das Pedras, 16 espécies na Fazenda Marimbondo e 19 espécies no Parque Estadual do Desengano.

As variáveis ambientais reduzidas a dois eixos através do PCA explicaram 56,7% da variação, sendo 30,3% para o primeiro eixo (Figura 4). O primeiro eixo do PCA destacou-se por uma maior variação de altitude, porcentagem de cobertura do dossel, altura da árvore, DAP maior que 10 cm e tamanho das rochas (Tabela 2). Este eixo representa um gradiente de declividade, onde as áreas com maior declividade aparecem no lado esquerdo do eixo. Nessas áreas as árvores são de menor porte, possuem menor DAP, têm cobertura de dossel mais reduzida e rochas de tamanho menor. O segundo eixo destacou as variáveis comprimento de tronco, tamanho da área e profundidade de folhio (Tabela 2).

A regressão múltipla entre a riqueza de espécies e os eixos do PCA ($Riqueza = 9,778 - 1,974 * Fator1 + 0,256 * Fator2$) não foi significativa ($R^2 = 0,563$; $F_{2,3} = 3,861$; $p = 0,084$; $N = 9$). Contudo, a regressão parcial entre a riqueza de espécies e o primeiro eixo do PCA foi significativa ($p = 0,021$) após retirar o efeito do segundo eixo do PCA (Figura 5A). A riqueza de espécies não teve relação significativa com as variáveis ambientais representadas pelo segundo eixo do PCA, após retirar o efeito do primeiro eixo do PCA ($p = 0,730$) (Figura 5B).

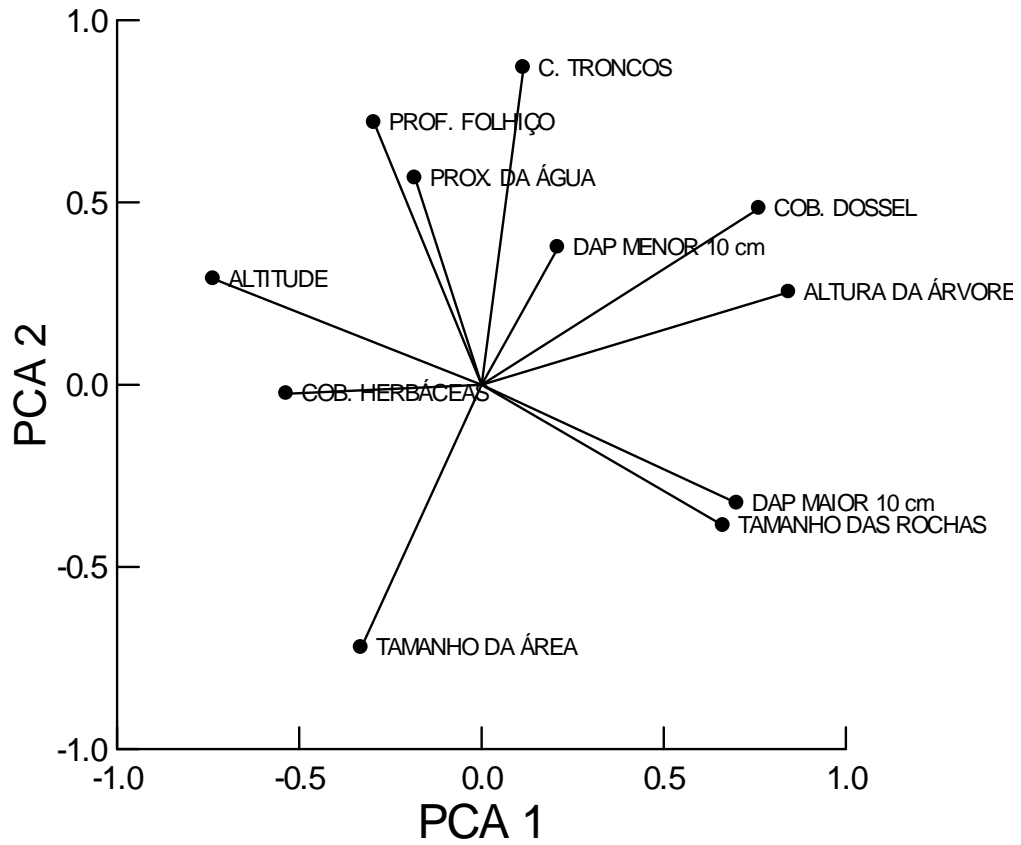


Figura 4. Análise de Componentes Principais (PCA) de nove variáveis de habitat, altitude e tamanho da área de nove comunidades de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro.

Tabela 2. Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) a partir da redução de nove variáveis ambientais, da altitude e do tamanho da área para avaliar o efeito sobre as comunidades de pequenos mamíferos em nove localidades na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro.

Variáveis	PCA1	PCA2
altura da árvore mais próxima com DAP superior a 10 cm	0,844	0,254
porcentagem de cobertura de dossel	0,762	0,483
altitude	-0,735	0,290
DAP da árvore mais próxima com DAP superior a 10 cm	0,701	-0,325
tamanho das rochas	0,663	-0,387
porcentagem de cobertura de herbáceas	-0,535	-0,025
tamanho da área	-0,330	-0,721
profundidade de folhiço	-0,294	0,719
número de árvores com DAP inferior a 10 cm	0,210	0,376
proximidade da água	-0,182	0,567
comprimento dos troncos caídos com DAP superior a 10 cm	0,115	0,870

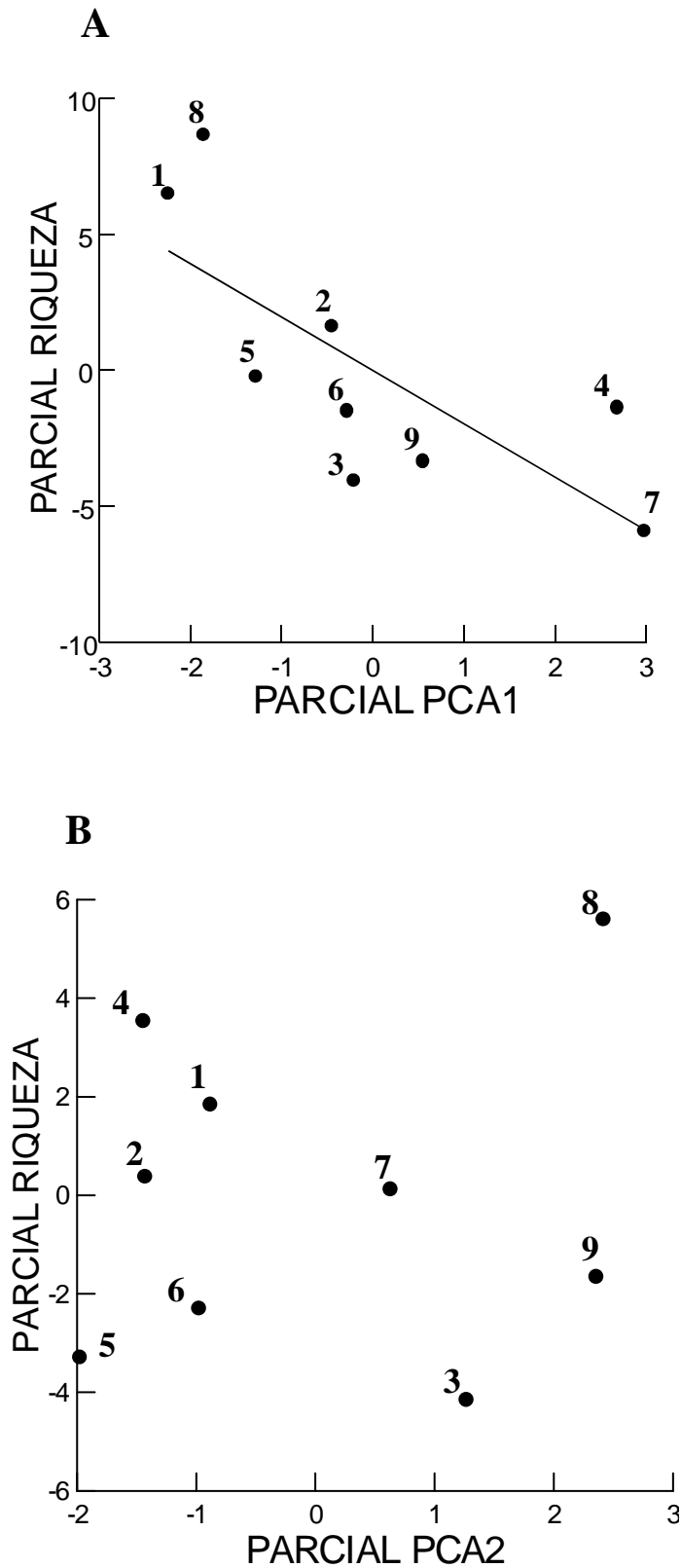


Figura 5. Regressão Parcial entre a riqueza de espécies de nove comunidades de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro e **A**) o primeiro eixo do PCA ($p = 0,021$) e **B**) o segundo eixo do PCA ($p = 0,730$). A numeração utilizada segue a mesma numeração das localidades nos mapas 1 e 2 .

A configuração do NMDS em relação ao primeiro eixo mostrou, de um lado, as localidades PED (8) e FM (1) e, de outro lado, as localidades MSJ (7), CONC (3) e FE (9), sugerindo uma ordenação segundo a riqueza de espécies (Figura 6). Dada a configuração, realizamos então uma regressão simples entre a riqueza de espécies e a primeira dimensão do NMDS e o resultado foi significativo ($R^2 = 0,892$; $F_{1,2} = 57,621$; $p < 0,001$; $N = 9$) (Figura 7). Em relação ao segundo eixo, a composição de espécies aparentou separar-se de acordo com a região fitoecológica e de acordo com a ecorregião (Figura 6).

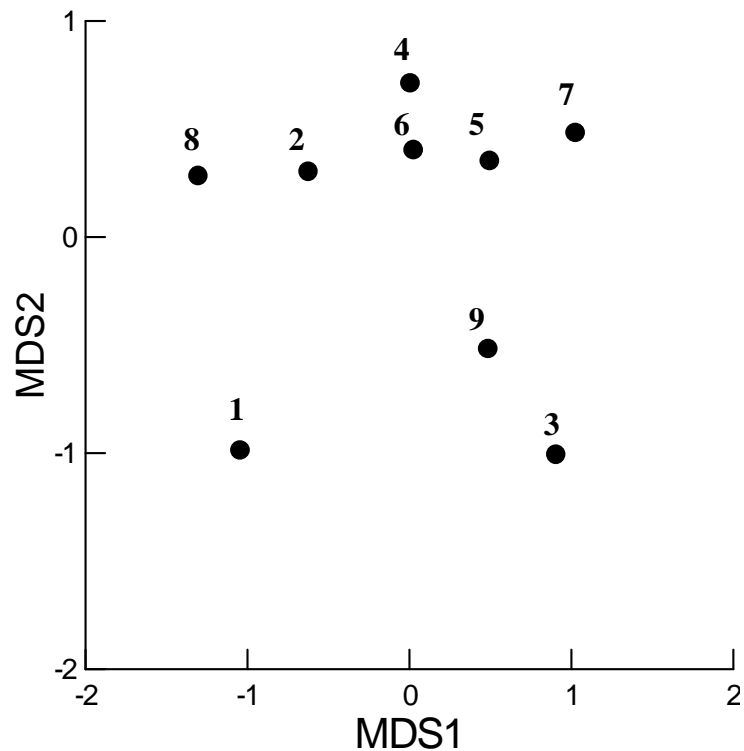


Figura 6. Escalonamento Multidimensional Não-métrico (NMDS) da composição de espécies de nove comunidades de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Os símbolos representam as diferentes localidades. A numeração utilizada segue a mesma numeração das localidades nos mapas 1 e 2.

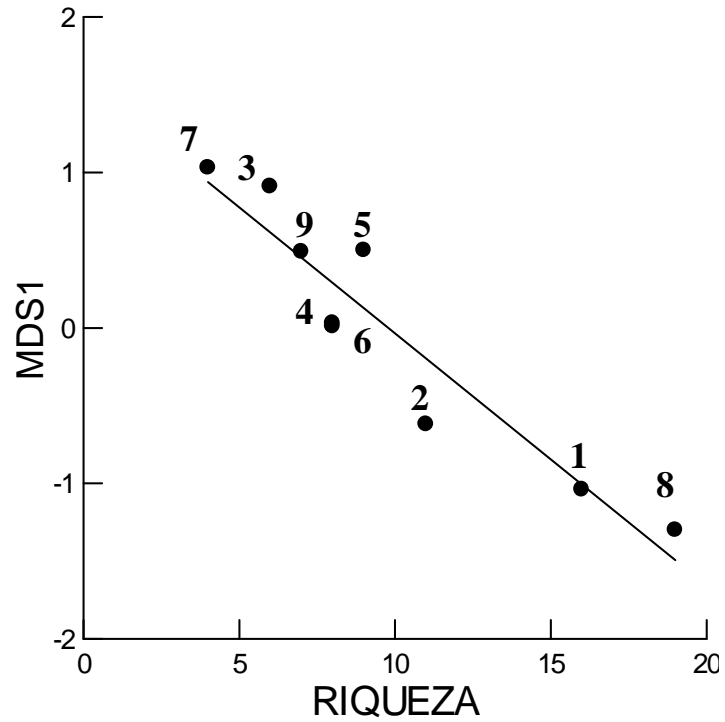


Figura 7. Regressão simples entre a riqueza de espécies de nove comunidades de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro e a primeira dimensão do NMDS ($R^2 = 0,892$; $p < 0,001$). A numeração utilizada segue a mesma numeração das localidades nos mapas 1 e 2.

Com relação à diversidade beta, as localidades que apresentaram comunidades de espécies mais similares foram os pares EEEP e REGUA, RERP e EEEP, PETP e EEEP, REGUA e MSJ. As comunidades que apresentaram as menores trocas de espécies foram MSJ e FM, EEEP e FM, CONC e PED, MSJ e PED, FE e PED (Tabela 3).

A relação entre a diversidade beta e a distância geográfica não foi significativa ($R^2 = 0,841$; $F = 10,51$; $p = 0,327$; $N = 9$) (Figura 8A). No entanto, a diversidade beta relacionou-se positiva e significativamente com a diferença de altitude entre as localidades ($R^2 = 0,841$; $F = 10,51$; $p = 0,001$; $N = 9$) (Figura 8B).

Tabela 3. Matriz triangular da diversidade beta de nove comunidades de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. As siglas utilizadas a seguir correspondem às siglas apresentadas na seção Materiais e Métodos, Localidades amostradas.

	FM	RERP	CONC	EEEP	REGUA	PETP	MSJ	PED	FE
FM	1,000								
RERP	1,630	1,000							
CONC	1,636	1,765	1,000						
EEEP	1,833	1,368	1,714	1,000					
REGUA	1,760	1,400	1,467	1,294	1,000				
PETP	1,667	1,579	1,571	1,375	1,529	1,000			
MSJ	1,900	1,733	1,600	1,500	1,385	1,500	1,000		
PED	1,543	1,467	1,840	1,556	1,643	1,556	1,913	1,000	
FE	1,739	1,556	1,538	1,600	1,500	1,600	1,636	1,846	1,000

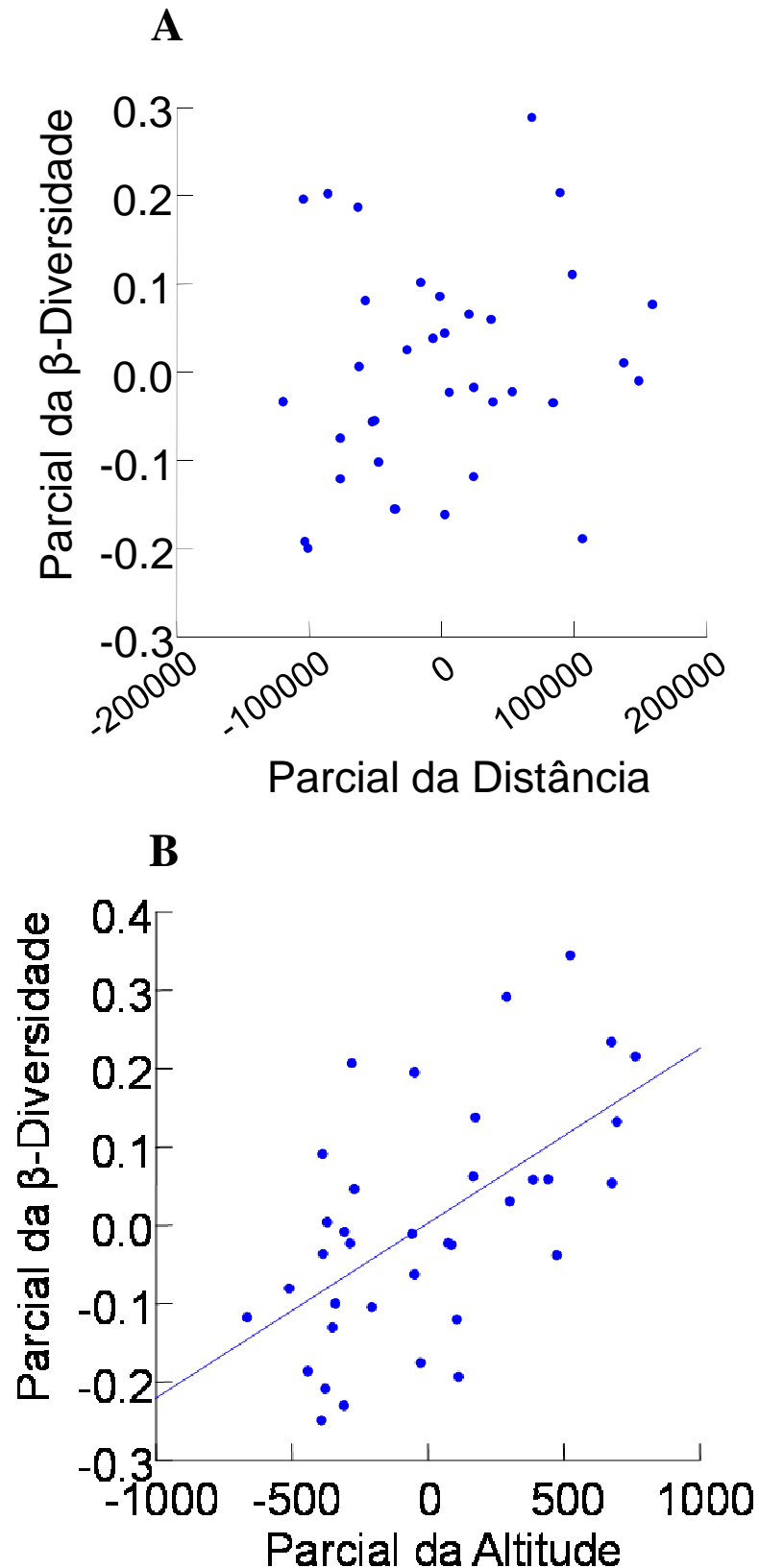


Figura 8. Relação entre as parciais de β -diversidade de nove comunidades de pequenos mamíferos em áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro e **A**) as parciais das distâncias entre as localidades ($R^2 = 0,841$; $F = 10,51$; $p = 0,327$; $n = 9$) e **B**) as parciais das diferenças de altitude das localidades ($R^2 = 0,841$; $F = 10,51$; $p = 0,001$; $n = 9$).

DISCUSSÃO

A riqueza de espécies variou de quatro a 19 espécies entre as localidades estudadas. Estudos com pequenos mamíferos na Mata Atlântica mostram que esses valores variam em função do tipo de desenho amostral, do esforço de captura, do número de estratos florestais amostrados, do tipo de floresta e do tamanho da área amostrada (Fonseca & Robinson, 1990; Bergallo *et al.*, 2003; Vieira & Monteiro-Filho, 2003a; Modesto *et al.*, 2008a; Modesto *et al.*, 2008b; Moura *et al.*, 2008). Deve-se considerar ainda que existem espécies que dificilmente são capturadas pelas metodologias tradicionais e requerem métodos específicos para seu registro (Umetsu *et al.*, 2006; Garden *et al.*, 2007). Assim, uma determinada combinação de metodologias contribui para maximizar o número de capturas, permitindo aumentar a riqueza registrada em determinadas áreas (Moura *et al.*, 2008). No caso deste estudo, a utilização de metodologias diferentes e complementares (armadilhas *Sherman*, *Tomahawk* e *pitfalls*) contribuiu para o registro de maior número de espécies.

Os dados indicaram que a riqueza de espécies de pequenos mamíferos foi explicada principalmente pela altitude, pela porcentagem de cobertura de dossel, pela altura e diâmetro (DAP) das árvores e pelo tamanho das rochas. Características estruturais do ambiente constituem um conjunto dos fatores que influenciam a distribuição de espécies de pequenos mamíferos em uma escala local (Paglia *et al.*, 1995; Corbalán & Ojeda, 2004). Alguns autores sugerem que a diversidade de habitats pode predizer a riqueza de espécies de mamíferos de uma região (e.g. Paglia *et al.*, 1995; Fox & Fox, 2000) e que habitats heterogêneos comportam mais espécies, independente do efeito do tamanho da área (e.g. Diniz-Filho *et al.*, 2008). Contudo, a importância dessas características ambientais pode variar com a escala, ou seja, a estrutura do habitat tende a ter maior importância em escalas menores, onde a importância das relações ecológicas aumenta (Hortal *et al.*, 2008).

Quando interpretamos a relação entre as variáveis mais representativas do primeiro eixo do PCA, percebemos que este eixo representa um gradiente de declividade. Então, a riqueza de espécies das comunidades em questão parece estar associada a um gradiente de declividade, onde áreas mais íngremes, que tendem a ser as mais conservadas (Mazzolli, 1993; Riley & Malecki, 2001; Mazzolli, 2006), possuem mais espécies. Este gradiente é representado pela relação entre o aumento da altitude e a redução no tamanho e na altura das árvores, assim como uma redução na cobertura do dossel e no tamanho das rochas. Na

verdade, acreditamos que estas variáveis refletem a declividade topográfica do terreno. No Estado do Rio de Janeiro observa-se uma concentração de fragmentos florestais em regiões de grande declividade, certamente devido à dificuldade de acesso. Esta dificuldade de acesso cria um impedimento à implantação de atividades que contribuem para a degradação do ambiente. Portanto, essas áreas mais íngrimes parecem funcionar como um refúgio de espécies. Mazzolli (1993; 2006) sugere que a declividade topográfica pode influenciar positivamente a ocorrência da espécie *Puma concolor* e de suas presas.

No que se refere à composição de espécies, os dados indicaram que a similaridade das comunidades de pequenos mamíferos parece ser consistentemente explicada pela riqueza local de espécies deste grupo e pela região fitoecológica na qual estas comunidades estão inseridas. Embora não tenha sido possível testar estatisticamente, a similaridade das comunidades parece responder também à ecorregião. A localidade Fazenda Marimbondo (1), apesar de estar situada em Floresta Ombrófila Densa, possui composição similar à da Serra da Concórdia (3), localizada em Floresta Estacional Semidecidual, provavelmente porque está no limite da Floresta Atlântica do Alto Paraná, mesma ecorregião em que se encontra a Serra da Concórdia (3). Todas as outras localidades estão situadas em Floresta Costeira da Serra do Mar, com exceção da Fazenda Esmeralda (9), que separou-se de ambos os grupos em relação ao segundo eixo do NMDS, e é a única que está localizada em Floresta do Interior da Bahia.

Comunidades que pertencem à mesma região fitoecológica são mais semelhantes entre si do que comunidades de regiões fitoecológicas diferentes. Este resultado pode ser atribuído a diferenças climáticas, topográficas, pluviométricas e diferenças no tipo de formação vegetal das regiões fitoecológicas (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). Tais diferenças podem determinar quais espécies vegetais são capazes de ocupar determinados ambientes de acordo com suas habilidades fisiológicas (Nekola & White, 1999). As formações vegetais são influenciadas por fatores geo-climáticos, principalmente temperatura e pluviosidade. As composições florísticas das Florestas Ombrófila e Semidecidual também sofrem influência da altitude (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). Segundo Oliveira-Filho & Fontes (2000), a temperatura média é provavelmente o principal fator responsável pela diferenciação florística no sentido norte-sul da Floresta Atlântica Costeira, enquanto a temperatura e o regime de chuvas respondem pela variação dentro de cada um desses dois blocos florestais. No sudeste brasileiro as Florestas Ombrófila e Semidecidual se distribuem em um *continuum* determinado pelo regime pluviométrico (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). A flora da Floresta Semidecidual parece ser

um subconjunto da flora da Floresta Ombrófila, além de conter espécies capazes de tolerar longos períodos de seca (Oliveira-Filho & Fontes, 2000).

Em relação aos pequenos mamíferos, nossos resultados indicaram que, dentre as áreas com menor riqueza de espécies, as comunidades das Fazendas Reunidas Morro São João (4 espécies), da Serra da Concórdia (6 espécies) e da Fazenda Esmeralda (7 espécies) pertencem à região de Floresta Semidecidual. A localidade Fazenda Esmeralda teve duas espécies (o marsupial *Monodelphis scalops* e o roedor *Trinomys setosus*) que foram capturadas exclusivamente nessa localidade. No Brasil, *Monodelphis scalops* distribui-se do sul do Espírito Santo até Santa Catarina (Gardner, 2008) e está presumivelmente ameaçado no estado do Rio de Janeiro, segundo Bergallo *et al.* (2000). *Trinomys setosus* distribui-se de Sergipe até Minas Gerais, incluindo Espírito Santo e Bahia (Lara *et al.*, 2002; Iack-Ximenes, 2005; Reis *et al.*, 2006) e não era conhecido para o Estado do Rio de Janeiro até ser capturado no município de Cambuci (Fazenda Esmeralda) pela equipe do Laboratório de Pequenos Mamíferos da UERJ (Attias *et al.*, submetido). A comunidade da Serra da Concórdia também apresentou uma espécie exclusiva dentre as demais áreas amostradas, *Trinomys graciosus banafidei* que, apesar de ocorrer em áreas de Floresta Ombrófila (Pessôa & Reis, 1996; Iack-Ximenes, 2005; Oliveira & Bonvicino, 2006), foi capturado apenas em Floresta Semidecidual durante este estudo (Attias *et al.*, submetido). Essa espécie é conhecida apenas em sua localidade tipo (Fazenda Boa Fé, município de Teresópolis) e em regiões adjacentes (Moojen, 1948; Pessôa & Reis, 1996; Iack-Ximenes, 2005; Oliveira & Bonvicino, 2006). Sugerimos, portanto, que a comunidade de pequenos mamíferos pode obedecer à mesma regra destas comunidades vegetais, ou seja, as comunidades de pequenos mamíferos da área de Floresta Semidecidual seriam um subconjunto das comunidades da Floresta Ombrófila, apresentando algumas espécies exclusivas adaptadas às condições climáticas da região. Moura *et al.* (2008) constataram que o tipo de floresta influencia a riqueza e a abundância das espécies de pequenos mamíferos na Mata Atlântica. Devido à influência dos diferentes regimes pluviométricos das florestas sobre as espécies, os roedores são mais abundantes em Floresta Ombrófila, enquanto os marsupiais são mais abundantes em Floresta Semidecidual (Moura *et al.*, 2008). A baixa riqueza de espécies registrada nas localidades Serra da Concórdia (CONC), Fazenda Esmeralda (FE) e Fazendas Reunidas Morro São João (MSJ) pode estar associada a um efeito da fragmentação de habitats (Groombridge, 1992), já que essas áreas são fragmentos menores que os demais e isolados dos grandes blocos de vegetação.

Nossos resultados indicaram uma ordenação das comunidades de acordo com a riqueza de espécies de pequenos mamíferos. Localidades com riquezas de espécies similares parecem ser mais semelhantes entre si quanto à composição de espécies. Acreditamos que esse resultado esteja relacionado à permanência de determinadas espécies em uma comunidade que tenha sofrido algum distúrbio ou redução de sua área original. Assim, localidades que contêm poucas espécies tendem a apresentar as mesmas espécies, pois estas podem ser as únicas capazes de manter populações viáveis em ambientes degradados ou alterados. Segundo Patterson & Brown (1991), as comunidades mais ricas em geral tendem a apresentar todas as espécies das comunidades menos ricas com o acréscimo de uma ou mais espécies. A fragmentação de habitat pode afetar as espécies de diferentes formas e, assim, a perda de espécies não deve ocorrer de forma aleatória, mas sim seguindo um padrão concêntrico (Atmar & Patterson, 1993). Os dados obtidos por Watling & Donnelly (2006) para vários grupos animais mostram que o padrão de concentricidade está mais frequentemente relacionado ao processo de extinção do que ao processo de colonização. Conforme ocorre aumento do número de espécies, também pode haver aumento da quantidade de espécies raras, contribuindo para reduzir a similaridade entre as comunidades mais ricas e menos ricas.

A diversidade beta das comunidades não teve relação significativa com a distância geográfica, mas sim com a diferença de altitude entre as localidades. No caso deste estudo, a distância geográfica parece perder o seu efeito quando outras variáveis como região fitoecológica ou ecorregião entram em questão. A dissimilaridade parece estar relacionada a outros fatores como altitude e tipo de vegetação, que não estão necessariamente ligados à proximidade entre as localidades. Acreditamos que a ausência de relação entre distância geográfica e dissimilaridade pode ser influenciada pela escala em que o estudo foi desenvolvido. A maioria das nossas áreas de estudo está situada na ecorregião Floresta Costeira da Serra do Mar e na Floresta Ombrófila Densa. Algumas áreas localizadas no mesmo tipo de floresta estão mais distantes entre si do que áreas localizadas em tipos de floresta diferentes. Consideramos que isto possa mascarar o efeito da distância sobre a dissimilaridade das comunidades, neste estudo. Estes resultados condizem com o demonstrado por Moreno *et al.* (2003), que encontraram maior similaridade entre comunidades vegetais de matas pertencentes ao Parque Estadual do Desengano e à Estação Ecológica do Paraíso (geograficamente distantes) do que entre matas geograficamente mais próximas, o que deve estar relacionado aos efeitos da altitude e do tipo de formação vegetal.

Em contrapartida, Nekola & White (1999) encontraram em seus resultados uma relação positiva entre a distância e a dissimilaridade ao comparar a flora de diferentes regiões na América do Norte. Rocha *et al.* (2008) também observaram que a distância afetou a similaridade das comunidades de anfíbios anuros em restingas da costa brasileira. De modo semelhante, Diniz-Filho *et al.* (2008) encontraram uma relação significativa, embora fraca, entre a composição de espécies e a distância geográfica das áreas, analisando mamíferos no Cerrado. A distância entre as localidades de amostragem pode interferir na diversidade beta por dois motivos principais: localidades mais distantes seriam mais diferentes quanto à composição de espécies devido ao limite de dispersão destas espécies, ou porque há uma redução na similaridade ambiental das localidades com o aumento da distância (Harrison *et al.*, 1992; Nekola & White, 1999; Juen, 2006). Entretanto, ao comparar resultados é importante ter cautela e considerar a influência da escala das amostragens e da capacidade de dispersão dos grupos estudados.

A relação significativa e positiva da diversidade beta com a altitude quer dizer que localidades com altitudes médias semelhantes possuem composições de espécies também semelhantes. A altitude é responsável pelo tipo e pela estrutura da vegetação de uma localidade (Lieberman *et al.*, 1996; Vázquez & Givnish, 1998), determinando, junto com outros fatores (e.g. latitude), a paisagem dos ambientes (Pianka, 1966). Comunidades de marsupiais e de roedores possuem padrão de ordenação relacionado com a altitude e, geralmente, verifica-se que as maiores riquezas são atingidas em elevações medianas (Heaney, 2001; Geise *et al.*, 2004). Isto acontece porque a ocupação de ambientes mais elevados, muitas vezes, requer das espécies uma série de adaptações fisiológicas, morfológicas e bioquímicas necessárias para a sobrevivência nestes locais (Lenfant, 1973).

Diante dos resultados obtidos no presente estudo, acreditamos que a riqueza de espécies de pequenos mamíferos na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro está relacionada com a declividade do terreno, pois em regiões de maior declividade encontramos fragmentos mais preservados associados a maior riqueza de espécies. Comunidades localizadas em mesma região fitoecológica possuem composição de espécies similar, independente da distância geográfica entre elas. As diferenças altitudinais explicaram as diversidades beta encontradas e as comunidades de elevações mais próximas demonstraram possuir composições de espécies mais semelhantes. A ordenação das comunidades de acordo com um gradiente de riqueza pode estar relacionada à ordem em que ocorre a perda de

espécies em ambientes fragmentados, possivelmente refletindo o efeito das influências antrópicas sobre essas comunidades de pequenos mamíferos.

Em termos de conservação, nosso estudo demonstra a importância de se proteger áreas localizadas em diferentes regiões fitoecológicas. Sabendo-se previamente que as Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro estão concentradas em áreas de Floresta Ombrófila Densa (Bergallo *et al.*, em preparação), é preciso privilegiar os fragmentos localizados em Floresta Semidecidual, pois a quantidade reduzida de Unidades de Conservação e de remanescentes florestais representa uma ameaça às espécies exclusivas desta fitofisionomia. Quando pertencentes à mesma região fitoecológica, a implantação de UCs deve contemplar faixas altitudinais distintas, a fim de se preservar diferentes conjuntos de espécies. Acreditamos que a maior riqueza de espécies encontrada em ambientes mais íngrimes indica que remanescentes florestais localizados nessas áreas estão naturalmente protegidos. Assim, consideramos que áreas de baixada estão mais vulneráveis à fragmentação e, portanto, devem ser priorizadas. Neste sentido, a conservação dos fragmentos remanescentes deverá se basear em uma estratégia que priorize aqueles fragmentos localizados em diferentes formações vegetais, considerando a altitude das localidades e a declividade do terreno.

CAPÍTULO 2

REGRAS DE MONTAGEM EM COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS: UM ESTUDO DE CASO NA MATA ATLÂNTICA

RESUMO

Em ecologia de comunidades, existe uma grande discussão sobre a forma como as comunidades estão estruturadas. Considera-se que as comunidades são organizadas por fatores determinísticos ou de forma aleatória. Neste estudo nós investigamos o papel de duas regras de montagem de comunidades na estruturação de comunidades de pequenos mamíferos do Estado do Rio de Janeiro. Amostramos nove comunidades, registrando a riqueza e a composição de espécies de cada uma delas. Utilizando matrizes de presença-ausência, analisamos a influência das regras de montagem, através da geração de modelos nulos. Nossos resultados indicaram uma ordenação das comunidades em subconjuntos hierárquicos de espécies, não apontando forte influência da competição interespecífica como força estruturadora do processo. Este é um padrão frequentemente encontrado na natureza e pode orientar decisões que envolvem esforços de conservação. No Estado do Rio de Janeiro, investir na conservação dos remanescentes mais hospitaleiros, controlando as atividades antrópicas, parece ser uma boa estratégia para que a diversidade biológica neles contida não se perca.

Palavras-chave: competição, estados favoráveis, grupos funcionais, subconjuntos hierárquicos.

ABSTRACT

In community ecology, there is much discussion on how communities are structured. It is considered that communities are organized by factors deterministic or randomly. In this study we investigated the role of two assembly rules in the structuring of communities of small mammals from Rio de Janeiro State. We sampled nine communities, registering the richness and the species composition of each one. Using presence-absence matrix, we analyzed the influence of the assembly rules by the generation of null models. Our results indicated an ordination of the communities in hierarchical subsets of species, not showing strong influence of interspecific competition as structural force of the process. This is a pattern often found in nature and may guide decisions involving conservation efforts. In Rio de Janeiro State, investments in the conservation of more hospitable remnant areas, controlling the anthropogenic activities, seems to be a good strategy for maintaining the biological diversity.

Keywords: competition, favorable states, functional groups, nestedness.

INTRODUÇÃO

A forma como as comunidades estão organizadas tem sido objeto de diversos estudos em ecologia de comunidades (Brown *et al.*, 2002). Ainda hoje se discute se a estruturação das comunidades é influenciada por processos determinísticos ou se ocorre por processos randômicos (Connor & Simberloff, 1979; Simberloff *et al.*, 1999; Brown *et al.*, 2000; Stone *et al.*, 2000; Brown *et al.*, 2002; Feeley, 2003). Processos determinísticos podem estar relacionados a interações bióticas, como a competição (Diamond, 1975) ou a outras regras que expliquem a ocorrência de padrões nas comunidades (Wright & Reeves, 1992; Feeley, 2003). Quando as comunidades estão organizadas independentemente da atuação de processos específicos, entende-se que são reguladas por processos randômicos, ou seja, aleatoriamente (Connor & Simberloff, 1979).

Considerando que as comunidades não são estruturadas de forma aleatória, há regras clássicas que buscam explicar os fatores responsáveis por essa estruturação (Diamond, 1975; Fox, 1987; Patterson, 1987; Wilson, 1989; Fox & Brown, 1993). Dentre estes fatores, podemos destacar o papel da competição interespecífica restringindo a coexistência entre espécies de nichos similares (Diamond, 1975). A competição limita o grau de similaridade permitido para a co-ocorrência das espécies (Hutchinson, 1959) ou controla o número de espécies dentro de guildas ou de grupos funcionais nas comunidades (Fox, 1987; Wilson, 1989).

Segundo Fox (1987), a competição governa a estruturação das comunidades através da seqüência em que as espécies são adicionadas à comunidade. De acordo com a “regra de Fox”, existe maior probabilidade de que cada espécie que entra na composição de uma comunidade pertença a um grupo funcional diferente, até que cada grupo esteja representado e o ciclo se repita (Fox & Brown, 1993). Isso faz com que o número de espécies de cada grupo funcional seja proporcional. Assim, quando a comunidade obedece a esta regra, dizemos que ela está em um “estado favorável”. Para afirmar que as comunidades seguem esta regra de montagem é preciso que os “estados favoráveis” sejam mais freqüentes nas comunidades reais do que o esperado pelo acaso (Fox, 1987).

Contrário à idéia de competição como principal força estruturadora das comunidades, os subconjuntos concêntricos podem ser resultado de uma variedade de fatores, tais como estrutura de habitat, estrutura de nicho, colonização, extinção e amostragem passiva

(Lomolino, 1996; Wright *et al.*, 1998). De acordo com esta regra, as comunidades obedecem a um padrão de distribuição hierárquico quando as espécies presentes em comunidades menos ricas são subconjuntos das comunidades mais ricas (Patterson & Atmar, 1986). Este é um padrão comumente encontrado em comunidades naturais (e.g. Simberloff & Martin, 1991; Fleishman & Murphy, 1999; Presley, 2007; Meyer & Kalko, 2008).

Para ambas as regras de estruturação de comunidades, a utilização de modelos nulos tem importante papel (Connor & Simberloff, 1979). Os modelos nulos são ferramentas poderosas, pois permitem investigar através de comparação se os padrões encontrados em comunidades são reais ou podem ser gerados ao acaso (Gotelli, 2000). Para analisar a estrutura das comunidades através da geração de modelos nulos é comum a utilização de matrizes de presença-ausência de forma a relacionar os padrões encontrados nas comunidades reais aos padrões gerados por comunidades aleatórias (Gotelli, 2000). Através da utilização de modelos nulos, autores puderam detectar padrões na estruturação de comunidades de diversos grupos taxonômicos, em estudos realizados nos Neotrópicos (e.g. Kelt *et al.*, 1995; Feeley, 2003; Presley, 2007; Azeria & Kolasa, 2008; Boschilia *et al.*, 2008; Meyer & Kalko, 2008; Rocha *et al.*, 2008).

Neste estudo nós testamos padrões de estruturação de nove comunidades de pequenos mamíferos do Estado do Rio de Janeiro através da geração de modelos nulos, investigando a ocorrência de duas regras de montagem de assembléias: regra de Fox e regra dos subconjuntos hierárquicos (concentricidade ou *nestedness*) em matrizes de presença-ausência.

MATERIAIS E MÉTODOS

Captura e coleta de pequenos mamíferos

As coletas de pequenos mamíferos foram realizadas nas nove localidades do Estado do Rio de Janeiro no período de setembro de 2004 a outubro de 2006. Em cada área, nós capturamos os pequenos mamíferos utilizando 126 armadilhas, 94 do tipo Sherman (30,48 x 9,52 x 7,62 cm) e 32 do tipo Tomahawk (40,00 x 12,00 x 12,00 cm) (90 no solo e 36 nas árvores) dispostas em forma de transecção linear e espaçadas 40 m umas das outras ao longo de três trilhas distintas. As trilhas distavam mais de 100m umas das outras e estavam localizadas, preferencialmente, em áreas de interior de mata. As armadilhas nas árvores (12 em cada trilha) foram colocadas no mínimo a 2,5 m de altura, espaçadas 100 m umas das outras e mantidas no mesmo lugar durante todo o período de amostragem. O mesmo conjunto de armadilhas foi usado em todas as áreas. As iscas utilizadas foram banana, pão untado com óleo de girassol, e uma mistura de banana, pasta de amendoim, farinha de milho e óleo de sardinha. Apenas um tipo de isca foi utilizado em cada armadilha. As armadilhas permaneceram abertas durante seis noites consecutivas em cada área de estudo, totalizando um esforço de 756 armadilhas*noite em cada localidade. Todas as armadilhas eram vistoriadas diariamente pela manhã e as iscas repostas quando necessário. Após a terceira noite de amostragem as armadilhas dispostas no solo eram movidas 20 m adiante a fim de ampliar o gradiente ambiental amostrado.

Os roedores e marsupiais também foram amostrados por armadilhas de interceptação e queda (“pitfall traps with drift fences”). Foram utilizados 30 baldes de 30 litros divididos em três sistemas. Cada sistema continha 10 baldes espaçados cinco metros entre si e conectados por uma cerca-guia de lona plástica com a borda inferior enterrada no solo. Os sistemas de armadilhas de queda foram instalados em trilhas próximas às trilhas onde as armadilhas foram colocadas, guardando uma distância mínima de 30 m das armadilhas convencionais. Os baldes permaneceram abertos por seis noites consecutivas. O esforço total das armadilhas de queda foi de 180 baldes*noite em cada localidade. As armadilhas de queda também eram vistoriadas diariamente pela manhã.

Os indivíduos capturados foram identificados através de características morfológicas, marcados e soltos no mesmo ponto onde foram capturados. Alguns exemplares foram coletados e identificados através da análise do cariótipo e também baseados nas características morfológicas das espécies. Os espécimes testemunho estão depositados no Museu Nacional (Apêndice 1). A nomenclatura científica das espécies seguiu Wilson & Reeder (2005), exceto as espécies do antigo gênero *Oryzomys*, que seguiram Weksler *et al.* (2006).

Análise dos dados

Grupos funcionais

As espécies registradas nas nove localidades amostradas foram classificadas de acordo com seu hábito alimentar e locomotor. Depois disso, as espécies foram distribuídas em grupos funcionais de acordo com o sugerido por Eisenberg (1981) (Tabela 1). A classificação em grupos funcionais baseou-se no hábito alimentar e locomotor das espécies. A numeração referente a cada grupo funcional representa uma combinação da sequência numérica dos hábitos alimentares e dos hábitos locomotores de cada espécie (Tabela 1). Quando não foi encontrada informação específica sobre o hábito alimentar ou locomotor da espécie, utilizamos a informação disponível para o gênero correspondente. No caso do gênero *Brucepattersonius*, não encontramos informação acerca do hábito alimentar, portanto neste caso, utilizamos a mesma classificação alimentar adotada para as outras espécies da tribo Akodontini (Tabela 2).

Para verificar se houve relação entre a riqueza e o número de grupos funcionais, realizamos uma regressão entre a riqueza de espécies das localidades e o número de grupos funcionais de cada localidade.

Utilizamos o software Ecosim versão 7.72 (Gotelli & Entsminger, 2004) para analisar se as comunidades estavam organizadas em estados favoráveis segundo a regra de Fox (Fox, 1987). O software Ecosim cria pseudo-comunidades através de aleatorizações feitas pelo teste Monte Carlo e assim compara estatisticamente os padrões das comunidades aleatórias com os padrões dos dados reais (Gotelli & Entsminger, 2004). Este programa também oferece a

opção de testar a hipótese dos estados favoráveis (Fox, 1987; Fox & Brown, 1993). Para a análise utilizamos uma matriz de presença-ausência das espécies e adicionamos uma coluna indicando o grupo funcional ao qual cada espécie pertencia. Consideramos nas análises dos estados favoráveis apenas os grupos funcionais que continham mais de uma espécie, representando um total de 27 espécies. Não é possível realizar análises de co-ocorrência com grupos funcionais representados por apenas uma espécie.

Através deste software, geramos 1000 simulações da nossa matriz de dados, mantendo fixos os somatórios das linhas e das colunas da matriz original, ou seja, as células são rearranjadas sem alterar o número total de espécies por localidade e o número de vezes que cada espécie ocorre nas localidades. Este artifício considera aspectos ecológicos das espécies (e.g. distribuição e potencial de dispersão) e das localidades (e.g. tamanho da área e características do habitat), mantendo as propriedades da matriz original (Connor & Simberloff, 1979). O índice de co-ocorrência utilizado foi o *Checkerboard-score* ou *C-score*, indicado quando se mantém o somatório das linhas e das colunas fixos (Gotelli & Entsminger, 2004). Este índice mede a extensão em que as espécies ou grupos funcionais estão segregados nas localidades e representa a média do número de unidades *checkerboard* (em xadrez) entre todos os pares possíveis de espécies (Gotelli, 2000). A distribuição *checkerboard* (em forma de tabuleiro de xadrez) é um padrão produzido quando se acredita que a competição seja o principal fator estruturando as comunidades (Stone & Roberts, 1990).

Tabela 1. Matriz com as categorias de utilização do substrato e de especialização da dieta para o grupo dos mamíferos. Adaptado de Eisenberg (1981).

		Piscívoro/comedor de cefalópodo	Carnívoro	Nectarívoro	Gomívoro	Crustacívoro e comedor de ostra	Comedor de insetos coloniais	Insetívoro aéreo	"Foliage-gleaning insectívoro"	Insetívoro/onívoro	Frugívoro/onívoro	Frugívoro/granívoro	Frugívoro/herbívoro	Herbívoro/folívoro	Herbívoro/pastador	Planctonívoro	Hematófago
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Fossorial	1	-	102	-	-	-	106	-	-	109	110	111	112	113	114	-	-
Semifossorial	2	-	202	-	-	-	206	-	-	209	210	211	212	213	214	-	-
Aquático	3	301	302	-	-	305	-	-	-	-	-	-	-	-	314	315	-
Semi-aquático	4	401	402	-	-	405	-	-	-	409	410	411	412	413	414	-	-
Voador	5	501	502	503	-	-	-	507	508	-	510	-	-	-	-	-	516
Terrestre	6	-	602	-	-	-	606	-	-	609	610	611	612	613	614	-	-
Escansorial	7	-	702	703	704	-	706	-	-	709	710	711	712	713	714	-	-
Arborícola	8	-	802	803	804	-	806	-	-	809	810	811	812	813	-	-	-

Tabela 2. Grupos funcionais de pequenos mamíferos utilizados na análise dos estados favoráveis para as comunidades de nove localidades amostradas no Estado do Rio de Janeiro. As espécies assinaladas com * não foram incluídas na análise dos estados favoráveis por serem as únicas representantes de seus grupos funcionais.

Espécies	Hábito alimentar	Hábito locomotor	Grupo funcional
<i>Blarinomys breviceps</i> *	insetívoro/onívoro ³	fossorial ⁷	109
<i>Brucepattersonius</i> sp.	insetívoro/onívoro	semi-fossorial ¹	209
<i>Oxymycterus dasytrichus</i>	insetívoro/onívoro ¹⁰	semi-fossorial ¹	209
<i>Euryzgomatomys spinosus</i> *	herbívoros/folívoro ⁴	semi-fossorial ¹	213
<i>Nectomys squamipes</i> *	insetívoro/onívoro ²	semi-aquático ²	409
<i>Akodon cursor</i>	insetívoro/onívoro ³	terrestre ¹	609
<i>Akodon serrensis</i>	insetívoro/onívoro ³	terrestre ¹	609
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	insetívoro/onívoro ³	terrestre ¹⁰	609
<i>Monodelphis americana</i>	insetívoro/onívoro ³	terrestre ¹⁰	609
<i>Monodelphis scalops</i>	insetívoro/onívoro ³	terrestre ¹⁰	609
<i>Monodelphis breviceaudis</i>	insetívoro/onívoro ³	terrestre ¹⁰	609
<i>Thaptomys nigrita</i>	insetívoro/onívoro ³	terrestre ¹	609
<i>Cerradomys subflavus</i>	frugívoro/onívoro ¹²	terrestre ¹	610
<i>Hylaeamys laticeps</i>	frugívoro/onívoro ¹²	terrestre ¹	610
<i>Sooretamys angouya</i>	frugívoro/onívoro ¹²	terrestre ¹	610
<i>Trinomys dimidiatus</i>	frugívoro/onívoro ³	terrestre ¹	610
<i>Trinomys graciosus</i>	frugívoro/onívoro ³	terrestre ¹	610
<i>Trinomys setosus</i>	frugívoro/onívoro ³	terrestre ¹	610
<i>Delomys dorsalis</i>	frugívoro/granívoro ¹³	terrestre ¹	611
<i>Delomys sublineatus</i>	frugívoro/granívoro ¹³	terrestre ¹	611
<i>Euryoryzomys russatus</i>	frugívoro/granívoro ⁵	terrestre ¹	611
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	frugívoro/granívoro ³	terrestre ¹	611
<i>Cavia</i> sp.*	herbívoros/pastador ³	terrestre ¹	614
<i>Didelphis aurita</i>	insetívoro/onívoro ¹¹	escansorial ¹⁴	709
<i>Marmosops incanus</i>	insetívoro/onívoro ³	escansorial ⁶	709
<i>Marmosops paulensis</i>	insetívoro/onívoro ³	escansorial ¹⁴	709
<i>Philander frenatus</i>	insetívoro/onívoro ³	escansorial ¹⁴	709
<i>Sciurus aestuans</i> *	frugívoro/onívoro ³	escansorial ¹	710
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	insetívoro/onívoro ³	arborícola ¹⁴	809
<i>Micoureus paraguayanus</i>	insetívoro/onívoro ³	arborícola ¹⁴	809
<i>Rhagomys rufescens</i>	insetívoro/onívoro ⁹	arborícola ⁹	809
<i>Rhipidomys</i> sp.	insetívoro/onívoro ⁸	arborícola ⁸	809

¹ Bonvicino *et al.*(2008), ² Ernest & Mares (1986), ³ Fonseca *et al.*(1996), ⁴ Gonçalves *et al.*(2007), ⁵ Graipel *et al.*(2003), ⁶ Loretto & Vieira (2008), ⁷ Matson & Abravaya (1977), ⁸ Mauffrey & Catzefflis (2003), ⁹ Percequillo *et al.*(2004), ¹⁰ Reis *et al.*(2006), ¹¹ Santori (1995), ¹² Sousa *et al.*(2004), ¹³ Vieira *et al.*(2003), ¹⁴ Vieira & Monteiro-Filho (2003).

Subconjuntos concêntricos

Nós investigamos se as 32 espécies e os 11 grupos funcionais considerados estavam estruturados em subconjuntos hierárquicos nas nove comunidades amostradas, através do programa BINMATNEST (*binary matrix nestedness temperature calculator*) (Rodríguez-Gironés & Santamaría, 2006). Este programa calcula a entropia das comunidades a partir das matrizes de presença-ausência das espécies ou dos grupos funcionais, onde temperaturas mais baixas indicam maior efeito da concentricidade na estruturação das comunidades e temperaturas mais altas representam comunidades desordenadas (Atmar & Patterson, 1993). Antes de rodar o modelo é preciso definir os valores de alguns parâmetros. Optamos por utilizar 2000 matrizes nulas para o cálculo dos valores de probabilidade.

O programa BINMATNEST utiliza três modelos nulos distintos para analisar a probabilidade de uma matriz randômica apresentar o mesmo padrão hierárquico que os dados reais. Contudo, os autores do programa aconselham a utilização do modelo nulo 3 para avaliar a significância estatística. Este modelo foi considerado por apresentar melhor performance e ser mais conservador, estando menos sujeito ao erro do tipo I. Para os demais parâmetros, utilizamos os valores sugeridos pelo guia do usuário do programa (Rodríguez-Gironés & Santamaría, 2006).

RESULTADOS

Grupos funcionais

Capturamos 32 espécies presentes nas comunidades estudadas, distribuídas em 11 grupos funcionais. O grupo funcional mais representativo foi o grupo das espécies insetívoras/onívoras terrestres (grupo funcional 609), seguido pelo grupo das espécies frugívoras/onívoras terrestres (grupo funcional 610). As espécies de hábito insetívoro/onívoro fossorial (grupo funcional 109), de hábito herbívoro semi-fossorial (grupo funcional 213) e de hábito semi-aquático (grupo funcional 409) foram representadas por apenas uma espécie cada, bem como as espécies herbívoras/pastadoras terrestres (grupo funcional 614) e as frugívoras/granívoras escansoriais (grupo funcional 710) (Tabela 3).

A relação entre a riqueza de espécies e o número de grupos funcionais foi positiva e significativa ($R^2 = 0,843$; $F = 37,678$; $p < 0,001$; $n = 9$) (Figura 2).

O número de espécies/grupo funcional variou de uma até sete espécies com uma média de $2,9 \pm 2,2$ espécies/grupo funcional (Tabela 3).

O número de estados favoráveis observado (índice observado = 1) mostrou-se próximo do que era esperado ao acaso (média do índice simulado = 0,85), não demonstrando diferença significativa ($p = 0,793$). Dentre as nove comunidades, apenas uma foi favorável à regra de Fox. Nossos resultados indicaram que as comunidades em questão não estão organizadas segundo a regra de Fox, mas de forma randômica (Fox, 1987).

Tabela 3. Número de espécies por grupo funcional e total de espécies dentro de cada grupo funcional nas nove localidades amostradas no Estado do Rio de Janeiro. A penúltima linha da tabela contém a riqueza de espécies de cada localidade e a última linha traz o número de grupos funcionais de cada localidade. 109 = insetívoro/onívoro e fossorial, 209 = insetívoro/onívoro e semi-fossorial, 213 = herbívoro/folívoro e semi-fossorial, 409 = insetívoro/onívoro e semi-aquático, 609 = insetívoro/onívoro e terrestre, 610 = frugívoro/onívoro e terrestre, 611 = frugívoro/granívoro e terrestre, 614 = herbívoro/pastador e terrestre, 709 = insetívoro/onívoro e escansorial, 710 = frugívoro/onívoro e escansorial, 809 = insetívoro/onívoro e arborícola.

Grupos										Total de
	Funcionais	PED	FM	REGUA	RERP	EEEEP	PETP	FE	CONC	MSJ
109	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1
209	1	2	0	1	0	0	0	0	0	2
213	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
409	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1
609	4	3	3	2	2	2	3	1	1	7
610	3	1	0	2	1	1	1	1	0	6
611	4	2	2	1	1	1	0	1	0	4
614	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
709	2	3	2	2	2	3	3	2	2	4
710	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
809	2	3	1	2	1	1	0	0	1	4
Total de										
espécies/localidade	19	16	9	11	8	8	7	6	4	
Total de grupos										
funcionais/										
localidade	9	8	5	7	6	5	3	5	3	

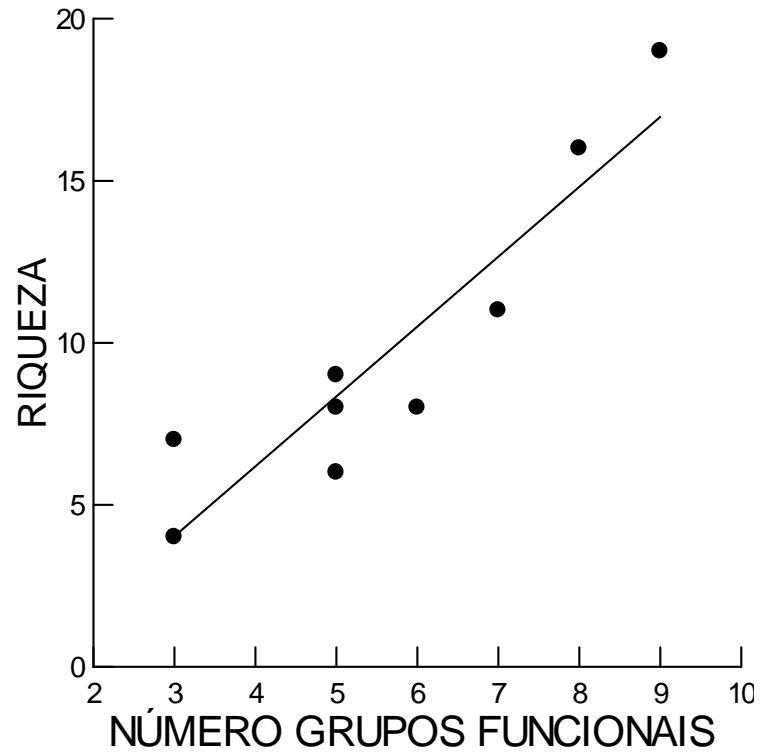


Figura 1. Relação entre a riqueza de espécies de pequenos mamíferos das nove localidades amostradas no Estado do Rio de Janeiro e o número de grupos funcionais presentes em cada localidade ($R^2 = 0,843$; $p < 0,001$; $N = 9$).

Subconjuntos concêntricos

Quando utilizamos as espécies no cálculo dos subconjuntos concêntricos, as comunidades estudadas apresentaram temperatura igual a 21,7°. A probabilidade da matriz real apresentar um padrão de subconjuntos concêntricos maior do que ao acaso foi significativa ($p = 0,004$) (Tabela 4).

Quando utilizamos os grupos funcionais no cálculo dos subconjuntos concêntricos, a temperatura da matriz foi de 10,3° e o padrão de concentricidade também foi significativo ($p < 0,001$) (Tabela 5).

Tabela 4. Matriz de presença-ausência (máxima concentricidade) das espécies de pequenos mamíferos das nove localidades amostradas no Estado do Rio de Janeiro.

	PED	FM	REGUA	RERP	EEEP	PETP	FE	CONC	MSJ
<i>Didelphis aurita</i>	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Marmosops incanus</i>	0	0	1	0	1	1	1	1	1
<i>Monodelphis americana</i>	1	0	1	0	1	1	0	0	1
<i>Akodon cursor</i>	0	1	1	1	0	0	1	1	0
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	1	1	1	0	0	1	0	1	0
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	1	0	1	1	1	0	1	0	0
<i>Blarinomys breviceps</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Philander frenatus</i>	1	1	0	1	0	1	1	0	0
<i>Rhipidomys sp.</i>	1	1	0	1	1	1	0	0	0
<i>Trinomys dimidiatus</i>	1	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Euryoryzomys russatus</i>	1	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Akodon serrensis</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Oxymycterus dasytrichus</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Nectomys squamipes</i>	1	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Hylaeamys laticeps</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Monodelphis scalops</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micoureus paraguayanus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>Marmosops paulensis</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thaptomys nigrita</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Delomys dorsalis</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trinomys setosus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Monodelphis breviceaudis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhagomys rufescens</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brucepattersonius sp.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cavia sp.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trinomys graciosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Sooretamus angouya</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cerradomys subflavus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Guerlinguetus aestuans</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euryzygomatomys spinosus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Delomys sublineatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Total de espécies	19	16	9	11	8	8	7	6	4

DISCUSSÃO

Estados favoráveis

Existe uma forte relação entre o número de grupos funcionais e a riqueza de espécies nas localidades. No entanto, a entrada de novas espécies parece se concentrar naqueles grupos funcionais terrestres (609 - insetívoros/onívoros, 610 - frugívoros/onívoros, 611 - frugívoros/granívoros) e também no grupo dos insetívoros/onívoros (709 - escansoriais, 809 - arborícolas). Este resultado pode ser consequência da metodologia empregada que privilegia espécies terrestres, que tanto podem cair nas armadilhas no solo, quanto em armadilhas de interceptação e queda, e espécies mais generalistas que são atraídas pelas iscas. Há ausências, como de espécies primariamente herbívoras, arborícolas ou de hábito semi-aquático que não foram capturadas em nosso estudo e raramente o são em outros (Olmos *et al.*, 1993; Bonvicino *et al.*, 2001; Emmons *et al.*, 2002; Fernandez *et al.*, 2007).

De acordo com nossos resultados, as comunidades não estão estruturadas segundo a regra de Fox (Fox, 1987). A regra de Fox estaria atuando caso as comunidades reais possuíssem estados favoráveis com maior frequência do que as comunidades geradas aleatoriamente, ou seja, os grupos funcionais deveriam estar representados nas comunidades mais uniformemente do que é esperado ao acaso. Nós não constatamos este padrão nas comunidades de pequenos mamíferos analisadas.

A existência de uma regra de montagem baseada em grupos funcionais tem gerado controvérsias. Enquanto alguns trabalhos demonstram que suas comunidades estão estruturadas em estados favoráveis com maior frequência do que seria esperado randomicamente (e.g. Fox & Brown, 1993; Brown *et al.*, 2002), outros acreditam que essa regra é fruto do acaso, justificando que a mesma não considera as influências do habitat, da distribuição das espécies e de fatores históricos, que podem ser tão importantes quanto a competição em determinar as espécies que coexistem atualmente nas comunidades (Simberloff *et al.*, 1999). Segundo Stone *et al.* (1996), não é preciso atribuir a existência de padrões de co-ocorrência à competição interespecífica. Estes padrões podem ser ocasionados pelo diferentes limites de distribuição das espécies devido às habilidades de dispersão e à tolerância a fatores físicos (Patterson & Brown, 1991).

Considerando a hipótese da competição, é esperado que espécies ecologicamente similares (e.g. tamanho corporal similar, mesmo grupo funcional ou estreito parentesco filogenético) co-ocorram menos frequentemente em comunidades locais (Brown *et al.*, 2002). No caso de nossos resultados, é provável que a competição interespecífica exista, todavia ela parece não ser a principal força estruturadora das comunidades de pequenos mamíferos. Isso não significa que não haja regras atuando na estruturação das comunidades, mas apenas que é difícil atribuir o padrão a somente uma regra, como propõem Simberloff *et al.* (1999).

Subconjuntos concêntricos

De acordo com nossos resultados, as comunidades de pequenos mamíferos das áreas amostradas no Estado do Rio de Janeiro estão ordenadas segundo um padrão de subconjuntos hierárquicos. Isto significa que as espécies que habitam os fragmentos não são uma coleção aleatória do conjunto total de espécies, mas representam subconjuntos das espécies das biotas mais ricas (Wright & Reeves, 1992; Atmar & Patterson, 1993). No entanto, quando consideramos que as espécies ocorrem em todas as localidades incluímos uma falha nos resultados. Há fatores como a altitude e a presença de barreiras geográficas que limitam a distribuição das espécies a determinadas localidades, como observado no Capítulo 1. O efeito das amostragens em diferentes regiões geográficas também incide na composição das espécies (Geise *et al.*, 2004; Cáceres *et al.*, 2008), como também foi apontado no Capítulo 1. Contudo, acreditamos que ao utilizar os grupos funcionais nas análises de concentricidade obtivemos resultados mais robustos por minimizar a questão da distribuição diferenciada das espécies e permitir comparações entre comunidades com composições de espécies diferentes. Quando se considera os grupos funcionais, não importa a identidade das espécies, mas sim o papel ecológico que elas desempenham nas comunidades (Fonseca & Ganade, 2001).

As espécies insetívoras/onívoras, principalmente as terrestres e escansoriais, foram as mais frequentes nas áreas, sejam estas muito ou pouco fragmentadas. Estes grupos funcionais parecem ser aqueles que melhor resistem aos impactos e persistem frente aos efeitos de fragmentação do habitat. Tais grupos são compostos, na maioria, por espécies de marsupiais, que são conhecidos por apresentarem hábitos generalistas (Fonseca & Robinson, 1990; Vieira, 1997). Por outro lado, os grupos funcionais mais atingidos parecem ser aqueles que incluem

espécies mais especializadas como as de hábito locomotor fossorial e hábito alimentar herbívoro, que aparentam ser as primeiras a desaparecer diante de impactos ambientais. Isto pode ser atribuído ao fato dos grupos funcionais referidos serem compostos por espécies mais sensíveis aos efeitos da fragmentação (Bonvicino *et al.*, 2002). São espécies que ocorrem apenas em habitats de vegetação pouco alterada (e.g. *Brucepattersonius* sp., *Oxymycterus dasytrichus*), e também podem ser aquelas mais raras e pouco abundantes (e.g. *Blarinomys breviceps*, *Euryzygomatomys spinosus*), que funcionam como indicadores de qualidade do habitat. (Bonvicino *et al.*, 2002; Geise *et al.*, 2008).

Espécies como os marsupiais *Didelphis aurita* e *Marmosops incanus* ocorreram na maioria das comunidades estudadas. Estas são espécies comumente capturadas em inventários de fauna (Pardini & Umetsu, 2006; Vera y Conde & Rocha, 2006; Modesto *et al.*, 2008b), possuem hábitos generalistas, apresentando importantes habilidades de sobrevivência e adaptações morfológicas (Fonseca & Robinson, 1990; Grelle, 2003; Loretto & Vieira, 2008) e, por isso parecem ser capazes de resistir aos efeitos da fragmentação. No caso de *D. aurita*, sua habilidade em predar e competir com as demais espécies de pequenos mamíferos pode funcionar como uma estratégia que garante a sua persistência nas comunidades, mesmo após a ocorrência de distúrbios (Fonseca & Robinson, 1990; Moura *et al.*, no prelo).

Outras espécies, apesar de comuns, não são capturadas facilmente em armadilhas. Este é o caso do roedor *Sciurus aestuans*, que foi avistado em algumas das localidades amostradas, mas foi capturado apenas no Parque Estadual do Desengano (PED). As espécies do gênero *Trinomys* possuem ampla distribuição (Lara *et al.*, 2002) e são comuns em inventários (e.g. Pereira *et al.*, 2001; Geise *et al.*, 2004; Vaz, 2005; Modesto *et al.*, 2008a; Modesto *et al.*, 2008b), no entanto têm sua ocorrência limitada à faixa dos 1.300 m de altitude (Attias *et al.*, submetido). Provavelmente por esta limitação altitudinal, nenhuma espécie desse gênero foi capturada na Fazenda Marimbondo (FM), cuja altitude média é de cerca de 1.500 m. Porém, sua ausência no inventário da Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA) foi inesperada, uma vez que há registros de *Trinomys dimidiatus* nas duas localidades mais próximas, Estação Ecológica Estadual do Paraíso (EEEP) e Parque Estadual dos Três Picos (PETP) (Attias *et al.*, submetido). O marsupial *Philander frenatus* é também uma espécie comum, geralmente capturada próximo a corpos d'água (Moura *et al.*, 2005). A ausência dessa espécie em algumas localidades pode estar associada à ausência ou ao reduzido número de armadilhas posicionadas neste tipo de ambiente.

Algumas espécies, tais como *Caluromys philander*, *Chironectes minimus* e *Phyllomys pattoni* não foram registradas em nosso levantamento. Estas ausências ocorreram possivelmente em função do comportamento particular destas espécies, que reduz o sucesso de captura, e da inadequação da metodologia utilizada para estes casos (Umetsu *et al.*, 2006; Garden *et al.*, 2007). *Caluromys philander* é considerado o marsupial didelfídeo mais arborícola e por isso é capturado quase que exclusivamente nas partes mais altas das árvores (Grelle, 2003; Loretto & Vieira, 2008). O marsupial *Chironectes minimus*, apesar da ampla distribuição (Brown, 2004), não foi capturado durante o estudo. Essa espécie foi avistada em uma das nove localidades amostradas (Reserva Rio das Pedras), nadando em um riacho, e há registros dela e também pele depositada na Estação Ecológica Estadual do Paraíso. Certamente, *C. minimus* não foi capturado, pois não utilizamos a metodologia específica. Vale lembrar que esta espécie, devido a seu peculiar hábito semi-aquático, raramente é capturada em estudos com pequenos mamíferos (Fernandez *et al.*, 2007). Sobre *Phyllomys pattoni*, não há muitas informações disponíveis na literatura. Sabe-se que é um roedor de hábito arborícola (Emmons *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2004) e não é comumente registrado em inventários.

O padrão de distribuição concêntrica parece ser um padrão comum na natureza (Patterson, 1990; Wright *et al.*, 1998). Muitos estudos encontraram resultados semelhantes a este (e.g. Wright *et al.*, 1998; Fleishman & Murphy, 1999; Feeley, 2003; Martínez-Morales, 2005; Meyer & Kalko, 2008), padrão que tem sido atribuído a diversas causas, tais como efeitos de amostragem, estrutura do habitat, estrutura de nicho, colonização e extinção seletivas (Lomolino, 1996; Wright *et al.*, 1998). No caso deste estudo, nós acreditamos que os principais mecanismos responsáveis pelo padrão concêntrico encontrado são fatores históricos, geográficos (Patterson, 1999) e distúrbios provocados pelo homem na paisagem (Dunstan & Fox, 1996; Fernández-Juricic, 2000; Fernández-Juricic, 2002) que, associados ao efeito do tamanho e do isolamento da área, interferem na probabilidade de imigração e extinção das espécies (Lomolino, 1996). As atividades antrópicas estão frequentemente associadas à fragmentação da paisagem, causando efeitos em comunidades de pequenos mamíferos (Olifiers *et al.*, 2005).

Concluimos então que as comunidades de pequenos mamíferos do Estado do Rio de Janeiro estão organizadas de acordo com padrões hierárquicos de ordenação, provavelmente produzidos por fatores históricos e geográficos, no caso das espécies e por alterações da paisagem provocadas pelo homem, principalmente no caso dos grupos funcionais. A competição parece exercer influência limitada nestas comunidades. Esses resultados podem

representar implicações para a conservação de mamíferos em paisagens fragmentadas. Ao definir áreas de proteção convém priorizar aquelas que abriguem maior riqueza de espécies. No caso de comunidades organizadas em um padrão concêntrico, uma medida aconselhável é priorizar a proteção de áreas mais hospitaleiras. No Estado do Rio de Janeiro, investir na conservação dos remanescentes mais hospitaleiros, controlando as atividades antrópicas, parece ser uma boa estratégia para que a diversidade biológica neles contida não se perca.

REFERÊNCIAS

- ASQUITH, N.M.; WRIGHT, S.J. & CLAUSS, M.J. 1997. Does mammal community composition control recruitment in Neotropical Forests? Evidence from Panama. *Ecology*, 78:941-946.
- ATMAR, W. & PATTERSON, B.D. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*, 96:373-382.
- ATTIAS, N.; RAÍCES, D.S.L.; PESSÔA, F.S.; ALBUQUERQUE, H.; JORDÃO-NOGUEIRA, T.; MODESTO, T.C. & BERGALLO, H.D.G. submetido. Potential distribution and new records of *Trinomys* species (Rodentia: Echimyidae) in Rio de Janeiro State *Revista Brasileira de Zoologia*.
- AUGUST, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64:1495-1513.
- AZERIA, E.T. & KOLASA, J. 2008. Nestedness, niche metrics and temporal dynamics of a metacommunity in a dynamic natural model system. *Oikos*, 117:1006-1019.
- BASTAZINI, C.V.; MUNDURUCA, J.F.V.; ROCHA, P.L.B. & NAPOLI, M.F. 2007. Which environmental variables better explain changes in Anuran community composition? A case study in the Restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica*, 63:459-471.
- BERGALLO, H.G.; ESBÉRARD, C.E.L.; MELLO, M.A.R.; LINS, V.; MANGOLIN, R.; MELO, G.G.S. & BAPTISTA, M. 2003. Bat Species Richness in Atlantic Forest: What Is the Minimum Sampling Effort? *Biotropica*, 35:278-288.
- BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D.; ALVES, M.A.S. & VAN SLUYS, M. 2000. A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro. EdUERJ, Rio de Janeiro.
- 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 - OPAS/OMS, Rio de Janeiro.
- BONVICINO, C.R.; OLIVEIRA, J.A.; D'ANDREA, P.S. & CARVALHO, R.W. 2001. Rediscovery of the endemic Atlantic forest rodent *Phaenomys ferrugineus* (Rodentia, Sigmodontinae): New data on its morphology and karyology. *Boletim do Museu Nacional, Nova série, Zoologia*, 467:1-12.
- BOSCHILIA, S.M.; OLIVEIRA, E.F. & THOMAZ, S.M. 2008. Do aquatic macrophytes co-occur randomly? An analysis of null models in a tropical floodplain. *Oecologia*, 156:203-214.
- BROWN, B.E. 2004. Atlas of New World marsupials. *Fieldiana Zoology: New series*, 102:1-108.
- BROWN, J.H.; FOX, B.J. & KELT, D.A. 2000. Assembly rules: Desert rodent communities are structured at scales from local to continental. *The American Naturalist*, 156:314-321.
- BROWN, J.H.; KELT, D.A. & FOX, B.J. 2002. Assembly Rules and Competition in Desert Rodents. *The American Naturalist*, 160:815-818.
- CÁCERES, N.C.; CASELLA, J.; VARGAS, C.F.; PRATES, L.Z.; TOMBINI, A.A.M.; GOULART, C.S. & LOPES, W.H. 2008. Distribuição geográfica de pequenos mamíferos não voadores nas bacias dos rios Araguaia e Paraná, região Centro-sul do Brasil. *Iheringia, série Zoologia*, 98:173-180.

- CÁCERES, N.C.; DITTRICH, V.A. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 1999. Fruit consumption, distance of seed dispersal and germination of solanaceous plants ingested by common opossum (*Didelphis aurita*) in southern Brazil *Revue d'Ecologie*, 54:1-9.
- CÁCERES, N.C. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2000. The common opossum, *Didelphis aurita*, as a seed disperser of several plants in southern Brazil. *Ciência e Cultura*, 52:41-44.
- CONNOR, E.F. & SIMBERLOFF, D. 1979. The Assembly of Species Communities: Chance or Competition? *Ecology*, 60:1132-1140.
- CORBALÁN, V. & OJEDA, R. 2004. Spatial and temporal organization of small mammal communities in the Monte desert, Argentina. *Mammalia*, 68:5-14.
- DAVIES, R.G.; HERNANDEZ, L.M.; EGGLETON, P.; DIDHAM, R.K.; FAGAN, L.L. & WINCHESTER, N.N. 2003. Environmental and spatial influences upon species composition of a termite assemblage across neotropical forest islands. *Journal of Tropical Ecology*, 19:509-524.
- DIAMOND, J.M. 1975. Assembly of species communities. In: Cody, M.L.; Diamond, J.M.(Eds.). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, 342-444.
- DINIZ-FILHO, J.A.F.; SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A.T.A.; BINI, L.M.; RAMOS-NETO, M.B. & TÔRRES, N.M. 2008. Spatial autocorrelation of mammalian richness and abundance along the Cerrado-Pantanal corridor, Central Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 3:103-111.
- DUNSTAN, C.E. & FOX, B.J. 1996. The effects of fragmentation and disturbance of rainforest on ground-dwelling small mammals on the Robertson Plateau, New South Wales, Australia. *Journal of Biogeography*, 23:187-201.
- EISENBERG, J.F. 1981. *The Mammalian radiations: An analysis of trends in evolution, adaptation, and behavior*. University of Chicago Press, Chicago.
- EMMONS, L.; LEITE, Y.L.R.; KOCK, D. & COSTA, L.P. 2002. A Review of the Named Forms of *Phyllomys* (Rodentia: Echimyidae) with the Description of a New Species from Coastal Brazil. *American Museum Novitates*, 3380:1-40.
- ERNEST, K.A. & MARES, M.A. 1986. Ecology of *Nectomys squamipes*, the neotropical water rat, in Central Brazil: home range, habitat selection, reproduction and behaviour *The Zoological Society of London*, 210:599-612.
- FEELEY, K. 2003. Analysis of avian communities in Lake Guri, Venezuela, using multiple assembly rule models. *Oecologia*, 137:104-113.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E. 2000. Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. *Condor*, 102:247-255.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E. 2002. Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia*, 131:269-278.
- FERNANDEZ, F.A.S.; GALLIEZ, M. & LEITE, M.S. 2007. O gambá que inventou o submarino. *Ciência Hoje*, 39:70-72.
- FERREIRA, M.T.; SOUSA, L.; SANTOS, J.M.; REINO, L.; OLIVEIRA, J.; ., P.R.A. & CORTES, R.V. 2007. Regional and local environmental correlates of native Iberian fish fauna. *Ecology of Freshwater Fish*, 16:504-514.
- FIDALGO, E.C.C.; UZEDA, M.C.; BERGALLO, H.G. & COSTA, T.C.C. 2007. Remanescentes da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro: distribuição dos fragmentos e possibilidades de conexão. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*:3885-3892.
- FLEISHMAN, E. & MURPHY, D.D. 1999. Patterns and processes of nestedness in a Great Basin butterfly community. *Oecologia*, 119:133-139.
- FONSECA, C.R. & GANADE, G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology*, 89:118-125.

- FONSECA, G.A.B.; HERRMANN, G.; LEITE, Y.L.R.; MITTERMEIER, R.A.; RYLANDS, A.B. & PATTON, J.L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology*, 4:1-38.
- 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.
- FOX, B.J. 1987. Species assembly and the evolution of community structure. *Evolutionary Ecology*, 1:201-213.
- FOX, B.J. & BROWN, J.H. 1993. Assembly rules for functional groups in North American desert rodent communities. *Oikos*, 67:358-370.
- FOX, B.J. & FOX, M.D. 2000. Factors determining mammal species richness on habitat islands and isolates: habitat diversity, disturbance, species interactions and guild assembly rules. *Global Ecology and Biogeography*, 9:19-37.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 2002. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 1995-2000, São Paulo.
- GARDEN, J.G.; MCALPINE, C.A.; POSSINGHAM, H.P. & JONES, D.N. 2007. Using multiple survey methods to detect terrestrial reptiles and mammals: what are the most successful and cost-efficient combinations? *Wildlife Research*, 34:218-227.
- GARDNER, A.L. 2008. Mammals of South America, Volume 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago Press.
- GEISE, L.; BERGALLO, H.G.; ESBÉRARD, C.E.L.; ROCHA, C.F.D. & VAN SLUYS, M. 2008. The karyotype of *Blarinomys breviceps* (Mammalia: Rodentia: Cricetidae) with comments on its morphology and some ecological notes. *Zootaxa*, 1907:47-60.
- GEISE, L.; PEREIRA, L.G.; BOSSI, D.E.P. & BERGALLO, H.G. 2004. Pattern of Elevational Distribution and Richness of non volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64:599-612.
- GONÇALVES, G.L.; FARIA-CORREA, M.A.; CUNHA, A.S. & FREITAS, T.R.O. 2007. Bark consumption by the spiny rat *Euryzgomatomys spinosus* (G. Fisher) (Echymyidae) on a *Pinus taeda* Linnaeus (Pinaceae) plantation in South Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24:260-263.
- GOTELLI, N.J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81:2606-2621.
- GOTELLI, N.J. & ELLISON, A.M. 2004. A primer of ecological statistics. Sinauer Associates.
- GOTELLI, N.J. & ENTSMINGER, G.L. 2004. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesy-Bear. Jericho, VT 05465. <http://garyentsminger.com/ecosim/index.htm>
- GRAIPEL, M.E.; MILLER, P.R.M. & GLOCK, L. 2003. Padrão de atividades de *Akodon montensis* e *Oryzomys russatus* na Reserva de Volta Velha, Santa Catarina, sul do Brasil. *Mastozoología Neotropical*, 10:255-260.
- GRATWICKE, B. & SPEIGHT, M.R. 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology*, 66:65-667.
- 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*, 38:81-85.
- GROOMBRIDGE, B. 1992. Global biodiversity: status of the Earth's living resources. Chapman & Hall, London.
- HARRISON, S.; ROSS, S.J. & LAWTON, J.H. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, 61:151-158.

- HEANEY, L.R. 2001. Small mammal diversity along elevational gradients in the Philippines: an assessment of patterns and hypotheses. *Global Ecology and Biogeography*, 10:15-39.
- HORTAL, J.; RODRÍGUEZ, J.; NIETO-DÍAZ, M. & LOBO, J.M. 2008. Regional and environmental effects on the species richness of mammal assemblages. *Journal of Biogeography*, 35:1202-1214.
- HUTCHINSON, G.E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist*, XCIII:145-159.
- IACK-XIMENES, G.E. 2005. Revisão de *Trinomys* Thomas 1921 (Rodentia: Echimyidae). USP, São Paulo. Tese de Doutorado.
- JELLINEK, S.; DRISCOLL, D.A. & KIRKPATRICK, J.B. 2004. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard. *Austral Ecology*, 29:294-304.
- JUEN, L. 2006. Distribuição das espécies de Odonata e o padrão de diversidade beta encontrado entre riachos na Amazônia Central. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- KELT, D.A.; TAPER, M.L. & MESERVE, P.L. 1995. Assessing the impact of competition on the assembly of communities: a case study using small mammals *Ecology*, 76:1283-1296.
- KOLEFF, P.; GASTON, K.J. & LENNON, J.J. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72:367-382.
- LARA, M.C.; PATTON, J.L. & HINGST-ZAHER, E. 2002. *Trinomys mirapitanga*, a new species of spiny rat (Rodentia: Echimyidae) from the Brazilian Atlantic Forest *Mammalian Biology*, 67:233-242.
- LENFANT, C. 1973. High Altitude Adaptation in Mammals *American Zoologist*, 13:447-456.
- LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R. & HARTSHORN, G.S. 1996. Tropical Forest Structure and Composition on a Large-Scale Altitudinal Gradient in Costa Rica. *Journal of Ecology*, 84:137-152.
- LOMOLINO, M.V. 1996. Investigating causality of nestedness of insular communities: selective immigrations or extinctions? *Journal of Biogeography*, 23:699-703.
- LORETTO, D. & VIEIRA, M.V. 2008. Use of space by the marsupial *Marmosops incanus* (Didelphimorphia, Didelphidae) in the Atlantic Forest, Brazil. *Mammalian Biology*, 73:255-261.
- LOYOLA, R.D.; KUBOTA, U. & LEWINSOHN, T.M. 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions*, 13:389-396.
- MAGURRAN, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Oxford.
- MANTOVANI, W. 1993. Estrutura e dinâmica da floresta Atlântica na Juréia, Iguape-SP. Universidade de São Paulo, São Paulo. Livre Docência.
- MARTÍNEZ-MORALES, M.A. 2005. Nested species assemblages as a tool to detect sensitivity to forest fragmentation: the case of cloud forest birds *Oikos*, 108 634-642.
- MATSON, J.O. & ABRAYAYA, J.P. 1977. *Blarinomys breviceps*. *Mammalian Species*, 74:1-3.
- MAUFFREY, J.-F. & CATZEFLIS, F. 2003. Ecological and isotopic discrimination of syntopic rodents in a neotropical rain forest of French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 19:209-214.
- MAZZOLLI, M. 1993. Ocorrência de *Puma concolor* (Linnaeus) (Felidae, Carnivora) em áreas de vegetação remanescente de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 10:581-587.
- MAZZOLLI, M. 2006. Persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Tese de Doutorado.

- MEYER, C.F.J. & KALKO, E.K.V. 2008. Bat assemblages on Neotropical land-bridge islands: nested subsets and null model analyses of species co-occurrence patterns. *Diversity and Distributions*, 14:1-11.
- MILNE, D.J.; ARMSTRONG, M.; FISHER, A.; FLORES, T. & PAVEY, C.R. 2005. Structure and environmental relationships of insectivorous bat assemblages in tropical Australian savannas. *Austral Ecology*, 30:906-919.
- MITTERMEIER, R.A.; GIL, R.P.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J. & FONSECA, G.A.B. 2005. Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. University of Chicago Press, Boston.
- MMA. 1999. Diretrizes para a política de conservação e desenvolvimento sustentável da Mata Atlântica. Caderno no 13. Brasília, DF, Brasil.
- MMA/SBF. 2002. Biodiversidade brasileira. Avaliação e identificação das áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Ministério do Meio Ambiente e Secretaria de Biodiversidade e Floresta, Brasília.
- MODESTO, T.C.; PESSÔA, F.S.; ENRICI, M.C.; ATTIAS, N.; JORDÃO-NOGUEIRA, T.; COSTA, L.M.; ALBUQUERQUE, H.G. & BERGALLO, H.G. 2008a. Mamíferos do Parque Estadual do Desengano, Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotropica*, 8:152-159.
- MODESTO, T.C.; PESSÔA, F.S.; JORDÃO-NOGUEIRA, T.; ENRICI, M.C.; COSTA, L.M.; ATTIAS, N.; ALMEIDA, J.; RAÍCES, D.S.L.; ALBUQUERQUE, H.G. & PEREIRA, B.C. 2008b. Mammals, Serra da Concórdia, state of Rio de Janeiro, Brazil. *Check List*, 4:341-348.
- MOOJEN, J. 1948. Speciation in the Brazilian spiny rats (Genus *Proechimys*, Family Echimyidae) *University of Kansas Publications, Museum of Natural History, Lawrence*, 1:301-406.
- MORELLATO, L.P.C. & HADDAD, C.F.B. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 32:786-792.
- MORENO, M.R.; NASCIMENTO, M.T. & KURTZ, B.C. 2003. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. *Acta Botanica Brasilica*, 17:371-386.
- MOURA, M.C.; CAPARELLI, A.C.; FREITAS, S.R. & VIEIRA, M.V. 2005. Scale-dependent habitat selection in three didelphid marsupials using the spool-and-line technique in the Atlantic forest of Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 21:1-7.
- MOURA, M.C.; GRELE, C.E.V. & BERGALLO, H.G. 2008. How does sampling protocol affect the richness and abundance of small mammals recorded in tropical forest? An example from the Atlantic Forest, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 3:51-58.
- MOURA, M.C.; VIEIRA, M.V. & CERQUEIRA, R. no prelo. Occasional intraguild predation structuring small mammal assemblages: the marsupial *Didelphis aurita* in the Atlantic Forest of Brazil. *Austral Ecology*.
- NEKOLA, J.C. & WHITE, P.S. 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, 26:867-878.
- NIMER, E. 1979. Climatologia do Brasil. IBGE/SUPREN, Rio de Janeiro.
- NOGUÉS-BRAVO, D. & MARTÍNEZ-RICA, J.P. 2004. Factors controlling the spatial species richness pattern of four groups of terrestrial vertebrates in an area between two different biogeographic regions in northern Spain. *Journal of Biogeography*, 31:629-640.
- OLIFIERS, N.; GENTILE, R. & FIZON, J.T. 2005. Relation between small mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. *Brazilian Journal of Biology*, 65:495-501.

- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica*, 32:793-810.
- OLIVEIRA, J.A. & BONVICINO, C.R. 2006. Ordem Rodentia In: R., R.N.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A.; Lima, I.P.(Eds.). Mamíferos do Brasil, Londrina,
- OLMOS, F.; GALETTI, M.; PASCHOAL, M. & MENDES, S.L. 1993. Habits of the Southern Bamboo rat, *Kannabatyomys amblyonyx* (Rodentia, Echimyidae) in Southeastern Brazil. *Mammalia*, 57:325-335.
- OLSON, D.M.; DINERSTEIN, E.; WIKRAMANAYAKE, E.D.; BURGESS, N.D.; POWELL, G.V.N.; UNDERWOOD, E.C.; D'AMICO, J.A.; ITOUA, I.; STRAND, H.E. & MORRISON, J.C. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, 51:933-938.
- PAGLIA, A.P.; DE MARCO JR, P.; COSTA, F.M.; PEREIRA, R.F. & LESSA, G. 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de Mata Atlântica secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 12:67-79.
- PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and conservation*, 13:2567-2586.
- PARDINI, R. & UMETSU, F. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropica*, 6:1-22.
- PATTERSON, B.D. 1987. The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. *Conservation Biology*, 1:323-334.
- PATTERSON, B.D. 1990. On the temporal development of nested subsets patterns of species composition. *Oikos*, 59:330-342.
- PATTERSON, B.D. 1999. Contingency and determinism in mammalian biogeography: the role of history. *Journal of Mammalogy*, 80:345-360.
- PATTERSON, B.D. & ATMAR, W. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society*, 28:65-82.
- PATTERSON, B.D. & BROWN, J.H. 1991. Regionally nested patterns of species composition in granivorous rodent assemblages. *Journal of Biogeography*, 18:395-402.
- PEARMAN, P.B. & WEBER, D. 2007. Common species determine richness patterns in biodiversity indicator taxa. *Biological Conservation*, 138:109-119.
- PERCEQUILLO, A.R.; GONÇALVES, P.R. & OLIVEIRA, J.A. 2004. The rediscovery of *Rhagomys rufescens* (Thomas, 1886), with a morphological redescription and comments on its systematic relationships based on morphological and molecular (cytochrome b) characters *Mammalian Biology*, 69:238-257.
- PEREIRA, L.G.; TORRES, S.E.M.; DA SILVA, H.S. & GEISE, L. 2001. Non-volant mammals of Ilha Grande and adjacent areas in Southern Rio de Janeiro State, Brazil. *Boletim do Museu Nacional, Nova série, Zoologia, Rio de Janeiro*, 459:1-15.
- PESSÔA, L.M. & REIS, S.F. 1996. *Proechimys iheringi* *Mammalian Species, Lawrence*, 536:1-4.
- PIANKA, E.R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *The American Naturalist*, 100:33-46.
- PIANKA, E.R. 1999. Evolutionary Ecology. Benjamin Cummings, San Francisco.
- PRESLEY, S.J. 2007. Streblid bat fly assemblage structure on Paraguayan *Noctilio leporinus* (Chiroptera: Noctilionidae): nestedness and species co-occurrence. *Journal of Tropical Ecology*, 23:409-417.
- QIAN, H.; WANG, X.; WANG, S. & LI, Y. 2007. Environmental determinants of amphibian and reptile species richness in China. *Ecography*, 30:471-482.

- RADAMBRASIL. 1983. Levantamento de recursos naturais, Rio de Janeiro.
- RAHBEK, C. & GRAVES, G.R. 2001. Multiscale assessment of patterns of avian species richness. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98:4534-4539.
- REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A. & LIMA, I.P. 2006. Mamíferos do Brasil, Londrina.
- RILEY, S.J. & MALECKI, R.A. 2001. A landscape analysis of cougar distribution and abundance in Montana, USA. *Environmental Management*, 28:317-323.
- ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; ALVES, M.A.S. & VAN SLUYS, M. 2003. A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas Restingas da Mata Atlântica. RiMa, São Carlos.
- ROCHA, C.F.D.; HATANO, F.H.; VRCIBRADIC, D. & VAN SLUYS, M. 2008. Frog species richness, composition and Beta-diversity in coastal Brazilian restinga habitats. *Brazilian Journal of Biology*, 68:101-107.
- RODRÍGUEZ-GIRONÉS, M.A. & SANTAMARÍA, L. 2006. A new algorithm to calculate the nestedness temperature of presence-absence matrices. *Journal of Biogeography*, 33:924-935.
- ROSENWEIG, M.L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press, Cambridge.
- SALIS, S.M.; SHEPHERD, G.J. & JOLY, C.A. 1995. Floristic composition of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. *Vegetatio*, 119:155-164.
- SANTORI, R.T.; MORAES, D.A.D. & CERQUEIRA, R. 1995. Diet composition of *Metachirus nudicaudatus* and *Didelphis aurita* (Marsupialia, Didelphoidea) in Southeastern Brazil. *Mammalia*, 59:511-516.
- SANTOS, Á.B.; LÓSS, S. & LEITE, Y.L.R. 2004. Padrões de uso de estratos da floresta por pequenos mamíferos no Parque Estadual da Fonte Grande, Vitória, Espírito Santo. *Natureza on line*, 2:27-33.
- SIMBERLOFF, D. & MARTIN, J.L. 1991. Nestedness of insular avifaunas: simple summary statistics masking complex species patterns. *Ornis Fennica*, 68:178-192.
- SIMBERLOFF, D.; STONE, L. & DAYAN, T. 1999. Ruling out a community assembly rule: the method of favored states. In: Weiher, E.; Keddy, P.(Eds.). *Ecological Assembly rules: perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press, Cambridge.
- SOUSA, M.A.N.; LANGGUTH, A. & GIMENEZ, E.D.A. 2004. Mamíferos dos Brejos de Altitude Paraíba e Pernambuco. In: Porto, K.; Cabral, J.J.P.; Tabarelli, M.(Eds.). *Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: História Natural, Ecologia e Conservação*. MMA, Brasília, 229-254.
- STONE, L.; DAYAN, T. & SIMBERLOFF, D. 1996. Community-wide assembly patterns unmasked: the importance of species' differing geographic ranges. *The American Naturalist*, 148:997-1015.
- STONE, L.; DAYAN, T. & SIMBERLOFF, D. 2000. On desert rodents, favored states, and unresolved issues: scaling up and down regional assemblages and local communities. *The American Naturalist*, 156:322-327.
- STONE, L. & ROBERTS, A. 1990. The checkerboard score and species distributions. *Oecologia*, 85:74-79.
- SUGUIO, K. & TESSLER, M.G. 1984. Planícies e cordões litorâneos quaternários do Brasil: Origem e nomenclatura In: Lacerda, L.D.; Araujo, D.S.D.; Cerqueira, R.; Turcq, B.(Eds.). *Restingas: origem, estrutura, processos*. Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 15-26.
- UMETSU, F.; NAXARA, L. & PARDINI, R. 2006. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the Neotropics. *Journal of Mammalogy*, 87:757-765.

- VAZ, S.M. 2005. Mamíferos coletados em Pedra Branca, Município de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22:1164-1169.
- VÁZQUEZ, J.A.G. & GIVNISH, T.J. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure and diversity in the Sierra de Manantlán. *Journal of Ecology*, 86:999-1020.
- VELLEND, M. 2001. Do commonly used indices of Beta-diversity measure species turnover? *Journal of Vegetation Science*, 12:545-552.
- 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.
- VERA Y CONDE, C.F. & ROCHA, C.F.D. 2006. Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic Rainforest area in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66:983-990.
- 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.
- VIEIRA, E.M.; PIZO, M.A. & IZAR, P. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia*, 67:1-7.
- VIEIRA, M.V. 1997. Body size and form in two Neotropical marsupials, *Didelphis aurita* and *Philander opossum* (Marsupialia: Didelphidae). *Mammalia*, 61:245-254.
- WATLING, J.I. & DONNELLY, M.A. 2006. Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology*, 20:1016-1025.
- WEKSLER, M.; PERCEQUILLO, A.R. & VOSS, R.S. 2006. Ten New Genera of Oryzomyine Rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). *American Museum of Natural History*, 3537:1-29.
- WHITTAKER, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30:279-338.
- WHITTAKER, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21:213-251.
- WILSON, D.E. & REEDER, D.A.M. 2005. Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference. Johns Hopkins University Press.
- WILSON, J.B. 1989. A null model of guild proportionality, applied to stratification of a New Zealand temperate rain forest. *Oecologia*, 80:263-267.
- WILSON, J.W.; RENSBURG, B.J.V.; FERGUSON, J.W.H. & KEITH, M. 2008. The relative importance of environment, human activity and space in explaining species richness of South African bird orders. *Journal of Biogeography*, 35:342-352.
- WRIGHT, D.H.; PATTERSON, B.B.; MIKKELSON, G.M.; CUTLER, A. & ATMAR, W. 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia*, 113:1-20.
- WRIGHT, D.H. & REEVES, J.H. 1992. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia*, 1992:416-428.
- ZAR, J.H. 1999. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall, Englewood Cliffs.

Apêndice 1. Número de tomo das espécies de pequenos mamíferos coletadas nas nove áreas de estudo no Estado do Rio de Janeiro e depositadas no Museu Nacional do Rio de Janeiro.

Espécies	Número de registro (MN)
Ordem Didelphimorphia	
<i>Didelphis aurita</i>	71817
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	71872, 71934
<i>Marmosops incanus</i>	71790, 71796, 71799, 71803
<i>Marmosops paulensis</i>	71861, 71876, 71909
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	71915
<i>Monodelphis americana</i>	71793, 71794, 71804, 71935, 71947
<i>Monodelphis scalops</i>	71941
<i>Monodelphis brevicaudis</i>	71865
Ordem Rodentia	
<i>Sciurus aestuans</i>	71912
<i>Akodon cursor</i>	70233
<i>Akodon serrensis</i>	71903, 71942, 71946
<i>Blarinomys breviceps</i>	68882, 70223-70226
<i>Brucepattersonius</i> sp.	71842, 71846, 71852
<i>Cerradomys subflavus</i>	71900, 71910
<i>Delomys dorsalis</i>	71839, 71840
<i>Delomys sublineatus</i>	71920, 71921
<i>Euryoryzomys russatus</i>	71791, 71798, 71806, 71835, 71905
<i>Hylaeamys laticeps</i>	71834, 71929
<i>Nectomys squamipes</i>	71788, 71789, 71917
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	70173-70174, 70227
<i>Oxymycterus dasytrichus</i>	71831, 71862, 71907, 71930
<i>Rhagomys rufescens</i>	71879, 71882
<i>Rhipidomys</i> sp.	71854, 71943
<i>Sooretamys angouya</i>	71849
<i>Thaptomys nigrata</i>	71895, 71896, 71898, 71899
<i>Cavia</i> sp.	71885
<i>Euryzomatomys spinosus</i>	71933
<i>Trinomys dimidiatus</i>	70155-70160
<i>Trinomys</i> gr. <i>bonafidei</i>	70154
<i>Trinomys setosus</i>	70161, 70162

Apêndice 2. Composição de espécies de pequenos mamíferos das nove áreas de estudo localizadas no Estado do Rio de Janeiro. FM, RERP, CONC, EEEP, REGUA, PETP, MSJ, PED, FE, respectivamente. Nas colunas, a numeração utilizada segue a mesma numeração das localidades nos mapas 1 e 2. Nas linhas, a letra 'x' representa a presença da espécie na localidade. A nomenclatura das espécies seguiu Wilson & Reeder (2005), exceto para o antigo gênero *Oryzomys*, cuja nomenclatura seguiu Weksler *et al.* (2006).

ESPÉCIES/LOCALIDADES	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ordem Didelphimorphia									
Família Didelphidae									
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Gracilinanus microtarsus</i> (Wagner, 1842)	x							x	
<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1840)			x	x	x	x	x		x
<i>Marmosops paulensis</i> (Tate, 1931)	x							x	
<i>Metachirus nudicaudatus</i> (Desmarest, 1817)		x		x	x			x	x
<i>Micoureus paraguayanus</i> (Thomas, 1905)		x			x		x		
<i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776)				x	x	x	x	x	
<i>Monodelphis scalops</i> (Thomas, 1899)									x
<i>Monodelphis brevicaudis</i> Olfers, 1818	x								
<i>Philander frenatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x				x		x	x
Ordem Rodentia									
Família Sciuridae									
<i>Guerlinguetus aestuans</i> (Linnaeus, 1766)								x	
Família Cricetidae									
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)	x	x	x		x				x
<i>Akodon serrensis</i> Thomas, 1902						x		x	
<i>Blarinomys breviceps</i> (Winge, 1887)	x		x						
<i>Brucepattersonius</i> sp.	x								
<i>Cerradomys subflavus</i> Wagner, 1842								x	
<i>Delomys dorsalis</i> (Hensel, 1872)	x							x	
<i>Delomys sublineatus</i> (Thomas, 1903)								x	
<i>Euryoryzomys russatus</i> Wagner, 1848		x		x	x			x	
<i>Hylaeamys laticeps</i> (Lund, 1840)		x						x	
<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827)		x		x	x			x	
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818)	x		x		x	x		x	

<i>Oxymycterus dasytrichus</i> (Schinz, 1821)	x	x							x
<i>Rhagomys rufescens</i> (Thomas, 1886)	x								
<i>Rhipidomys</i> sp.	x	x		x		x			x
<i>Sooretamys angouya</i> (Fischer, 1814)	x								
<i>Thaptomys nigrita</i> (Lichtenstein, 1829)	x								x
Família Caviidae									
<i>Cavia</i> sp.	x								
Família Echimyidae									
<i>Euryzgomatomys spinosus</i> (G. Fisher, 1814)									x
<i>Trinomys dimidiatus</i> (Günter, 1877)		x		x		x			x
<i>Trinomys</i> gr. <i>bonafidei</i> (Moojen, 1948)			x						
<i>Trinomys setosus</i> (Desmarest, 1816)									x
Riqueza da Ordem Rodentia	11	7	4	4	4	4	0	14	2
Riqueza da Ordem Didelphimorphia	5	4	2	4	5	4	4	5	5
Riqueza total	16	11	6	8	9	8	4	19	7