



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Verônica Parente Gomes de Araujo

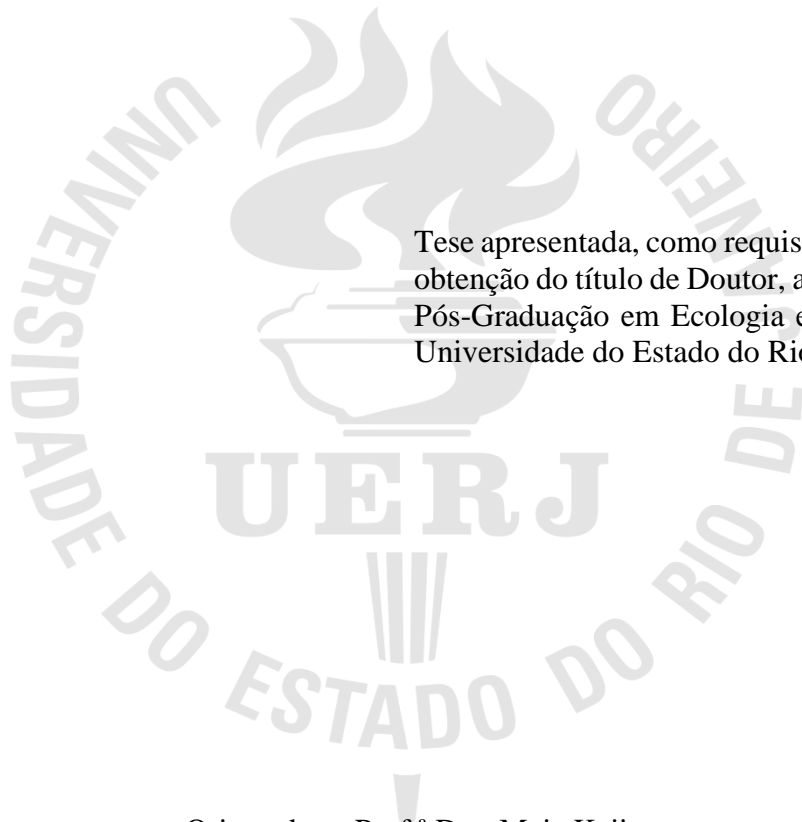
**Variação nas diversidades funcional e filogenética em comunidades de
pequenos mamíferos da Mata Atlântica**

Rio de Janeiro

2020

Verônica Parente Gomes de Araujo

**Varição nas diversidades funcional e filogenética em comunidades de pequenos
mamíferos da Mata Atlântica**



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

Orientadora: Prof.^a Dra. Maja Kajin

Coorientador: Prof. Dr. Bruno Henrique Pimentel Rosado

Rio de Janeiro

2020

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

A663 Araujo, Verônica Parente Gomes de.
Variação nas diversidades funcional e filogenética em comunidades de pequenos mamíferos da Mata Atlântica/ Verônica Parente Gomes de Araujo. – 2020.
76 f.: il.

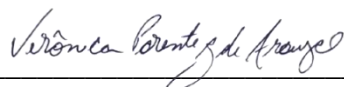
Orientadores: Maja Kajin, Bruno Henrique Pimentel Rosado.
Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Mamífero – Ecologia – Mata Atlântica - Teses. 2. Mamífero – Filogenia - Teses. I. Kajin, Maja. II. Rosado, Bruno Henrique Pimentel. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 599(815.3)

Patricia Bello Meijinhos CRB-7/ 5217- Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

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



Assinatura

15/12/2020

Data

Verônica Parente Gomes de Araujo

Varição nas diversidades funcional e filogenética em comunidades de pequenos mamíferos da Mata Atlântica

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

Aprovada em 20 de novembro de 2020.

Orientadores:

Prof.^a Dra. Maja Kajin
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Prof. Dr. Bruno Henrique Pimentel Rosado
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Eugenia Zandoná
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Prof.^a Dra. Helena de Godoy Bergallo
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Prof.^a Dra. Lena Geise
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

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

Rio de Janeiro

2020

DEDICATÓRIA

Àquele que me amou sem limites até o fim, Meu Pai [*in memoriam*].

AGRADECIMENTOS

Cheguei ao fim do doutorado! Quem diria? Só tenho a agradecer por tanto apoio recebido, sem o qual não teria chegado até aqui.

Primeiro, e não poderia ser diferente, aos meus pais Eugenio e Santa Maria, que foram incansáveis nos esforços e estímulos para que eu estudasse e realizasse meus objetivos.

Aos meus orientadores Maja e Bruno, que toparam esta longa jornada comigo. Por todo conhecimento trocado, pelas conversas incentivadoras e pela compreensão nos momentos difíceis. Maja, muito querida. Mesmo à distância, sempre disponível para uma conversa, seja para tirar dúvidas sobre a tese ou conversar sobre as questões da vida. Bruno, sempre atencioso. Ainda me impressiono com a capacidade que ele tem de tornar as coisas mais assustadoras em problemas simples de resolver.

À Nena, mãezona, que sempre vê o lado bom em tudo. Até naquele gráfico doido que você não está entendendo nada, ela encontra um resultado maravilhoso. Só tenho a agradecer por ela estar sempre ali ao lado escutando, apoiando e puxando orelha.

Às coordenadoras e aos representantes docentes da CPG, Rosana, Lena, Maria Alice e Oscar, por todo o apoio concedido nos dois últimos anos do doutorado. Vocês foram fundamentais para a minha permanência no PPGEE.

Aos professores que aceitaram prontamente participar da banca da tese, Eugenia, Lena, Marcos, Nena, Ana Claudia e Camila. Tenho certeza de que meu trabalho ficará ainda mais rico com a contribuição de vocês. Em especial ao Marcos, que me acompanha desde a primeira qualificação e colaborou muito para a evolução do trabalho.

À Soninha e à Verusca, que me aturaram ao longo desses cinco anos indo lá tirar dúvidas e pedir socorro. As duas sempre foram muito amáveis e solícitas todas as vezes que precisei.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução por toda estrutura e qualidade no ensino e pesquisa. Tenho muito orgulho de fazer parte deste programa.

À UERJ, esta instituição que pulsa e resiste. Exemplo de excelência e luta pelas causas sociais e ambientais. Nunca imaginei que existia tanto amor nestes prédios cercados de concreto.

À minha família por sempre me apoiar e entender a minha ausência em muitos momentos. Em especial à Tia Sany, às minhas madrinhas Sandra Mara e Izabel, aos primos Amanda, Anita, Leonor, Rachel, Thalita e Thiago Mendonça e aos meus afilhados Jean e Sarah.

Aos meus queridos amigos da “Bio Old School” Dri, Amanda, Andreia, Aline Neves, Aline Cavalcante, Camilinha, Caputa, Cris, Dani, Gi, Jayme, Lê, Marcelo, Mm, Pat e Paulinha. Esses seres de luz foram fundamentais desde o momento em que tive a ideia de fazer o doutorado. Cada um teve a sua contribuição durante todo o processo das formas mais variadas, que vão desde uma análise “cabeluda” a um banho de cachu e churrasco com cerveja.

À Paula, Adan e Anna, que me deram casa, internet, comida e todas as condições necessárias para eu terminar a qualificação em meio ao caos que estava a minha vida. Hoje são parte da minha família.

Aos amigos que a vida me deu: Alena, Beta, Clarisse, Clays, Fabi, Flavia, Gisa, Itallo (irmão), Lu, Lu Andrea, Margô, Saulo, Tiago, Vanessa Cristina e Vivi. Amigos queridos que, apesar de vários períodos ausentes e difíceis, não desistiram de mim e sempre que podiam me lembravam que existe vida além do doutorado. Que existe um mundo desconstruído, com muito forró, samba, praia, cachu, viagem, Cascata, Gabriela, leite da macaca e treta!

Aos amigos que a UERJ me deu: Bete, Carol Lacerda, Clarice, Carlota, Fabi, Gabriel, Jayme Roberto (que não é da UERJ, mas é como se fosse), Ju Magalhaes, Luara, Lucas, Luisa, Marco, Natalia Ardente, Quezia, Renata, Rodrigo (Bebo doido) e Thiago Amorim. Quantos momentos passamos juntos, não é mesmo? Muitos almoços, trabalhos, greves, surtos, conversas, aulas, campo, desânimos, apoio, choro, mensagens de socorro no final de semana, abraços, medos e muito amor. Ainda bem que tive vocês na “salinha”, no DECOL, na UERJ!

Ao Terrapia, lugar mágico que me resgatou. Lugar onde me reencontrei, me reconstruí e que me ajudou a ter esperança em pessoas melhores e num mundo melhor.

Ao Moleque Mateiro, aquele trabalho que não parece trabalho. Além de me ajudar no período sem bolsa, me trouxe muitos ensinamentos e amigos que levarei pra vida. Gostaria de agradecer em especial à Belle, Bernardo, Elisa, Henrique, Luana, Marcelinha e Pablo.

À Escola Municipal Raul Pederneiras, meu Paraquedas Colorido! Fui para a escola buscando um sentido para minha vida e não fazia ideia do quanto um projeto “suicida do coração” poderia transformar a vida das pessoas. Inclusive a minha!

Ao LabVert-UFRJ por ter me acolhido e ter cedido os dados para o desenvolvimento desta tese.

Às agências de fomento, pelos recursos financeiros que foram fundamentais para que tudo acontecesse. À CAPES, pela bolsa de doutorado, à FAPERJ, ao CNPq, ao Prociência/UERJ, ao PPBIO e ao PELD-MCF, que possibilitaram a realização dos trabalhos de campo.

Se admitirmos que a vida humana pode ser governada pela razão, toda a possibilidade de vida é destruída.

Liev Tolstói

RESUMO

ARAÚJO, V. P. G. Variação nas diversidades funcional e filogenética em comunidades de pequenos mamíferos da Mata Atlântica. 2020. 76f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

A destruição cada vez mais acentuada da Mata Atlântica é considerada a causa mais importante do declínio da biodiversidade de mamíferos. Por serem importantes para o funcionamento do ecossistema, é necessário compreender os limites para a resposta de mamíferos à estrutura da paisagem. A inserção de informações funcionais e filogenéticas é uma das grandes contribuições para o avanço no estudo de comunidades. As informações funcionais e filogenéticas vieram em resposta à crescente preocupação com o futuro da biodiversidade, porque à medida que a variação na diversidade funcional (DF) e na diversidade filogenética (DP) da comunidade aumenta, os recursos disponíveis e a eficiência com a qual os recursos são usados em um ecossistema também aumentam. Estruturei esta tese em dois capítulos. No primeiro capítulo, foi realizada uma revisão das publicações da DF usando mamíferos como objeto de estudo para entender melhor o escopo da abordagem funcional em mamíferos. Selecionei 215 artigos que abordavam o tema, mas apenas 24 tinham como foco principal os mamíferos. Observei que, apesar do rápido crescimento do progresso na ecologia funcional, os estudos em mamíferos estão avançando vagamente. No segundo capítulo, avaliei as diferenças no DF e no DP de comunidades de pequenos mamíferos em áreas com características ecológicas distintas da Mata Atlântica, levando em consideração fatores como ilha/continente e grau de conservação da área. Utilizei os dados do banco de dados do Laboratório LEMA/UERJ (PARNASO) e do Labvert/UFRJ (PEIG) entre os anos de 2013 e 2018. Os valores de DF foram positivamente relacionados com o grau de conservação e o tempo de regeneração da floresta. Já os índices e as métricas de DP utilizadas responderam de formas diferentes, não sendo possível observar um padrão claro na estrutura da comunidade baseado na filogenia. Mesmo com os avanços nos estudos de ecologia funcional, a escolha da característica e a disponibilidade desses dados ainda é um problema para estudos com mamíferos. Um protocolo de campo que especifique as características que podem ser usadas para acessar a DF deve ser proposto para estudos posteriores, permitindo comparações entre diferentes estudos.

Palavras-chave: Ecologia funcional. Ecologia de comunidades. Conservação. Diversidade filogenética. Mamíferos. Mata Atlântica.

ABSTRACT

ARAÚJO, V. P. G. Variation in functional and phylogenetic diversity in small mammal communities in the Atlantic Forest. 2020. 76f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

The increasing destruction of the Atlantic Forest is considered the most important cause of the decline in mammal biodiversity. Due to their importance for the ecosystem functioning, it is necessary to understand the response range of mammals to the landscape structure. The insertion of functional and phylogenetic information is one of the greatest contributions to the study of communities. This study is a result of the growing concern about the future of biodiversity, as the increasing in the variation in functional diversity (FD) and phylogenetic diversity (PD) of the community, the resource availability and the efficiency with which resources are used in an ecosystem also increases. This way, I structured this thesis in two chapters. In the first chapter, I reviewed FD publications using mammals as a study case to improve the scope of its functional approach. I selected 215 articles, but only 24 had mammals as focus. I observed that, despite the fast growth of progress in functional ecology, mammalian studies are advancing vaguely. In the second chapter, I assessed the differences in the FD and PD of small mammal communities in areas with diverging ecological characteristics of the Atlantic Forest, taking into account factors such as island / continent and degree of conservation of the area. I used the data from LEMA / UERJ (PARNASO) and Labvert / UFRJ (PEIG) databases between the years 2013 and 2018. The FD values were positively related to the degree of recovery and the recovery time of the forest. PD indices and metrics used responded in different ways, and it was not possible to observe a clear pattern in the phylogeny-based community structure. Even with the current advances in functional ecology, the choice of traits and the data availability are still a problem for studies with mammals. A field protocol that specifies the traits that can be used for accessing FD should be proposed for further studies, enabling comparisons among different studies.

Keywords: Functional ecology. Community ecology. Conservation. Phylogenetic diversity. Mammals. Atlantic Forest.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1-	Abrangência geográfica dos artigos científicos que abordam a variação na diversidade funcional em mamíferos publicados entre os anos de 1993 e 2018.....	28
Figura 2-	Comparação entre os índices de diversidade funcional utilizados nos artigos que abordam a diversidade funcional em mamíferos publicados entre os anos de 1993 e 2018.....	28
Figura 3-	Características funcionais utilizadas nos artigos científicos que abordam a diversidade funcional em mamíferos publicados entre os anos de 1993 e 2018 separadas com base nos traços morfológicos, fisiológicos e comportamentais.....	29
Figura 4-	Quadro demonstrativo com as principais perguntas relacionadas das características funcionais selecionadas para respondê-las nos artigos científicos que abordam a diversidade funcional em mamíferos publicados entre os anos de 1993 e 2018.....	30
Figura 5-	a. Limites do Parque Nacional da Serra dos Órgãos nos municípios de Guapimirim, Magé, Petrópolis e Teresópolis, b. Localização no Estado do Rio de Janeiro e c. Localização do Parque Nacional da Serra dos Órgãos no Estado do Rio de Janeiro.....	46
Figura 6-	Mapa da localização das áreas de estudo no Parque Nacional da Serra dos Órgãos. Ponto PRF – Rancho Frio, área dentro da sede do parque em Teresópolis. Pontos PG1 e PG2 – Garrafão, Guapimirim.....	46
Figura 7-	a. Ilha Grande no município de Angra dos Reis, b. Localização no Estado do Rio de Janeiro e c. Localização da Ilha Grande no Estado do Rio de Janeiro.....	48
Figura 8-	Mapa dos limites do Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG).....	49

Figura 9-	Mapa da localização das áreas de estudo no Parque Estadual da Ilha Grande, Município de Angra dos Reis. Pontos IG1, IG2, IG3, IG4, IG5, IG6, IG7, IG8, I9, IG10, ICJ, ISJ.....	49
Figura 10-	Valores de CWM das características funcionais massa corporal (g) e tamanho corporal (mm) de pequenos mamíferos capturados no PARNASO e PEIG entre os anos de 2013 e 2018.....	57
Figura 11-	Comparação entre as áreas de estudo no PARNASO e no PEIG para cada índice de diversidade funcional – FRic, FEve, FDiv, FDis e RaoQ.....	58
Figura 12-	Diagramas de ordenação das espécies em cada área de acordo com as características funcionais selecionadas. A área dos polígonos representa a amplitude das características funcionais selecionadas no espaço de n-dimensional.....	60
Figura 13-	Função envfit – Os vetores representam as características funcionais mais relacionados com a separação entre e dentro das comunidades.....	66

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL	13
	REFERÊNCIAS	16
1	DIVERSIDADE FUNCIONAL: QUAIS OS AVANÇOS NOS ESTUDOS EM ECOLOGIA DE COMUNIDADES?	18
1.1	Introdução	20
1.2	Material e métodos	25
1.3	Resultados	26
1.4	Discussão	30
	REFERÊNCIAS	35
2	VARIAÇÕES NAS DIVERSIDADES FUNCIONAL E FILOGENÉTICA EM COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS DA MATA ATLÂNTICA	40
2.1	Introdução	42
2.2	Material e métodos	45
2.2.1	<u>Áreas de estudo</u>	45
2.2.1.1	Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO).....	45
2.2.1.2	Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG).....	48
2.2.2	<u>Análise de dados</u>	50
2.2.3	<u>Seleção de características funcionais</u>	53
2.3	Resultados	55
2.4	Discussão	67
	REFERÊNCIAS	70
	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	74
	APÊNDICE A – Lista de espécies por território e suas siglas.....	75
	APÊNDICE B – Resultado da matriz de proximidade entre as áreas de estudo.	76

INTRODUÇÃO GERAL

Quando os primeiros europeus chegaram ao Brasil em 1500, a Mata Atlântica cobria 15% do território brasileiro, área equivalente a 1.306.421 Km² (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010). Sua região de ocorrência original abrangia integralmente ou parcialmente mais de 3.000 municípios em atuais 17 estados brasileiros (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018). A Mata Atlântica apresenta uma variedade de formações, englobando um diversificado conjunto de ecossistemas florestais com estruturas e composições florísticas, acompanhando as características climáticas da região onde ocorre (PEIXOTO; LUZ; BRITO, 2016). Porém, grande parte desta vegetação foi destruída devido à exploração intensiva e desordenada desde a época da colonização, sofrendo ainda hoje com desmatamento e queimadas por conta de práticas de agricultura e pecuária de alto grau de exploração. Atualmente restam apenas 12,4% da área original deste bioma (ZUCARINO, 2018). É o segundo ecossistema mais ameaçado de extinção do mundo, perdendo apenas para as quase extintas florestas da ilha de Madagascar na costa da África (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018). Mesmo reduzida e muito fragmentada, a Mata Atlântica é considerada um dos maiores repositórios de biodiversidade do planeta, abrigando 1,6 milhões de espécies animais e vinte mil espécies vegetais (VARJABEDIAN, 2010). Dos 232.939 fragmentos florestais acima de três hectares existentes na Mata Atlântica, apenas 18.397 são maiores que cem hectares ou 1 km². Estes remanescentes estão pouco ou nada conectados, ressaltando a situação crítica de isolamento em que se encontram os remanescentes florestais, o que explica parcialmente a dificuldade de regeneração (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2005).

A destruição cada vez mais acentuada de habitats naturais é considerada a causa mais importante de declínio da biodiversidade (HORVÁTH et al., 2019; MAGNAGO et al., 2014). Os mamíferos são particularmente vulneráveis aos efeitos desse processo devido aos efeitos sinérgicos de seus tamanhos populacionais relativamente pequenos, altas necessidades energéticas e, às vezes, alto nível trófico (QUENTAL et al., 2001). Seus padrões de resposta às mudanças ambientais são altamente idiossincráticos, o que torna o *táxon* um indicador ecológico (ZIMBRES; PERES; MACHADO, 2017). Os mamíferos atuam direta e indiretamente na estruturação e manutenção de ambientes naturais por meio de serviços ecossistêmicos fundamentais, como polinização, dispersão e predação de sementes (MAGIOLI et al., 2015). Os mamíferos apresentam ecologia e uso de hábitat muito diverso. Isso inclui densidades populacionais variadas, diferentes guildas tróficas,

massa e tamanho de corpo variando entre 70 mm de comprimento e 30 g de massa – como o roedor do gênero *Juliomys* (Rodentia, Cricetidae) – a 400 mm de comprimento e 2000 g de massa – como o marsupial da espécie *Didelphis aurita* (Didelphimorphia, Didelphidae). Sendo assim, é necessário compreender os limiares para a resposta de mamíferos à estrutura da paisagem, pois eles são importantes para o funcionamento do ecossistema.

A compreensão desses fatores se torna mais urgente frente ao atual cenário de mudanças ambientais e climáticas, invasões biológicas, distúrbios naturais e antropogênicos. Neste sentido, algumas regiões prioritárias para conservação de mamíferos foram identificadas, mas poucas incluíram diferentes dimensões da biodiversidade de mamíferos simultaneamente, e poucas usaram uma estrutura de priorização baseada em complementaridade de nicho. Estudos anteriores usaram métodos tradicionais (*e.g.* riqueza e diversidade de espécies) para avaliar comunidades naturais, no entanto esperamos que medidas que quantificam diretamente as semelhanças e diferenças genéticas ou de características de espécies devam capturar melhor as interações entre espécies da comunidade e entre as espécies e o ambiente, do que apenas o número de espécies em uma comunidade e, assim, prever a função das espécies no ecossistema de forma mais eficiente (CADOTTE, 2017; POOS; WALKER; JACKSON, 2009).

A inserção de informações filogenéticas e funcionais é uma das grandes contribuições para o avanço no estudo de comunidades. Tais abordagens incluem a exploração dos padrões de parentesco filogenético e da similaridade funcional em atributos relacionados ao fitness entre espécies coexistindo em comunidades. Os princípios de exclusão competitiva e limitação de similaridade assumem a coexistência estável de espécies funcionalmente diferentes (complementaridade de nicho). Por outro lado, a filtragem de nicho pressupõe que as espécies coexistentes sejam mais parecidas entre si do que seria esperado por acaso, porque as condições ambientais atuam como um filtro, permitindo que apenas um estreito espectro de características persista. Já a teoria neutra defende que as espécies coexistem e persistem em um sistema independentemente de suas características, uma vez que indivíduos e espécies são equivalentes. Existem ainda trabalhos que sugerem que esses três mecanismos podem coocorrer simultaneamente e desfocar os padrões ou podem ocorrer sequencialmente ao longo de gradientes ambientais (MOUCHET et al., 2010).

Seguindo a complementaridade de nicho, acredita-se que uma menor similaridade entre as espécies da comunidade reflita um aumento na complementaridade no uso de recursos entre as espécies e, portanto, um melhor funcionamento do ecossistema. Portanto,

quanto maior a similaridade (maior redundância), maior é a probabilidade de extinções locais de espécies serem compensadas pela presença de espécies semelhantes, garantindo maior resiliência do ecossistema (PILLAR et al., 2013). Nesse sentido, medidas de diversidade funcional têm sido usadas para estabelecer um vínculo entre biodiversidade e funções do ecossistema, desviando a concentração de esforços de conservação em ambientes mais diversos biologicamente, para ambientes com maior estabilidade nas funções (DIAZ; CABIDO, 2001; FLYNN et al., 2009; SCHWARTZ et al., 2000). Este tema tem recebido especial atenção e aumentado ao longo dos anos o seu poder preditivo sobre os mecanismos que estruturam as comunidades biológicas (MENEZES; MARTINS; ARAÚJO, 2016). De acordo com essa visão de biodiversidade, em vez de simplesmente medir a riqueza e a abundância de espécies, também quantifica-se certas características funcionais e a distância filogenética das espécies (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008).

Entende-se por diversidade funcional o parâmetro que mede o grau de dissimilaridade entre as espécies (ou indivíduos) quanto às suas características funcionais. A característica funcional, portanto, é qualquer característica morfológica, fisiológica, fenológica, comportamental e de história de vida que afeta o valor adaptativo de um indivíduo, seja na sua sobrevivência ou reprodução (DE BELLO et al., 2010; ROSADO et al., 2016; VIOLLE et al., 2007). Já a diversidade filogenética é uma medida da biodiversidade, baseada na filogenia (a árvore filogenética). A sua medida é feita através da soma dos comprimentos de todos os galhos da árvore filogenética que abrangem os membros do conjunto (FAITH, 1992).

Estudos abordando informações sobre características funcionais e filogenéticas em comunidades de mamíferos vêm crescendo nas últimas décadas, porém ainda existem algumas lacunas. A fim de preencher essas lacunas, nesta tese realizei uma revisão dos trabalhos de diversidade funcional em mamíferos, a fim de buscar um panorama sobre a abordagem funcional em mamíferos, e avaliei as diferenças nas diversidades funcionais e filogenéticas das comunidades de pequenos mamíferos em áreas com características ecológicas distintas na Mata Atlântica, levando em consideração fatores como ilha/continente e grau de conservação.

REFERÊNCIAS

- CADOTTE, M. W. Functional traits explain ecosystem function through opposing mechanisms. **Ecology Letters**, v. 20, n. 8, p. 989–996, 22 ago. 2017.
- CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W. B. **Mata Atlântica: Manual de Adequação Ambiental**. [s.l: s.n.].
- DE BELLO, F. et al. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 10, p. 2873–2893, 10 set. 2010.
- DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.
- FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, v. 61, n. 1, p. 1–10, 1992.
- FLYNN, D. F. B. et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, n. 1, p. 22–33, 2009.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica. **Fundação SOS Mata Atlântica e INPE**, p. 35, 2018.
- HORVÁTH, Z. et al. Habitat loss over six decades accelerates regional and local biodiversity loss via changing landscape connectance. **Ecology Letters**, v. 22, n. 6, p. 1019–1027, jun. 2019.
- MAGIOLI, M. et al. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 18, n. 6, p. 499–511, dez. 2015.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475–485, 2014.
- MENEZES, B. S.; MARTINS, F. R.; ARAÚJO, F. S. Montagem de comunidades: conceitos, domínio e estrutura teórica. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 01, p. 1–17, abr. 2016.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco**. Brasília, DF: [s.n.].
- MOUCHET, M. et al. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867–876, 2010.
- PEIXOTO, A. L.; LUZ, J. R. P.; BRITO, M. A. DE. **Conhecendo a biodiversidade**. Brasília: [s.n.].

PILLAR, V. D. et al. Functional redundancy and stability in plant communities. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p. 963–974, 2013.

POOS, M. S.; WALKER, S. C.; JACKSON, D. A. Functional-diversity indices can be driven by methodological choices and species richness. **America**, v. 90, n. 2, p. 341–347, 2009.

QUENTAL, T. B. et al. Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Coastal Forest in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 03, p. 339–352, 2001.

ROSADO, B. H. P. et al. Eltonian shortfall due to the Grinnellian view: Functional ecology between the mismatch of niche concepts. **Ecography**, n. November 2015, p. 1–8, 2016.

SCHWARTZ, M. W. et al. Linking biodiversity to ecosystem function: Implications for conservation ecology. **Oecologia**, v. 122, n. 3, p. 297–305, 2000.

VARJABEDIAN, R. Lei da Mata Atlântica: Retrocesso ambiental. **Estudos Avancados**, v. 24, n. 68, p. 147–160, 2010.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, ago. 2008.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882–892, maio 2007.

ZIMBRES, B.; PERES, C. A.; MACHADO, R. B. Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. **Biological Conservation**, v. 206, p. 283–292, fev. 2017.

ZUCARINO, C. A. Restauração de habitat destruídos pela ação antrópica - um desafio. In: **A conservação da mata atlântica e suas praias**. [s.l: s.n.]. p. 25.

1 DIVERSIDADE FUNCIONAL: QUAIS OS AVANÇOS NOS ESTUDOS EM ECOLOGIA DE COMUNIDADES?

Resumo

Métricas como história evolutiva e função das espécies nos ecossistemas vêm ganhando cada vez mais espaço nas pesquisas científicas. Estas métricas permitem avaliações mais precisas e abrangentes de questões ecológicas e de conservação relacionadas à biodiversidade em escalas espaciais e temporais. Esta abordagem pressupõe que as características das espécies a serem analisadas deveriam estar diretamente ligadas ao valor adaptativo (*fitness*) dos indivíduos amostrados, representando então um componente evolutivo escassamente abordado no contexto da ecologia de comunidades em estudos anteriores. Nesse sentido, o objetivo deste capítulo foi fazer um panorama sobre a abordagem funcional em mamíferos para entender como a escolha das características vem sendo aplicadas nos estudos ecológicos. Busquei na *ISI Web of Science* e *Google Scholar* artigos sobre diversidade funcional de pequenos mamíferos. Através da busca encontrei 215 artigos sobre o tema, mas apenas 24 tinham os mamíferos como foco principal. Observei que apesar da alta taxa de progresso na ecologia funcional, os estudos com mamíferos avançam vagarosamente. Para uma evolução real do assunto é necessário compreender qual seria o conjunto básico de características funcionais e como elas influenciam e/ou são influenciadas nos processos comunitários e ecossistêmicos, e como elas devem ser medidas. E a partir disso, desenvolver métodos confiáveis e unificados para medir características funcionais diretamente ligadas ao desempenho das espécies.

Palavras-chave: ecologia funcional, ecologia de comunidades, conservação, mamíferos, Mata Atlântica.

Abstract

Measures including the evolutionary history and function of species in ecosystems are gaining more space in scientific research. These measures allow more accurate and comprehensive assessments of ecological and conservation issues related to biodiversity on spatial and temporal scales. This approach assumes that the traits of the species to be analyzed should be causally linked to the fitness of the sampled individuals, thus representing an evolutionary component that is scarcely addressed in the context of community ecology in older studies. In this sense, the objective of this chapter was to provide an overview of the functional approach in mammals to understand how the choice of traits has been applied in ecological studies. I searched the ISI Web of Science and Google Scholar for articles on the functional diversity of small mammals. I selected 215 articles on the topic, but only 24 had mammals as their focus. I noticed that despite the high rate of progress in functional ecology, mammal studies are still advancing slowly. For a real evolution in functional ecology studies, it is necessary to understand what the basic set of functional traits is and how they influence and / or are influenced in community and ecosystem processes, and how they should be measured. And from there, develop reliable and unified methods to measure functional traits linked to the performance of species.

Keywords: functional ecology, community ecology, conservation, mammals, Atlantic Forest.

1.1 Introdução

Compreender como se dá o agrupamento de indivíduos das diferentes espécies em uma comunidade (montagem) e como as abundâncias das populações dessas espécies variam no tempo (dinâmica da comunidade) é um dos principais objetivos na ecologia de comunidades (VELLEND, 2010). Esta compreensão é importante para aumentar a nossa capacidade de fazer previsões sobre os fenômenos da montagem de comunidades de animais, plantas e demais seres vivos, e assim poder contribuir para a solução dos desafios ambientais contemporâneos.

Várias teorias ecológicas descrevem fenômenos que podem controlar a montagem e a dinâmica em comunidades e são de grande importância para a compreensão espaço-temporal dos padrões de diversidade biológica (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009). Alguns exemplos destas teorias são a sucessão ecológica, a partir da substituição das espécies no tempo de acordo com seus requerimentos ambientais (CLEMENTS, 1916; GLEASON, 1927); a biogeografia de ilhas, a partir da descrição da colonização e extinção de espécies em comunidades de ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967); e a ubiquidade e a raridade das espécies, a partir de como os indivíduos se distribuem pelo espaço e a diferença no número de indivíduos de cada espécie na comunidade (FISHER; CORBET; WILLIAMS, 1943; MACARTHUR, 1960; PRESTON, 1948). As novas tecnologias, como diferentes aplicativos de *software*, e a descoberta de novos padrões estatísticos empíricos e relações estatísticas sustentam progressivamente essas teorias e permitem testes robustos delas, fornecendo cada vez mais ferramentas para analisar organismos em todas as escalas. Sem uma compreensão robusta da natureza dos seres que trabalhamos, os estudos ecológicos acabam limitados pela falta de previsões testáveis, análises estatísticas inadequadas e hipóteses vagas ou sem alternativas (KREBS, 2006; MARQUET et al., 2014).

Tradicionalmente, para o estudo de comunidades, dois índices têm sido usados para medir diversidade biológica (índices de Simpson e Shannon), os quais quantificam a diversidade no nível de espécie, baseando-se apenas no número de espécies e suas abundâncias relativas (MELO; ALEGRE, 2008). Nenhum destes índices leva em consideração os processos envolvidos na coexistência das espécies, no funcionamento do ecossistema e tampouco uma explicação baseada nos processos ecológicos que moldam a estrutura da comunidade e a própria diversidade de espécies (CIANCIARUSO, 2011).

Uma das grandes contribuições para o avanço no estudo de comunidades foi a inserção de informações filogenéticas e funcionais. Este tema tem recebido especial atenção e aumentado ao longo dos anos o seu poder preditivo sobre os mecanismos que estruturam as comunidades biológicas (MENEZES; MARTINS; ARAÚJO, 2016). Esta abordagem pressupõe que as características das espécies a serem analisadas deveriam estar diretamente ligadas ao valor adaptativo (*fitness*) dos indivíduos amostrados, representando então um componente evolutivo escassamente abordado no contexto da ecologia de comunidades em estudos mais antigos.

Nas últimas décadas, houve um crescimento de pesquisas que utilizam a ecologia funcional para compreender as causas e mecanismos de mudanças na estrutura da comunidade (PETCHEY; GASTON, 2006; ROSADO; DIAS; DE MATTOS, 2013; SIEFERT et al., 2015). O desenvolvimento desses estudos oferece uma abordagem promissora ao vincular as características dos indivíduos à montagem e dinâmica da comunidade. Não apenas as espécies de uma comunidade, mas a diversidade de características funcionais que essas espécies possuem. Assim, a ecologia funcional tenta vincular população, comunidade e processos ecossistêmicos às principais características que influenciam o *fitness* dos organismos ao longo de gradientes ambientais (SWENSON; ENQUIST, 2007).

As características funcionais impactam nas taxas de crescimento populacional por meio de seus efeitos nas taxas vitais de recrutamento, crescimento, reprodução e sobrevivência (PAINE et al., 2015). Com base nisso, a diversidade funcional quantifica não apenas que tipos de organismos estão presentes em um ecossistema, mas também que tipo de tarefas ecológicas esses organismos realizam e como a perda funcional influencia propriedades dinâmicas como a estabilidade da comunidade (MCCAULEY et al., 2017).

Portanto, entende-se por característica funcional qualquer característica morfológica, fisiológica, fenológica, comportamental e de história de vida que afeta o valor adaptativo de um indivíduo, seja na sua sobrevivência ou reprodução (DE BELLO et al., 2010; ROSADO et al., 2016; VIOLLE et al., 2007). Deste modo, **a diversidade funcional é o parâmetro que mede o grau de dissimilaridade entre as espécies (ou indivíduos) quanto às suas características funcionais**. Sendo, portanto, as métricas de diversidade funcional capazes de aumentar a robustez na avaliação de mecanismos responsáveis pela montagem de comunidades e funcionamento de ecossistemas (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; GÖTZENBERGER et al., 2012; SAFI et al., 2011; SCHLEUTER et al., 2010; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Ao avaliar a diversidade funcional

em comunidades naturais, os pesquisadores melhoram sua compreensão sobre distribuição espacial e temporal da biodiversidade, facilitando a priorização de áreas para a conservação (DEVICTOR et al., 2010).

Um dos pressupostos da ecologia funcional, diferente da abordagem tradicional, é que a substituição de espécies em uma comunidade ocorre porque diferentes características funcionais conferem às espécies vantagens ecológicas distintas à medida que o ambiente muda (VILE; SHIPLEY; GARNIER, 2006). De acordo com a teoria da montagem de comunidades baseada em características, as mudanças no ambiente podem ser vistas como filtros que selecionam espécies específicas, causando variação nas características (fisiológicas, morfológicas, fenológicas e as comportamentais) (D'AMEN et al., 2017; LOZANOVSKA; FERREIRA; AGUIAR, 2018). Os padrões de ocorrência de espécies são determinados por fatores bióticos e abióticos simultaneamente. Sendo assim, a ausência de espécies em uma comunidade pode refletir exclusão devido a mecanismos, como limitação de dispersão ou competição local (CADOTTE; TUCKER, 2017). À medida que a diversidade aumenta, uma maior variedade de características funcionais será representada, refletindo um aumento na complementaridade no uso de recursos entre as espécies e, portanto, um aumento no funcionamento do ecossistema (PILLAR et al., 2013). Isso, por sua vez, contribui para a manutenção do funcionamento do ecossistema em longo prazo, conferindo estabilidade e permitindo que ele sirva como um amortecedor contra a variação abiótica e resista às invasões por espécies (DIAZ; CABIDO, 2001).

A maioria dos artigos científicos que abordam questões sobre diversidade funcional foca na variação interespecífica, porém estes estudos concentram-se na média dos valores das características funcionais das espécies e valores de características agregadas na comunidade. No entanto, estudos no nível populacional em diferentes táxons (e.g. mamíferos, reptéis, anfíbios e peixes) relataram que a característica funcional pode diferir fortemente entre indivíduos (SIEFERT et al., 2015). Estas diferenças são resultantes de variações genéticas e/ou plasticidade fenotípica que podem se apresentar ao longo dos gradientes ambientais ou ao longo do tempo (SIEFERT et al., 2015; VIOLLE et al., 2007). É importante ressaltar que diferença entre indivíduos pode estar associada tanto a sexo quanto às classes etárias dentro da mesma espécie (MORAN; HARTIG; BELL, 2016; PRUITT; FERRARI, 2011). A variabilidade intraespecífica das características aumenta a amplitude ecológica e a faixa de distribuição das espécies e contribui para amplificar a diversidade funcional das comunidades (MEDRANO; HERRERA; BAZAGA, 2014). Nesse sentido, essa variação influencia as interações entre os organismos e entre os

organismos e seu ambiente que, por fim, impulsionam a montagem e o funcionamento das comunidades (SIEFERT et al., 2015). A diferença entre indivíduos de uma mesma espécie tem efeitos consideráveis na estabilidade da população, na coexistência de espécies e em processos ecossistêmicos (CARMONA et al., 2016; KRAFT; ACKERLY, 2009). Quanto maior as variações genéticas e/ou plasticidade fenotípica entre os indivíduos de uma espécie, maiores são as chances desta espécie resistir as alterações ambientais. Assim, a incorporação da variação intraespecífica nas características funcionais pode melhorar a detecção de processos de filtragem de habitat e diferenciação de nicho (GRIME, 2006; SIEFERT et al., 2015).

Seja na análise inter- ou intraespecífica, as características funcionais escolhidas devem ser ecologicamente significativas. Devem ser escolhidas cuidadosamente considerando a escala do estudo e as interações entre as populações, a fim de descrever adequadamente os processos ecológicos que orientam o funcionamento do ecossistema (GALLÉ; BATÁRY, 2019). O cálculo da diversidade funcional a partir de características funcionais irrelevantes para a questão de pesquisa podem adicionar ruído e desfocar as diferenças em características funcionalmente relevantes (DEHLING; STOUFFER, 2018). As características funcionais podem ser categorizadas em “características de resposta”, que medem a resposta de um organismo às mudanças ambientais, e “características de efeito”, que determinam o efeito de um organismo no funcionamento do ecossistema e também se referem a interações entre espécies. Em estudos com animais, as características geralmente medidas são relacionadas à história de vida, comportamentais, ecomorfológicos e de hábitos alimentares, ou seja, comumente classificados como características de resposta (ROCHA, 2014). Muitas características consideradas relevantes para uma função específica do ecossistema são difíceis ou onerosas de mensurar. Acredita-se que essas características consideradas difíceis (*hard traits*) sejam indicadoras mais precisos das funções responsáveis pela dinâmica do ecossistema. Em contra partida, existem as características que são fácil ou menos onerosas de mensurar (*soft traits*), e podem ser usadas como proxies para as características difíceis (*hard traits*) (LOZANOVSKA; FERREIRA; AGUIAR, 2018). No entanto, o uso de proxies pode ocasionar perda de informações. Esta perda pode não ser um problema ao trabalhar em escalas espaciais amplas, incorporando ambientes muito contrastantes e sujeitos a diferentes histórias evolutivas. Porém, a perda de informações pode ser importante ao aplicar esses proxies gerais em conjuntos de espécies locais. Isso porque muitos desses proxies globais refletem

vários aspectos da função dos organismos, que podem mostrar respostas distintas e até opostas aos fatores ambientais (ROSADO; DIAS; DE MATTOS, 2013)

Embora os sistemas de classificação funcional tenham uma longa tradição na ecologia vegetal, a sua aplicação na ecologia animal continua a ser um desafio (BLAUM et al., 2011). A composição funcional de comunidades animais tem sido cada vez mais estudada, incluindo mamíferos, répteis, incluindo aves, anfíbios, peixes, invertebrados (marinhos e artrópodes, por exemplo) (BARALOTO et al., 2010). No entanto, ainda não há consenso entre os ecologistas de animais sobre quais são as características mais importantes e qual a melhor maneira de mensurá-las. Interações em redes complexas dificultam a mensuração e a compreensão da função das espécies nos ecossistemas em diferentes escalas (DÍAZ; CABIDO, 2001; GRAVEL; ALBOUY; THUILLER, 2016; SAFI et al., 2011). Apesar da comunidade vegetal também apresentar redes complexas, em geral, a abordagem funcional em plantas negligencia interações como herbivoria, predação, parasitismo, dispersão de sementes e polinização sobre a estruturação da comunidade (GRAVEL; ALBOUY; THUILLER, 2016). Diferentes pesquisadores favoreceram diferentes características devido à sua familiaridade, às instalações de pesquisa disponíveis ou à ocorrência de certas características em determinadas regiões (LOZANOVSKA; FERREIRA; AGUIAR, 2018). Já os bancos de dados de características funcionalmente importantes são geralmente incompletos (GALLÉ; BATÁRY, 2019). Existem vários estudos que abordam a diversidade funcional em comunidades animais (e.g. ALMEIDA-GOMES et al., 2019; VANHEE et al., 2017; ZIMBRES; PERES; MACHADO, 2017). No entanto, um número preocupante de artigos parece quantificar correlações entre variáveis ou agrupar variáveis no espaço multivariado, não porque exista uma teoria a ser testada ou um problema a ser resolvido, mas simplesmente porque os dados estão disponíveis (MOLES, 2018).

A falta de padronização na escolha das métricas para resumir o alcance e a distribuição dos valores das características em uma determinada comunidade e das características funcionais utilizadas despertam algumas dúvidas sobre a evolução dos trabalhos com diversidade funcional: (i) É possível dimensionar como as espécies (ou indivíduos) apresentam variações de características funcionais ao longo de um gradiente espaço-temporal? (ii) Quais as características funcionais que estão sendo mais utilizadas nos estudos ecológicos e por quê? (iii) Já sabemos quais características funcionais medir para avaliar um determinado processo ou estamos utilizando as mesmas características independentemente das perguntas a serem respondidas? Neste sentido, realizei uma revisão

dos trabalhos de diversidade funcional que utilizaram o táxon mamífero como objeto de estudo. O objetivo foi buscar um panorama maior sobre a abordagem funcional em mamíferos de modo a tentar responder as perguntas acima.

1.2 Material e métodos

Realizei a busca de artigos científicos entre os anos de 2015 e 2018 nas bases eletrônicas de dados *ISI Web of Science* e *Google Scholar*. Na busca utilizei apenas a grafia em inglês das palavras-chave *ecophysiology*, *functional ecology*, *functional diversity*, *functional trait*, *functional group*, *functional type*, *functional classification*, *functional response type*, *adaptive syndrome*, *response trait*, *community assembly* e *intraspecific variability*. Realizei a busca combinando as palavras-chave citadas acima com a palavra *mammal* (e.g. *mammal+ functional ecology*), utilizando sempre uma palavra-chave a cada combinação. Não limitei o início da publicação dos artigos para obter o maior número de trabalhos com o assunto de interesse. A ausência deste filtro tornou possível encontrar todos os artigos publicados até o ano de 2018, o ano em que finalizei a busca. No *ISI Web of Science* o campo de pesquisa das palavras-chave foi: tópico (= palavra-chave), coloquei as palavras-chave entre aspas (e.g. “*functional trait*”) e combinei com a palavra *mammal* utilizando o operador *AND*. Utilizei o asterisco no final de cada palavra para a busca das palavras-chave no singular e no plural (e.g. “*functional trait**”) e selecionei as categorias: *ecology*, *biodiversity*, *conservation*, *environmental sciences*, *evolutionary biology*, *environmental studies*, *biology*, *zoology*. No *Google Scholar*, coloquei as palavras-chave entre aspas, e combinei com a palavra *mammal* utilizando o operador *AND*. Utilizei o asterisco no final de cada palavra para a busca das palavras no singular e no plural.

Com o intuito de obter um panorama dos estudos de ecologia funcional com mamíferos, selecionei para este trabalho artigos reportando apenas diversidade funcional de mamíferos. Destes artigos extraí: (i) a abrangência da área de estudo de cada trabalho; (ii) a métrica utilizada para avaliar a diversidade funcional; (iii) quais características funcionais foram abordadas em cada estudo avaliado; (iv) qual a variabilidade estudada; e (v) se o estudo foi realizado avaliando a variação das características funcionais em algum gradiente ambiental.

Neste sentido, eu realizei uma seleção dos artigos encontrados na busca através da leitura de seus resumos. Todos os artigos que não tinham como foco o estudo de

diversidade funcional em mamíferos foram excluídos das análises. Eu defini a área de estudo de cada artigo como global, regional e local. Sendo global a comparação entre continentes, regional a comparação dentro de um bioma ou estado, e local a comparação dentro de um local específico (e.g. uma Unidade de Conservação).

As métricas de diversidade funcional destacadas foram: Entropia quadrática de Rao (**RaoQ**) – versão modificada do índice de Simpson que considera a distância funcional média entre dois indivíduos escolhidos aleatoriamente; Riqueza funcional (**FRic**) – é mais relacionado com a quantidade de espaço funcional ocupado por uma assembleia de espécies; Uniformidade funcional (**FEve**) – corresponde à distribuição regular da abundância de espécies no espaço funcional; Divergência funcional (**FDiv**) – define a que distância as altas abundâncias de espécies estão do centro do espaço funcional; Dispersão funcional (**FDis**) – é a distância média num espaço multidimensional da característica de um indivíduo da espécie para o centroide de todas as outras espécies presentes na comunidade (CALAÇA; GRELE, 2016; SCHLEUTER et al., 2010); Diversidade funcional (**FD**) – mede a diversidade funcional a partir do comprimento total de galhos que ligam espécies pertencentes à mesma comunidade no dendrograma funcional construído no pool regional de espécies (PETCHEY; GASTON, 2002); Grupo funcional (**GF**) – baseia-se na classificação de espécies em vários grupos funcionais de acordo com uma classificação a priori (MOUCHET et al., 2010 *apud* TILMAN, 1997); e Seleção de modelo (**SM**) – baseia-se na utilização de dados da história de vida disponíveis das espécies para se ajustar a um modelo multivariado de espaço-característica (SANTINI et al., 2016).

Eu listei as características funcionais abordadas nos artigos científicos selecionados e separei em três categorias (morfológico, comportamental e fisiológico). Dos artigos científicos que avaliaram a variação das características funcionais em algum gradiente ambiental (e.g. altitude, latitude, clima e fragmentação), eu identifiquei quais foram as mais utilizadas e quais responderam ou não responderam a um determinado gradiente ambiental.

1.3 Resultados

Encontrei 28.400 artigos. Porém desconsiderei muitos porque não tinham como foco principal do trabalho o uso de diversidade funcional, o mamífero de interesse era o humano, ou o trabalho era de biologia celular e/ou bioquímica. Após a exclusão destes artigos, obtive 215 artigos. Também excluí artigos que estudavam a diversidade funcional

de outros táxons e outros organismos relacionados aos mamíferos (predador, presa, parasito). Isso resultou em 24 artigos publicados entre os anos de 1993 e 2018 cujo foco principal do trabalho era o teste de hipóteses ecológicas com uso de diversidade funcional com mamíferos (não humanos). Os artigos selecionados trabalhavam com mamíferos de diferentes biomas, aquáticos e terrestres e em diferentes partes do mundo.

Dos 24 artigos avaliados, em 14 artigos a diversidade funcional dos mamíferos foi analisada de maneira global (Figura 1). Não encontrei em minhas buscas a informação de que algum estudo tenha utilizado uma metodologia de amostragem uniforme para medir a variação de características funcionais em toda a gama de escalas ecológicas (global, regional, local). A maioria dos artigos analisados (67%) utiliza os valores das características de banco de dados. Em relação a variabilidade intraespecífica das características funcionais encontrei apenas um artigo. Neste artigo, Wood; Mckinney e Loftin (2017) concluíram que espécies com maior variabilidade intraespecífica podem proteger suas comunidades contra mudanças ambientais que afetam a abundância, ao contrário de espécies com menor variabilidade intraespecífica. Mais de 90% dos artigos avaliaram a variabilidade entre as espécies, muitos sem levar em consideração o nível trófico das espécies estudadas.

Dentre os índices de diversidade funcional, o mais utilizado nos artigos foi o *functional diversity* “FD” proposto por Petchey e Gaston (2002), correspondendo a 58%. Dos artigos analisados, 12,5% utilizaram os índices propostos por Mason *et al.* (2005), Villéger *et al.* (2008) e Laliberte e Legendre (2010). São eles: RaoQ, FRic, FEve, FDiv e FDis (definições página 25). Mesmo não existindo uma medida simples, satisfatória ou padronizada para a seleção de grupos funcionais (GF), o método ainda é amplamente utilizado apresentando publicações entre 1993 e 2017, correspondendo a 20,83% dos artigos analisados. Já a seleção de modelos (SM) se mostrou um método ainda pouco explorado no estudo de diversidade funcional com mamíferos, correspondendo apenas a 8,3% (Figura 2).

Figura 1 - Abrangência geográfica dos artigos científicos que abordam a variação na diversidade funcional em mamíferos publicados entre os anos de 1993 e 2018.

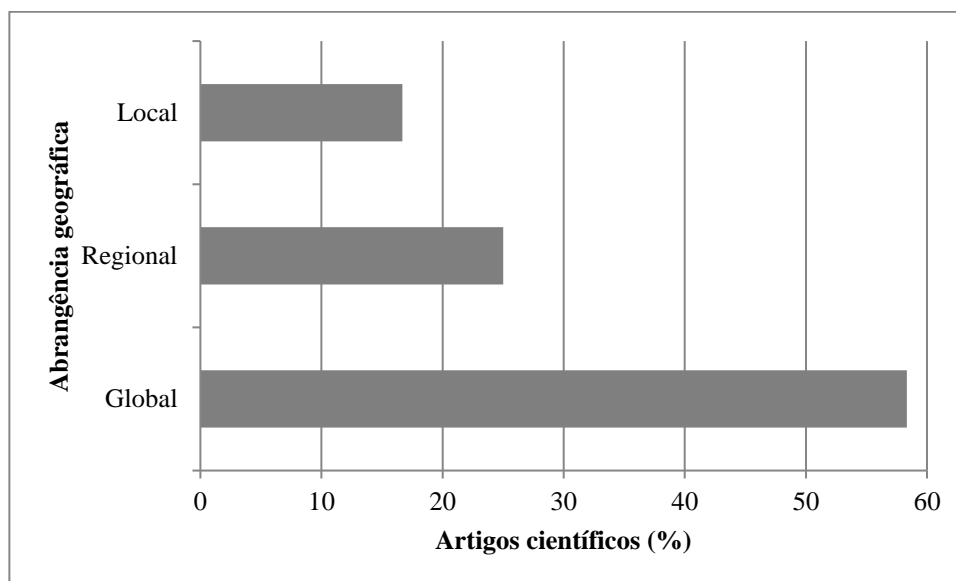
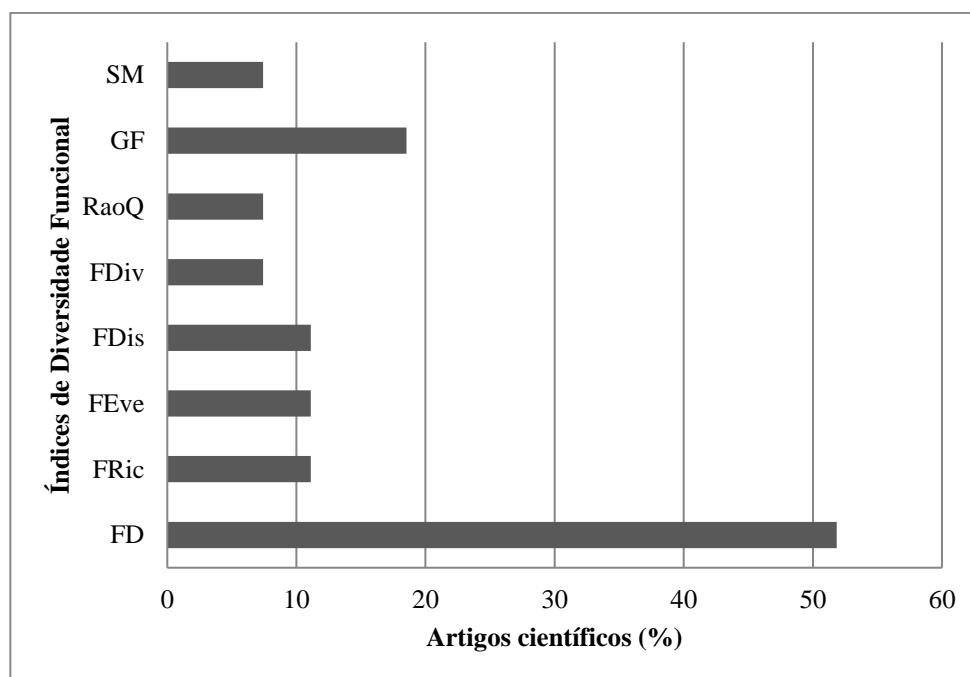


Figura 2 – Comparação entre os índices de diversidade funcional utilizados nos artigos que abordam a diversidade funcional em mamíferos publicados entre os anos de 1993 e 2018.



* SM – seleção de modelos, GF – grupos funcionais, RaoQ – Entropia quadrática de Rao, FDiv – Divergência funcional, FDis – Dispersão funcional, FEve – Uniformidade funcional, FRic – Riqueza funcional, FD - diversidade funcional.

As características funcionais mais utilizadas nos artigos foram dieta, massa corpórea e estrato de locomoção (Figura 3). Estas três características foram utilizadas para responder perguntas variadas acerca de: variação latitudinal, regeneração florestal, resistência a mudanças climáticas e sucessos na competição e predação. Sendo que cinco dos artigos avaliados chegaram à conclusão de que as características escolhidas não foram boas preditoras para os processos estudados ou que não mediram características suficientes para responder tais processos (Figura 4). Embora seja necessário muito cuidado ao escolher as características adequadas que refletem a resposta das espécies a um determinado fator ambiental, poucos autores justificaram a escolha das características funcionais nos artigos analisados.

Figura 3 – Características funcionais utilizadas nos artigos científicos que abordam a diversidade funcional em mamíferos publicados entre os anos de 1993 e 2018 separadas com base nos traços morfológicos, fisiológicos e comportamentais.

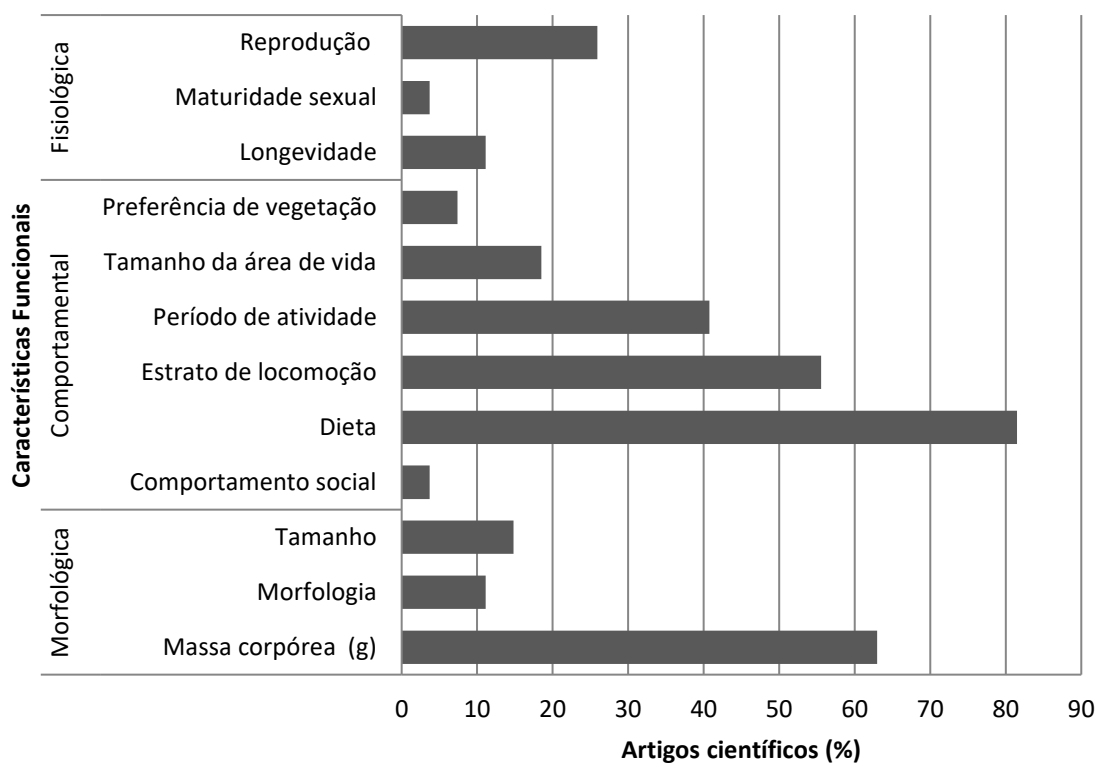
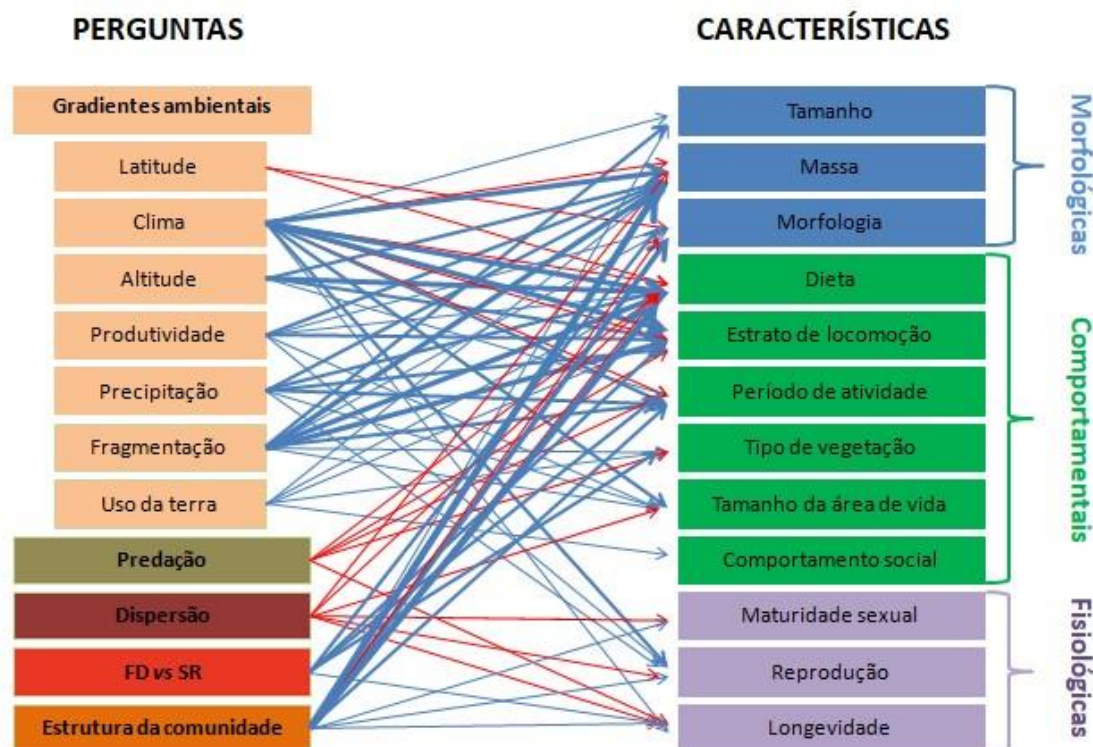


Figura 4 – Quadro demonstrativo com as principais perguntas relacionadas das características funcionais selecionadas para respondê-las nos artigos científicos que abordam a diversidade funcional em mamíferos publicados entre os anos de 1993 e 2018.



* A espessura da linha das setas aumenta de acordo com o número de artigos que fez a relação pergunta-resposta. As cores das setas significam se as características funcionais responderam ou não as perguntas – azul = positivo e vermelho = negativo.

1.4 Discussão

Com base nos artigos que eu analisei nesta tese, ainda não conseguimos dimensionar com precisão como as características funcionais de mamíferos variam ao longo de um gradiente espaço-temporal em pequenas escalas. A maioria dos artigos científicos avaliados aqui analisou a diversidade funcional de mamíferos de maneira global. Estudos comparativos em larga escala identificaram características que são boas alternativas de respostas para algumas espécies em diferentes regiões mundo, no entanto está implícito que há perda de informações funcionais e de histórias evolutivas quando realizamos os estudos em escalas menores. (THOMPSON; GONZALEZ, 2016). Apesar da biodiversidade de um continente estar intimamente relacionada com a composição de espécies em seus diferentes habitats, as diversidades podem variar de forma considerável em diferentes escalas (global, regional ou local). Os padrões de diversidade e composição

dependem da dispersão e conectividade entre as comunidades, bem como da heterogeneidade ambiental e das taxas de perturbação na região (LEIBOLD; CHASE; ERNEST, 2017). Embora os trabalhos em escala global também sejam de grande importância, desta maneira, as possíveis variações em escalas regional e local não são contempladas. Isso implica que um conjunto de características que melhor explica a resposta a fatores ambientais em grandes escalas nem sempre é o melhor em escalas locais. Tal fato poderia apontar incertezas quanto aos resultados observados, e dificultar a identificação de novas áreas prioritárias para a conservação.

Dentre os índices de diversidade funcional, o mais utilizado nos artigos foi o *functional diversity* “FD” proposto por Petchey e Gaston (2002). Este é um índice quantitativo e baseia-se na soma do comprimento total dos ramos do dendrograma funcional (classificação hierárquica das espécies de acordo com suas características funcionais). O comprimento dos ramos é mensurado a partir da distância das espécies no espaço funcional em todas as escalas ecológicas simultaneamente (PETCHEY; GASTON, 2002). As escolhas da distância e das etapas do método de classificação das espécies são de grande importância, pois podem levar a resultados diferentes fazendo com que este índice seja o menos recomendado (SCHLEUTER et al., 2010). As distâncias Euclidiana e Gower são as recomendadas para medir a dissimilaridade funcional interespecífica com base nos valores das características, mas a escolha de um método de agrupamento permanece arbitrária na ecologia funcional, levando a uma subjetividade no índice proposto por Petchey & Gaston, 2002 (MOUCHET et al., 2008). A forte influência da riqueza de espécies e a sua limitação de não incluir dados de abundância das espécies nas comunidades são outras críticas ao índice, pois podem gerar perda de informações importantes para a estruturação do ecossistema (CALAÇA; GRELE, 2016).

Os índices Rao, FRic, FEve, FDiv e FDis medem diferentes aspectos da diversidade funcional, aumentando a robustez e o nível das análises, e ainda podem ser aplicados e/ou testados para qualquer tipo de comunidade. As vantagens destes índices em relação FD são que fazem análises quantitativas, incluem a abundância das espécies nos seus cálculos e não são influenciados pela riqueza. Porém, mesmos com tantas críticas e com métodos mais adequados disponíveis, FD esteve presente em 58,3% dos artigos analisados, incluindo artigos mais recentes. Parece que a escolha de grupos funcionais não se baseia em métodos objetivos (matemáticos ou estatísticos). De fato, o limiar, a partir do qual as dissimilaridades funcionais interespecíficas são consideradas significativas, é uma decisão arbitrária do pesquisador. Mesmo não existindo uma medida simples, satisfatória ou

padronizada para a seleção de grupos funcionais, o método ainda é amplamente utilizado apresentando publicações entre 1993 e 2017, correspondendo 20,8% dos artigos analisados. Já a seleção de modelos se mostrou um método ainda pouco explorado no estudo de diversidade funcional com mamíferos, correspondendo apenas 8,3%. Porém este método mostra-se bastante promissor, pois é capaz de prever combinações de valores de características ausentes com base em nosso conhecimento da covariação de características em mamíferos (e.g. tamanho de ninhada para marsupiais). A adoção dessa abordagem elimina a necessidade de ter conjuntos completos de dados da história de vida de muitas espécies, em vez disso, uma descrição estatística do espaço das características, incluindo a covariação entre diferentes características, pode ser derivada dos dados irregulares disponíveis em muitas espécies.

As características funcionais dieta, massa corpórea e estrato de locomoção foram utilizadas para responder quase todas as perguntas. Isto se deve, provavelmente, por serem as características mais fáceis de medir e por serem as mais abundantemente disponíveis nos bancos de dados. Os bancos de dados são importantes para o desenvolvimento de vários estudos atualmente. Principalmente para os estudos macroecológicos que necessitam de muitos dados e, a maioria das vezes, dados de diferentes pontos do planeta. No entanto, bancos de dados de características funcionais de mamíferos são geralmente incompletos, sendo insuficientes dados como tamanho de ninhada e idade de primeira reprodução. Estas informações são importantes porque são características que respondem às variações ambientais como a alta ou baixa disponibilidade de recurso alimentar. Informações como bioma, clima, altitude e latitude também devem estar descritas para que seja possível filtrar os dados de acordo com a pergunta. Caso contrário, as variações das características funcionais das espécies relacionadas a cada gradiente ambiental serão ignoradas. Por conta disso, além do aprimoramento teórico, um grande progresso seria o desenvolvimento de um protocolo padronizado para coleta de dados de mamíferos em campo.

Mais de 90% dos artigos que eu analisei neste trabalho avaliaram apenas a variabilidade entre as espécies (variabilidade interespecífica). Diversos artigos discutem a importância do estudo da variabilidade intraespecífica (DE BELLO et al., 2011; JUNG et al., 2010; VIOLLE et al., 2012), porém ainda existem poucos estudos para vertebrados, e para mamíferos foi encontrado apenas um artigo que avaliou a variabilidade intraespecífica das características funcionais. Neste artigo, Wood; Mckinney e Loftin (2017) concluíram que espécies com maior variabilidade intraespecífica tendem a apresentar populações mais

resistentes às mudanças ambientais que afetam a abundância, ao contrário de espécies com menor variabilidade intraespecífica.

Talvez uma limitação prática de trabalhar com a variabilidade intraespecífica seja a dificuldade de medir os valores das características de um grande número de indivíduos por espécie e tempo de amostragem suficiente para se ter dados para análises mais consistentes. Especialmente para mamíferos a obtenção de medidas individuais para uma análise intraespecífica (e.g. tamanho de corpo, massa, número e tamanho de ninhada) precisa de um grande esforço amostral com altos custos. Apesar de abundantes, os pequenos mamíferos apresentam a taxa de captura geralmente muito baixa (PACHECO et al., 2013). Para análises da diversidade funcional focada na **variabilidade interespecífica** estas características são mais fáceis de serem medidas dentro da comunidade. Porém, para ter um número de indivíduos viável da mesma espécie para estudar a **variabilidade intraespecífica** com pequenos mamíferos, mesmo escolhendo as características fáceis de medir, são necessárias muitas noites de campanha com muitas armadilhas. Para que isso seja possível é imprescindível uma equipe grande, o que acaba encarecendo ainda mais o trabalho de campo.

Apesar dos estudos em comunidades de plantas já terem identificado uma série de características que são boas indicadoras das respostas das espécies à disponibilidade de água e nutrientes, ou boas indicadoras de processos ecossistêmicos (ROSADO; DIAS; DE MATTOS, 2013), para a comunidade de mamíferos esta identificação ainda encontra-se inconclusiva. Isso nos leva a pensar se as escolhas de características foram feitas com base no que é possível medir em campo (“*soft traits*”) ou no que se tem de informação nos bancos de dados, e não com base nas perguntas dos autores. Em relação às características funcionais elas podem ser “*soft traits*” (características que são facilmente obtidas no campo) ou “*hard traits*” (características que não são facilmente obtidas no campo). As “*soft traits*” funcionam como bons indicadores de “*hard traits*” e são amplamente utilizadas (CASSEMIRO; DINIZ-FILHO, 2010). Um exemplo de *hard traits* para mamíferos seriam características fisiológicas, como a demanda de oxigênio. As características funcionais fisiológicas dos animais são afetadas por diversos fatores, no entanto, são difíceis de medir em campo ou requerem aparelhos muito caros. A temperatura do ambiente afeta uma determinada característica fisiológica (*hard traits*), o valor desta característica fisiológica pode afetar a massa corpórea, padrões de reprodução e forrageamento do indivíduo (*soft traits*)(CASSEMIRO; DINIZ-FILHO, 2010). Neste caso, o ideal seria utilizar o tamanho de corpo como uma característica “*soft traits*” como um *proxy* para a característica

fisiológica. O grande problema é que muitos dos “*soft traits*” são considerados “características da moda” e a sua escolha com base em grandes estudos comparativos, independentemente de seu significado funcional efetivo em um pool de espécies local, pode levar a um baixo poder preditivo dos estudos ecológicos. A causa disso é que algumas “características da moda” são o produto de outras características subjacentes, que podem responder a diferentes fatores ambientais (ROSADO; DIAS; DE MATTOS, 2013).

São consideradas características da moda para mamíferos aquelas características que são mais fáceis de medir em campo e estão presentes em quase todos os estudos que abordam a variação da diversidade funcional interespecífica em mamíferos. São elas dieta, massa e tamanho corpóreo e estrato de locomoção, corroborando com o resultado encontrado neste estudo. Ao observarmos a figura 4 podemos perceber que independente do gradiente ambiental avaliado, as características funcionais dieta, massa, morfologia e estrato de locomoção estavam presentes em quase todos os estudos. Mesmo sendo as características mais usadas, não conseguiram responder aos gradientes avaliados em 5 estudos (e. g. latitude, clima, predação, dispersão e estrutura da comunidade). Isso nos leva a pensar que mesmo sendo as mais disponíveis, e por isso as mais utilizadas, estas características não são capazes de responder a tudo.

Não encontrei em minhas buscas a informação de que algum estudo tenha utilizado uma metodologia de amostragem uniforme para medir a variação de características funcionais em toda a gama de escalas ecológicas (global, regional, local). Portanto, seria interessante compreendermos melhor os processos associados a estas variações ambientais em menor escala, pois assim teríamos informações mais refinadas e poderíamos contribuir de forma mais objetiva com o reconhecimento de áreas prioritárias para conservação.

Uma solução para futuros trabalhos que abordem ecologia funcional de mamíferos seria a adoção de um protocolo para coleta de dados, no qual fossem listadas todas as informações necessárias que precisam ser medidas em campo e assim aumentar o número de características funcionais com informações viáveis de serem medidas. Outra solução a curto prazo seria a utilização de seleção de modelos para as análises de diversidade funcional. Segundo Santini et al. (2016), o modelo desenvolvido por eles é capaz de prever combinações de valores de características ausentes com base em nosso conhecimento da covariação de características em mamíferos. Com isso, concluo que apesar da evolução nos estudos de diversidade funcional, os trabalhos voltados para mamíferos ainda precisam de

mais estudos em escalas menores (regionais e locais). Além de um refinamento na escolha das características e no protocolo de coleta de dado em campo.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA-GOMES, M. et al. Habitat amount drives the functional diversity and nestedness of anuran communities in an Atlantic Forest fragmented landscape. **Biotropica**, n. May, p. 1–11, 2019.
- BARALOTO, C. et al. Functional trait variation and sampling strategies in species-rich plant communities. **Functional Ecology**, v. 24, n. 1, p. 208–216, 2010.
- BLAUM, N. et al. How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 11, p. 2333–2345, 30 out. 2011.
- CADOTTE, M. W.; TUCKER, C. M. Should Environmental Filtering be Abandoned? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 32, n. 6, p. 429–437, jun. 2017.
- CALAÇA, A. M.; GRELLE, C. E. V. Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 04, p. 401–416, dez. 2016.
- CARMONA, C. P. et al. Traits Without Borders: Integrating Functional Diversity Across Scales. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 5, p. 382–394, maio 2016.
- CASSEMIRO, F. A. S.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Gradientes de diversidade e a teoria metabólica da ecologia. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 2, p. 490–503, 2010.
- CIANCIARUSO, M. V. update: Beyond taxonomical space: large-scale ecology meets functional and phylogenetic diversity. **Frontiers of Biogeography**, p. 87–90, 2011.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.
- CLEMENTS, F. E. **Plant succession: an analysis of the development of vegetation**. Washington: Carnegie Institution of Washington, 1916.
- D'AMEN, M. et al. Spatial predictions at the community level: from current approaches to future frameworks. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 169–187, fev. 2017.
- DE BELLO, F. et al. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 10, p. 2873–2893, 10 set. 2010.
- DE BELLO, F. et al. Quantifying the relevance of intraspecific trait variability for

functional diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 2, n. 2, p. 163–174, abr. 2011.

DEHLING, D. M.; STOUFFER, D. B. Bringing the Eltonian niche into functional diversity. **Oikos**, n. July, p. 1711–1723, 2018.

DEVICTOR, V. et al. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: The need for integrative conservation strategies in a changing world. **Ecology Letters**, v. 13, n. 8, p. 1030–1040, 2010.

DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.

FISHER, R. A.; CORBET, A. S.; WILLIAMS, C. B. The Relation Between the Number of Species and the Number of Individuals in a Random Sample of an Animal Population. **The Journal of Animal Ecology**, v. 12, n. 1, p. 42, 1943.

GALLÉ, R.; BATÁRY, P. Trait-based paradise - about the importance of real functionality. **Community Ecology**, v. 20, n. 3, p. 314–316, dez. 2019.

GLEASON, H. A. Further Views on the Succession-Concept. **Ecology**, v. 8, n. 3, p. 299–326, jul. 1927.

GÖTZENBERGER, L. et al. Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. **Biological Reviews**, v. 87, n. 1, p. 111–127, fev. 2012.

GRAVEL, D.; ALBOUY, C.; THUILLER, W. The meaning of functional trait composition of food webs for ecosystem functioning. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 371, n. 1694, p. 20150268, 2016.

GRIME, J. P. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, p. 255–260, 2006.

JUNG, V. et al. Intraspecific variability and trait-based community assembly. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 5, p. 1134–1140, 2 jul. 2010.

KREBS, C. J. Ecology after 100 years: Progress and pseudo-progress. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 30, n. 1, p. 3–11, 2006.

LALIBERTE, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, jan. 2010.

LEIBOLD, M. A.; CHASE, J. M.; ERNEST, S. K. M. Community assembly and the functioning of ecosystems: how metacommunity processes alter ecosystems attributes. **Ecology**, v. 98, n. 4, p. 909–919, abr. 2017.

LOZANOVSKA, I.; FERREIRA, M. T.; AGUIAR, F. C. Functional diversity assessment

in riparian forests – Multiple approaches and trends: A review. **Ecological Indicators**, v. 95, n. August, p. 781–793, 2018.

MACARTHUR, R. On the Relative Abundance of Species. **The American Naturalist**, v. 94, n. 874, p. 25–36, 1960.

MACARTHUR, R.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. [s.l.] Princeton University Press, 1967.

MARQUET, P. A. et al. On theory in ecology. **BioScience**, v. 64, n. 8, p. 701–710, 2014.

MASON, N. W. H. et al. Functional richness, functional and functional evenness divergence: the primary of functional components diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112–118, 2005.

MCCAULEY, D. J. et al. A mammoth undertaking: harnessing insight from functional ecology to shape de-extinction priority setting. **Functional Ecology**, v. 31, n. 5, p. 1003–1011, 2017.

MEDRANO, M.; HERRERA, C. M.; BAZAGA, P. Epigenetic variation predicts regional and local intraspecific functional diversity in a perennial herb. **Molecular Ecology**, v. 23, n. 20, p. 4926–4938, out. 2014.

MELO, A. S.; ALEGRE, P. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade ? Introdução. v. 8, n. 3, 2008.

MENEZES, B. S.; MARTINS, F. R.; ARAÚJO, F. S. Community assembly: concepts, domain and theoretical structure. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 01, p. 1–17, abr. 2016.

MOLES, A. T. Being John Harper: Using evolutionary ideas to improve understanding of global patterns in plant traits. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 1, p. 1–18, jan. 2018.

MORAN, E. V.; HARTIG, F.; BELL, D. M. Intraspecific trait variation across scales: implications for understanding global change responses. **Global Change Biology**, v. 22, n. 1, p. 137–150, jan. 2016.

MOUCHET, M. et al. Towards a consensus for calculating dendrogram-based functional diversity indices. **Oikos**, v. 117, n. 5, p. 794–800, maio 2008.

MOUCHET, M. et al. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867–876, 2010.

PACHECO, M. et al. A comparison of abundance estimators for small mammal populations. **Zoologia (Curitiba)**, v. 30, n. 2, p. 182–190, abr. 2013.

PAINE, C. E. T. et al. Globally, functional traits are weak predictors of juvenile tree growth, and we do not know why. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 4, p. 978–989, 2015.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and

- community composition. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3, p. 402–411, maio 2002.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741–758, jun. 2006.
- PILLAR, V. D. et al. Functional redundancy and stability in plant communities. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p. 963–974, 2013.
- PRESTON, F. W. The Commonness, And Rarity, of Species. **Ecology**, v. 29, n. 3, p. 254–283, jul. 1948.
- PRUITT, J. N.; FERRARI, M. C. O. Interspecific interactions in a habitat-forming species R eports R eports. **Ecology and Society of Americaociety of America**, v. 92, n. 10, p. 1902–1908, 2011.
- ROCHA, E. A. Diversidade funcional em comunidades de peixes lagunares no sul do Brasil. p. 67, 2014.
- ROSADO, B. H. P. et al. Eltonian shortfall due to the Grinnellian view: Functional ecology between the mismatch of niche concepts. **Ecography**, n. November 2015, p. 1–8, 2016.
- ROSADO, B. H. P.; DIAS, A. T. C.; DE MATTOS, E. A. Going back to basics: importance of ecophysiology when choosing functional traits for studying communities and ecosystems. **Natureza & Conservação**, v. 11, p. 15–22, 2013.
- S. VILLÉGER , N. W. H. MASON, D. M. New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology Published by : Ecological Society of America content in a trusted digital archive. **America**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2012.
- SAFI, K. et al. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1577, p. 2536–2544, 12 set. 2011.
- SANTINI, L. et al. A trait-based approach for predicting species responses to environmental change from sparse data: how well might terrestrial mammals track climate change? **Global Change Biology**, v. 22, n. 7, p. 2415–2424, jul. 2016.
- SCHLEUTER, D. et al. A user’s guide to functional diversity indices. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 3, p. 469–484, ago. 2010.
- SIEFERT, A. et al. A global meta-analysis of the relative extent of intraspecific trait variation in plant communities. **Ecology Letters**, v. 18, n. 12, p. 1406–1419, dez. 2015.
- SWENSON, N. G.; ENQUIST, B. J. Ecological and evolutionary determinants of a key plant functional trait: Wood density and its community-wide variation across latitude and elevation. **American Journal of Botany**, v. 94, n. 3, p. 451–459, 2007.
- THOMPSON, P. L.; GONZALEZ, A. Ecosystem multifunctionality in metacommunities.

Ecology, 2016.

TILMAN, D. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. **Science (New York, N.Y.)**, v. 277, n. 5330, p. 1300–1302, 1997.

VANHEE, B. et al. The ‘terril’ effect: Coal mine spoil tips select for collembolan functional traits in post-mining landscapes of northern France. **Applied Soil Ecology**, v. 121, n. September, p. 90–101, 2017.

VELLEND, M. Conceptual Synthesis in Community Ecology. **The Quarterly Review of Biology**, v. 85, n. 2, p. 183–206, 2010.

VILE, D.; SHIPLEY, B.; GARNIER, E. A structural equation model to integrate changes in functional strategies during old-field succession. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 504–517, 2006.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, ago. 2008.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882–892, maio 2007.

VIOLLE, C. et al. The return of the variance: intraspecific variability in community ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 27, n. 4, p. 244–252, abr. 2012.

WOOD, C. M.; MCKINNEY, S. T.; LOFTIN, C. S. Intraspecific functional diversity of common species enhances community stability. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 5, p. 1553–1560, mar. 2017.

ZIMBRES, B.; PERES, C. A.; MACHADO, R. B. Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. **Biological Conservation**, v. 206, p. 283–292, fev. 2017.

2 VARIAÇÕES NAS DIVERSIDADES FUNCIONAL E FILOGENÉTICA EM COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS DA MATA ATLÂNTICA

Resumo

A diminuição na área total de habitats inalterados na Mata Atlântica e a falta de conectividade entre eles podem causar uma redução nas populações das espécies que dependem exclusivamente de tais habitats. Os pequenos mamíferos são particularmente vulneráveis às condições climáticas e de habitat, sendo um excelente grupo para entender os padrões comunitários produzidos pelas mudanças ambientais. Neste sentido, os estudos das diversidades funcional e filogenética vêm ganhando cada vez mais espaço nas pesquisas científicas. Estas medidas permitem avaliações mais precisas e abrangentes de questões ecológicas e de conservação relacionadas à biodiversidade em escalas espaciais e temporais. Com base nisso, o objetivo deste capítulo é avaliar as diferenças nas diversidades funcional e filogenética das comunidades de pequenos mamíferos em áreas da Mata Atlântica com características ecológicas distintas, levando em consideração fatores com ilha/continente e grau de conservação das áreas de estudo. Os dados utilizados vieram do banco de dados do Laboratório de Ecologia de Mamíferos - UERJ e Laboratório de Vertebrados – UFRJ de trabalhos realizados entre os anos de 2013 e 2018 no Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG) e Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO). Os valores de diversidade funcional (DF) foram positivamente relacionados com o grau de conservação e o tempo de regeneração da floresta. Em relação às outras áreas do PEIG, a área IG2 apresentou um alto valor de DF, provavelmente pela área abranger áreas em diferentes estágios de regeneração. Já o índice MNTD e as métricas NRI e NTI apresentaram valores de IG2 que corroboram com o resultado de MPD, maior dispersão filogenética. Porém para as outras áreas os índices e métrica responderam de formas diferentes. Com base nesses resultados não foi possível observar um padrão claro na estrutura da comunidade baseado na filogenia.

Palavras-chave: ecologia funcional, ecologia de comunidades, conservação, diversidade filogenética, pequenos mamíferos, Mata Atlântica.

Abstract

The decrease in the total area of pristine habitat in the Atlantic forest and the lack of connectivity between them can cause a reduction in the populations of species that depend exclusively on such habitats. Small mammals are particularly vulnerable to climatic and habitat conditions and represent an excellent model for understanding community patterns produced by environmental change. Being so, studies of functional and phylogenetic diversity have been gaining more and more space in scientific research. These measures allow for more accurate and comprehensive assessments of ecological and conservation issues related to biodiversity on spatial and temporal scales. Based on this, the objective of this chapter is to evaluate the differences in the functional and phylogenetic diversity of small mammal communities in areas of the Atlantic forest with distinct ecological characteristics, taking into account factors such as island / continent and degree of conservation of the study areas. The data used came from the database of the Laboratório de Ecologia de Mamíferos - UERJ and the Laboratório de Vertebrados - UFRJ from expeditions carried out between the years 2013 and 2018 in the Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG) and Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO). The values of functional diversity (DF) were positively related to the degree of conservation and the regeneration time of the forest. In relation to the areas of the PEIG, the IG2 areas showed a high DF value, probably because of areas in different stages of regeneration. The MNTD index and the NRI and NTI metrics showed IG2 values that corroborate the result of MPD, which is greater phylogenetic dispersion. However, for the remaining areas, the indices and metrics responded in different ways. Based on these results, it was not possible to observe a clear pattern in the community structured based on phylogeny.

Keywords: functional ecology, community ecology, conservation, small mammals, phylogenetic diversity, Atlantic Forest.

2.1 Introdução

A Mata Atlântica apresenta uma grande variedade de formações, englobando um diversificado conjunto de ecossistemas florestais com diferentes estruturas e composições florísticas, acompanhando as características geológica, hidrológica, de solo e clima da região onde ocorre. É uma das florestas com maior número de espécies de animais e vegetais por unidade de área, com 261 espécies de mamíferos registradas (40% do total de espécies do Brasil), 688 de aves (38%), 200 de répteis (29%) e 280 de anfíbios (35%)(PEIXOTO; LUZ; BRITO, 2016). Atualmente restam apenas 12,4% da área original em bom estado de conservação, seus remanescentes estão pouco ou nada conectados, e em sua maioria possuem poucos anos de regeneração (aproximadamente 30 anos) (SOSMA, 2018). O fato da Mata Atlântica ser um dos biomas mais ameaçados do mundo e seu alto grau de endemismo de espécies levou essa formação a ser identificada como um dos cinco mais importantes *hotspots* de biodiversidade do planeta (CASTRO, 2008; MITTERMEIER et al., 2005; MYERS et al., 2000).

A diminuição na área total de habitats inalterados na Mata Atlântica e a falta de conectividade entre eles podem causar uma redução nas populações das espécies que dependem exclusivamente de tais habitats. Por consequência, as espécies que necessitam de grandes áreas de vida, como predadores de topo de cadeia alimentar, podem ser localmente extintas devido a eventual redução na disponibilidade de recursos (CHIARELLO, 1999). Por estes motivos, os mamíferos de grande porte frequentemente são os primeiros a desaparecerem em ambientes perturbados (OLIFIERS, 2002). Já os pequenos mamíferos, que sofrem menos com a redução de habitat, e nas paisagens fragmentadas, geralmente constituem a maioria das espécies do taxa de mamíferos. Embora pequenos, são praticamente onipresentes nos remanescentes de Mata Atlântica e podem ter impactos profundos nas comunidades vegetais e de fauna locais (STEPHENS; ANDERSON, 2014).

O estudo da ecologia de comunidades de pequenos mamíferos na Mata Atlântica é fundamental para aumentar a nossa capacidade de fazer previsões sobre os fenômenos da estruturação de comunidades de pequenos mamíferos, e assim poder contribuir para a solução dos desafios ambientais contemporâneos. Através deste estudo é possível compreender como se dá o agrupamento de indivíduos das diferentes espécies e como as abundâncias das populações dessas espécies variam no tempo (VELLEND, 2010),

Nesse sentido, medidas incluindo história evolutiva e função das espécies nos ecossistemas vem ganhando cada vez mais importância. Essas medidas permitem avaliações mais precisas e abrangentes de questões ecológicas e de conservação relacionadas à biodiversidade em escalas espaciais e temporais (GONZÁLEZ-MAYA et al., 2016). A diversidade filogenética pode trazer uma resposta refinada aos processos que estruturam a comunidade, muitas vezes atribuída à presença de filtros ambientais severos quando se observa agregação filogenética, e preponderância de interações competitivas quando é detectada dispersão filogenética (LOPES, 2018, CIANCIARUSO, SILVA, et al., 2009, WEBB, ACKERLY, et al., 2002). No entanto, processos nulos e de outras filtragens abiótica e biótica também podem ser observados nas comunidades com resultados distintos (GERHOLD et al., 2015).

Já a ecologia funcional tenta vincular população, comunidade e processos ecossistêmicos às principais características que influenciam a aptidão (*fitness*) dos organismos ao longo de gradientes ambientais (SWENSON; ENQUIST, 2007). Como as características refletem fatores abióticos e bióticos, as mudanças no ambiente podem ser vistas como filtros que selecionam espécies específicas. Tais filtros influenciam a estabilidade, resistência e resiliência e, conseqüentemente, afetam a diversidade funcional resultando na perda ou adição de espécies com certas características funcionais (LOZANOVSKA; FERREIRA; AGUIAR, 2018). Com base nisso, a diversidade funcional quantifica não apenas que tipos de organismos estão presentes em um ecossistema, mas que tipo de tarefas ecológicas esses organismos realizam e como a perda funcional influencia propriedades dinâmicas como a estabilidade da comunidade (MCCAULEY et al., 2017).

Por definição, a **diversidade funcional (FD) é o parâmetro que mede o grau de dissimilaridade entre as espécies (ou indivíduos) quanto às suas características funcionais**. Portanto, característica funcional é qualquer característica morfológica, fisiológica, fenológica, comportamental e de história de vida que afeta o valor adaptativo de um indivíduo, seja na sua sobrevivência ou reprodução (DE BELLO et al., 2010; ROSADO et al., 2016; VIOLLE et al., 2007). Já a **diversidade filogenética (PD) é uma medida da biodiversidade, baseada na filogenia (a árvore da vida)**. Faith (1992) definiu a diversidade filogenética de um conjunto de espécies como igual à soma dos comprimentos de todos os galhos da árvore que abrangem os membros do conjunto.

Quanto maior o valor encontrado em FD e a PD, menor é a similaridade entre as espécies da comunidade. Quanto menor o valor encontrado em FD e a PD, maior é a

similaridade (maior a redundância) entre as espécies da comunidade. Seguindo a complementaridade de nicho, acredita-se que uma menor similaridade entre as espécies da comunidade reflita um aumento na complementaridade no uso de recursos entre as espécies e, portanto, um aumento no funcionamento do ecossistema (PILLAR et al., 2013). As contribuições de informações funcionais e filogenéticas das espécies podem não ser intercambiáveis: espécies funcionalmente similares podem ser filogeneticamente distintas e vice-versa, e isso é mais provável quando apenas algumas características são usadas para estimar distâncias funcionais. Assim, a distinção funcional e filogenética das espécies pode ter efeitos opostos na detectabilidade da diversidade (SI et al., 2018). Sob a maioria dos modelos de evolução de características, prevê-se que espécies mais estreitamente relacionadas filogeneticamente ocupem nichos semelhantes e, portanto, apresentam maior redundância funcional. Sendo assim, assume-se que comunidades com maior diversidade filogenética capturam maior diversidade de características funcionais e, portanto, representam maior complementaridade de nicho em potencial (DAVIES et al., 2016; MAGURRAN, 2004). Em ecologia evolutiva a percepção dominante é que espécies coexistindo devem diferir significativamente e que a maior parte da variação entre espécies similares filogeneticamente (aparentadas) é uma resposta adaptativa à competição no passado, quando os traços não diferiam (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009).

Dado o exposto acima, o objetivo deste capítulo é avaliar as diferenças nas diversidades funcional e filogenética das comunidades de pequenos mamíferos em áreas da Mata Atlântica com características ecológicas distintas, levando em consideração fatores com ilha/continente e grau de conservação das áreas de estudo. Com base no histórico da Mata Atlântica e as diferenças locais de regeneração e ações antrópicas, nós desenvolvemos as seguintes hipóteses: (i) tendo em vista uma maior heterogeneidade espacial e maior disponibilidade de recursos, espera-se que em áreas mais conservadas as espécies de pequenos mamíferos apresentarão uma maior variação e maior grau de sobreposição entre as diversidades funcionais e maior dispersão filogenética; (ii) assumindo que em ilhas a chegada de novas espécies é dificultada pelo grau de isolamento e levando em consideração os filtros abióticos presentes, é esperado que as espécies encontradas nas áreas de ilha tenham uma menor variação e sobreposição entre as diversidades funcionais e menor repulsão filogenética, mesmo apresentando graus de conservação equivalente ou superior às áreas continentais.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Áreas de estudo

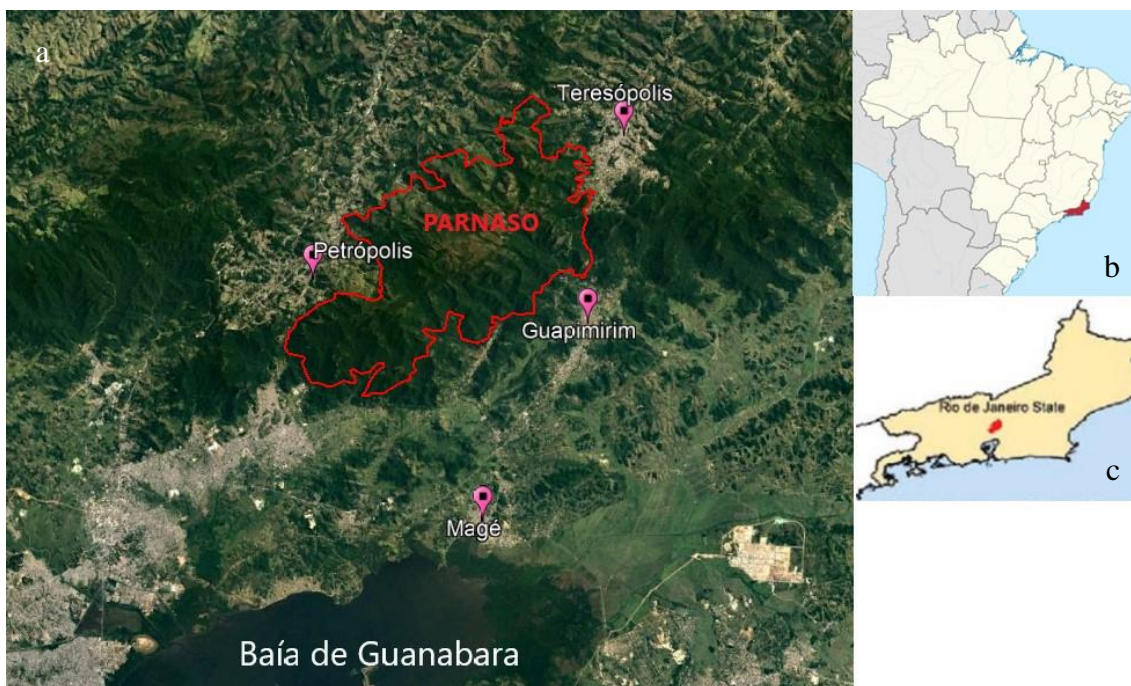
O estudo foi realizado em 15 áreas de estudo, sendo as áreas PRF, PG1 e PG2 localizadas no Parque Nacional da Serra dos Órgãos (continente) e as áreas IG1, IG2, IG3, IG4, IG5, IG6, IG7, IG8, I9, IG10, ICJ e ISJ localizadas no Parque Estadual da Ilha Grande (ilha).

2.2.1.1 Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO)

O PARNASO é a terceira unidade de conservação federal mais antiga do país (CASTRO, 2008) (Figura 5). Criado em 1939 o PARNASO abrange os municípios de Guapimirim, Magé, Teresópolis e Petrópolis, e está inserido na Serra dos Órgãos, trecho mais alto da cadeia montanhosa litorânea no sudeste do Brasil ($22^{\circ} 32'$ e $22^{\circ} 24'$ S e $43^{\circ} 06'$ e $42^{\circ} 69'$ W). O Parque protege 20.024 hectares de Mata Atlântica, ocupando uma posição central no Corredor Ecológico da Serra do Mar (AGUIAR, A. P.; CHIARELLO, A. G.; MENDES, S. L.; MATOS, 2005). A floresta da região é parte de uma das maiores extensões contínua da Mata Atlântica remanescente no Estado do Rio de Janeiro (SOS MATA ATLÂNTICA/ INPE/ISA, 1998).

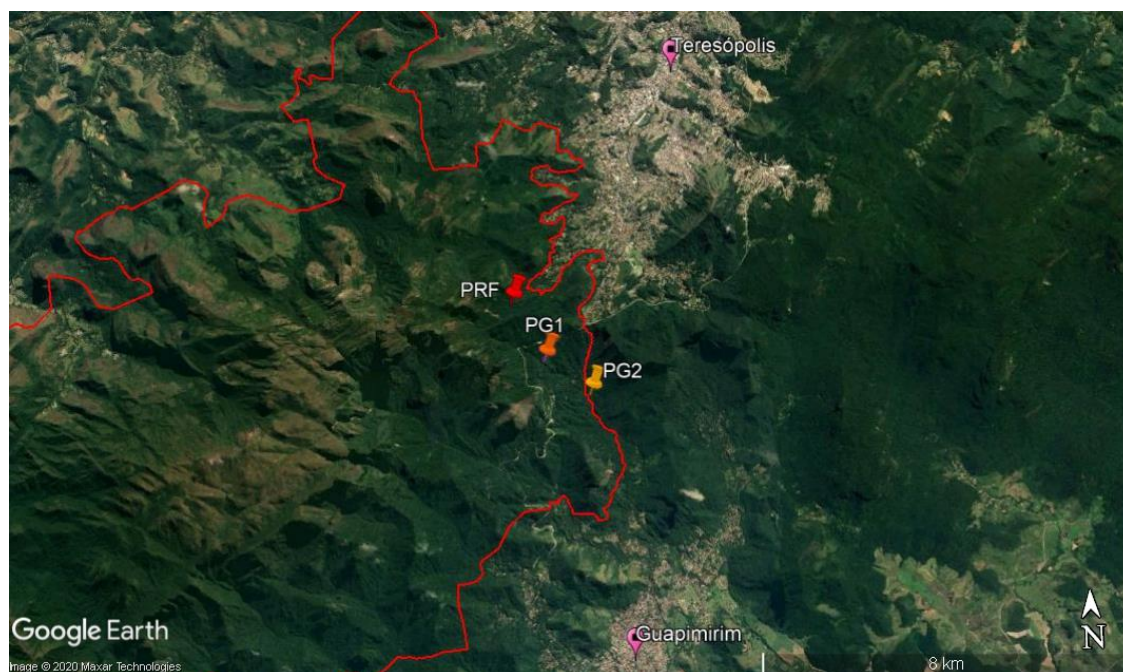
Das quinze áreas de estudo, três estão no PARNASO. A primeira área, denominada PRF está situada na região conhecida como Rancho Frio, dentro da sede do parque na cidade de Teresópolis ($22^{\circ}27'29''$ S, $43^{\circ}00'14''$ O). As outras duas áreas, denominadas PG1 e PG2 estão situadas na região conhecida como Garrafão, na cidade de Guapimirim ($22^{\circ}28'29''$ S, $42^{\circ}59'08''$ O) (Figura 6). Ambas as áreas estão situadas na vertente voltada para o oceano, a mais úmida de toda a serra (CRONEMBERGER; VIVEIROS DE CASTRO, 2007). Esta é a região com pluviosidade mais elevada, variando anualmente de 1500 a 3000 mm, o clima superúmido, com pouco ou nenhum déficit hídrico (pouca chuva no inverno, de junho a agosto), e mesotérmico, com calor bem distribuído o ano todo (NIMER, 1989).

Figura 5 - a. Limites do Parque Nacional da Serra dos Órgãos nos municípios de Guapimirim, Magé, Petrópolis e Teresópolis, b. Localização no Estado do Rio de Janeiro e c. Localização do Parque Nacional da Serra dos Órgãos no Estado do Rio de Janeiro.



Fonte: Google Earth, 2019

Figura 6 - Mapa da localização das áreas de estudo no Parque Nacional da Serra dos Órgãos. Ponto PRF – Rancho Frio, área dentro da sede do parque em Teresópolis. Pontos PG1 e PG2 – Garrafão, Guapimirim.



*Fonte: Google Earth, 2019

O Rancho Frio encontra-se a 1250 m de altitude e fica dentro dos limites do PARNASO, próximo à sede do parque em Teresópolis, cerca de 500 m da entrada principal. Vegetação ombrófila densa altomontana, relevo predominantemente inclinado, dossel fechado (até 30m) e sub-bosque denso. São formados pequenos córregos no período úmido (CRONEMBERGER; VIVEIROS DE CASTRO, 2007). O parque faz divisa com residências da cidade, porém o acesso ao local é concedido somente a pesquisadores. Cachorros domésticos já foram avistados no local. Duas intervenções antrópicas foram realizadas no passado, a construção de um aqueduto para conectar o rio Paquequer à barragem do rio Beija Flor e um corte em uma de suas vertentes para a construção do caminho que liga as cidades de Teresópolis e Petrópolis. Nesta área está localizado o ponto PRF (figura 6).

O Garrafão está localizado na Vila do Garrafão, no município de Guapimirim, nos limites do PARNASO. Está às margens do rio Iconha, entre 520 e 750 m de altitude, na vertente sul da Serra dos Órgãos. Possui um loteamento com cerca de 90 casas, em sua maioria de veraneio, é recortada por estradas vicinais, apresenta forte presença de animais domésticos (ROCHA, 2007) e aos finais de semana e feriados recebe muitos turistas atraídos pela cachoeira que existe na área. Vegetação de floresta pluvial Montana, em sua maior parte em estágio sucessional secundário, e raramente em estágios tardios devido à forte influência antrópica (CRONEMBERGER; VIVEIROS DE CASTRO, 2007). O dossel não é fechado, pois existem descontinuidades representadas por ausências de indivíduos arbóreos ou pelas próprias irregularidades no estrato mais alto, decorrentes do terreno acidentado. Em estudos botânicos realizado na área de estudo foram registradas 177 espécies vegetais arbóreas (FONSECA, 2009) e 85 espécies de epífitas vasculares (DIAS, 2009). São frequentes lianas, palmeiras, epífitas, samambaias, bromélias e lenhosas dos gêneros *Sloanea*, *Ficus*, *Cedrela*, *Cariniana*, *Vochysia*, *Cecropia*, dentre outros. No PARNASO estão localizadas três áreas de estudo PRF, PG1 e PG2 (figura 6).

2.2.1.2 Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG)

O Parque Estadual da Ilha Grande foi criado em 1971 com 4.330 ha, ampliado em 2007 para 12.052 ha, passando a preservar 62,5% da área total da Ilha Grande no município de Angra dos Reis ($23^{\circ} 8' 26'' S$, $44^{\circ} 14' 50'' W$) (Figura 7 e 8). É o segundo maior parque insular do Brasil, integra a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica declarada pela UNESCO em 1992, foi tombado como patrimônio estadual em 1987 e reconhecido com Patrimônio da Humanidade pela Unesco em 2019 (INEA, 2013). Das quinze áreas de estudo, doze encontram-se do lado leste do PEIG. São elas IG1, IG2, IG3, IG4, IG5, IG6, IG7, IG8, IG9, IG10, ICJ e ISJ (Figura 9).

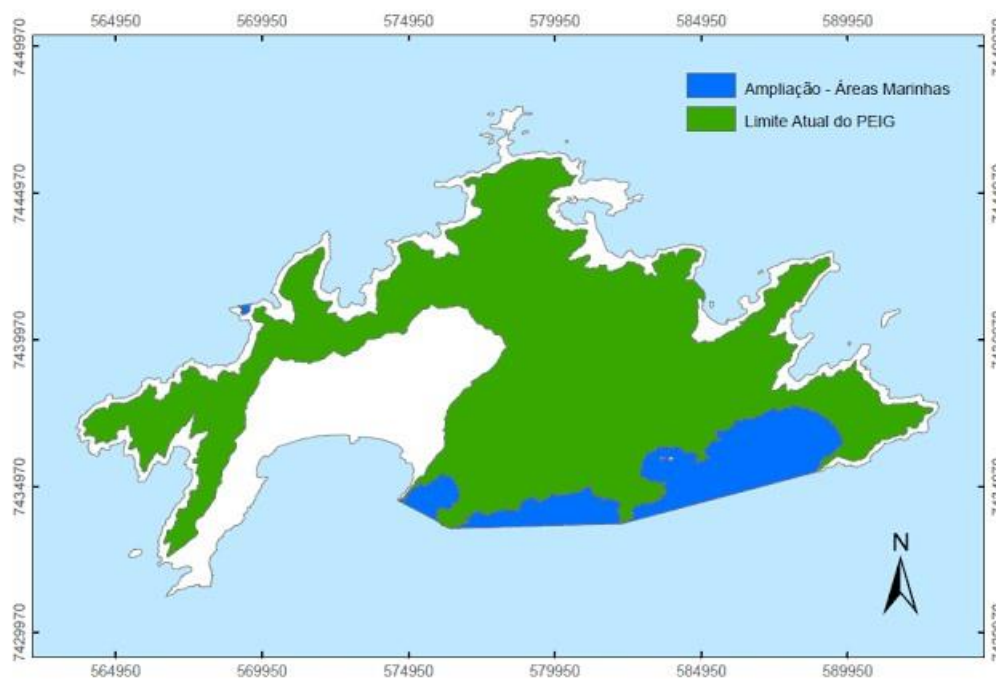
A Ilha Grande é considerada a maior ilha do Estado do Rio de Janeiro, com 193 km² de área e está isolada do continente por um canal com cerca de 2,0 km de largura. Suas características físicas são semelhantes às observadas no resto do estado, com algumas montanhas atingindo 1000 m de altitude. É coberta pela Mata Atlântica com diferentes níveis de regeneração devido a distúrbios causados pelas atividades humanas nos últimos séculos - com destaque para o extrativismo de Pau-Brasil, plantio de café e cana-de-açúcar, e pesca de sardinha. Sua vegetação foi classificada como floresta ombrófila densa montana e submontana, pertencente à Floresta Costeira da Serra do Mar (BITTENCOURT; ROCHA, 2003). As espécies arbóreas predominantes na região pertencem às Famílias Euphorbiaceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Leguminosae, Lauraceae, Amonaceae, Melastomataceae e Melicaceae (MACIEL, N.C.; ARAUJO; MAGNANINI, 1984).

Figura 7 - a. Ilha Grande no município de Angra dos Reis, b. Localização no Estado do Rio de Janeiro e c. Localização da Ilha Grande no Estado do Rio de Janeiro.



*Fonte: Google Earth, 2019

Figura 8 - Mapa dos limites do Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG).



Fonte: INEA, 2013

Figura 9 - Mapa da localização das áreas de estudo no Parque Estadual da Ilha Grande, Município de Angra dos Reis. Pontos IG1, IG2, IG3, IG4, IG5, IG6, IG7, IG8, I9, IG10, ICJ, ISJ.



*Fonte: Google Earth, 2019

Com a desativação dos presídios de Abraão e Vila Dois Rios, que havia marcado a imagem da Ilha por um século, o turismo passou a ser a principal atividade econômica dos moradores, sendo um dos locais mais procurados do estado do Rio de Janeiro para a prática de surfe, mergulho, mountain-bike, montanhismo, camping e trilhas. O clima é quente e úmido, sem déficit hídrico durante o ano inteiro, com precipitação média anual variando de 1.515 mm a 2.200 mm, com a estação chuvosa entre setembro e abril. A temperatura média é de 23°C, sendo a média máxima igual 25,7°C em fevereiro e a média mínima 19,6°C em julho (BITTENCOURT; ROCHA, 2003).

2.2.2 Análise de dados

Os dados utilizados neste capítulo são parte dos bancos de dados de captura-marcação-recaptura (CMR) do Laboratório de Ecologia de Mamíferos da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (LEMA) e do Laboratório de Vertebrados da Universidade Federal do Rio de Janeiro (LabVert). O estudo foi realizado com dados coletados entre os anos de 2013 e 2018 no Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG) e no Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO). Eu selecionei os anos entre 2013 e 2018 por serem estes os anos com sobreposição nos dois bancos de dados, com a diferença de no máximo um ano a menos antes ou depois. Eu participei ativamente das campanhas que ocorreram nas duas áreas entre dezembro de 2014 e fevereiro de 2016.

Os dois bancos de dados (do LEMA e do LabVert) apresentaram diferenças no método de captura utilizado entre as áreas, variando entre grades e parcelas, no número e distribuição de armadilhas ao longo da grade ou parcela. No PARNASO foram selecionadas quatro áreas dispostas em grades. Três grades (A, B e C) estão situadas em Guapimirim numa região chamada Garrafão. As grades estão distantes 853 metros entre A e B, e 573 metros entre B e C. Cada uma é composta por cinco linhas distantes 20 metros entre si. Em cada linha continha cinco pontos de armadilhagem distantes 20 metros entre si, somando um total de 25 pontos amostrais em cada grade. Cada ponto possui uma Sherman e uma Tomahawk no chão e uma Sherman no sub-bosque (aproximadamente 1,5m do chão). A quarta grade do PARNASO está situada dentro da sede do parque em Teresópolis em uma área chamada Rancho Frio. Esta grade é composta por nove linhas distantes 20 metros entre si. O número de pontos de armadilhagem em cada linha varia de acordo com o relevo e estão distantes 20 metros entre si, somando um total de 90 pontos. Cada ponto possui uma Sherman e uma Tomahawk no chão e uma Sherman no sub-bosque

(aproximadamente 1,5m do chão). As campanhas nas quatro grades foram bimestrais, com um total de 495 armadilhas/noite, cada uma com duração de cinco noites de armadilhas abertas.

No PEIG selecionei 10 áreas dispostas em parcelas (RAPELD) e 15 áreas dispostas em grades. As parcelas estão afastadas 1 km entre si, cada uma possui 25 pontos amostrais distantes 10 metros entre si. Os pontos são alternados entre armadilhas chão e sub-bosque e alternados entre Sherman e Tomahawk. As campanhas foram semestrais, com um total de 250 armadilhas/noite, cada uma com duração de quatro noites de armadilhas abertas. Já as grades estão distantes 200 metros entre si. Cada uma está disposta em três linhas paralelas distantes 20 metros entre si, e cada linha é composta por três pontos de armadilhagem contendo uma armadilha chão, somando um total de nove armadilhas em cada grade no chão e uma no sub-bosque. Cada grade foi armadilhada bimestralmente, com um total de 150 armadilhas/noite, cada uma com duração de três noites de armadilhas abertas, sendo esta a única área amostrada apenas até o ano de 2016. Em todas as áreas foram utilizadas armadilhas iscadas dos tipos Sherman e Tomahawk e consideradas para este trabalho apenas as dispostas no chão e sub-bosque. Nas armadilhas foi usado como isca uma mistura de banana, paçoca, aveia, pedaços de bacon e carne.

Para corrigir a diferença no desenho amostral e evitar pseudorréplicas, eu fiz uma matriz de proximidade incluindo as 29 áreas selecionadas (4 grades do PARNASO, 15 grades no PEIG e 10 parcelas no PEIG). Através desse método pude agrupar as áreas que estavam distantes num raio de 0 a 1 km, formando círculos que utilizei como unidades amostrais. Selecionei a distância de 1 km porque foi a maior distância já registrada no deslocamento de um pequeno mamífero (PIRES et al., 2002).

Para avaliar o grau de conservação das áreas amostradas eu fiz a análise de cobertura vegetal de cada ponto. Utilizei o mapa em formato *raster* da coleção 2.0 do Mapbiomas, ano de 2014, resolução de 30m (<http://mapbiomas.org/>); e o mapa original foi transformado para um mapa binário (floresta x não-floresta), considerando como floresta as classes 1 a 8 do código da legenda do *mapbiomas** e *buffer* de 1 km ao redor de cada ponto (*1-Floresta, 2-Formações Florestais Naturais, 3-Floresta Densa, 4-Floresta Aberta, 5-Mangue, 6-Floresta Alagada, 7-Floresta Degradada e 8-Floresta Secundária).

Para as análises de diversidade funcional eu excluí das análises fêmeas grávidas e com filhotes, pois a condição reprodutiva afeta diretamente na massa corporal do indivíduo (a equipe presente em campo verificou a gravidez dos roedores através do toque no ventre das fêmeas). Para as análises considerei apenas a última captura de cada indivíduo,

assumindo que as últimas medidas representem o indivíduo em seu estágio mais avançado de desenvolvimento até aquele momento e a fim de evitar que suas medidas entrassem mais de uma vez nas análises. Todos os indivíduos presentes nas análises deste estudo foram identificados em campo pelo pesquisador que coletou os dados, sendo assim, utilizei os gêneros e espécies presentes nas planilhas de dados.

As características funcionais selecionadas foram massa corporal (g), tamanho corporal (mm), dieta e estrato de locomoção (semiaquático, semifossorial, cursorial, escansorial e arborícola). Sendo massa e tamanho corporal dados com valores contínuos, e dieta e estrato de locomoção dados categóricos baseados na literatura de pequenos mamíferos (BONVICINO; OLIVEIRA; NACIONAL, 2008; CÁCERES, 2012). Eu fiz a escolha das características funcionais baseada no que estavam disponíveis no banco de dados de todas as áreas de estudos e aquelas que eram possíveis obter através da literatura.

Com os valores médios das características funcionais e com as respectivas abundâncias das espécies em cada comunidade, eu calculei as métricas de diversidade funcional (DF) em ambiente RStudio versão 1.2.5019 utilizando o pacote FD. São elas: Rao (RaoQ) – versão modificada do índice de Simpson que considera a distância funcional média entre dois indivíduos escolhidos randomicamente; Riqueza funcional (FRic) – mais relacionado com a quantidade de espaço funcional ocupado por uma assembleia de espécies; Uniformidade funcional (FEve) – corresponde à distribuição regular da abundância de espécies no espaço funcional; Divergência funcional (FDiv) – define a que distância as altas abundâncias de espécies estão do centro do espaço funcional; Dispersão funcional (FDis) – é a distância média num espaço multidimensional da característica de um indivíduo da espécie para o centroide de todas as outras espécies presentes na comunidade (CALAÇA; GRELLE, 2016; SCHLEUTER et al., 2010). Escolhi a distância de Gower porque analisei não apenas variáveis contínuas (e.g. tamanho e massa corporal), mas também variáveis categóricas (e.g. estrato de locomoção e dieta). Mensurei a média de cada atributo ponderado pela abundância de cada espécie (CWM), uma vez que CWM é capaz de descrever filtragem ambiental com mais robustez do que índices de diversidade funcional (RICOTTA; MORETTI, 2011).

Comparei os valores das métricas de DF e CWM entre as áreas através do teste Kruskal-Wallis, com o objetivo de avaliar se as diferenças entre as áreas em cada métrica eram significativas. Para as métricas que apresentaram diferença significativa entre áreas, eu fiz o teste de Dunn para verificar entre quais áreas havia diferença. Como parte dos dados de DF e CWM não apresentavam uma distribuição normal e as variâncias não foram

iguais, foram utilizados testes não paramétricos através do programa Past 3.24. Realizei uma análise de regressão linear simples para ver se havia relação entre as porcentagens de cobertura vegetal das áreas e os valores encontrados nos índices de diversidade funcional e CWM.

Para visualizar como os indivíduos estão distribuídos de acordo com suas características funcionais em cada comunidade foi feito o NMDS utilizando a distância de Gower. A função *envifit* foi utilizada para ver quais vetores estão mais relacionados com a separação entre e dentro das comunidades. Estas análises foram realizadas com o pacote Vegan em ambiente RStudio versão 1.2.5019.

Para o cálculo da diversidade filogenética eu criei uma árvore filogenética para cada área com base em suas listas de espécies. As árvores foram criadas com o auxílio do programa Phylomatic (versão 3) a partir da super-árvore Bininda-Emonds 2007 adaptada. Como esta super-árvore é antiga, foi necessário atualizar os nomes e posições de algumas espécies. Calibramos a árvore através da proposta de Magallón, Gómez-Acevedo, *et al.* 2015 com o comando *BLADJ* e calculamos os respectivos índices e métricas utilizando o comando *comstruct* no Software Pyllocom 4.2, (POORTER *et al.*, 2008). Abordando a estrutura filogenética das comunidades (índice MPD – *Mean Pairwise Distance*) e suas métricas NRI (*Net Relatedness Index*), bem como, a estrutura filogenética dos táxons mais próximos (índice MNTD – *Mean Nearest Neighbor Distance*) e suas métricas NTI (*Nearest Taxon Index*) (WEBB *et al.*, 2002). As métricas NRI e NTI foram calculadas, uma vez que são menos sensíveis ao tamanho da amostra quando comparados aos seus respectivos índices MPD e MNTD (WEBB, 2000). Comparamos os valores dos índices e métricas de diversidade filogenética entre as áreas através do teste Kruskal-Wallis, e para as métricas que apresentaram diferença significativa entre áreas foi feito o teste de Dunn para verificar entre quais áreas havia diferença.

2.2.3 Seleção de características funcionais

As características funcionais podem ser divididas em dois tipos: características de efeito e características de resposta. As características de resposta refletem adaptações aos fatores abióticos e bióticos e, portanto, podem ser usadas para descrever e prever as respostas das espécies às mudanças nesses fatores. As características de efeito alteram os

processos abióticos e bióticos correspondentes a uma ampla gama de funções do ecossistema (FUNK et al., 2017).

Na proposta inicial desta tese eu pensei em selecionar características de efeito que pudessem ser utilizadas como *proxy* para fatores de estresse como competição, predação e diminuição na disponibilidade de recursos alimentares. Segundo a literatura, estes fatores de estresse no ambiente estão relacionados a diminuição no tamanho e massa corporal, diminuição no tamanho da ninhada e antecipação da primeira reprodução em pequenos mamíferos.

Iniciei o projeto com coletas de dados em campo na Reserva Natural Vale, porém a baixa captura de indivíduos nas áreas selecionadas e o pouco tempo para amostragem me obrigaram a mudar de estratégia. Em seguida recorri ao *data paper* publicado por Gonçalves *et al.* em 2018 com o título “ATLANTIC MAMMAL TRAITS: A dataset of morphological traits of mammals in the Atlantic Forest of South America”. Apesar de o artigo apresentar um banco de dados riquíssimo de características funcionais de pequenos mamíferos da Mata Atlântica, os trabalhos citados variaram muito nas metodologias de captura, números e períodos das campanhas. Isso dificultou selecionar trabalhos que foram realizados em uma mesma série temporal e que disponibilizavam as mesmas informações.

Como solução para o desenvolvimento desta tese, selecionei os trabalhos realizados no Parque Nacional da Serra dos Órgãos e Parque Estadual da Ilha Grande. Ambos apresentam mais de 10 anos de estudos quase que contínuos, e apesar de algumas diferenças no desenho amostral, foi possível fazer alguns ajustes de forma que tivessem um esforço amostral semelhante por campanha (315 e 385 armadilhas/noite).

Infelizmente os dados selecionados não tinham a quantidade de informações necessárias para a análise das características escolhidas anteriormente. Sendo assim, precisei utilizar as características que estavam disponíveis. Foram elas tamanho corporal (medido em milímetros sem incluir o rabo), massa corporal (em gramas) e dieta, relacionadas principalmente a disponibilidade de recursos; e estrato de locomoção, relacionada à estrutura da vegetação.

2.3 Resultados

Os dados que eu utilizei nas análises deste estudo possuem dez espécies de roedores e oito espécies de marsupiais no PARNASO, e sete espécies de roedores e três espécies de marsupiais no PEIG (Apêndice 1). Através da matriz de proximidades as 29 áreas de estudos foram reduzidas em quinze áreas (os quinze pontos utilizados nas análises) (Apêndice 2). Duas áreas foram unidas no PARNASO através da matriz de proximidade (as grades B e C no Garrafão). Desta forma o PARNASO passou a ter três pontos de análises, PRF no Rancho Frio e PG1 e PG2 no Garrafão (Figura 6). As 10 parcelas do RAPELD no PEIG continuaram como pontos independentes porque estão distantes 1 km entre si. São elas os pontos IG1, IG2, IG3, IG4, IG5, IG6, IG7, IG8, IG9, IG10 (Figura 9). As quinze grades do PEIG, embora tenham sido unidas pela matriz de proximidade em um único grupo, foram divididas em dois grupos – um grupo com as grades sem jaqueiras (ISJ) e o outro com as grades com jaqueira (ICJ) (Figura 9).

A cobertura vegetal variou entre 89 e 100%, sendo IG1, IG3 e IG8 as áreas com maior cobertura vegetal e ICJ a área com menor cobertura vegetal (Tabela 1). Porém a cobertura vegetal explicou muito pouco os valores encontrados nos índices de diversidade funcional e CWM, com o valor de R^2 menor ou igual a 0,25. Eu escolhi a cobertura florestal como uma medida para grau de conservação, porém ela não foi capaz de captar atividades antrópicas que afetam a fauna mesmo com a floresta em pé, como a presença de casas de veraneio, animais domésticos, estradas vicinais, trilhas turísticas, caça e outros efeitos de borda. Na falta de uma métrica para medir o grau de conservação das áreas, optei por relacionar os dados com características observadas em campo. Um exemplo é a áreas IG10 que apresentara cobertura vegetal (CV) alta (98%), mas ao ser observada em campo exhibe árvores espaçadas, muitas rochas, pouca vegetação no sub-bosque, e no caso das duas últimas áreas, um bambuzal alinhado à parcela.

Tabela 1 – Valores da cobertura vegetal em cada área (%), valores dos índices de diversidade e CWM, e valores de p do teste Kruskal-Wallis entre áreas para cada índice e CWM.

	CV	FRic	FEve	FDiv	FDis	RaoQ	CWM massa	CWM tamanho do corpo
PRF	0.94	0.66	0.58	0.87	2.92	9.00	91.88	127.10
PG1	0.92	0.58	0.63	0.83	2.56	7.10	386.11	209.11
PG2	0.97	0.59	0.56	0.85	2.29	6.58	382.03	208.62
IG1	1	0.03	0.16	0.30	2.02	3.17	428.10	229.06
IG2	0.97	0.00	0.00	0.00	0.75	1.85	303.03	206.51
IG3	1	0.00	0.00	0.00	1.41	2.92	335.77	209.63
IG4	0.95	0.17	0.21	0.37	1.33	3.99	490.45	206.43
IG5	0.99	0.08	0.13	0.13	0.45	0.96	534.49	241.43
IG6	0.97	0.12	0.29	0.46	0.75	2.83	796.05	279.75
IG7	0.99	0.02	0.15	0.15	1.65	3.67	621.73	268.28
IG8	1	0.02	0.14	0.13	0.76	1.65	962.99	300.06
IG9	0.95	0.00	0.00	0.00	1.22	2.16	342.76	192.70
IG10	0.98	0.15	0.37	0.44	1.54	3.05	332.35	206.83
ISJ	0.94	0.00	0.00	0.00	1.57	3.29	653.07	268.26
ICJ	0.89	0.00	0.00	0.00	1.32	3.01	636.88	260.86
p		0.001825	0.03135	0.04002	0.00021	0.06934	0.6595	0.7143

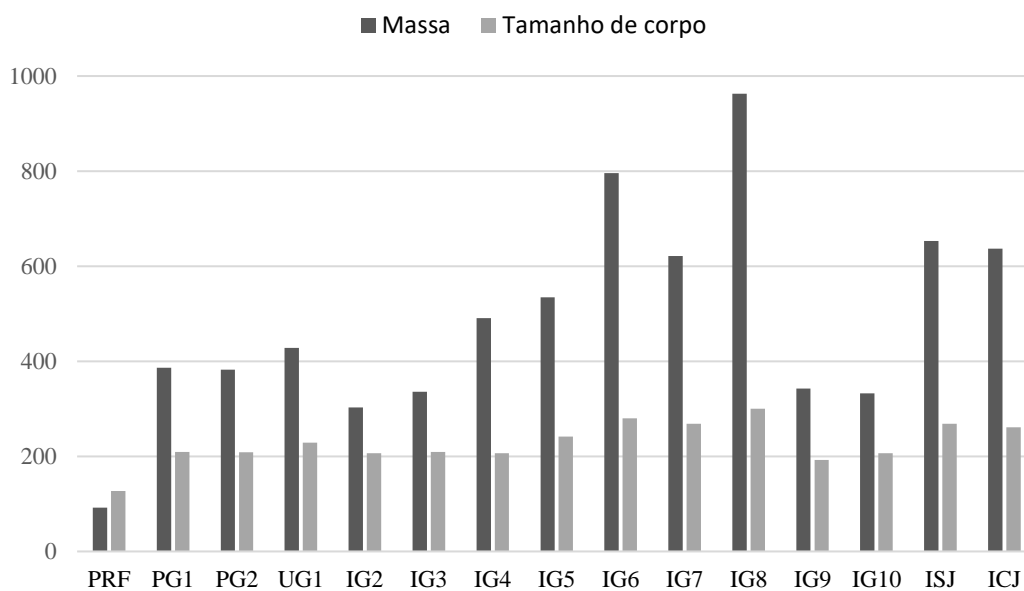
*CV – cobertura vegetal (%), FRic – Riqueza funcional, FEve – Uniformidade funcional, FDiv – Divergência funcional, FDis – Dispersão funcional, RaoQ – estimativa de dispersão filogenética, CWM - média de cada atributo ponderado pela abundância (massa corporal e tamanho corporal).

Os valores encontrados nas cinco métricas de DF utilizadas (FRic, FEve, FDiv, FDis e RaoQ) foram estatisticamente diferentes entre as áreas ($P < 0,05$, Tabela 1). De uma maneira geral, as áreas do PARNASO (PRF, PG1 e PG2) apresentaram maiores valores nos índices de diversidade funcional, exceto em FEve (Figura 11). FRic, FDis, e RaoQ apresentaram diferenças significativas entre as áreas do PARNASO e quase todas as áreas PEIG. As áreas IG2, IG3, IG9, ISJ e ICJ apresentaram FRic, FEve e FDiv iguais a zero provavelmente por apresentarem abundância maior de apenas duas espécies (o roedor *Trinomys iheringi* e o marsupial *Didelphis aurita*) nestas áreas durante os anos analisados, inviabilizando as análises.

A análise da composição funcional para tamanho e massa corporal (CWM) não apresentaram diferenças significativas entre áreas (Tabela 1). Porém as áreas IG6 e IG8 apresentaram maiores valores de CWM indicando a predominância de espécies maiores

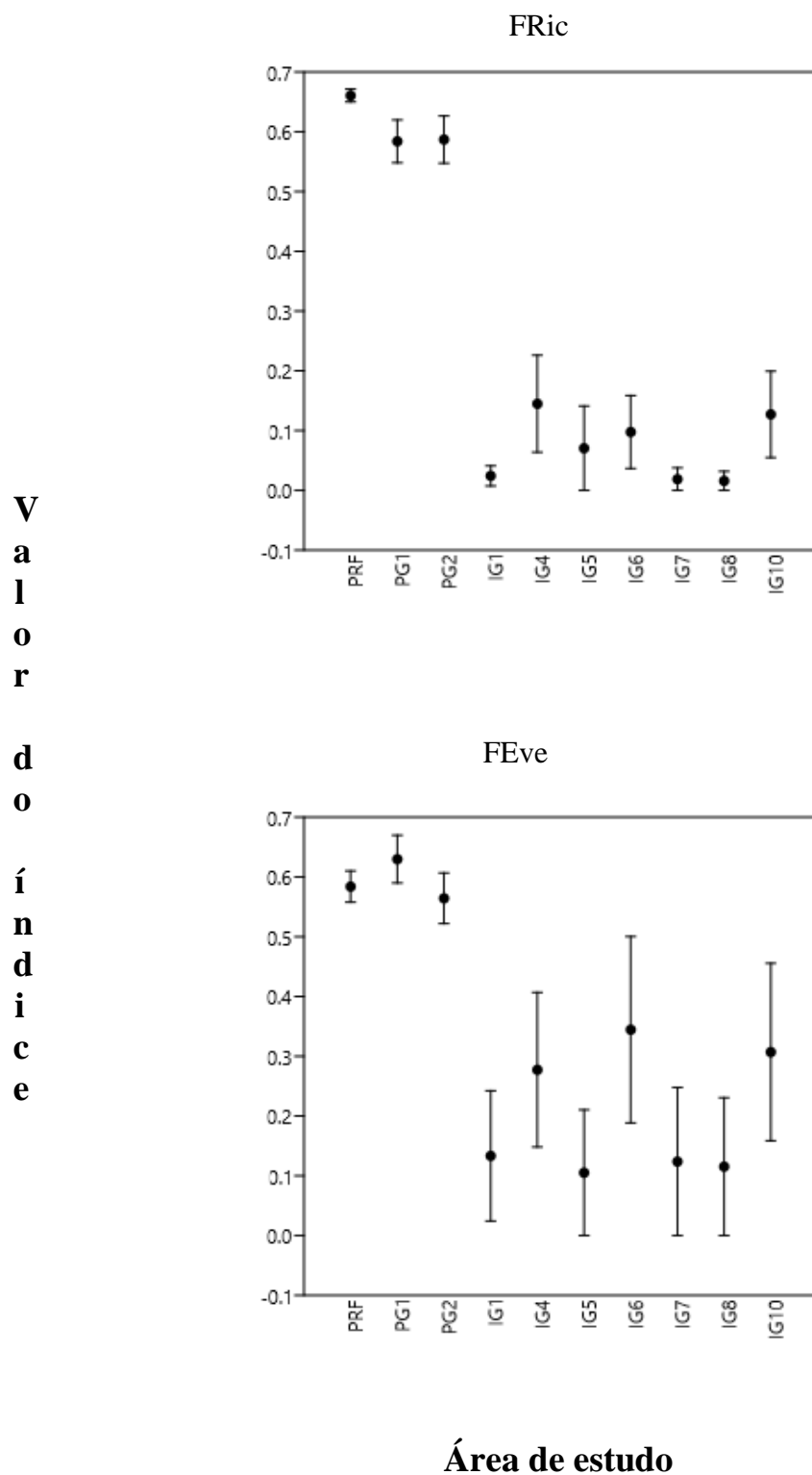
nas áreas, como o *Didelphis aurita* que representaram respectivamente 30,5% e 84,2% das espécies capturadas nestas áreas. Enquanto a área PRF apresentou os menores valores de CWM indicando a predominância de espécies menores, como *Gracilinanus microtarsus*, *Marmosops incanus*, *Juliomys* sp., entre outras espécies que apresentaram tamanho menor que 100 mm e massa corporal menor que 50g e representaram 48,6% da captura na área (Figura 10).

Figura 10 - Valores de CWM das características funcionais massa corporal (g) e tamanho corporal (mm) de pequenos mamíferos capturados no PARNASO e PEIG entre os anos de 2013 e 2018.



* CWM - média de cada atributo ponderado pela abundância (massa corporal e tamanho corporal).

Figura 11 - Comparação entre as áreas de estudo no PARNASO e no PEIG para cada índice de diversidade funcional – FRic, FEve, FDiv, FDis e RaoQ.

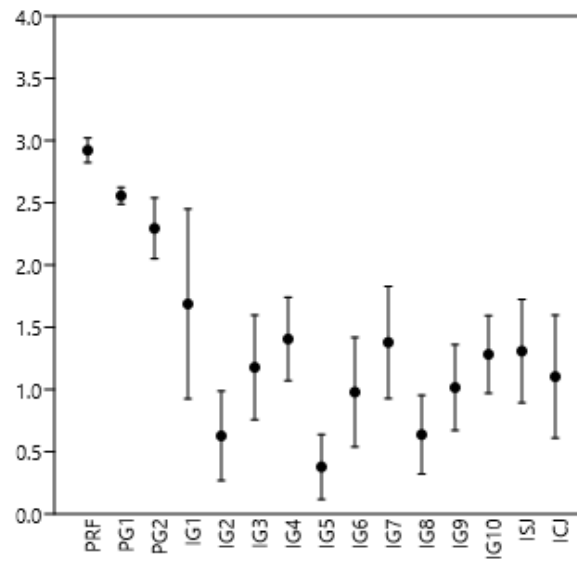


V
a
l
o
r

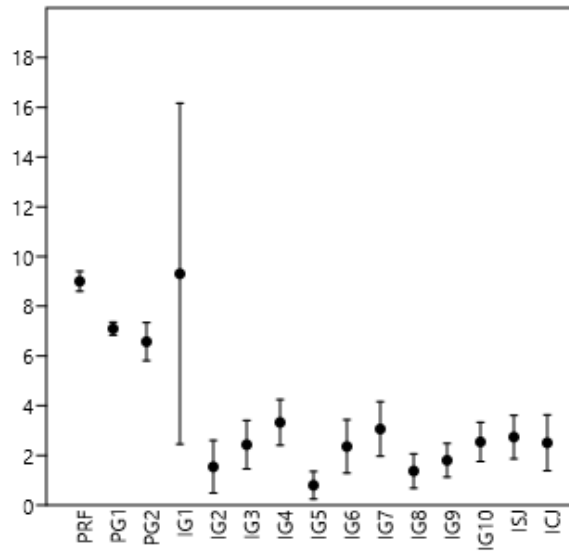
d
o

í
n
d
i
c
e

FDis

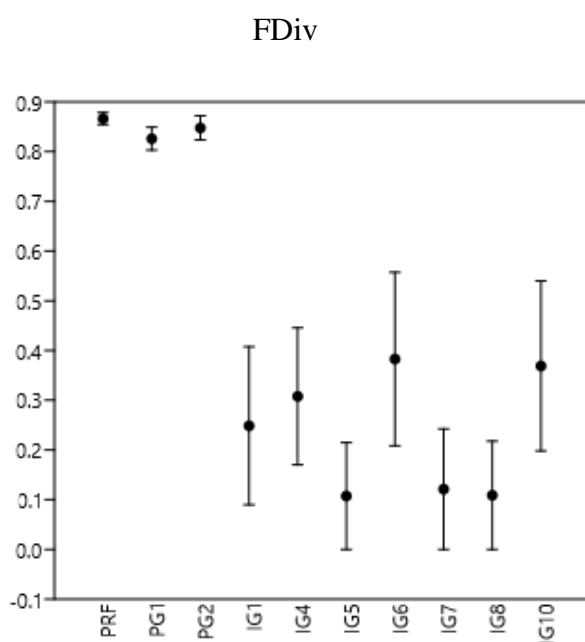


RaoQ



Área de estudio

V
a
l
o
r
d
o
í
n
d
i
c
e

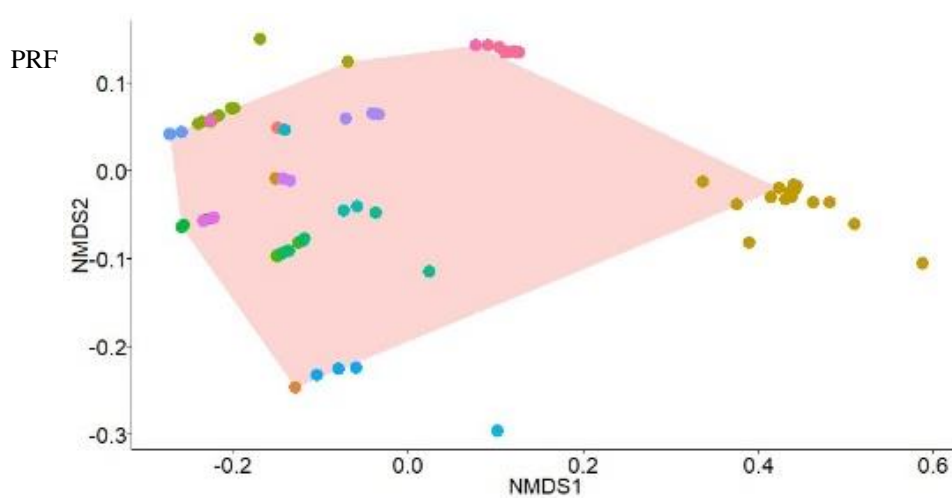


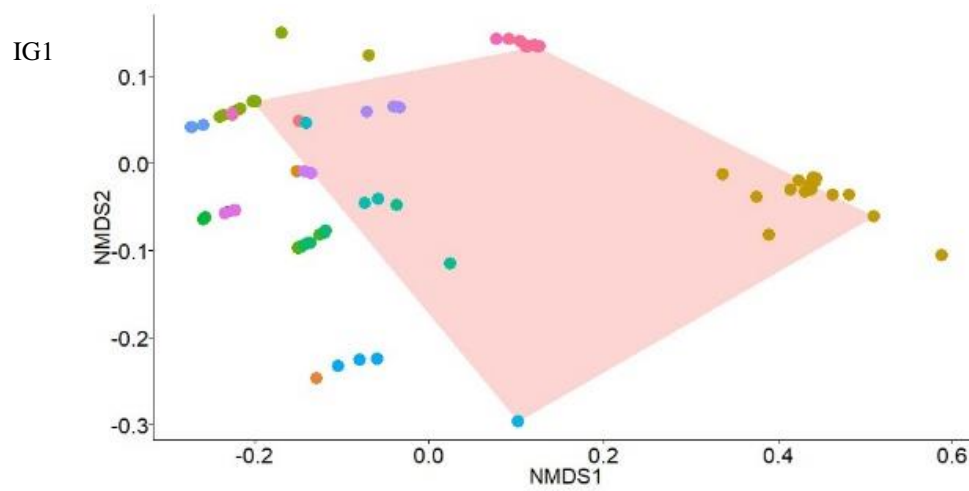
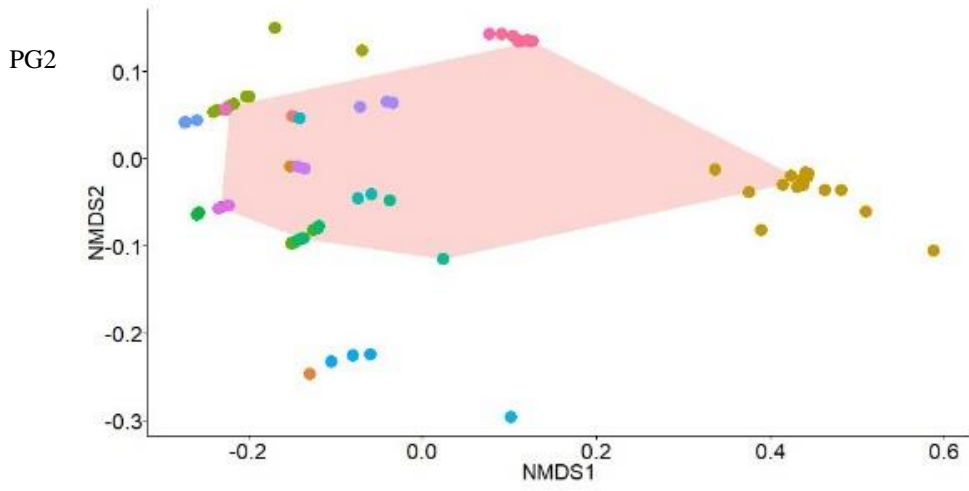
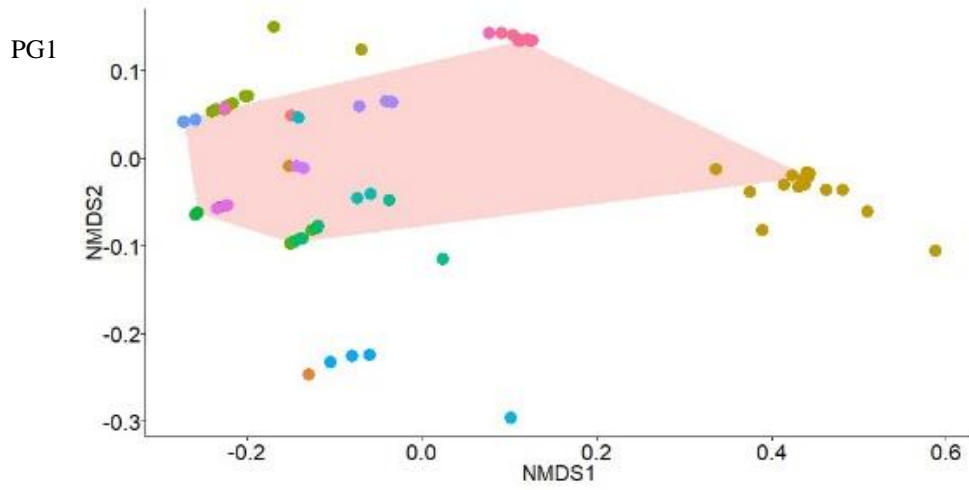
Legenda:

FRic – Riqueza funcional,
FEve – Uniformidade funcional,
FDiv – Divergência funcional,
FDis – Dispersão funcional,
RaoQ – estimativa de dispersão
filogenética

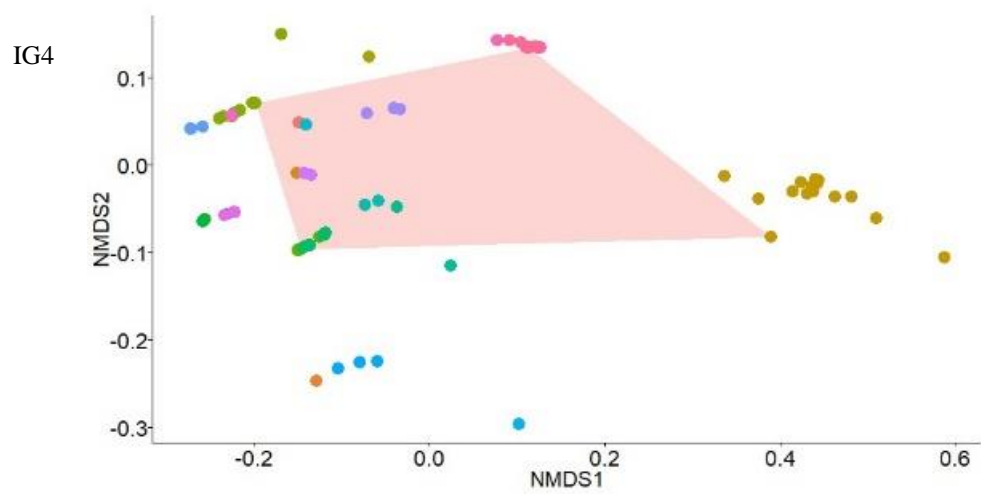
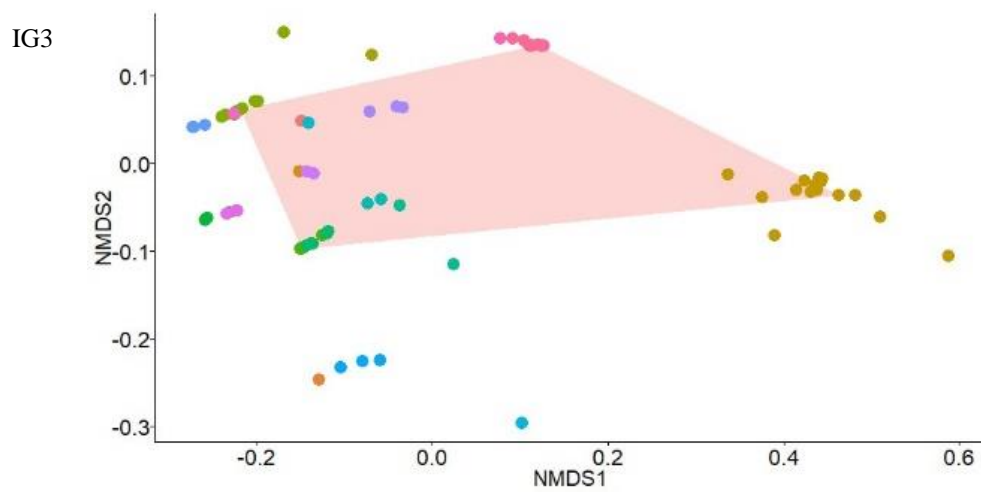
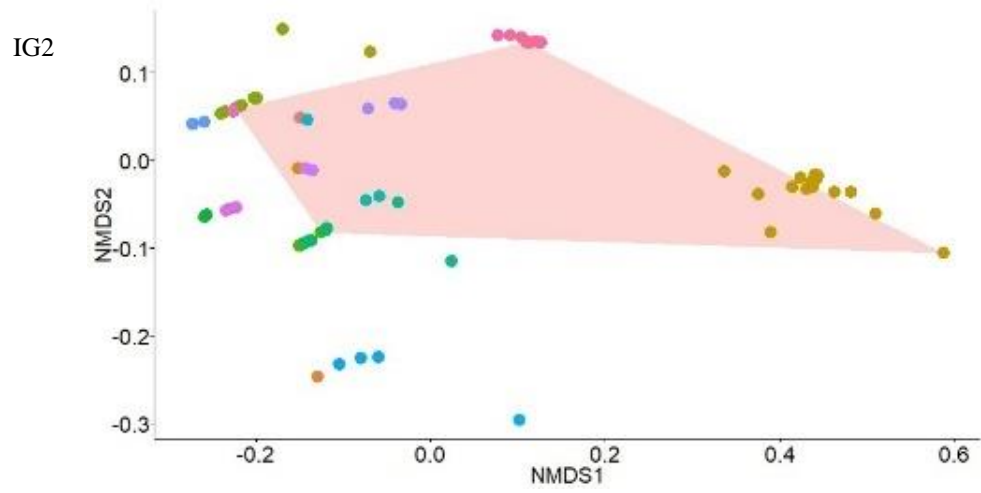
Área de estudo

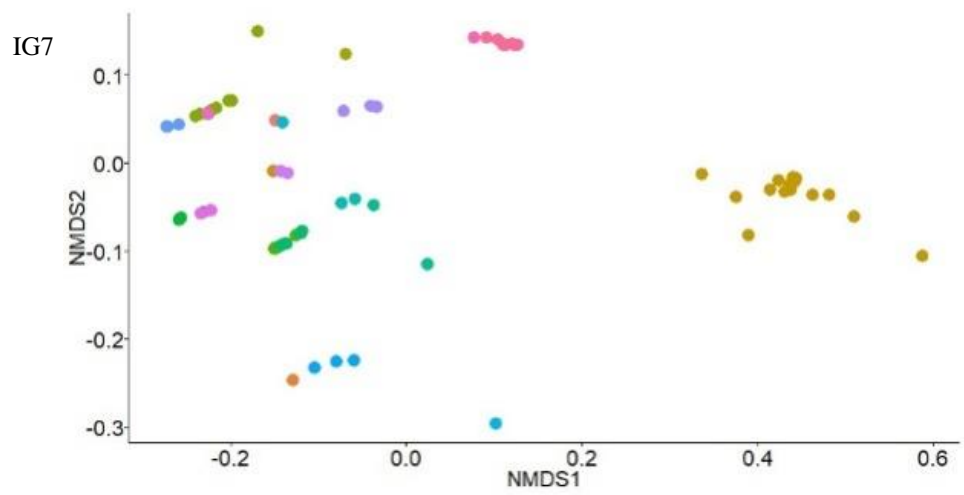
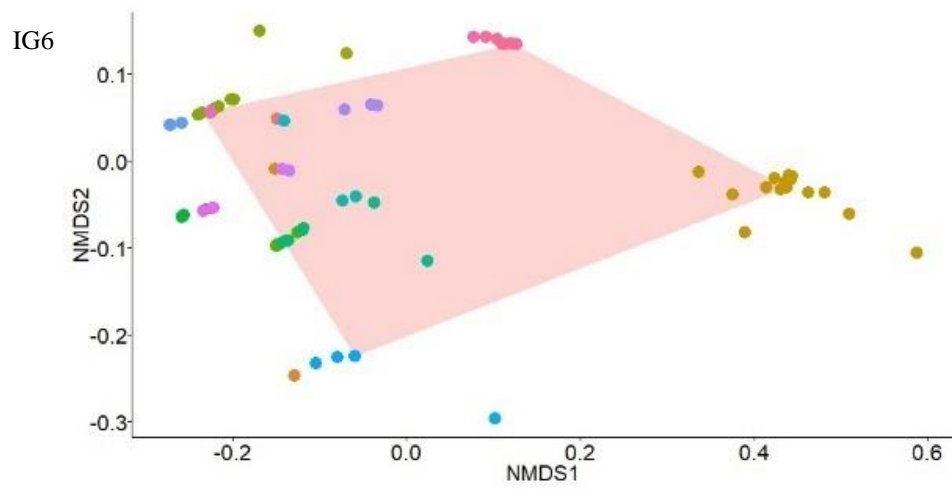
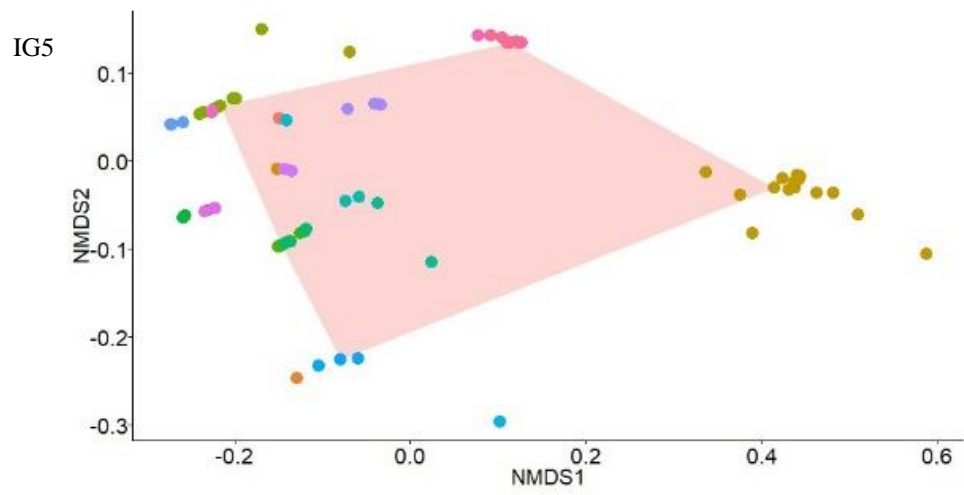
Figura 12 - Diagramas de ordenação das espécies em cada área de acordo com as características funcionais selecionadas. A área dos polígonos representa a amplitude das características funcionais selecionadas no espaço de n-dimensional.

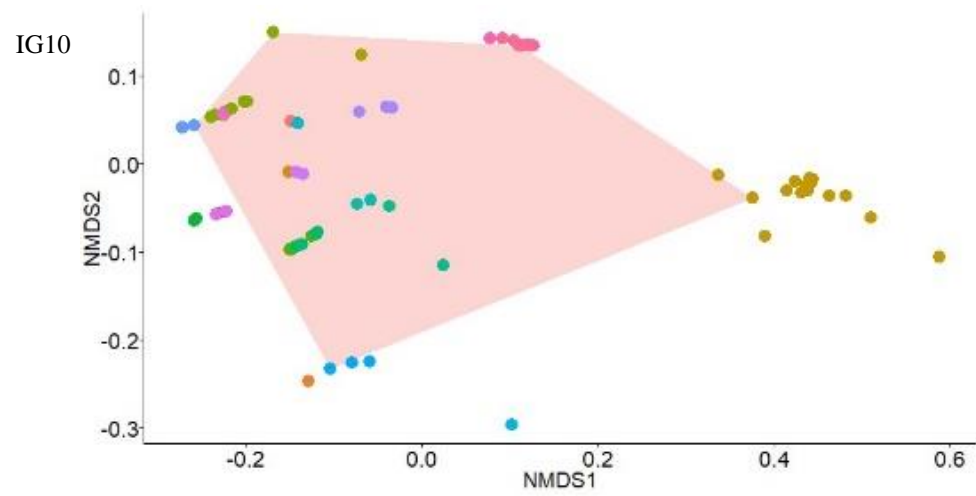
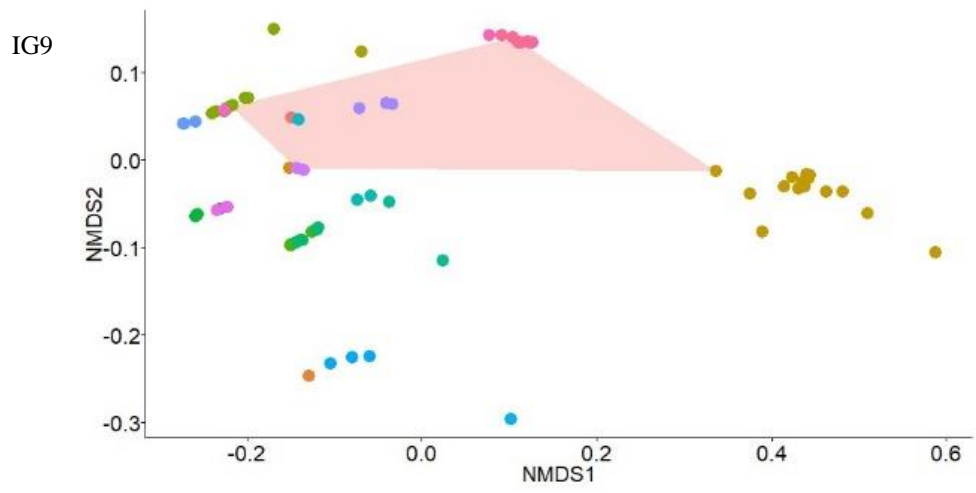
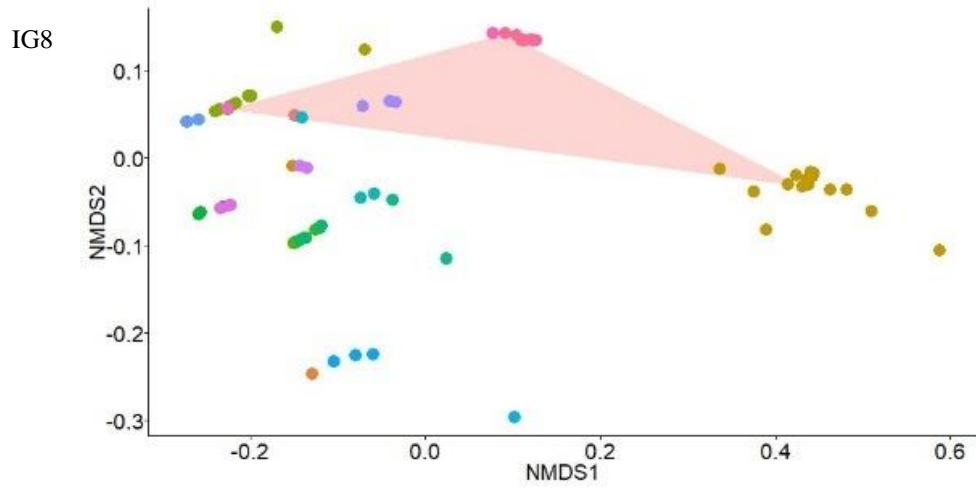


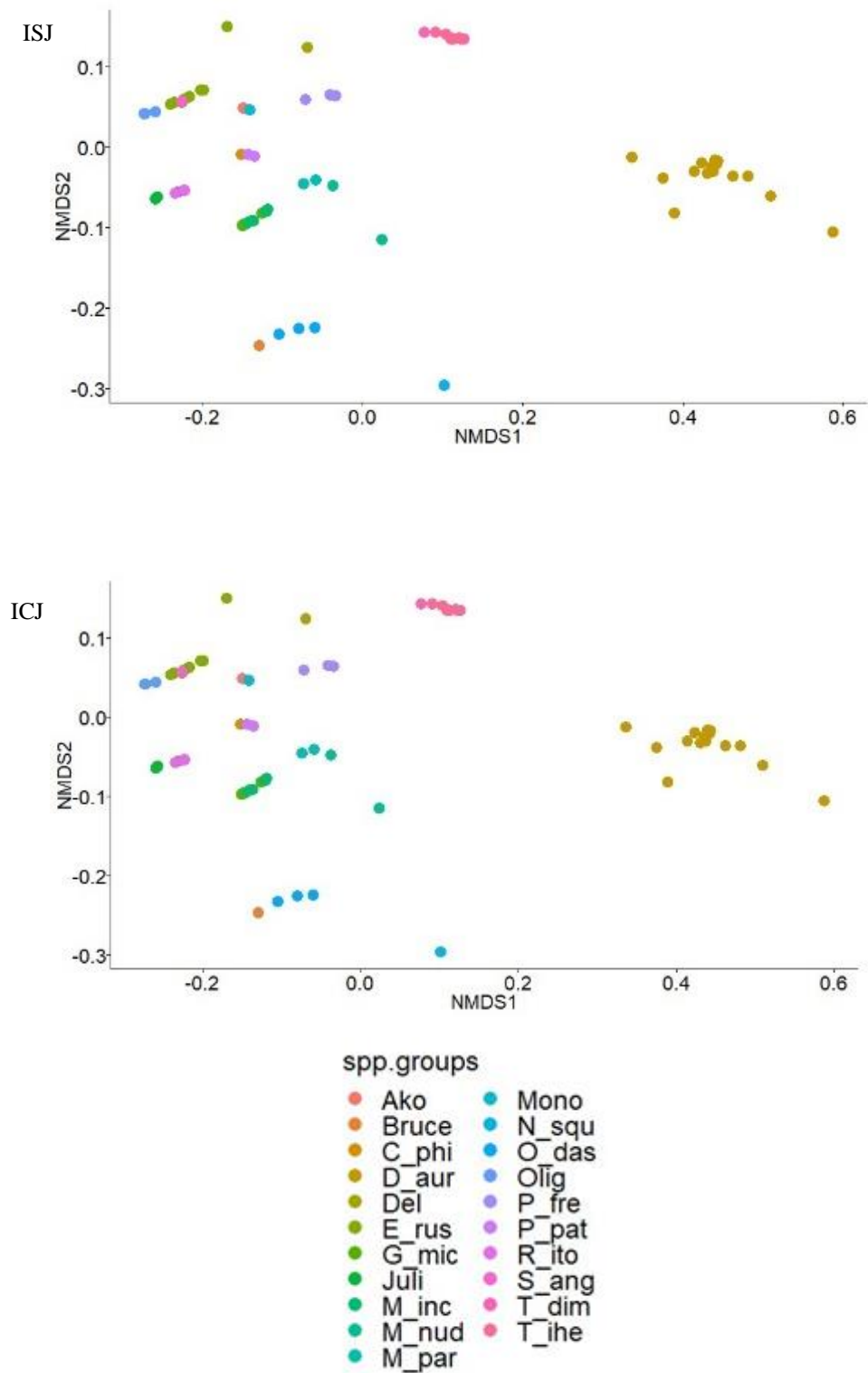


IG3







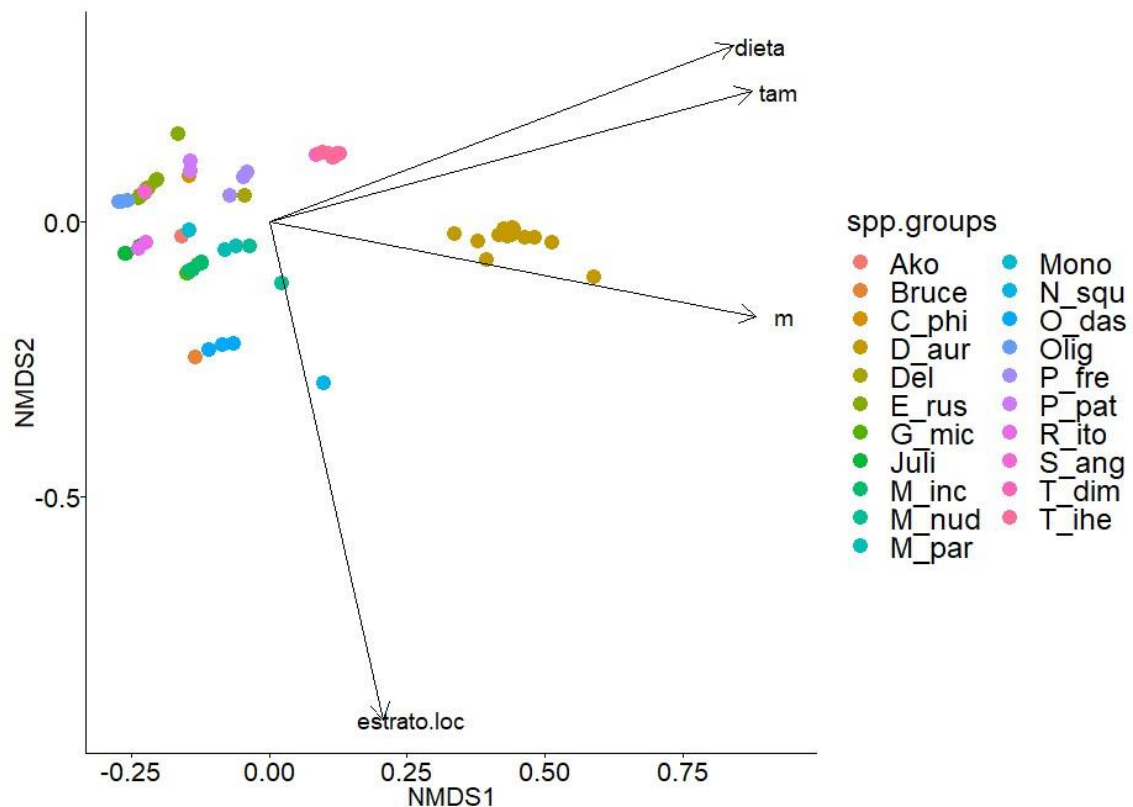


*Siglas das espécies disponíveis no anexo 1.

Houve variações do espaço n-dimensional das características funcionais das espécies entre as comunidades estudadas. É possível observar estas variações através dos diagramas de ordenação (nMDS) das comunidades apresentados na figura 12. Através da função *envifit* é possível observar que os vetores mais relacionados com a separação entre

e dentro das comunidades são os das características funcionais estrato de locomoção e massa corporal (Figura 13).

Figura 13 - Função envfit – Os vetores representam as características funcionais mais relacionados com a separação entre e dentro das comunidades.



*tam = tamanho corporal (mm), m = massa corporal (g) e estrato.loc = estrato de locomoção.

*Siglas das espécies disponíveis no anexo 1.

Os valores do índice MPD ($p= 0,02$) e da métrica NRI ($p= 0,01$) diferiram significativamente. Já os valores do índice MNTD e da métrica e NTI ($p= 0,48$) não apresentaram diferença significativa entre as áreas ($p= 0,79$) (Tabela 2). Em relação ao índice MPD, IG5 e IG6 foram as áreas com maior dispersão. Ao avaliarmos o índice MNTD e as métricas NRI e NTI os valores encontrados não corroboram com o resultado de MPD, onde encontramos uma comunidade mais dispersa filogeneticamente para MPD não correspondem as mais dispersas no índice MNTD e as métricas NRI e NTI. Com base nesses resultados não foi possível observar um padrão claro na estrutura da comunidade baseado na filogenia.

Tabela 2 – Valores dos índices MPD (*Mean Pairwise Distance*) e MNTD (*Mean Nearest Neighbor Distance*) e suas métricas NRI (*Net Relatedness Index*) e NTI (*Nearest Taxon Index*), e valor de p encontrado no teste Kruskal-Wallis.

Área de estudo	MPD	NRI	MNTD	NTI
PRF	131.57	0.47	64.47	-0.58
PG1	156.29	0.25	78.10	-0.67
PG2	108.44	1.54	74.76	0.30
IG1	112.83	-0.01	248.45	-0.01
IG2	72.94	0.35	232.80	0.35
IG3	132.66	-0.39	228.33	-0.46
IG4	121.10	0.04	168.16	-0.22
IG5	164.81	-0.96	144.40	-0.96
IG6	162.94	-0.97	234.53	-1.17
IG7	111.97	-0.48	204.69	-0.18
IG8	99.38	-0.09	181.68	-0.10
IG9	124.55	0.29	240.63	0.13
IG10	113.16	-0.18	144.02	-0.44
ISJ	131.26	-0.53	271.93	-0.41
ICJ	136.89	-0.77	243.02	-0.84
p	0,0208	0,01142	0,7852	0,4842

2.4 Discussão

Os valores de diversidade funcional foram positivamente relacionados com o grau de conservação, tempo de regeneração da floresta e com o continente. Uma estrutura de vegetação mais complexa oferece alta disponibilidade e variedade de recursos, o que pode explicar a comunidade de mamíferos com um maior número de espécies e mais variação entre elas em florestas mais conservadas. Em contrapartida, florestas em estágios iniciais de regeneração oferecem uma quantidade de recursos inferior quando comparadas às florestas mais antigas. Além disso, apresentam características abióticas que podem atuar como um filtro ambiental, levando a permanência de espécies mais convergentes em suas funções.

Nos resultados obtidos neste capítulo eu pude verificar que as áreas do PARNASO apresentaram maiores valores nos índices de diversidade funcional do que as áreas de PEIG, corroborando a hipótese de que áreas mais conservadas apresentariam maiores variações na diversidade funcional. Os valores encontrados nos índices de diversidade funcional para o PARNASO sugerem que estas áreas apresentem espécies menos similares nas suas características funcionais e baixa sobreposição funcional entre as espécies da sua comunidade. Já os valores encontrados para as áreas de PEIG indicam que as espécies abundantes nestas comunidades são mais semelhantes entre si, sugerindo um alto grau de filtragem de habitat.

A cobertura vegetal não foi uma boa métrica para medir o grau de conservação das áreas estudadas. Através da análise de cobertura vegetal não é possível avaliar a complexidade que existe abaixo das copas das árvores e que vão influenciar na permanência de espécies animais. As florestas apresentam um enriquecimento gradual de espécies e um aumento em complexidade estrutural e funcional durante a sucessão ecológica (WARRING et al., 2016). Esse processo é de suma importância para as comunidades de pequenos mamíferos e não foi possível avaliá-lo com precisão através da medida de cobertura vegetal. Contudo, os resultados encontrados neste capítulo podem não só ter relação com o nível de conservação e a heterogeneidade espacial do PARNASO, mas também pelo fato do PEIG estar situado numa ilha.

O PEIG apresenta ao longo da ilha florestas mais maduras (principalmente nos topos dos morros), mas a sua maior parte é composta por florestas em estágios não tão avançados de regeneração (entre 30-40 anos), sendo algumas áreas dominadas pela espécie exótica *Artocarpus heterophyllus* (jaqueira). No entanto, PEIG está situado numa ilha continental. Segundo a teoria de biogeografia de ilhas, a riqueza de espécies locais, resulta do equilíbrio entre a dinâmica de colonização e extinção (MACARTHUR; WILSON, 1967). A probabilidade de colonização das espécies por unidade de tempo está relacionada à distância do continente. Sendo assim, é possível que a baixa abundância e diversidade funcional encontradas nas espécies da ilha estão mais relacionadas com o isolamento do que com o grau de conservação das áreas estudadas.

A diferença nos valores de CWM de massa e tamanho corporal entre as áreas reflete como a filtragem ambiental atuou nas áreas de estudo. As áreas com os maiores valores (IG8 e IG6) apresentaram predominância de duas espécies (o roedor *Trinomys iheringi* e o marsupial *Didelphis aurita*), ambas com alto valor de massa e tamanho corporal. Espécies como o roedor *T. iheringi* e o marsupial *D. aurita* são consideradas espécies de habitat generalista,

apresentando maior amplitude de distribuição, possivelmente por serem menos afetadas pela perda e fragmentação de habitat. Nas outras áreas o valor de CWM foi diluído com a presença de mais espécies, e em sua maioria, com valores menores de massa e tamanho corporal. A área PRF (área mais conservada do PARNASO) apresentou o menor valor de CWM para massa e tamanho corporal, se destacando das demais. Este fato se deve principalmente a ausência de captura do marsupial *D. aurita*, a espécie com maior massa e tamanho corporal identificada neste estudo. Nestas áreas foram capturadas espécies mais sensíveis aos efeitos da perda e fragmentação de habitat, como espécies arborícolas (e.g. o roedor *Rhipidomys itoan* e o marsupial *Gracilinanus microtarsus*) que geralmente apresentam tamanho e massa corporal menor que as espécies generalistas citadas acima.

Mesmo com a variação da amplitude (espaço n-dimensional) das características funcionais das espécies nas comunidades estudadas, foi possível observar que existe uma sobreposição das características funcionais selecionadas nas áreas de estudo. As áreas com maior espaço n-dimensional estão relacionadas com o tempo de regeneração, conservação e complexidade da floresta (e.g. PRF, IG1, IG5 e IG6), independente se ilha ou continente. As características funcionais responsáveis pela separação entre e dentro das comunidades foram estrato de locomoção e massa corporal, no qual destacam-se os roedores *Oxymycterus dasytrichus* e *Brucepattersonius griserufescens* que são semifossoriais (estrato de locomoção) e o *Didelphis aurita* pela maior massa e tamanho corporal. Não foi possível detectar o tamanho do espaço n-dimensional das características funcionais das espécies nas áreas IG7, ISJ e ICJ provavelmente porque estas áreas apresentaram um baixo número de espécies e as espécies presentes são semelhantes em relação as suas características funcionais.

Os valores encontrados nos índices MPD e MNTD e nas métricas NRI e NTI não corroboraram em relação as áreas mais ou menos diversas filogeneticamente. Era esperado que em áreas mais conservadas e no continente fossem encontradas espécies mais dispersas filogeneticamente do que em ambientes menos conservados e em ilhas. Os efeitos bióticos e abióticos de áreas menos conservadas podem funcionar como filtro, permitindo a entrada e a permanências de espécies com características semelhantes (e.g. tolerância a temperatura, umidade, latitude, tamanho e conectividade entre fragmentos), fazendo com que as espécies mais relacionadas filogeneticamente sejam beneficiadas neste ambiente. Enquanto, em áreas mais conservadas as interações competitivas podem ser mais importantes na estruturação da comunidade, pois é esperado que espécies coocorrentes sejam menos relacionadas filogeneticamente do que o esperado ao acaso (WEBB et al.,

2002). No entanto não consegui observar um padrão claro na estrutura da comunidade baseado na filogenia.

Por fim, o resultado deste capítulo ilustra como o efeito de ilha, o tempo de regeneração da floresta e complexidade da vegetação podem afetar a produção de múltiplas funções do ecossistema em escalas espaciais. Sendo o efeito de ilha, possivelmente, a principal causa das variações encontradas na diversidade funcional entre as áreas no PARNASO e de PEIG. Isto tem implicações importantes para o gerenciamento de paisagens para várias funções e serviços do ecossistema, principalmente a identificação de áreas para a conservação e restauração florestal.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, A. P.; CHIARELLO, A. G.; MENDES, S. L.; MATOS, E. N. Os Corredores Central e da Serra do Mar na Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). . **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica, Conservação Internacional e Centro de Ciências Aplicadas à Biodiversidade, 2005. p. 119–132.
- 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. **Memorias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 98, n. 6, p. 793–798, 2003.
- BONVICINO, C. R.; OLIVEIRA, J. A DE; NACIONAL, M. Guia dos roedores do Brasil , com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. **Biologia**, v. 15, n. 2, p. 120, 2008.
- CÁCERES, N. C. Os Marsupiais do Brasil: Biologia, Ecologia e Conservação. p. 500, 2012.
- CALAÇA, A. M.; GRELE, C. E. V. Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 04, p. 401–416, dez. 2016.
- CASTRO, E. B. V. DE. Plano de manejo do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. **Brasília, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Portaria ICMBio**, n. 45, p. 90, 2008.
- CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Current**, v. 89, n. 1, p. 71–82, 1999.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n.

3, p. 93–103, 2009.

CRONEMBERGER, C.; VIVEIROS DE CASTRO, E. B. **Ciência e conservação na Serra dos Órgãos Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**. [s.l.: s.n.].

DAVIES, T. J. et al. Deconstructing the relationships between phylogenetic diversity and ecology: a case study on ecosystem functioning. **Ecology**, v. 97, n. 9, p. 2212–2222, set. 2016.

DE BELLO, F. et al. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 10, p. 2873–2893, 10 set. 2010.

DIAS, A. DOS S. Ecologia de epífitas vasculares em uma área de Mata Atlântica do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Teresópolis, RJ. p. 1–61, 2009.

FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, v. 61, n. 1, p. 1–10, 1992.

FONSECA, R. N. DA. Estrutura e composição florística do floresta ombrófila densa submontana no Parque Nacional Da Serra Dos Órgãos ., p. 42, 2009.

FUNK, J. L. et al. Revisiting the Holy Grail: using plant functional traits to understand ecological processes. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 92, n. 2, p. 1156–1173, 2017.

GERHOLD, P. et al. Phylogenetic patterns are not proxies of community assembly mechanisms (they are far better). **Functional Ecology**, v. 29, n. 5, p. 600–614, maio 2015.

GONZÁLEZ-MAYA, J. F. et al. Spatial patterns of species richness and functional diversity in Costa Rican terrestrial mammals: Implications for conservation. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 1, p. 43–56, 2016.

INEA. Plano de manejo para o parque nacional de ilha grande/resumo Executivo. **Instituto Estadual do Ambiente**, n. Fase 2, p. 98, 2013.

LOPES, L. C. M. **Influência de espécies exóticas invasoras no componente arbóreo da Floresta Atlântica : avaliação das características funcionais , diversidade filogenética e estrutura da comunidade**. [s.l.] Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2018.

LOZANOVSKA, I.; FERREIRA, M. T.; AGUIAR, F. C. Functional diversity assessment in riparian forests – Multiple approaches and trends: A review. **Ecological Indicators**, v. 95, n. August, p. 781–793, 2018.

MACARTHUR, R.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. [s.l.] Princeton University Press, 1967.

MACIEL, N.C.; ARAUJO, D. S. D.; MAGNANINI, A. Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ): Contribuição para conhecimento da fauna e flora. **Bolm FBCN**, v. 19, p. 126–148, 1984.

MAGALLÓN, S. et al. A metacalibrated time-tree documents the early rise of flowering plant phylogenetic diversity. **New Phytologist**, v. 207, n. 2, p. 437–453, 23 jul. 2015.

MAGURRAN, A. **Measuring Biological Diversity** Blackwell Publishing, 2004.

MCCAULEY, D. J. et al. A mammoth undertaking: harnessing insight from functional ecology to shape de-extinction priority setting. **Functional Ecology**, v. 31, n. 5, p. 1003–1011, 2017.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. [s.l: s.n.].

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–8, 2000.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: [s.n.].

OLIFIERS, N. Fragmentação, habitat e as comunidades de pequenos mamíferos da bacia do rio Macacu, RJ. **Programa de Pós-Graduação em Manejo da Vida Silvestre, Conservação e Ecologia**, v. MSc, p. 81, 2002.

PEIXOTO, A. L.; LUZ, J. R. P.; BRITO, M. A. DE. **Conhecendo a biodiversidade**. Brasília: [s.n.].

PILLAR, V. D. et al. Functional redundancy and stability in plant communities. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p. 963–974, 2013.

PIRES, A. S. et al. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments. **in Brazil. Biological Conservation**, v. 108, p. 229–237, 2002.

POORTER, L. et al. Are functional traits good predictors of demographic rates? evidence from five neotropical forests. **Ecology**, v. 89, n. 7, p. 1908–1920, jul. 2008.

RICOTTA, C.; MORETTI, M. D. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. **Oecologia**, v. 167, n. 1, p. 181–188, 22 set. 2011.

ROCHA, L. G. M. A situação fundiária do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. **Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos**, p. 39–54, 2007.

ROSADO, B. H. P. et al. Eltonian shortfall due to the Grinnellian view: Functional ecology between the mismatch of niche concepts. **Ecography**, n. November 2015, p. 1–8, 2016.

SCHLEUTER, D. et al. A user's guide to functional diversity indices. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 3, p. 469–484, ago. 2010.

- SI, X. et al. The importance of accounting for imperfect detection when estimating functional and phylogenetic community structure. **Ecology**, v. 99, n. 9, p. 2103–2112, 2018.
- SOSMA. SOS Mata Atlântica - Relatório Anual 2018. p. 35, 2018.
- STEPHENS, R. B.; ANDERSON, E. M. Habitat associations and assemblages of small mammals in natural plant communities of Wisconsin. **Journal of Mammalogy**, v. 95, n. 2, p. 404–420, 2014.
- SWENSON, N. G.; ENQUIST, B. J. Ecological and evolutionary determinants of a key plant functional trait: Wood density and its community-wide variation across latitude and elevation. **American Journal of Botany**, v. 94, n. 3, p. 451–459, 2007.
- VELLEND, M. Conceptual Synthesis in Community Ecology. **The Quarterly Review of Biology**, v. 85, n. 2, p. 183–206, 2010.
- VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882–892, maio 2007.
- WARRING, B. et al. Functional diversity of reproductive traits increases across succession in the Atlantic forest. **Rodriguésia**, v. 67, n. 2, p. 321–333, 2016.
- WEBB, C. O. Exploring the Phylogenetic Structure of Ecological Communities: An Example for Rain Forest Trees. **The American Naturalist**, v. 156, n. 2, p. 145–155, 2000.
- WEBB, C. O. et al. Phylogenies and Community Ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, n. 1, p. 475–505, 2002.

CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos resultados encontrados, destaco que ainda precisamos definir quais as melhores características para responder às diferentes perguntas relacionadas a variação nos gradientes ambientais. A falta de um protocolo para coleta de dados de mamíferos em campo limita as possibilidades na escolha de características funcionais, levando os pesquisadores a usarem sempre as mesmas características.

Embora o táxon mamífero seja diverso e presente em todos os biomas, o levantamento de dados suficientes para uma análise robusta é demorado e caro. Os bancos de dados têm sido amplamente utilizados, porém nem todas as informações necessárias estão disponíveis para todos os indivíduos. Nesse sentido, estudos de diversidade funcional utilizando a seleção de modelos como técnica pode ser uma alternativa para o avanço da temática, pois baseia-se na utilização de dados da história de vida disponíveis das espécies para se ajustar a um modelo multivariado de espaço-característica, possibilitando assim a utilização de características com poucas informações divulgadas.

O resultado desta tese corrobora com a hipótese de que em áreas conservadas existem espécies com variação e maior grau de sobreposição entre as diversidades funcionais, porém o efeito de ilha foi mais forte principalmente ao se observar a riqueza funcional. Em relação a diversidade filogenética eu não observei um padrão claro para falar como a comunidade está estruturada.

Portanto ressalto aqui a importância de haver mais estudos em escalas regionais a fim de se determinar quais as características funcionais são as melhores descritoras para as variações ambientais na mesma escala, assim poderemos propor um protocolo de campo e avançar com mais segurança nos estudos de diversidade funcional em mamíferos, principalmente, pequenos mamíferos.

APÊNDICE A – Lista de espécies por território e suas siglas

Parque Nacional da Serra dos Órgãos - PARNASO

cricetidae/akodon/*Akodon_cursor* - **Ako**
 cricetidae/brucepattersonius/*Brucepattersonius_griserufescens* - **Bruce**
 cricetidae/delomys/*Delomys_sublineatus* - **Del**
 cricetidae/euryoryzomys/*Euryoryzomys_russatus* - **E_rus**
 cricetidae/juliomys/*Juliomys_pictipes* - **Juli**
 cricetidae/oligoryzomys/*Oligoryzomys_nigripes* - **Olig**
 cricetidae/rhipidomys/*Rhipidomys_itoan* - **R_ito**
 cricetidae/sooretamys/*Sooretamys_angouya* - **S_ang**
 echimyidae/trinomys/*Trinomys_dimidiatus* - **T_dim**
 didelphidae/caluromys/*Caluromys_philander* - **C_phi**
 didelphidae/didelphis/*Didelphis_aurita* - **D_aur**
 didelphidae/gracilinanus/*Gracilinanus_microtarsus* - **G_mic**
 didelphidae/marmosa/*Marmosa_paraguayana* - **M_par**
 didelphidae/marmosops/*Marmosops_incanus* - **M-inc**
 didelphidae/metachirus/*Metachirus_nudicaudatus* - **M_nud**
 didelphidae/monodelphis/*Monodelphis_americana* - **Mono**
 didelphidae/philander/*Philander_frenatus* - **P_fre**

Parque Estadual da Ilha Grande - PEIG

cricetidae/delomys/*Delomys_sublineatus* - **Del**
 cricetidae/euryoryzomys/*Euryoryzomys_russatus* - **E_rus**
 cricetidae/oligoryzomys/*Oligoryzomys_nigripes* - **Olig**
 cricetidae/oxymycterus/*Oxymycterus_dasytrichus* - **O_das**
 cricetidae/rhipidomys/*Rhipidomys_itoan* - **R_ito**
 echimyidae/phyllomys/*Phyllomys_pattoni* - **P_pat**
 echimyidae/trinomys/*Trinomys_iheringi* - **T_ihe**
 didelphidae/didelphis/*Didelphis_aurita* - **D_aur**
 didelphidae/gracilinanus/*Gracilinanus_microtarsus* - **G_mic**
 didelphidae/marmosops/*Marmosops_incanus* - **M_inc**

APÊNDICE B – Resultado da matriz de proximidade entre as áreas de estudo.

	grade/parcela	Lat	Long	Área	Lat médio	Long médio
PARANASO	Rancho Frio	-22.4581	-43.0039	PRF	-22.4581	-43.0039
	Garrafão A	-22.4700	-42.9972	PG1	-22.4700	-42.9972
	Garrafão B	-22.4747	-42.9856	PG2	-22.4771	-42.9875
	Garrafão C	-22.4794	-42.9894			
PEIG	Jaqueira	-23.1363	-44.1797	IG1	-23.1363	-44.1797
	Chuck Norris	-23.1437	-44.1896	IG2	-23.1437	-44.1896
	Pede pra sair	-23.1363	-44.1888	IG3	-23.1363	-44.1888
	Estrada	-23.1661	-44.1806	IG4	-23.1661	-44.1806
	Curva Maravilha	-23.1727	-44.1790	IG5	-23.1727	-44.1790
	Palmeiras	-23.1729	-44.1887	IG6	-23.1729	-44.1887
	Poço do Soldado	-23.1644	-44.1895	IG7	-23.1644	-44.1895
	Abraão	-23.1453	-44.1785	IG8	-23.1453	-44.1785
	Britador	-23.1551	-44.1784	IG9	-23.1551	-44.1784
	Papagaio	-23.1545	-44.1889	IG10	-23.1545	-44.1889
	SA	-23.1787	-44.1806	ISJ	-23.1811	-44.1902
	SB	-23.1781	-44.1797			
	SC	-23.1831	-44.1942			
	SD	-23.1869	-44.1999			
	SE	-23.1876	-44.2008			
	SF	-23.1851	-44.2011			
	SG	-23.1836	-44.2004			
	SH	-23.1830	-44.2014			
	CB	-23.1771	-44.1769			
	CC	-23.1768	-44.1736			
CF	-23.1840	-44.1948	ICJ	-23.1752	-44.1856	
CG	-23.1784	-44.1863				
CH	-23.1849	-44.1979				
CI	-23.1763	-44.1863				
CJ	-23.1740	-44.1849				