



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro Biomédico

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Rodrigo Paulo da Cunha Araújo

**Estrutura da assembléia de pequenos mamíferos em um ambiente insular
no Estado do Rio de Janeiro, Brasil**

Rio de Janeiro

2020

Rodrigo Paulo da Cunha Araújo

**Estrutura da assembléia de pequenos mamíferos em um ambiente insular no Estado do
Rio de Janeiro, Brasil**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para a 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 Dra. Helena de Godoy Bergallo

Coorientador: Prof. Dr. Maron Galliez

Rio de Janeiro

2020

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

A663 Araujo, Rodrigo Paulo da Cunha.
Estrutura da assembleia de pequenos mamíferos em um ambiente insular no estado do Rio de Janeiro, Brasil/ Rodrigo Paulo da Cunha Araujo. - 2020.
43f. : il.

Orientadora: Helena de Godoy Bergallo
Coorientador: Maron Galliez.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Mamífero - Rio de Janeiro (Estado) – Teses 2. Parque Estadual da Ilha Grande (RJ) - Teses. I. Bergallo, Helena de Godoy. II. Galliez, Maron. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 599

Patricia Bello Meijinhos CRB7/5217 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

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

Assinatura

Data

Rodrigo Paulo da Cunha Araújo

Estrutura da assembléia de pequenos mamíferos em um ambiente insular no Estado do Rio de Janeiro, Brasil

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.

Aprovada em 19 de Fevereiro de 2020.

Banca examinadora:

Prof.^a Dra. Helena de Godoy Bergallo (Orientadora)
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Maron Galliez (Coorientador)
Instituto Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Jayme Augusto Prevedello
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Dra. Ana Cláudia Delciellos
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Dr. Marcos de Souza Lima Figueiredo
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2020

À minha família e amigos que sempre me incentivaram a seguir meu caminho, mesmo quando as coisas pareciam impossíveis se a todos companheiros de profissão que permanecem firmes na luta pela conservação da biodiversidade.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a minha mãe, Eliane pelo amor e educação em todos os momentos da minha vida e ao incentivo em minha carreira acadêmica. Obrigado por todo apoio ao longo de minha formação profissional e também pelo desenvolvimento de meus princípios morais.

Agradeço muitíssimo à minha orientadora e amiga Dra. Helena de Godoy Bergallo, maravilhosa Nena, por me receber em seu laboratório sem nem mesmo me conhecer e mergulhar nessa empreitada comigo. Obrigado pelos puxões de orelha necessários para meu amadurecimento profissional. Obrigado por todas suas palavras de incentivo e por me acalmar em meus momentos de desespero ao longo deste projeto. Obrigado pelo conhecimento, paciência e carinho. Continue sendo este exemplo de pesquisadora, educadora e de mulher!

Um agradecimento especial ao meu amigo e colega de profissão André Monteiro, que esteve comigo desde do início da minha formação como biólogo e pesquisador. Sempre disposto a me ajudar em meus projetos e ideias loucas. São quase seis anos de muito campo, aventuras, perrengues, histórias, desafios e conversas. Um grande abraço, Espartano!

Também gostaria de agradecer em especial ao Daniel Junior (Dan), que me ajudou desde o princípio do projeto. Abrindo cada trilha, cada parcela. Cara, você deu todo suor e fibra que podia para me ajudar. Parecia uma máquina incansável! Tenho muito a te agradecer!

À Carlota Enrici, Paula Diniz, Aryel Ferraz, Renato Senden, Gabriel Oliveira, Lucas Portugal, Thiago Bezolfe, Juliana Mesquita, Marcelle Sousa, Mariana Tavares, Giovanna Hygino, Lucas Ferreira e todos outros que me ajudaram em campo, sem a ajuda de vocês seria impossível realizar todo trabalho logístico massivo!

Gostaria de agradecer a todos os integrantes do Laboratório de Ecologia de Mamíferos (LEMA), em especial à Elizabete Lourenço (Beth) e Rodrigo Zucaratto por todas as conversas, desabafos e trocas de experiências.

Agradeço a todos os professores do PPGEE que de alguma forma fizeram parte da minha formação acadêmica e profissional.

Agradeço à Verusca, Soninha e a todos os funcionários do PPGEE pela paciência, compreensão e por tirar minhas dúvidas sempre que possível.

As equipes do Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS) e Instituto Estadual do Ambiente (INEA) pelo apoio com a logística necessária para muitos dos campos realizados na Ilha Grande.

Agradeço à banca examinadora composta pelos Doutores Jayme Prevedello, Ana Cláudia Delciellos e Marcos Figueiredo. Desde já agradeço as críticas e sugestões para futuras publicações. E Jayme, obrigado mais uma vez, por ter aceitado ser o revisor desta dissertação.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 - pela bolsa durante o mestrado. À Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de auxílios financeiros para o trabalho em campo.

“No final, nossa sociedade não é definida apenas pelo que criamos, mas também pelo que nos recusamos a destruir.”

— *John C. Sawhill*

RESUMO

ARAÚJO, Rodrigo Paulo da Cunha. *Estrutura da assembleia de pequenos mamíferos em um ambiente insular no Estado do Rio de Janeiro, Brasil*. 2020. 43f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

A estruturação das comunidades é o resultado de processos determinísticos e estocásticos que atuam em diferentes escalas. Em uma escala local, fatores como a diversidade estrutural e qualidade do habitat desempenham um papel fundamental em determinar a estrutura das comunidades. Neste sentido, ambientes ripários podem ser importantes na manutenção da biodiversidade. Zonas ripárias são interfaces de transição entre ecossistemas terrestres e aquáticos e, portanto, são consideradas regiões de alta diversidade estrutural e com uma vasta gama de recursos de alta qualidade. O principal objetivo do presente estudo foi avaliar como os pequenos mamíferos se estruturam ao longo de um gradiente ambiental no Parque Estadual da Ilha Grande, assim como, avaliar as diferenças na estrutura da assembleia em ambientes ripários e não ripários. O presente estudo é parte do Programa de Biodiversidade (PPBio) da Mata Atlântica e utiliza o método de amostragem RAPELD (RAP, *Programas de amostragem rápida* e PELD, *Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*). Para tal, foram realizadas amostragens da assembleia de pequenos mamíferos no período de outubro de 2018 a outubro de 2019 em 17 parcelas, sendo oito ripárias (RI) e nove não ripárias de distribuição uniforme (NR). Foram realizadas quatro sessões de captura em cada parcela na Ilha Grande, RJ. Em cada parcela foram instaladas 25 armadilhas dos tipos Sherman e Tomahawk a cada 10 metros de maneira intercalada ao nível do solo e no sub-bosque. No total foram registradas 10 espécies distintas, sete pertencentes a ordem Rodentia e três espécies a ordem Didelphimorphia. Dentre os roedores, a espécie com maior número de registros foi *Trinomys iheringi*, seguida por *Euryoryzomys russatus* e *Nectomys squamipes*. No grupo dos marsupiais, a espécie mais abundante foi *Didelphis aurita*. Somente três espécies foram registradas nas parcelas não ripárias: *Oligoryzomys nigripes*, *Phyllomys pattoni* e *Rhipidomys itoan*, e o número de capturas para todas foi de apenas um indivíduo. Não houveram diferenças na estrutura da vegetação, composição e abundâncias de pequenos mamíferos entre os ambientes ripários e não ripários. Apesar da homogeneidade quanto a ambiente ripário e não ripário observada para os pequenos mamíferos, a ordenação da assembleia respondeu ao gradiente da estrutura da vegetação. Foi possível observar que há espécies restritas a um dos extremos do gradiente e outras com um comportamento generalista, ocupando todo ou quase todo o gradiente. Assim, o presente estudo indica que a presença de curso de água não é um estruturador da assembleia de pequenos mamíferos na Ilha Grande, mas sim a estrutura da vegetação. A disponibilidade de água não parece ser um fator limitante em uma região como a costa sudoeste do Estado do Rio de Janeiro, onde os índices pluviométricos são altos.

Palavras-chave: Ambientes ripários. Ecótonos. Micro-habitat. Gradiente ambiental. Mata Atlântica.

ABSTRACT

ARAÚJO, Rodrigo Paulo da Cunha. *Small mammals assemblage structure in an insular environment at the State of Rio de Janeiro, Brazil*. 2020. 43f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

Community assembly is the result of deterministic and stochastic processes that operate at different scales. On a local scale, factors such as structural diversity and habitat quality play a key role in determining the structure of communities. In this sense, riparian environments may be important in maintaining biodiversity. Riparian zones are transition interfaces between terrestrial and aquatic ecosystems and, therefore, are considered regions of high structural diversity and with a wide range of high-quality resources. Hence, the present study aimed to evaluate how small mammals are structured along an environmental gradient in the Ilha Grande State Park, as well as to evaluate differences in the structure of the small mammals assemblage in riparian and non-riparian environments. This study is part of the Atlantic Forest Biodiversity Program (PPBio) and uses the RAPELD sampling method (*rapid assessment surveys at long term ecological research sites*). For this purpose, assemblage of small mammals were sampled from October 2018 to October 2019 in 17 sites, eight riparian (RI) and nine non-riparian with uniform distribution (NR). Four capture sessions were carried out in each site in Ilha Grande, RJ. In each plot, 25 traps (12 Sherman and 13 Tomahawk) were installed every 10 meters, interspersed at ground level and in the understory. In total, 10 different species were registered, seven belonging to the Rodentia order and three species to the Didelphimorphia order. Among the rodents, the species with the highest number of records was *Trinomys iheringi*, followed by *Euryoryzomys russatus* and *Nectomys squamipes*. In the marsupial group, the most abundant species was *Didelphis aurita*. Only three species were recorded in the non-riparian sites: *Oligoryzomys nigripes*, *Phyllomys pattoni* and *Rhipidomys itoan*, and the number of captures for each species was only one individual. There were no differences in vegetation structure, composition and abundance of small mammals between riparian and non-riparian environments. Despite the homogeneity regarding the riparian and non-riparian environment observed for small mammals, the small mammals assemblage responded to the gradient of the vegetation structure. It was possible to observe that some species were restricted to one end of the gradient and others with a generalist behavior, occupying all or almost the entire gradient. Thus, the present study indicates that the presence of a watercourse is not the main factor structuring the small mammals assemblage on Ilha Grande, RJ, but the structure of vegetation. Therefore, water availability does not seem to be a limiting factor in a region such as the southwest coast of the state of Rio de Janeiro, where mean annual rainfall levels are high.

Keywords: Riparian environments. Ecotones. Micro-habitat. Environmental gradient. Atlantic Forest.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Localização da área de estudo no Brasil (A) e no estado do Rio de Janeiro (B). Parcelas amostrais ripárias (▲) e não ripárias (⊕) no módulo leste do RAPELD que se encontra no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ, Brasil (C).....	17
Figura 2 -	Esquema gráfico do protocolo de amostragem da obstrução do sub-bosque das parcelas.....	19
Figura 3 -	Esquema gráfico do protocolo de amostragem da cobertura de dossel das parcelas	20
Figura 4 -	Esquema gráfico do protocolo de amostragem dos graus de declive das parcelas..	21
Figura 5 -	Esquema gráfico do protocolo de amostragem dos troncos caídos nas parcelas ...	22
Figura 6 -	Curva de rarefação de espécies baseada na riqueza observada e riqueza esperada ($11,21 \pm 0,52$) da assembleia de pequenos mamíferos do Parque Estadual de Ilha Grande, RJ, Brasil.....	25
Figura 7 -	Ordenação por Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) das parcelas amostrais quanto a abundância e composição de pequenos mamíferos) no Módulo RAPELD no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ. ($R^2 = 0,908$; STRESS = 0,142).....	26
Figura 8 -	Projeção bidimensional dos principais componentes (PC1 e PC2) baseados na matriz de correlação das variáveis de micro-habitat que afetam as espécies de pequenos mamíferos nas parcelas amostrais no Módulo RAPELD no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ.....	27
Figura 9 -	Análise de variância (ANOVA) da estrutura da vegetação (PCA1 e PCA2) em ambientes ripários e não ripários no Módulo RAPELD no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ.....	27
Figura 10 -	Regressão entre o primeiro eixo de ordenação da assembleia de pequenos mamíferos pelo escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) e o primeiro eixo (PC1) relativo a estrutura da vegetação no Módulo RAPELD no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ	28
Figura 11 -	Distribuição dos registros de pequenos mamíferos por parcelas ordenadas em relação a estrutura da vegetação (PCA1) no Módulo RAPELD no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ.....	29

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	11
1 OBJETIVO	15
1.1 Objetivos específicos	15
1.2 Hipóteses	15
2 MATERIAL E MÉTODOS	16
2.1 Área de estudo	16
2.2 Armadilhagem para coleta de pequenos mamíferos	18
2.3 Coleta das variáveis de micro-habitat	18
2.4 Análise dos dados	22
3 RESULTADOS	24
4 DISCUSSÃO	30
CONSIDERAÇÕES FINAIS	33
REFERÊNCIAS	34
APÊNDICE A - Coordenadas da localização das parcelas amostrais do módulo leste do RAPELD no Parque Estadual de Ilha Grande, RJ.....	43

INTRODUÇÃO

Os processos determinísticos e estocásticos que resultam na estruturação das comunidades sempre foram motivo de debate entre os ecólogos. Os conceitos pioneiros sobre o funcionamento e estruturação das comunidades foram o de comunidades abertas e fechadas. Estes conceitos foram propostos pelos ecólogos Frederick Clements e Henry Gleason, respectivamente. No conceito holístico de Clements (1916), os papéis funcionais das diversas espécies constituintes de uma comunidade estão conectados e evoluíram de maneira a intensificar suas interações. De um ponto de vista antagônico, Gleason (1926) apresenta um conceito individualista de como as comunidades se comportam. Segundo Gleason, as comunidades são formadas por uma associação entre espécies que ocorre de maneira estocástica, onde as adaptações e requisitos de nicho destas espécies as capacitam a habitarem juntas sob diversas condições físicas e biológicas de um ambiente. A busca por entender os processos estocásticos e determinísticos que promovem a estruturação das comunidades permanece um dos focos de estudos na Ecologia (e.g. Vellend 2010; Fukami 2015; Kraft *et al.* 2015; Aronson *et al.* 2016; Daniel *et al.* 2019). Inúmeros fatores podem atuar sobre o processo de estruturação de uma comunidade em diferentes escalas, sendo eles: interações intra- e interespecíficas, os atributos bióticos e abióticos do habitat, a produtividade do sistema ecológico e até mesmo processos estocásticos (e.g. MacArthur e Wilson 1967; Gilpin e Diamond 1982; Hubbell 2001, Gotelli e McCabe 2002; Vellend 2010; Eccard *et al.* 2011; Liesenjohann *et al.* 2011).

Por décadas, acreditava-se que a competição interespecífica seria o principal fator ou aquele de maior relevância em determinar como ocorre a estruturação das comunidades (e.g. Diamond 1975; Gilpin e Diamond 1982; Gotelli e McCabe 2002). A competição promoveria um padrão de distribuição mutuamente exclusivo entre espécies competidoras, mudanças nas estruturas das redes tróficas e diferenças no tamanho corporal entre espécies coexistentes (Diamond 1975). Em 1975, Diamond descreveu as Regras de Montagem (Assembly Rules) em seu estudo sobre a estruturação das comunidades. As Regras de Montagem de Diamond partem do pressuposto de que as relações competitivas entre espécies produzem padrões não aleatórios de co-ocorrência

das espécies, o que resulta em uma distribuição em forma de tabuleiro de xadrez (checkerboard; Diamond 1975). Após o trabalho de Diamond, várias outras regras de montagem foram descritas como possíveis explicações à estruturação das comunidades (e.g. Gotelli e McCabe 2002). Dentre elas podemos citar, as associações entre o ambiente e características das espécies-específicas (em inglês: trait-environment associations; Weiher e Keddy 1999) e o aninhamento de espécies (e.g. Patterson e Atmar 1986). Em contrapartida, alguns pesquisadores, por discordarem da importância dada à competição na estruturação das comunidades, adotaram modelos nulos em seus trabalhos. Por meio destes modelos, estes pesquisadores foram então capazes de demonstrar que os padrões de diversidade observados seriam diferentes dos esperados ao acaso (e.g. Connor e Simberloff 1979; Simberloff 1983; Connor e Simberloff 1986). Com isso, foram estabelecidas duas linhas de pensamento antagônicas, onde um grupo de pesquisadores defendiam o papel de fatores determinísticos sobre o processo de estruturação das comunidades e outro grupo defendia que o processo de estruturação se dá de maneira estocástica.

Posteriormente, Hubbel (2001) propôs então a Teoria Unificadora Neutra da Biodiversidade. De acordo com a Teoria Neutra, a estruturação das comunidades se dá por meio de um processo neutro, ou seja, os indivíduos das espécies são competitivamente equivalentes, possuem as mesmas chances de extinção, colonização, reprodução e a variações na abundância das espécies se dá de maneira estocástica. Após a publicação de Hubbel, sua teoria se tornou o foco de intenso debate teórico. Um dos principais questionamentos foi a sua aplicação no meio natural (Ricklefs 2004; Tilman 2004; Magurran 2005; Alonso *et al.* 2006; Holyoak e Loreau 2006). O modelo então desconsidera as características específicas das espécies que compõem as comunidades e este é um dos aspectos da teoria neutra que é mais criticado. Assim, as comunidades naturais seriam compostas por nichos estocásticos e, portanto, a colonização de espécies e/ou a dispersão de indivíduos ocorreria de forma estocástica (Tilman 2004). No entanto, a probabilidade de que estes imigrantes fossem capazes de se estabelecer dependeria das características inerentes das espécies já presentes na comunidade que estaria recebendo os imigrantes (Tilman 2004). Isto porque as espécies já presentes poderiam inibir a sobrevivência de espécies similares, além de também afetar a disponibilidade de recursos para a espécie imigrante (Tilman 2004). Desta maneira, estudos empíricos que tenham como objetivo entender o papel de fatores estocásticos e determinísticos em determinar a estruturação das comunidades e a distribuição espacial

das espécies são importantes no fornecimento de dados para um melhor entendimento do papel de ambos processos.

Em florestas tropicais, aspectos da estrutura de comunidades são condicionados pela área florestal, diversidade e complexidade estrutural dos habitats florestais, especialização de hábitos alimentares das espécies, assim como, pela segregação espacial e temporal entre as espécies (e.g. August 1983; Ecke *et al.* 2001; Williams *et al.* 2002; Grelle 2003; Vieira e Monteiro-Filho 2003; Niedzialkowska *et al.* 2010). A seleção de habitat é a maior contribuinte para a coexistência de espécies (Morris 1999), pois irá determinar como as espécies utilizam os recursos presentes no ambiente na qual estão inseridas. Neste contexto, podemos dizer que as espécies consideradas generalistas tendem a se distribuir amplamente pela paisagem, enquanto as especialistas se restringem a ambientes específicos (Hansson 1996; Vidolin e Braga 2004; Lyra-Jorge *et al.* 2010; Bocchiglieri *et al.* 2010; Sponchiado 2011). O conhecimento sobre como as espécies selecionam os micro-habitats nos auxilia a entender as causas da distribuição espacial e variações na abundância das espécies no espaço e tempo (Stapp 1997; Hodara e Busch 2010). Diversos fatores como a disponibilidade de abrigo, alimentos, a abundância de competidores, a percepção do risco de predação, sítios de nidificação e presença de parasitas e/ou doenças atuam sobre como as espécies selecionam seus habitats (Rosenzweig 1981; Morris 1987; Falkenberg e Clarke 1998). Portanto, modificações no ambiente são de grande influência sobre as populações, a estrutura das comunidades, o uso do espaço e outros fatores ecológicos das comunidades de pequenos mamíferos (e.g. Alho 2005), o que demonstra a grande dependência destes animais sobre a preservação dos micro-habitats onde vivem. Desta maneira, conhecer bem a distribuição dos espécimes nestes micro-habitats e os mecanismos que controlam a distribuição das espécies em áreas preservadas é fundamental para servir de suporte a propostas de manejo e conservação (Miranda *et al.* 2008, Sponchiado 2011).

A diversidade e complexidade estrutural do ambiente é um dos fatores que promovem um aumento na diversidade de espécies. Neste contexto, temos como exemplo os ambiente ripários que apresentam alta diversidade e complexidade estrutural. Ambientes ripários são caracterizados como habitats terrestres adjacentes a ecossistemas aquáticos. As áreas ripárias são profundamente influenciadas por sua proximidade com a água, logo o principal fator de controle dessas áreas é a disponibilidade de fontes de água como rios, riachos e águas subterrâneas (e.g. Gregory *et al.* 1991; Stromberg *et al.* 1996; Naiman e Decamps 1997). Os ambientes ripários

apresentam frequentemente uma maior abundância de recursos (e.g. alimento, cobertura vegetal e água) quando comparados a ambientes dependentes da precipitação para sua produtividade (Gregory *et al.* 1991). Apesar de limitada extensão territorial, as zonas ripárias possuem uma forte influência sobre a biodiversidade (Gregory *et al.* 1991). Em zonas ripárias, herbívoros têm acesso a uma biomassa vegetal que serve como uma fonte de alimento abundante e de alta qualidade (e.g. Case e Kauffman 1997; Hamilton *et al.* 2015). A maior cobertura vegetal presente em zonas ripárias também atua na regulação do microclima nestas regiões e leva ao aumento do sombreamento no local, redução da incidência solar, redução das temperaturas e aumento da umidade (e.g. Naiman e Decamps 1997). Além disso, um aumento na densidade da vegetação, como o esperado em ambientes ripários, fornece refúgio e proteção às presas contra predadores (e.g. Peles e Barrett 1996; Dalmagro e Vieira 2005; Bateman e Ostojka 2012; Melo *et al.* 2013).

Alguns estudos relatam uma maior riqueza de pequenos mamíferos (Falck *et al.* 2003), maiores abundâncias (Macdonald *et al.* 2006), maior equitabilidade e um aumento na substituição de espécies (Sabo *et al.* 2005; Soykan e Sabo 2009) em ambientes ripários de diversas regiões geográficas, escalas espaciais e séries temporais. Além disso, a diversidade e complexidade estrutural da vegetação existente em ambientes ripários pode explicar mudanças na composição e maior abundância de pequenos mamíferos nestes ambientes (Bateman e Ostojka 2012). No entanto, estudos que comparem ambientes ripários e não ripários quanto a mudanças na diversidade de pequenos mamíferos não-voadores se restringem a regiões áridas e semiáridas, sendo este tipo de estudo escasso no Brasil.

Desta maneira, o presente estudo visou avaliar como os pequenos mamíferos se estruturam ao longo de um gradiente ambiental no Parque Estadual da Ilha Grande, assim como, avaliar as diferenças na estrutura da assembleia em ambientes ripários e não ripários.

1 OBJETIVO GERAL

- Analisar o processo de estruturação dos pequenos mamíferos ao longo de um gradiente ambiental no Parque Estadual da Ilha Grande.

1.1 Objetivos específicos

- Avaliar se existem diferenças na composição e abundâncias das espécies de pequenos mamíferos entre ambientes ripários e não ripários.
- Avaliar quais são os principais fatores de micro-habitat que influenciam o padrão de estruturação da assembleia de pequenos mamíferos na Ilha Grande, RJ, Brasil.

1.2 Hipóteses

- A composição da assembleia dos ambientes ripários é distinta dos ambientes não ripários por abrigar espécies únicas.
- As abundâncias das espécies serão maiores em ambientes ripários, devido a maior diversidade estrutural da vegetação e recursos nessas zonas.
- A assembleia de pequenos mamíferos é estruturada de acordo com o gradiente da vegetação local, com as espécies ocupando diferentes porções desse gradiente de acordo com seus requisitos de nicho.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

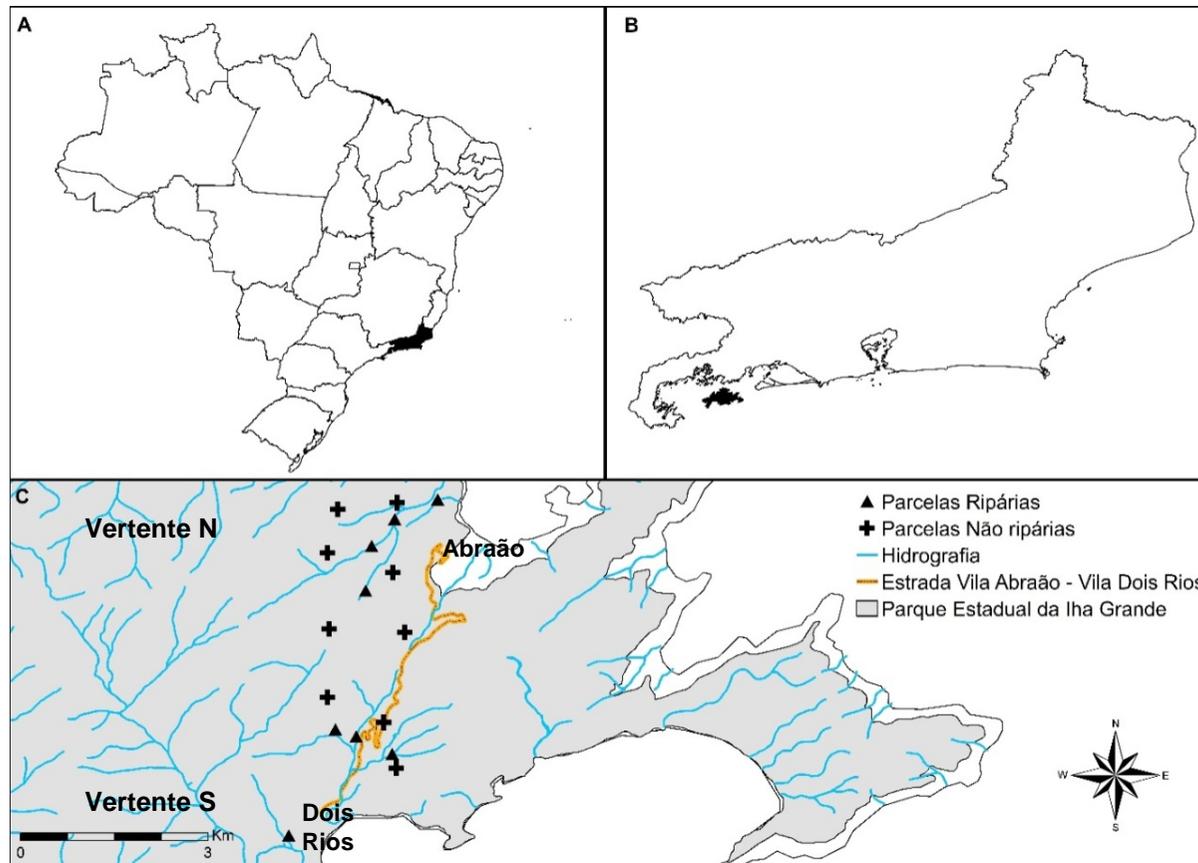
A Ilha Grande (23° 8' 26" S, 44° 14' 50" W; Figura 1) está localizada no município de Angra dos Reis, a sudoeste no Estado do Rio de Janeiro e faz parte da Costa Verde fluminense (Alho *et al.* 2002; INEA 2013; Figura 1b). A ilha apresenta um relevo acidentado com os maiores elevações representadas pelo pico da Pedra D'Água (1.011 m) e o Pico do Papagaio (959 m) (INEA 2013). É a maior das ilhas que se localizam no litoral do estado do Rio de Janeiro, com uma área de 193 km² (Alho *et al.* 2002). A ilha possui uma cadeia montanhosa que se estende de leste a oeste. A face norte da ilha é voltada para o continente enquanto a face sul para o oceano, separadas por uma cadeia de montanhas (Souza *et al.* 2006).

O clima da ilha é classificado como tropical úmido (INEA 2013). A precipitação média anual é de 1.700 mm, mas pode chegar até valores próximos a 2.250 mm (Araujo e Oliveira 1987; INEA 2013). O período chuvoso ocorre entre os meses de outubro a março. Janeiro é o mês com maior incidência de chuvas e julho é o mais seco (INEA 2013; Soares *et al.* 2014). A temperatura média varia entre 19,9°C e 27°C (INEA 2013).

A maior parte da ilha é coberta por Floresta Ombrófila Densa e possui, em menor proporção, áreas de formação pioneira com influência marinha (restinga) e flúvio-marinha (mata alagadiça e manguezal), além de afloramentos rochosos (Veloso *et al.* 1991; Souza *et al.* 2006; Callado *et al.* 2009). A vegetação da ilha encontra-se em estágios distintos de regeneração devido a distúrbios antropogênicos, em particular práticas agrícolas anteriores envolvendo o crescimento de culturas como cana-de-açúcar, café e milho (Alho *et al.* 2002).

O maior centro populacional da Ilha Grande é a Vila Abraão, situada na costa norte da ilha, onde está localizado o principal porto de chegada de moradores e turistas. O turismo, principal fonte lucrativa da Ilha Grande, tem provocado intenso distúrbio antrópico na vertente norte da ilha ao promover a expansão e construção de novas residências, pousadas e hotéis na Vila do Abraão (Alho *et al.* 2002).

Figura 1 – Localização da área de estudo no Brasil (A) e no estado do Rio de Janeiro (B). Parcelas amostrais ripárias (▲) e não ripárias (✚) no módulo leste do RAPELD que se encontra no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ, Brasil (C).



Fonte: Rodrigo Araújo, 2019

2.2 Armadilhagem para coleta de pequenos mamíferos

As amostragens dos pequenos mamíferos foram realizadas no período de outubro de 2018 a outubro de 2019 em 17 parcelas, sendo oito parcelas ripárias (RI) e nove não ripárias (NR). Estas parcelas fazem parte do módulo leste do RAPELD localizado na Ilha Grande, RJ. As parcelas NR seguem a curva de nível do terreno e estão dispostas a um quilômetro de distância entre elas. As parcelas RI acompanham o corpo d'água, mas não possuem uma distância definida entre si, localizando-se em corpos d'água distintos ou de diferentes ordens (Magnusson *et al.* 2005). No entanto, se encontram a pelo menos 500 metros de distância de qualquer parcela não ripária. Cada parcela possui 250 metros de extensão, com 25 estações amostrais, espaçadas 10 metros entre si. Armadilhas dos tipos Sherman e Tomahawk foram intercaladas ao longo da parcela e abertas ao nível do solo e no sub-bosque até 2 metros de altura. As armadilhas foram iscadas com uma mistura de banana, farelo de aveia, farinha de amendoim e bacon.

No total, foram realizadas oito sessões de captura na Ilha Grande, RJ. Por questões logísticas, as amostragens foram realizadas bimensalmente e de maneira alternada entre a vertente sul e norte da ilha. Desta forma, foram realizadas quatro sessões nas parcelas que se encontram na vertente sul e as outras quatro sessões nas parcelas da vertente norte (Figura 1c), sendo que em cada sessão as armadilhas ficaram abertas por três noites consecutivas. Não houve distinção entre estações do ano.

Os indivíduos capturados foram analisados no local de captura para identificação da espécie, registro de dados biométricos, determinação do sexo e marcação com brincos numerados nas orelhas. Após a marcação e biometria, os animais eram soltos no mesmo ponto da parcela onde a captura foi realizada.

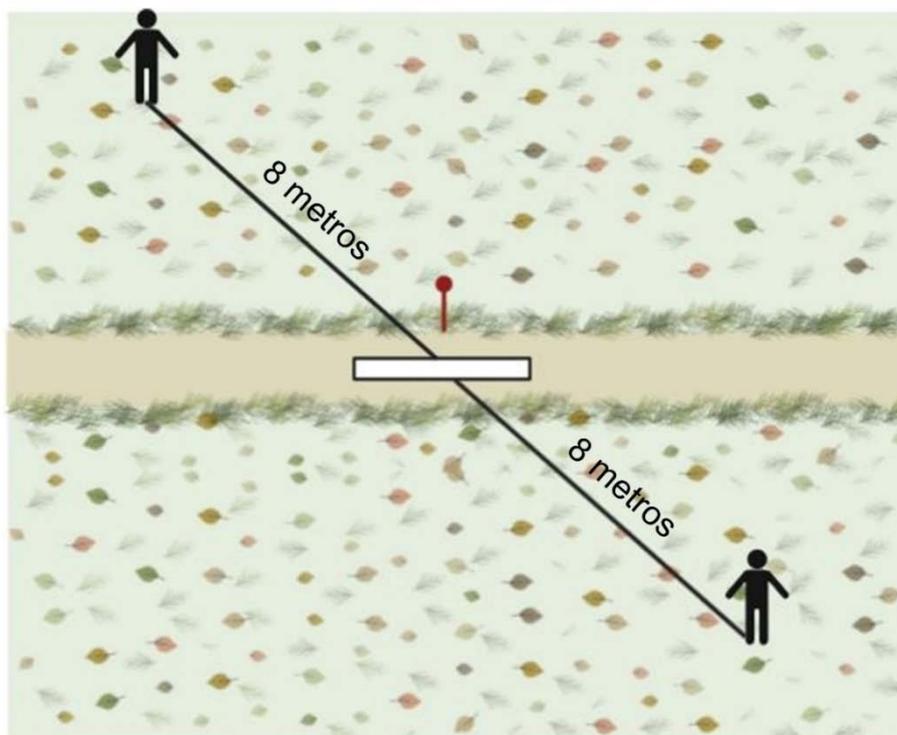
2.3 Coleta das variáveis de micro-habitat

Para avaliar a influência de fatores físicos e ambientais sobre a estrutura da assembléia de pequenos mamíferos foram mensuradas, para cada uma das parcelas, cinco variáveis. As variáveis ambientais mensuradas foram: a porcentagem de cobertura

do dossel (**canopy**), a porcentagem de obstrução do sub-bosque (**under**), o número de troncos caídos com diâmetro > 10 cm ao longo das parcelas (**logs**), a declividade (**slope**) e a distância das parcelas para a estrada que corta o módulo RAPELD (**road**). As variáveis **canopy**, **under** e **slope** foram mensuradas em seis pontos da parcela (0, 50, 100, 150, 200, 250 metros) e, posteriormente, calculou-se a média destas variáveis para cada uma das parcelas.

Para mensurar a cobertura do dossel e obstrução do sub-bosque foram realizados registros fotográficos em cada um dos seis pontos acima citados. A amostragem da obstrução de sub-bosque foi realizada com a utilização de um lençol de cor branca de 3 x 3 m, que foi posicionado no sentido longitudinal do corredor central da parcela que possui cerca de um metro de largura (Figura 2). Posteriormente, a uma distância de 8 metros do lençol, foi realizado um registro fotográfico em cada face do lençol (Figura 2). Desta forma, obteve-se dois registros para cada um dos seis pontos da parcela. Totalizando 12 medidas de sub-bosque para cada parcela.

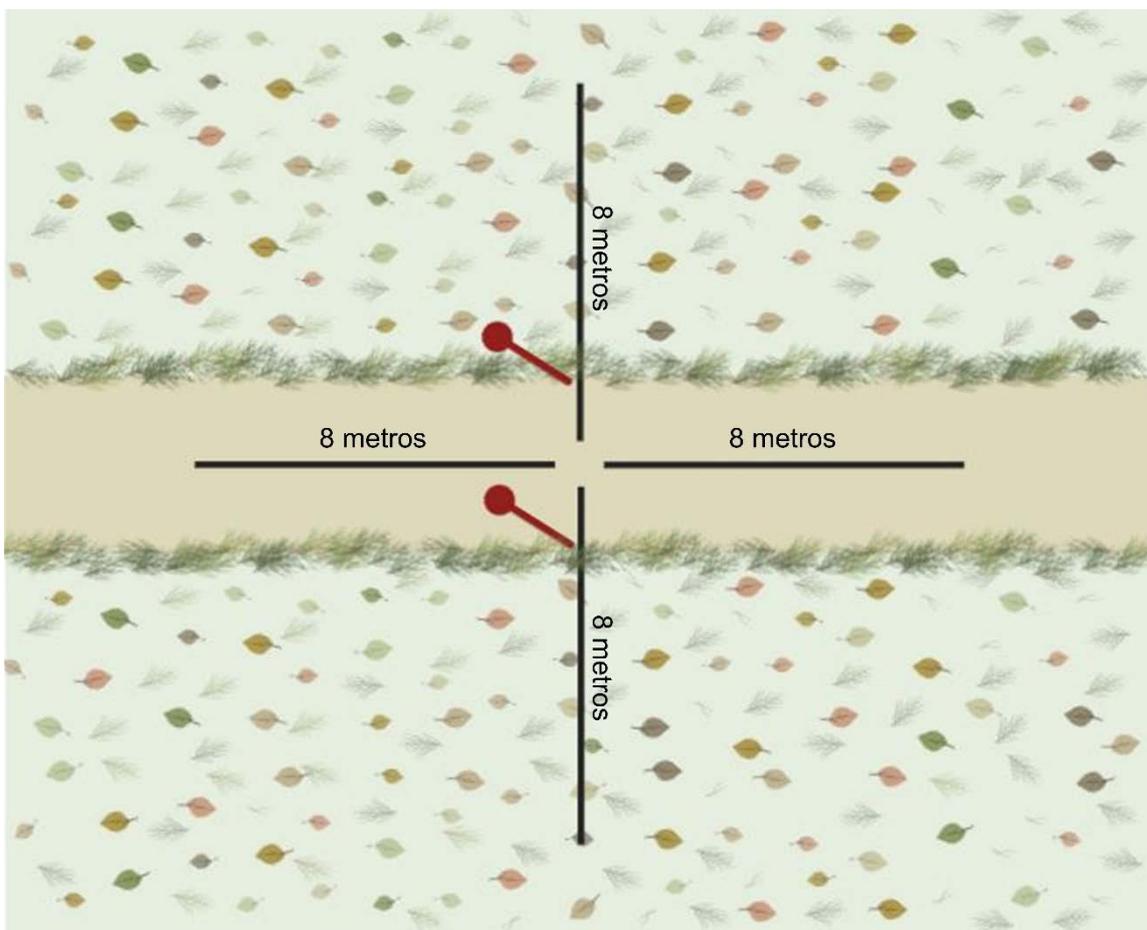
Figura 2 - Esquema gráfico do protocolo de amostragem da obstrução do sub-bosque das parcelas.



Fonte: Rodrigo Araújo, 2019

Para a amostragem do dossel, estabeleceu-se uma cruz em cada um dos seis pontos da parcela a serem amostrados de maneira que cada extremidade da cruz estivesse a oito metros de distância da parcela (Figura 3). Então, em cada extremidade da cruz foi realizado um registro fotográfico do dossel a uma altura de 150 cm do chão de maneira a padronizar a coleta dos registros (Figura 3). Totalizando 24 medidas de dossel para cada parcela.

Figura 3 - Esquema gráfico do protocolo de amostragem da cobertura de dossel das parcelas.



Fonte: Rodrigo Araújo, 2019

Os registros fotográficos do dossel e sub-bosque foram analisados no software ImageJ (Schneider *et al.* 2012). As imagens foram convertidas para um padrão binário de cores (preto e branco) e ajustadas de forma que toda a porção preta da imagem representasse toda a cobertura vegetal presente. Posteriormente, foi calculada a porcentagem de pixels pretos na imagem e essa medida foi tomada como uma

estimativa da cobertura vegetal em cada imagem. Então, foi calculada a média da porcentagem de cobertura de dossel e sub-bosque para cada parcela. Assim, cada parcela possuiu um valor médio para cada uma dessas variáveis.

O declive foi mensurado com o auxílio de um clinômetro e um bastão. As medidas foram realizadas perpendicularmente à parcela (Figura 4). Para tal um observador segurou o clinômetro enquanto outra pessoa segurou a vara que serve de alvo (Figura 4). Em cada um dos piquetes, o observador posicionou-se a dois metros acima da linha central da parcela, enquanto a pessoa com a vara alvo posicionou-se a dois metros abaixo da linha central (Figura 4). A vara que serve de alvo recebeu uma marcação que equivale a altura do clinômetro posicionado nos olhos do observador. O observador girou o clinômetro até que linha de medição do clinômetro coincide-se com o ponto que marca a altura de seus olhos na vara alvo, então realizava-se a medida em graus do declive. No total foram obtidas seis medidas de declividade ao longo de cada parcela nos piquetes 0m, 50m, 100m, 150m, 200m e 250m.

Para quantificar os troncos caídos, estabeleceu-se uma faixa de dois metros a esquerda e à direita do corredor central da parcela totalizando uma faixa de amostragem de cinco metros (Figura 5). Então, um observador caminhou lentamente ao longo da parcela, medindo todos os troncos caídos e registrou somente aqueles que tivessem seu diâmetro na porção mais grossa maior que 10 cm e seu comprimento maior que um metro (Figura 5).

A distância das parcelas para a estrada foi mensurada como a menor distância euclidiana e foi obtida através do software Google Earth.

Figura 4 – Esquema gráfico do protocolo de amostragem dos graus de declive das parcelas.

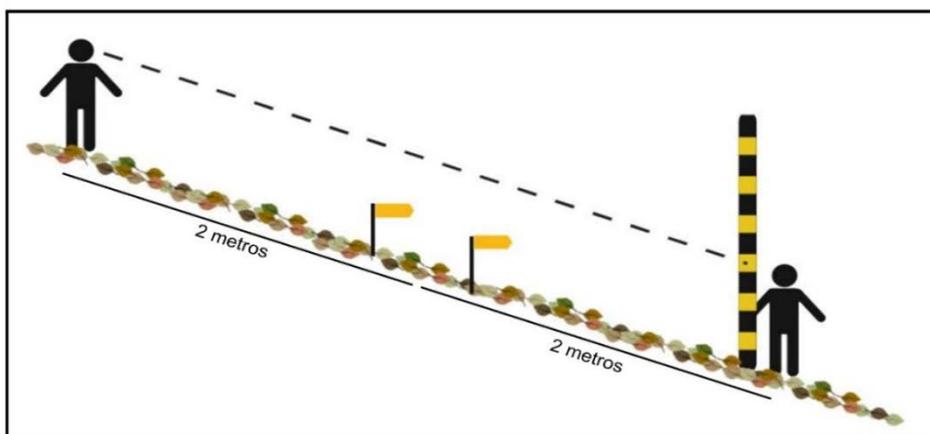


Figura 5 - Esquema gráfico do protocolo de amostragem dos troncos caídos nas parcelas.



Fonte: Rodrigo Araújo, 2019

2.4 Análise dos dados

O esforço amostral aplicado foi mensurado como o número de armadilhas x número de noites amostrais. Já o sucesso amostral foi calculado como $([\text{número de capturas} \div \text{esforço amostral}] \times 100)$.

As espécies de pequenos mamíferos foram classificadas com base na Lista Anotada de Mamíferos (Paglia *et al.* 2012). A identificação das espécies foi realizada a partir de características morfológicas externas utilizando como base Reis *et al.* (2010).

A riqueza de espécies foi estimada através da curva de acumulação de espécies que representou a riqueza observada e riqueza estimada para a área de estudo. Para tal, foram utilizados os estimadores de riqueza Chao1 e Chao2, Jackknife1 e Jackknife 2 e Bootstrap com 1000 aleatorizações.

As abundâncias das espécies foram previamente transformadas em $\log(x+1)$ de maneira a atender os pressupostos básicos de testes multivariados. Além disso, a transformação foi aplicada com o intuito de reduzir o viés que poderia ser ocasionado nas análises devido a espécies muito abundantes.

Para realizar a ordenação das parcelas amostrais quanto a sua composição e abundância das espécies foi utilizada a análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). O número de indivíduos capturados de cada espécie foi utilizado como uma estimativa de suas abundâncias. A ordenação se baseou na similaridade das parcelas quanto a composição e abundância das espécies e foi calculada através do índice de distâncias de Bray-Curtis, o qual é menos sensível a *outliers* de duplos-zeros do que outras métricas de similaridade ou dissimilaridade (Bray and Curtis 1957).

Foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA), baseada numa matriz de correlação, com as variáveis ambientais para identificar aquelas que melhor explicavam a variação do micro-habitat entre as parcelas amostrais. Os fatores de micro-habitat foram a porcentagem de cobertura do dossel (**canopy**), a porcentagem de obstrução do sub-bosque (**under**), o número de troncos caídos com diâmetro > 10 cm ao longo das parcelas (**logs**), a declividade das parcelas (**slope**) e a distância das parcelas para a estrada Vila Abraão – Vila Dois Rios (**road**). Os eixos do PCA foram selecionados de acordo com a variância explicada e os coeficientes de pontuação do fator.

Posteriormente, foi realizada uma regressão múltipla multivariada com o intuito de testar quais fatores físicos e/ou ambientais que poderiam estar associados a ordenação da assembleia de pequenos mamíferos obtida pelo NMDS. O modelo utilizado foi: $NMDS1 + NMDS2 = PCA1 + PCA2$.

Para testar se haviam diferenças multivariadas na composição e abundâncias das espécies entre os ambientes ripários e não ripários, foi utilizado o primeiro e segundo eixo do NMDS e o fator ambiente com dois níveis (Parcela ripária ou não ripária) em uma análise de variância multivariada com permutações (PERMANOVA; Anderson *et al.* 2014) com 9999 iterações. O modelo utilizado foi: $NMDS1 + NMDS2 = \text{Tipo de Parcela}$.

Também foram realizadas análises de variância de um fator (ANOVA) com os eixos do PCA selecionados para avaliar se existiam diferenças significativas na estrutura da vegetação entre os ambientes ripários e não ripários.

As análises foram realizadas no programa Rstudio (R Core Team, 2019) e com os pacotes: `vegan`, `ggplot2`, `ggbiplot`, `grid`, `devtools`, `car` e `psych`.

3 RESULTADOS

Com um esforço amostral de 5.100 armadilhas/noite foram realizadas 393 capturas correspondentes a 267 indivíduos e sucesso amostral foi de 7,70%. No total foram registradas 10 espécies distintas, sete pertencentes à ordem Rodentia e três espécies à ordem Didelphimorphia (Tabela 1). Dentre os roedores, a espécie com maior número de registros foi *Trinomys iheringi* (N = 155), seguida por *Euryoryzomys russatus* (N = 42) e *Nectomys squamipes* (N = 22). No grupo dos marsupiais, a espécie mais abundante foi *Didelphis aurita* (N = 29). Das 10 espécies registradas, três espécies foram registradas somente nas parcelas não ripárias: *Oligoryzomys nigripes*, *Phyllomys pattoni* e *Rhipidomys itoan*, e o número de capturas foi de apenas um indivíduo para cada uma delas (Tabela 1).

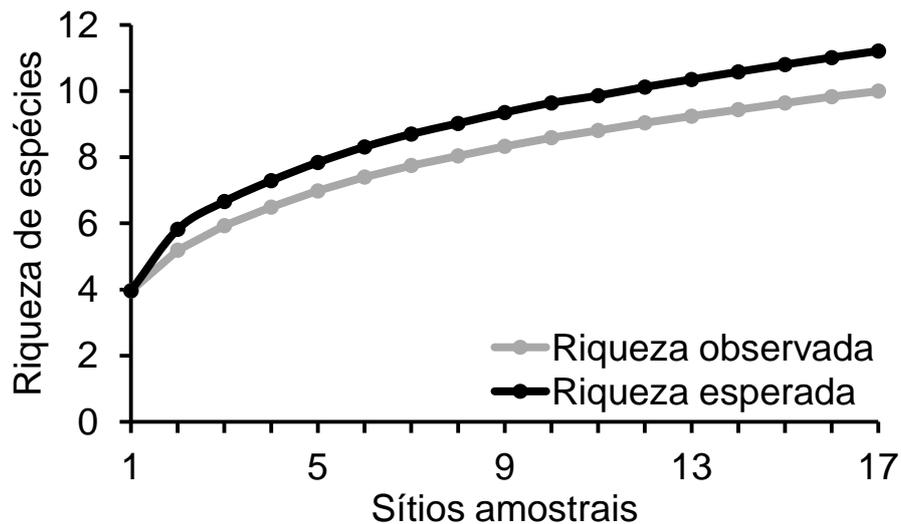
Tabela 1 - Espécies de pequenos mamíferos registradas no Módulo RAPELD no Parque Estadual de Ilha Grande, RJ, Brasil com número total de indivíduos capturados e em cada ambiente para cada espécie e a frequência relativa das espécies.

Espécies	Número de indivíduos capturados	Frequência relativa (%)	Número de indivíduos capturados em cada ambiente	
			Ripário	Não ripário
Ordem Rodentia				
<i>Trinomys iheringi</i>	155	58,05	72	83
<i>Euryoryzomys russatus</i>	42	15,77	24	18
<i>Nectomys squamipes</i>	22	8,23	19	3
<i>Oxymycterus dasytrichus</i>	8	2,99	4	4
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	1	0,37	0	1
<i>Phyllomys pattoni</i>	1	0,37	0	1
<i>Rhipidomys itoan</i>	1	0,37	0	1
Ordem Didelphimorphia				
<i>Didelphis aurita</i>	29	10,87	14	15
<i>Marmosops incanus</i>	6	2,24	3	3
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	2	0,74	1	1
TOTAL	267	100	137	130

Fonte: Rodrigo Araújo, 2019.

O índice de Bootstrap apresentou a melhor performance e estimou uma riqueza máxima de $11,21 \pm 0,52$ espécies para o local de estudo. Assim, a riqueza esperada diferiu apenas 1,21 da riqueza observada ($N = 10$; Figura 6).

Figura 6 - Curva de acumulação de espécies baseada na riqueza observada e riqueza esperada ($11,21 \pm 0,52$) da assembleia de pequenos mamíferos do Parque Estadual de Ilha Grande, RJ,



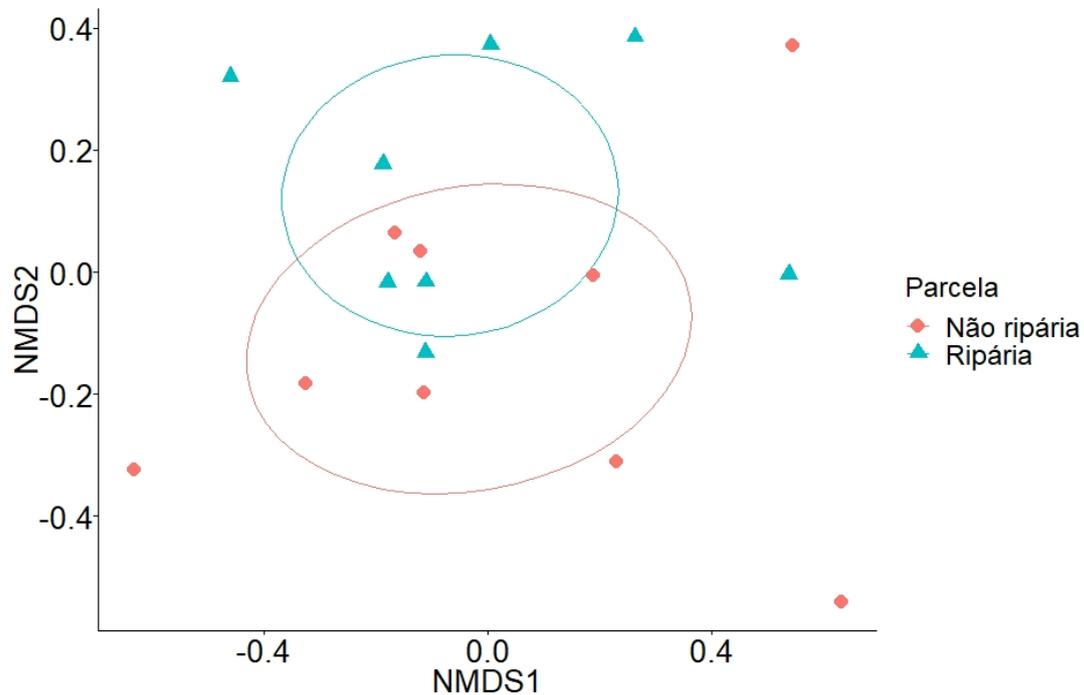
Brasil.

Fonte: Rodrigo Araújo, 2019.

A ordenação realizada pelo NMDS não parece separar os pequenos mamíferos quanto a composição e abundância nos ambientes ripários e não-ripários (Figura 7; $R^2 = 0,908$; $STRESS = 0,142$). O resultado da PERMANOVA mostrou que de fato a diferença não é significativa em abundância e composição da assembleia de pequenos mamíferos entre os ambientes ($pseudo-F = 1,89$; $p = 0,10$). O número de capturas das espécies foi semelhante entre os ambientes, com exceção de *N. squamipes* que apresentou um maior número de registros nas parcelas ripárias (Tabela 1).

Os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) explicaram juntos 65,3% da variação observada. A obstrução do sub-bosque, o número de troncos caídos e a distância para a estrada foram as variáveis que melhor explicaram a variância do primeiro eixo da PCA (44,8%). Já o segundo eixo da PCA (20,5%) foi melhor explicado pela declividade das parcelas (Tabela 2; Figura 8). Desta forma, as parcelas que estão mais próximas a estrada são aquelas que possuem maior número de troncos caídos e maior obstrução do sub-bosque (Figura 8).

Figura 7 - Ordenação por Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) das parcelas amostrais quanto a abundância e composição de pequenos mamíferos no Módulo RAPELD no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ. ($R^2 = 0,908$; STRESS =



0,142).

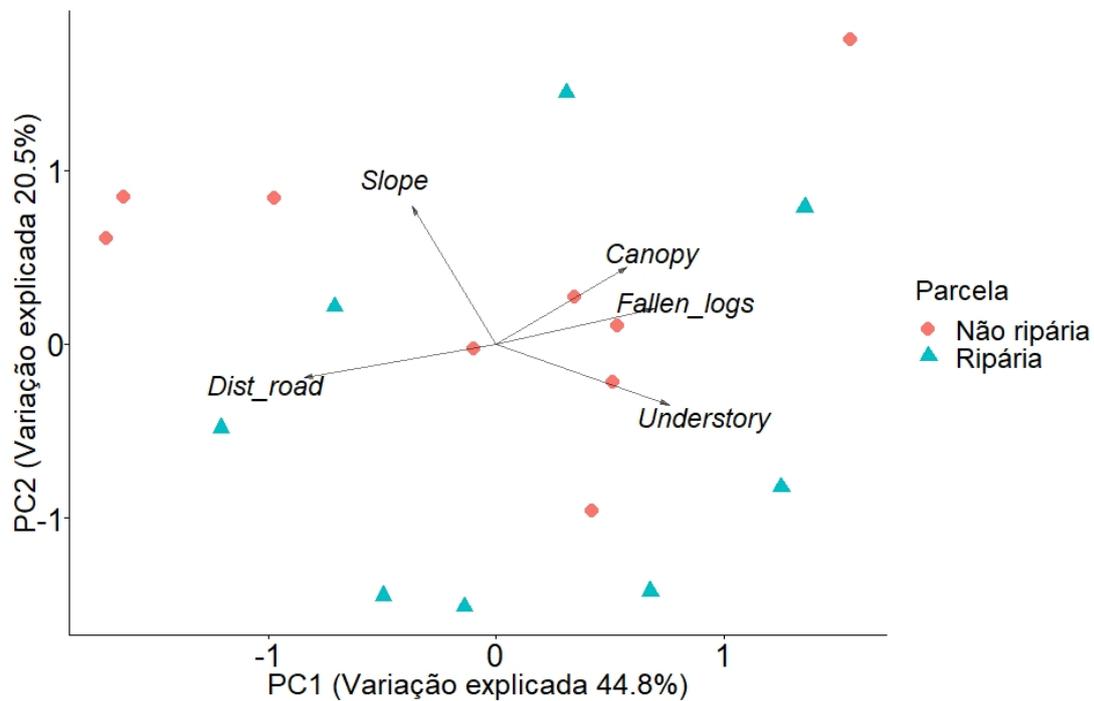
Autor: Rodrigo Araújo, 2019

Tabela 2 - Principais componentes selecionados a partir da matriz de correlação das variáveis de micro-habitat das parcelas amostrais no Módulo RAPELD no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ.

Variáveis de micro-habitat	Componentes principais	
	PC1	PC2
Declive	-0,368	0,792
Dossel	0,574	0,442
Sub-bosque	0,761	-0,349
Troncos caídos	0,696	0,205
Distância para a estrada	-0,843	-0,191
Varição explicada (%)	44,8	20,5

Autor: Rodrigo Araújo, 2019

Figura 8 - Projeção bidimensional dos principais componentes (PC1 e PC2) baseados na matriz de correlação das variáveis de micro-habitat que afetam as espécies de pequenos mamíferos nas parcelas amostrais no Módulo RAPELD no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ.

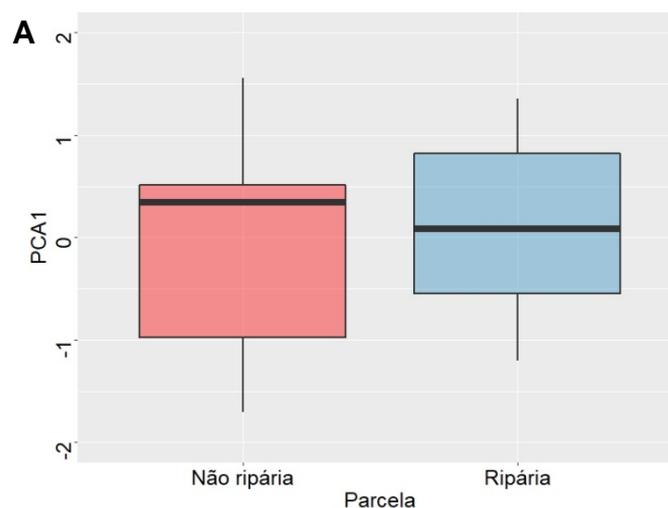


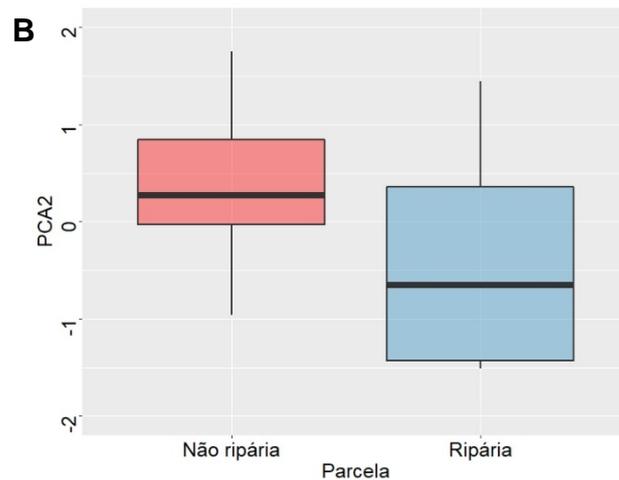
Legenda: **Slope** = declividade; **Fallen_logs** = troncos caídos; **Understory** = obstrução do sub-bosque; **Canopy** = cobertura do dossel; **Dist_road** = distância da estrada.

Autor: Rodrigo Araújo, 2019

A ANOVA utilizando os PCA1 e PCA2 apontou que não houve diferença significativa entre a estrutura da vegetação entre os ambientes ripários e não-ripários (PCA1: $F = 0,246$, $p = 0,63$; PCA2: $F = 2,744$, $p = 0,12$; Figuras 9a e 9b).

Figura 9 - Análise de variância (ANOVA) da estrutura da vegetação (PCA1 e PCA2) em ambientes ripários e não ripários no Módulo RAPELD no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ.

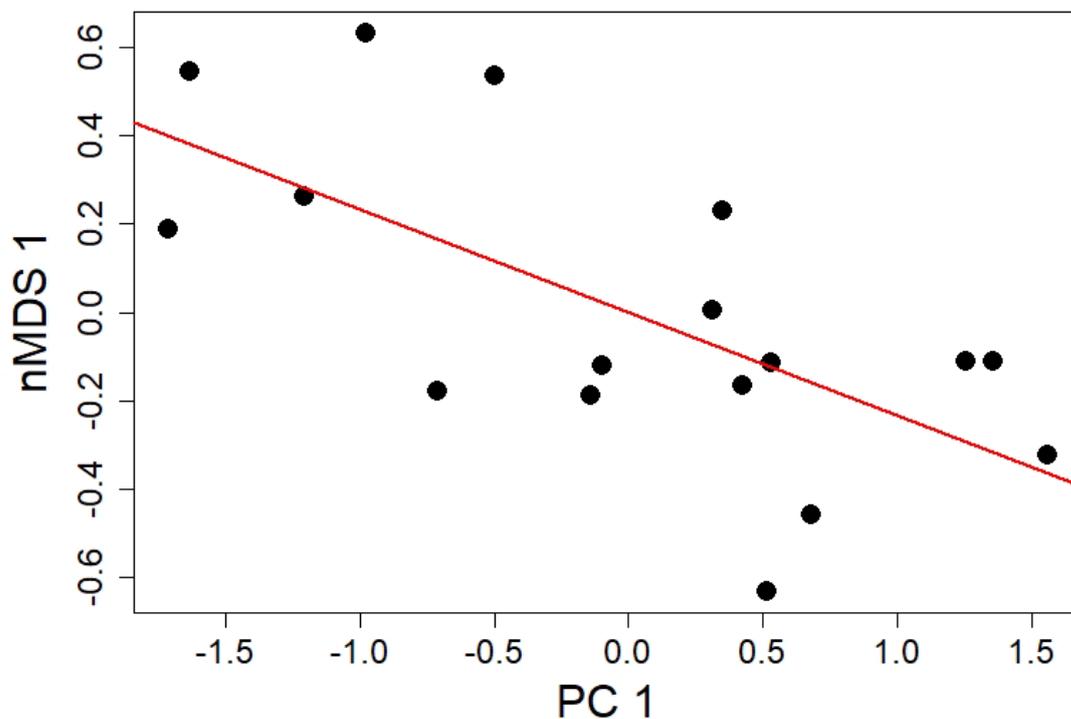




Fonte: Rodrigo Araújo, 2019.

No modelo da regressão múltipla (NMDS1 + NMDS2 = PCA1 + PCA2) somente os primeiros eixos do NMDS e da PCA foram significativos e explicaram 44,2% da variação na estruturação da assembleia de pequenos mamíferos ($F_{3,13} = 5,224$, $R^2 = 0,442$, $p = 0,01$; Figura 10).

Figura 10 - Regressão entre o primeiro eixo de ordenação da assembleia de pequenos mamíferos pelo escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) e o primeiro eixo (PC1) relativo a estrutura da vegetação e distância das parcelas para a estrada no Módulo RAPELD no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ ($F_{3,13} = 5,224$, $R^2 = 0,442$, $p =$

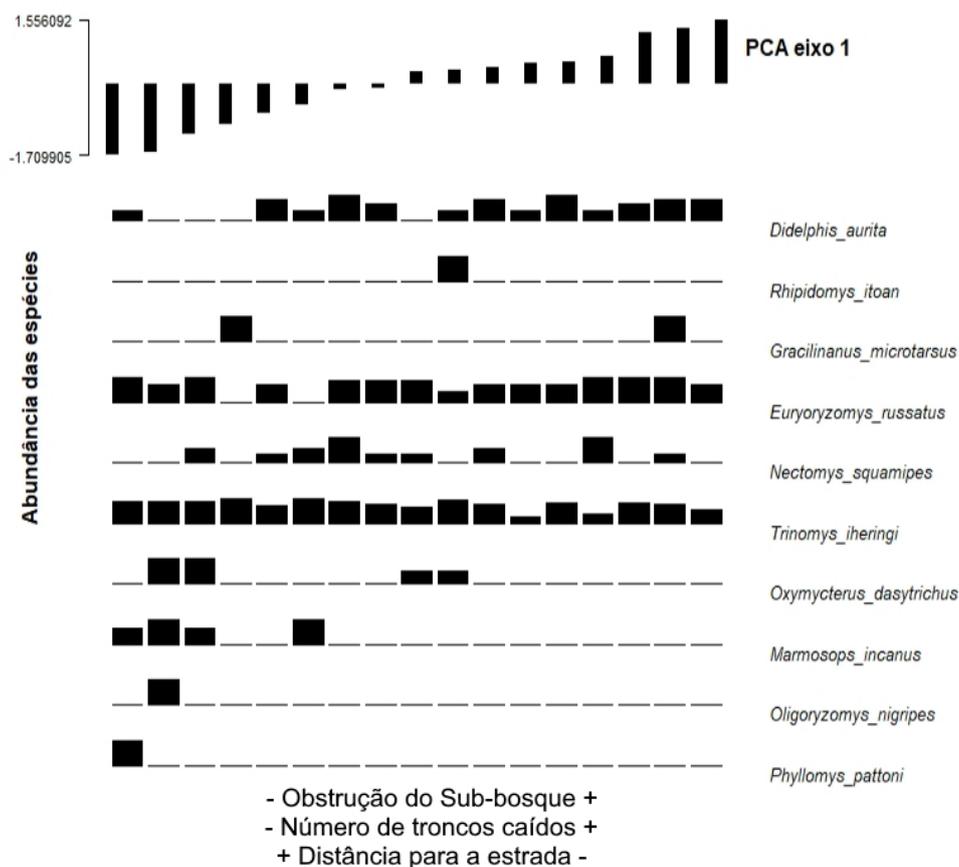


0,01).

Autor: Rodrigo Araújo, 2019

Três espécies, sendo dois roedores (*T. iheringi* e *E. russatus*) e um marsupial (*D. aurita*), apresentaram ampla distribuição ao longo de todo o gradiente das variáveis de estrutura da vegetação (Figura 11). *Trinomys iheringi* ocorreu em todas as parcelas e sua abundância (N = 155) na área foi três vezes maior que a segunda espécie mais capturada (*E. russatus*, N = 42). *Oxymycterus dasytrichus* ocorreu tanto em um dos extremos do gradiente quanto em posições intermediárias (Figura 11). *G. microtarsus* teve sua ocorrência em ambos os extremos do gradiente. *Oligoryzomys nigripes*, *P. pattoni* e *M. incanus* se apresentaram restritas apenas a um dos extremos do gradiente (Figura 11). *Nectomys squamipes*, um roedor semiaquático, foi registrado tanto nos ambientes ripários quanto nos ambientes não ripários. No entanto, o maior número de registros foi nas parcelas ripárias (N = 19) que apresentam corpos d'água perenes.

Figura 11 - Distribuição dos registros de pequenos mamíferos por parcelas ordenadas em relação a estrutura da vegetação (PCA1) no Módulo RAPELD no Parque Estadual da Ilha Grande, RJ.



4 DISCUSSÃO

No presente estudo foram registradas 10 espécies de pequenos mamíferos, dentre roedores e marsupiais, o que corresponde a 76,9% do total de espécies registrado em toda Ilha Grande (N = 13; Pereira *et al.* 2001; Martins-Hatano *et al.* 2002; Bittencourt e Rocha 2002, 2003; Vera y Conde e Rocha 2006; Raíces *et al.* 2017). Dentre as espécies registradas em outros estudos, mas não capturadas no presente, temos *Monodelphis americana*, *Oligoryzomys flavescens* e *Guerlinguetus brasiliensis*. *Monodelphis americana* e *Guerlinguetus brasiliensis* são espécies que não são facilmente capturadas com armadilhas Sherman e Tomahawk, o que explicaria o fato da ausência de registros destas espécies no presente estudo. Desta forma, o esforço amostral aplicado se mostrou suficiente em registrar a maior parte das espécies que compõem a assembleia de pequenos mamíferos de Ilha Grande.

A assembleia de pequenos mamíferos não apresentou diferenças significativas quanto sua composição e a abundância entre os ambientes ripários e não ripários, apesar de ambientes ripários serem em geral regiões de transição entre dois ecossistemas e, portanto, esperado que tenham alta diversidade ecológica (Naiman e Décamps 1997). Isto se deve, provavelmente, ao fato de o presente estudo ter sido realizado em uma floresta tropical úmida. Segundo Sabo *et al.* (2005), os padrões de substituição de espécies e mudanças nas assembleias são mais fortes para as plantas do que os animais e são mais fortes em climas secos do que úmidos. Devido a mobilidade dos animais, estes podem utilizar de forma facultativa tanto ambientes ripários quanto não ripários (Sabo *et al.* 2005). Ao se dispersarem entre ambos os ambientes, os animais são capazes de selecionar microclimas adequados e características do ambiente necessários a suprir suas necessidades de nicho (Sabo *et al.* 2005). Outro aspecto importante são as diferenças climáticas entre diferentes regiões (e.g. regiões áridas x tropicais) o que pode ditar o grau de uso facultativo dos habitats ripários e não ripários pelos animais (Sabo *et al.* 2005).

A estrutura da vegetação também não apresentou uma diferença significativa entre os dois ambientes (ripários e não ripários). Isto poderia ser explicado pelo fato de que as zonas de transição entre ambientes ripários e não ripários em regiões secas são frequentemente caracterizadas por grandes mudanças nas associações de plantas como, por exemplo, a mudança de assembleias xéricas para méxicas (Sabo *et al.* 2005). No

entanto, em uma região climática, como do presente estudo, onde a pluviosidade é alta (média anual de Ilha Grande é igual a 1.700 mm; Araujo e Oliveira 1987; INEA 2013) e as chuvas bem distribuídas ao longo do ano, o contraste entre ambiente ripários e não ripários pode não ser tão marcante quando comparado a ambientes secos. Portanto, o ambiente florestal da Ilha Grande pode ser considerado homogêneo na percepção dos pequenos mamíferos que parecem não diferenciar entre ambientes ripários e não ripários.

A composição e a abundância das espécies responderam ao primeiro eixo da PCA. O gradiente do PCA1 está associado a características estruturais do ambiente, como a obstrução do sub-bosque, número de troncos caídos e distância para a estrada. Um aumento da obstrução do sub-bosque nas parcelas próximas a estrada pode estar associado a distúrbios ocasionados por efeitos de borda (e.g. Pardini *et al.* 2005; Faria *et al.* 2009; Mena e Medellín 2010). As características inerentes das regiões de borda florestal levam a um aumento na mortalidade de indivíduos de plantas, a altas taxas de substituição de espécies e a alterações na composição de comunidades vegetais, propiciando um aumento do número de troncos caídos (e.g. Laurance *et al.* 2006; Nascimento e Laurance 2006; Faria *et al.* 2009). Os troncos caídos são importantes elementos do micro-habitat por servirem como abrigo, ninho e rotas para a movimentação dos pequenos mamíferos, assim como, atuam como reservatórios de recursos alimentares (e.g. Douglass e Reinert 1982; Belk *et al.* 1988; Bellows *et al.* 2001; Bull 2002; Dewalt *et al.* 2003; Zollner e Crane 2003; Delciellos e Vieira 2006; Bowman e Facelli 2013; Honorato *et al.* 2015; Delciellos *et al.* 2016). No presente estudo, a variação na ocorrência das espécies de pequenos mamíferos ao longo do gradiente da estrutura do ambiente provavelmente está relacionada às características do nicho de cada espécie, que se distribuem de acordo com suas necessidades e preferências ambientais e suas relações intra- e inter-específicas (e.g. Schmid-Holmes e Drickamer 2001; Delciellos *et al.* 2016). Os resultados aqui apresentados são condizentes com os resultados observados por Delciellos *et al.* (2016) ao estudar o efeito da qualidade do habitat e características das paisagens como fatores estruturadores da assembleia de pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica. Segundo estes autores, a composição e abundância da assembleia de pequenos mamíferos estava associada a características estruturais do habitat local, como densidade do dossel, densidade do sub-bosque e troncos caídos e que esta relação era espécie-específica de acordo com as preferências individuais de cada espécie.

A relação positiva entre um aumento da obstrução do sub-bosque e o número de troncos caídos com a abundância e composição da assembleia de pequenos mamíferos pode estar relacionadas a fatores como proteção e segregação espacial. A cobertura densa da vegetação e a presença de troncos caídos podem promover a disponibilidade de refúgios contra predadores e também um aumento da complexidade estrutural do habitat (e.g. Ecke *et al.* 2001; Williams *et al.* 2002; Grelle 2003; Vieira e Monteiro-Filho 2003; Dalmagro e Vieira 2005; Melo *et al.* 2013). O aumento da complexidade estrutural do habitat possibilita a segregação espacial das espécies na sua utilização por recursos e seleção de habitats o que permite a coexistência de espécies com requisitos de nicho semelhantes (e.g. Dueser e Shugart Jr. 1978; Ecke *et al.* 2001; Grelle 2003; Vieira e Monteiro-Filho 2003; Niedzialkowska *et al.* 2010).

Apesar da homogeneidade quanto a ambiente ripário e não ripário observada para os pequenos mamíferos, a ordenação da assembleia respondeu ao gradiente da estrutura da vegetação e a distância para a estrada. Foi possível observar que há espécies restritas a um dos extremos do gradiente e outras com um comportamento generalista, ocupando todo ou quase todo o gradiente. As espécies que estão no extremo esquerdo do gradiente estão selecionando ambientes mais distantes da estrada, com menor número de tronco caídos e menor obstrução do sub-bosque (*M. incanus*, *P. pattoni*, *O. nigripes*). As espécies *T. iheringi*, *D. aurita* e *E. russatus* utilizaram todo o gradiente ambiental medido. *Nectomys squamipes* ocorreu também ao longo do gradiente. No entanto, *N. squamipes* foi capturado majoritariamente nas parcelas ripárias com alguns poucos registros em parcelas não ripárias que possuem riachos próximos, porém muitas vezes intermitentes. A presença de *N. squamipes* ao longo de quase todo gradiente, indica claramente que a presença de corpos d'água não é um estruturador da assembleia de pequenos mamíferos na Ilha Grande, mas sim a estrutura da vegetação e a distância para a estrada. Portanto, a água disponível não é um fator limitante numa região como a costa sudoeste do Estado do Rio de Janeiro, onde os índices pluviométricos são altos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A complexidade e variabilidade da vegetação, assim como, a distância para a estrada representou 44,8% da variação na composição e abundância das espécies. Isto demonstra a importância da diversidade estrutural da vegetação em uma escala local, como a do presente estudo, em determinar a estruturação da assembleia de pequenos mamíferos. A variação não explicada pelas variáveis de micro-habitat mensuradas pode estar relacionada a outros gradientes que influenciam a estrutura da comunidade. Gradientes estes que podem ser compostos por fatores históricos (e.g. tempo e grau de perturbação) ou de disponibilidade de recursos alimentares para espécies (e.g. abundância de artrópodes, biomassa vegetal).

Em uma escala regional, um aspecto a ser melhor abordado é a importância de ambientes ripários na contribuição com espécies únicas e no aumento da diversidade regional (Sabo *et al.* 2005), visto que parece não haver um padrão bem definido, com resultados discrepantes dentro de mesmas regiões climáticas e biomas (e.g. Ericsson e Schimpf 1986; Décamps e Naiman 1990; Gregory *et al.* 1991; McGarigal e McComb 1992; McComb *et al.* 1993; Murray e Stauffer, 1995; Naiman e Décamps 1997; Jonsson 1997; Whitaker e Montevecchi, 1997; Pabst e Spies 1998, 1999; Sabo *et al.* 2005; Macdonald *et al.* 2006).

Entender a importância de zonas ripárias na manutenção de espécies únicas e da diversidade beta e gama é fundamental. Especialmente porque essas áreas adjacentes a lagos, córregos e rios, geralmente, são legalmente protegidas contra o corte seletivo e extrativismo. Além disso, é possível que zonas ripárias (ou corredores de mata ciliar) possam servir como importantes reservatórios de biodiversidade (e.g. Doyle 1990; Darveau *et al.* 2001) e corredores para a dispersão dos indivíduos das espécies (e.g. Naiman *et al.* 1993; Machtans *et al.* 1996; Hannon e Schmiegelow 2002).

REFERÊNCIAS

- ALHO, C. J. R. Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy Cerrado landscape. *Arquivos do Museu Nacional*, v. 63, n. 1, p. 41-48, 2005.
- ALHO, C. J. R.; SCHNEIDER, M.; VASCONCELLOS, L. A. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, n. 3, p. 375-385, 2002.
- ALONSO, D.; ETIENNE, R. S.; MCKANE, A. J. The merits of neutral theory. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 21, n. 8, p. 451-457, 2006.
- ANDERSON, M. J. *Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA)*. Wiley statsref: statistics reference online, p. 1-15, 2014.
- ARAÚJO, D S. D.; OLIVEIRA, R. R. Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (Ilha Grande, estado do Rio de Janeiro): lista preliminar da flora. *Acta Botanica Brasilica*, v. 1, n. 2, p. 83-94, 1987.
- ARONSON, M. F. J. *et al.* Hierarchical filters determine community assembly of urban species pools. *Ecology*, v. 97, n. 11, p. 2952-2963, 2016.
- AUGUST, Peter V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, v. 64, n. 6, p. 1495-1507, 1983.
- BATEMAN, H. L.; OSTOJA, S. M. Invasive woody plants affect the composition of native lizard and small mammal communities in riparian woodlands. *Animal Conservation*, v. 15, n. 3, p. 294-304, 2012.
- BELLOWS, A. S.; PAGELS, J. F.; MITCHELL, J. C. Macrohabitat and microhabitat affinities of small mammals in a fragmented landscape on the upper coastal plain of Virginia. *The American Midland Naturalist*, v. 146, n. 2, p. 345-361, 2001.
- BITTENCOURT, E. B.; ROCHA, C. F. D. Host-ectoparasite specificity in a small mammal community in an area of Atlantic Rain Forest (Ilha Grande, State of Rio de Janeiro), Southeastern Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v. 98, n. 6, p. 793-798, 2003.
- BITTENCOURT, E. B.; ROCHA, C. F. D. Spatial use of rodents (Rodentia: Mammalia) host body surface by ectoparasites. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, n. 3, p. 419-425, 2002.
- BOCCHIGLIERI, A.; MENDONÇA, A. F.; HENRIQUES, R. P. B. *Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central*, v. 10, n. 3, p. 169-176, 2010.

BOWMAN, A. S.; FACELLI, J. M. Fallen logs as sources of patchiness in chenopod shrublands of South Australia. *Journal of arid environments*, v. 97, p. 66-72, 2013.

Bray, J. R.; Curtis, J. T. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, v. 27, n. 4, p. 325-349, 1957.

CALLADO, C. H.; BARROS, A. A. DE; RIBAS, L. *et al.* Flora e cobertura vegetal. In: CASE, R. L.; KAUFFMAN, J. B. Wild ungulate influences on the recovery of willows, black cottonwood and thin-leaf alder following cessation of cattle grazing in northeastern Oregon, v. 71, n. 2, p. 115-126, 1997.

CLEMENTS, F. E. *Plant Succession: an analysis of community functions*. Washington DC: Carnegie Institution Washington Publications, 1916.

CONNOR, E. F.; SIMBERLOFF, D. Competition, scientific method, and null models in ecology: because field experiments are difficult to perform, ecologists often rely on evidence that is nonexperimental and that therefore needs to be rigorously evaluated. *American Scientist*, v. 74, n. 2, p. 155-162, 1986.

CONNOR, E. F.; SIMBERLOFF, D. The assembly of species communities: chance or competition?. *Ecology*, v. 60, n. 6, p. 1132-1140, 1979.

DALMAGRO, A. D.; VIEIRA, E. M. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria forest in Southern Brazil. *Austral Ecology*, v. 30, n. 4, p. 353-362, 2005.

DANIEL, J.; GLEASON, J. E.; COTTENIE, K.; ROONEY, R. C. Stochastic and deterministic processes drive wetland community assembly across a gradient of environmental filtering. *Oikos*, v. 128, p. 1158–1169, 2019.

DARVEAU, M.; LABBÉ, P.; BEAUCHESNE, P.; BÉLANGER, L.; HUOT, J. The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *Forest Ecology and Management*, v. 143, n. 1-3, p. 95-104, 2001.

DÉCAMPS, H.; NAIMAN, R. J. (Ed.). *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. 1. ed. Paris: CRC Press, 1990.

DELICIELLOS, A. C.; VIEIRA, M. V. Arboreal walking performance in seven didelphis marsupials as an aspect of their fundamental niche. *Austral Ecology*, v. 31, n. 4, p. 449-457, 2006.

DELICIELLOS, A. C.; VIEIRA, M. V.; GRELLE, C. E.; COBRA, P.; CERQUEIRA, R. Habitat quality versus spatial variables as determinants of small mammal assemblages in Atlantic Forest fragments. *Journal of Mammalogy*, v. 97, n. 1, p. 253-265, 2016.

DEWALT, S. J.; MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, v. 182, n. 1-3, p. 139-151, 2003.

DIAMOND, J.M. Assembly of species communities. In: CODY, M.L.; DIAMOND, J.M. (eds) *Ecology and evolution of communities*. Cambridge: Harvard University Press, 1975, p. 342-444.

BULL, E. L. The value of coarse woody debris to vertebrates in the Pacific Northwest. In: *Proceedings of the Symposium on the Ecology and Management of Dead Wood in Western Forests*. Albany: USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, 2002, p. 171-178.

BELK, M. C.; DUANE SMITH, H.; LAWSON, J. Use and partitioning of montane habitat by small mammals. *Journal of Mammalogy*, v. 69, n. 4, p. 688-695, 1988.

DOUGLASS, N. J.; REINERT, H. K. The utilization of fallen logs as runways by small mammals. *Proceedings of the Pennsylvania Academy of Science*, v. 56, n. 2, p. 162–164, 1982.

ZOLLNER, P. A.; CRANE, K. J. Influence of canopy closure and shrub coverage on travel along coarse woody debris by eastern chipmunks (*Tamias striatus*). *The American midland naturalist*, v. 150, n. 1, p. 151-157, 2003.

DOYLE, A. T. Use of riparian and upland habitats by small mammals. *Journal of mammalogy*, v. 71, n. 1, p. 14-23, 1990.

DUESER, R. D.; SHUGART JR, H. H. Microhabitats in a forest fauna. *Ecology*, v. 59, n. 1, p. 89-98, 1978.

-floor small mam

ECCARD, J. A. *et al.* Breeding state and season affect interspecific interaction types: indirect resource competition and direct interference. *Oecologia*, v. 167, n. 3, p. 623, 2011.

ECKE, F.; LÖFGREN, O.; HÖRNFELDT, B.; EKLUND, U.; ERICSSON, P.; SÖRLIN, D. Abundance and diversity of small mammals in relation to structural habitat factors. *Ecological Bulletins*, v. 49, p. 165-171, 2001.

ERICSSON, K. A.; SCHIMPF, D. J. Woody riparian vegetation of a Lake Superior tributary. *Canadian Journal of Botany*, v. 64, n. 4, p. 769-773, 1986.

FALCK, M. J.; WILSON, K. R.; ANDERSEN, D. C. Small mammals within riparian habitats of a regulated and unregulated arid land river. *Western North American Naturalist*, v. 63, n. 1, p. 4, 2003.

FALKENBERG, J. C.; CLARKE, J. A. Microhabitat use of deer mice: effects of interspecific interaction risks. *Journal of Mammalogy*, v. 79, n. 2, p. 558-565, 1998.

FARIA, D.; MARIANO-NETO, E.; MARTINI, A. M. Z.; ORTIZ, J. V.; MONTINGELLI, R.; ROSSO, S.; PACIENCIA, M. L. B.; BAUMGARTEN, J. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: the effect of fragmentation and recovery after clear cut. *Forest Ecology and Management*, v. 257, n. 11, p. 2226-2234, 2009.

- FUKAMI, T. Historical contingency in community assembly: integrating niches, species pools, and priority effects. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 46, p. 1-23, 2015.
- GILPIN, M. E.; DIAMOND, J. M. Factors contributing to non-randomness in species co-occurrences on islands. *Oecologia*, v. 52, n. 1, p. 75-84, 1982.
- GLEASON, H. A. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, v. 53, n. 1, p. 7-26, 1926.
- GOTELLI, N. J.; MCCABE, D. J. Species co-occurrence: an analysis of Diamond's assembly rules model. *Ecology*, v. 83, n. 8, p. 2091-2096, 2002.
- GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.
- GRELLE, C. E. V. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 38, n. 2, p. 81-85, 2003.
- HANNON, S. J.; SCHMIEGELOW, F. K. A. Corridors may not improve the conservation value of small reserves for most boreal birds. *Ecological Applications*, v. 12, n. 5, p. 1457-1468, 2002.
- HANSSON, L. Habitat selection or habitat-dependent survival: theory for spatial dynamics of small mammals. *OIKOS*, v. 75, n. 3, p. 539-542, 1996.
- HODARA, K.; BUSCH, M. Patterns of macro and microhabitat use of two rodent species in relation to agricultural practices. *Ecological Research*, v. 25, n. 1, p. 113-121, 2010.
- HOLYOAK, M.; LOREAU, M. Reconciling empirical ecology with neutral community models. *Ecology*, v. 87, n. 6, p. 1370-1377, 2006.
- HUBBELL, S. P. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 2001.
- INEA. Instituto Estadual do Ambiente. Parque Estadual da Ilha Grande: plano de manejo (fase 2)/resumo executivo. Rio de Janeiro: INEA, 2013. 98p. il. Mapas
- JONSSON, B. G. Riparian bryophyte vegetation in the Cascade mountain range, Northwest USA: patterns at different spatial scales. *Canadian Journal of Botany*, v. 75, n. 5, p. 744-761, 1997.
- KAUFFMAN, J. B. *et al.* An ecological perspective of riparian and stream restoration in the western United States. *Fisheries*, v. 22, n. 5, p. 12-24, 1997.
- KRAFT, N. J. B. *et al.* Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional ecology*, v. 29, n. 5, p. 592-599, 2015.

- LAURANCE, W. F. *et al.* Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 103, n. 50, p. 19010-19014, 2006.
- LIESENJOHANN, M. *et al.* From interference to predation: type and effects of direct interspecific interactions of small mammals. *Behavioral ecology and sociobiology*, v. 65, n. 11, p. 2079-2089, 2011.
- LYRA-JORGE, M. C. *et al.* Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, v. 56, n. 3, p. 359-368, 2010.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 1967.
- MACDONALD, S. E. *et al.* Is forest close to lakes ecologically unique?: Analysis of vegetation, small mammals, amphibians, and songbirds. *Forest Ecology and Management*, v. 223, n. 1-3, p. 1-17, 2006.
- MACHTANS, C. S.; VILLARD, M. A.; HANNON, S. J. *Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds*. *Conservation Biology*, v. 10, n. 5, p. 1366-1379, 1996.
- MAGNUSSON, W. E. *et al.* RAPELD: uma modificação do método de Gentry para inventários de biodiversidade em sítios para pesquisa ecológica de longa duração. *Biota Neotropica*, v. 5, n. 2, p. 1-6, 2005.
- HONORATO, R. *et al.* The effects of habitat availability and quality on small mammals abundance in the Brazilian Atlantic Forest. *Natureza & Conservação*, v. 13, n. 2, p. 133-138, 2015.
- MAGURRAN, A. E. Species abundance distributions: pattern or process?. *Functional Ecology*, v. 19, n. 1, p. 177-181, 2005.
- MARTINS-HATANO, F.; GETTINGER, D.; BERGALLO, H. G. Ecology and host specificity of *laelapine mites* (*Acari: Laelapidae*) of small mammals in an Atlantic Forest area of Brazil. *Journal of Parasitology*, v. 88, n. 1, p. 36-41, 2002.
- MCCOMB, W. C.; MCGARIGAL, K.; ANTHONY, R. G. Small mammal and amphibian abundance in streamside and upslope habitats of mature Douglas-fir stands, western Oregon. *Northwest Science*, v. 67, n. 1, p. 7-15, 1993.
- MCGARIGAL, K.; MCCOMB, W. C. Streamside versus upslope breeding bird communities in the central Oregon Coast Range. *The Journal of Wildlife Management*, v. 56, n. 1, p. 10-23, 1992.
- MELO, G. L. *et al.* Microhabitat of small mammals at ground and understory levels in a deciduous, southern Atlantic Forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 85, n. 2, p. 727-736, 2013.

- MENA, J. L.; MEDELLÍN, R. A. *Small mammal assemblages in a disturbed tropical landscape at Pozuzo, Peru*. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, v. 75, n. 1, p. 83-91, 2010.
- MIRANDA, J. M. D.; RIOS, R. F. M.; DE CAMARGO PASSOS, F. Contribuição ao conhecimento dos mamíferos dos Campos de Palmas, Paraná, Brasil. *Biotemas*, v. 21, n. 2, p. 97-103, 2008.
- MORRIS, D. W. A haunting legacy from isoclines: mammal coexistence and the ghost of competition. *Journal of Mammalogy*, v. 80, n. 2, p. 375-384, 1999.
- MORRIS, D. W. Ecological scales and habitat use. *Ecology*, v.68, n.2, p.362–369, 1987.
- MURRAY, N. L.; STAUFFER, F. Nongame bird use of habitat in central Appalachian riparian forests. *The Journal of Wildlife Management*, v. 59, n. 1, p. 78-88, 1995.
- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, v. 28, n. 1, p. 621-658, 1997.
- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H.; POLLOCK, M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, v. 3, n. 2, p. 209-212, 1993.
- NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazonica*, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006.
- NIEDZIAŁKOWSKA, M. *et al.* Species diversity and abundance of small mammals in relation to forest productivity in northeast Poland. *Ecoscience*, v. 17, n. 1, p. 109-119, 2010.
- PABST, R. J.; SPIES, T. A. Distribution of herbs and shrubs in relation to landform and canopy cover in riparian forests of coastal Oregon. *Canadian Journal of Botany*, v. 76, n. 2, p. 298-315, 1998.
- PABST, R. J.; SPIES, T. A. Structure and composition of unmanaged riparian forests in the coastal mountains of Oregon, USA. *Canadian Journal of Forest Research*, v. 29, n. 10, p. 1557-1573, 1999.
- PAGLIA, A.P.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. DA C., MITTERMEIER, R. A.; PATTON J. L. *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals*. 2. ed. Occasional Papers in Conservation Biology, Arlington: Conservation International. p. 76.

- PARDINI, R.; DE SOUZA, S. M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, v. 124, n. 2, p. 253-266, 2005.
- PATTERSON, B. D.; ATMAR, W. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society*, v. 28, n. 1-2, p. 65-82, 1986.
- PELES, J. D.; BARRETT, G. W. Effects of vegetative cover on the population dynamics of meadow voles. *Journal of Mammalogy*, v. 77, n. 3, p. 857-869, 1996.
- PEREIRA, L. G.; TORRES, S. E. M.; SILVA, H. D.; GEISE, L. *Non-volant mammals of Ilha Grande and adjacent areas in southern Rio de Janeiro state, Brazil. Boletim do Museu Nacional*, v. 459, n. 1, p. 15, 2001.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.Rproject.org>. 2019.
- RAÍCES, D. S.; FERREIRA, P. M.; MELLO, J. H.; BERGALLO, H. G. Smile, you are on camera or in a live trap! The role of mammals in dispersion of jackfruit and native seeds in Ilha Grande State Park, Brazil. *Nature Conservation Research*, v. 2, n. 4, p. 78-89, 2017.
- REIS, N. R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I. P. (Eds.). *Mamíferos do Brasil*. 2. ed. Londrina: N. R. REIS, 2011. 439 p.
- RICKLEFS, R. E. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, v. 7, n. 1, p. 1-15, 2004.
- ROSENZWEIG, M. L. A theory of habitat selection. *Ecology*, v. 62, n. 2, p. 327-335, 1981.
- SABO, J. L. *et al.* Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, v. 86, n. 1, p. 56-62, 2005.
- SCHNEIDER, C. A.; RASBAND, W. S.; ELICEIRI, K. W. *NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis*. *Nature methods*, v. 9, n. 7, p. 671, 2012.
- SIMBERLOFF, D. Competition theory, hypothesis-testing, and other community ecological buzzwords. *The American Naturalist*, v. 122, n. 5, p. 626-635, 1983.
- SOARES, F. S.; FRANCISCO, C. N.; SENNA, M. C. A. Spatio-temporal precipitation distribution in Ilha Grande Bay Hydrographic Region-Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 29, n. 1, p. 125-138, 2014.

SOUZA, P. A. D., MELLO, W. Z. D., MALDONADO, J., & EVANGELISTA, H. Rainwater chemistry and atmospheric deposition at Ilha Grande, RJ. *Química Nova*, v. 29, n. 3, p. 471-476, 2006.

SOYKAN, C. U.; SABO, J. L. Spatiotemporal food web dynamics along a desert riparian–upland transition. *Ecography*, v. 32, n. 2, p. 354-368, 2009.

SPONCHIADO, J. *Estrutura das comunidades de pequenos mamíferos de duas unidades de conservação (Taim e Espinilho) do bioma pampa, sul do Brasil*. 2011. 75 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal) - Universidade de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

STAPP, P. Community structure of shortgrass ~~grasslands~~ intraguild predation? *Ecology*, v. 78, n. 5, p. 1519-1530, 1997. grasslands: competition

STROMBERG, J. C.; TILLER, R.; RICHTER, B. Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semiarid regions: the San Pedro, Arizona. *Ecological Applications*, v. 6, n. 1, p. 113-131, 1996.

TILMAN, D. Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 101, n. 30, p. 10854-10861, 2004.

VELLEND, M. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology*, v. 85, n. 2, p. 183-206, 2010.

VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 124 p. 1991.

VERA Y CONDE, C. F.; ROCHA, C. F. D. Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic rainforest area in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 4, p. 983-990, 2006.

VIDOLIN, G. P.; BRAGA, F. G. Ocorrência e uso da área por carnívoros silvestres no Parque Estadual do Cerrado, Jaguariaíva, Paraná. *Caderno Biodiversidade*, v. 4, n. 2, p. 29-36, 2004.

VIEIRA, E. M.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. *Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil*. *Journal of Tropical Ecology*, v. 19, n. 5, p. 501-507, 2003.

WEIHER, EVAN; KEDDY, PAUL. *Assembly rules as general constraints on community composition*. *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*, p. 251-271, 1999.

WHITAKER, D. M.; MONTEVECCHI, W. A. Breeding bird assemblages associated with riparian, interior forest, and nonriparian edge habitats in a balsam fir ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research*, v. 27, n. 8, p. 1159-1167, 1997.

WILLIAMS, STEPHEN E.; MARSH, HELENE; WINTER, JOHN. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: small mammals in Australian tropical rain forest. *Ecology*, v. 83, n. 5, p. 1317-1329, 2002.

APÊNDICE A - Coordenadas da localização das parcelas amostrais do módulo leste do RAPELD no Parque Estadual de ilha Grande, RJ

ID	Nome Parcela	Longitude	Latitude	Tipo da parcela
1	Jaqueira	-44,17913	-23,13554	Não ripária
2	Chuck Norris	-44,18911	-23,14273	Não ripária
3	Pede pra sair	-44,18764	-23,13651	Não ripária
4	Papagaio	-44,18892	-23,15362	Não ripária
5	Abraão	-44,17971	-23,14555	Não ripária
6	Britador	-44,17800	-23,15408	Não ripária
7	Poço do Soldado	-44,18912	-23,16340	Não ripária
8	Curva maravilha	-44,17924	-23,17350	Não ripária
9	Estrada	-44,18103	-23,16700	Não ripária
10	Papa_Rip	-44,17327	-23,13509	Ripária
11	Jaqueira_Rip	-44,17946	-23,13791	Ripária
12	Subida_Rip	-44,18278	-23,14174	Ripária
13	Abraão_Rip	-44,18365	-23,14813	Ripária
14	Poço_RipB	-44,18500	-23,16900	Ripária
15	Poço_RipA	-44,18800	-23,16800	Ripária
16	Maravilha_Rip	-44,17983	-23,17150	Ripária
17	Parnaioca_Rip	-44,19472	-23,18318	Ripária