

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Influência do Gradiente Altitudinal na Composição da
Fauna de Pequenos Mamíferos em Áreas de Mata
Atlântica**

Victor Vale

Orientador (a): Dra. Leonora Pires Costa

Vitória, ES

Julho, 2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Influência do Gradiente Altitudinal na Composição da
Fauna de Pequenos Mamíferos em Áreas de Mata
Atlântica**

Victor Vale

Orientador (a): Dra. Leonora Pires Costa

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Biologia Animal.

Vitória, ES

Julho, 2015

*"Não há nenhum outro ramo da história natural mais
interessante e mais instrutivo do que o estudo da
distribuição geográfica dos animais"*

(Wallace, 1853)

Agradecimento

Primeiramente agradeço aos órgãos de fomento, Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (FAPES) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), que por meio de financiamentos à pesquisa para minha orientadora tornaram possível o acesso a todo o material necessário para a realização da mesma. Da mesma forma, agradeço à Universidade Federal do Espírito Santo, principalmente ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) e ao Laboratório de Mastozoologia e Biogeografia (LaMaB) pela oportunidade, ensinamentos, material e apoio logístico disponibilizado.

Agradeço ao Instituto Estadual de Meio Ambiente (IEMA), principalmente à Savana de Freitas Nunes, por esclarecimento de dúvidas quanto à emissão das licenças. Também aos funcionários do Parque Estadual do Forno Grande: senhor Alair Tedesco, Diego Casagrande e Eliete Fernandes; além dos guardas, Ederval Sartori, Eduardo Giori, Leomar Tedesco Ricardo Cossetti; e ao gerente Salim Caliu; e ainda, antigos funcionários, Claudia, Tedesquinho e Fabiano, e moradores do entorno. Agradeço também aos funcionários do Parque Estadual da Mata das Flores, o antigo gestor Ulisses Lubiana, as funcionárias Grazieli Carreiro e Janine Marta Scandiani; os vigilantes, Bruno Custodio, Arthur Casagrande, Fernando Vicentini; e auxiliares, Rita de Fatima Favero, Willian Custodio. Pessoas que compartilharam amizade, histórias e verdadeira admiração pela natureza.

À minha orientadora professora Leonora Pires Costa, pelos ensinamentos, paciência, compreensão, encorajamento e pelas horas de trabalho nas madrugadas. Por abrir meus olhos para a grandeza da natureza e me apresentar um pouco de sua diversidade.

Agradeço todos os meus amigos do laboratório de Mastozoologia e Biogeografia (LaMaB), pela companhia, discussões científicas ou companhia nos bares, especialmente Kamila Souza Alves, por me fornecer dados relevantes, Jeronymo Dalapicolla, Ana Carolina Loss, Rita Gomes Rocha e o professor Yuri Leite, por me ajudarem na identificação de espécimes e em discussões sobre análises; e Roger por ajudar na organização dos meus campos. Ainda a todos que me auxiliaram para a realização deste projeto, os componentes da diversificada equipe de campo. Primeiramente meus amigos do LaMaB: Edú Guerra, João Guedes, Diego Bretas, Dayse Dias e Ana Heloisa de Carvalho, que se dispuseram a ajudar em mais de uma oportunidade, além de Thamila Barcellos, Mattheus Torrezani, Bruna Fonseca, Letícia (Lelê) Zanchetta, Priscila Kunzertoff e Renato Formigoni. Aos amigos de outros laboratórios: Flávia Zibral, Diego Barbosa, Victor Colombi, Eduardo Muhl, Kézia Porfiro, Bruna Santos, Flavia Martinelli e André Lanna. E ainda, amigos de outra área: Samira Gomes da Fonseca, Guilherme Andrião Trugilho, Samuel Nicoli, Felipe Gazola e minha namorada, Vívian Scalfoni. E um agradecimento especial para Monique Nascimento, amiga e funcionária da UFES, que me auxiliou não somente nos trabalhos em campo, mas também na preparação de espécimes.

A todos os meus colegas de mestrado pelas alegrias e dificuldades compartilhadas e que de alguma forma contribuíram, em alguma etapa, para realização desse trabalho. Um carinho especial para Jardel Seibert, Arthur Machado, Gabriel Ferreira; a “equipe

1”, André Lanna, Luana Stocco e Pamella Saguiah; e aos melhores dos corredores Diego Barbosa, Thais Volpi e Joana Zorzal.

E minha família, principalmente meus pais, Marcos e Carmem, e meus tios Douglas (Dudu) e Rejane, meu irmão Daniel, que ainda me ajudou na confecção dos mapas, e primos Franco e Flávio, que tanto se esforçaram para que esse sonho se realizasse.

Por fim à banca examinadora pelo tempo, dedicação e contribuição ao trabalho.

Sumário

Resumo.....	12
Abstract.....	13
Introdução.....	14
Material e Métodos.....	19
Coleta de Dados.....	23
Análise dos Dados.....	25
Resultados.....	28
Diversidade.....	28
Similaridade.....	40
Discussão.....	48
Padrões de distribuição de riqueza e diversidade de espécies ao longo de gradientes de altitude.....	48
Similaridade.....	56
Referências Bibliográficas.....	62
Anexos.....	74

Lista de Tabelas

Tabela 1: Frequências Relativas (FR), Índice de Captura Interespecífico por Altitude (RIEC) e Número Amostral (N) das espécies em diferentes gradientes altitudinais nas Unidades de Conservação estudadas. Dados Primários: PEMF e PEFG. Dados secundários: PARNA Caparaó (Bonvicino, *et al.*, 1997), e Rebio Duas Bocas (Carão, 2007). **Pag.** 29

Tabela 2: Coeficiente de Semelhança Biogeográfica entre os gradientes altimétricos. Os valores de CSB foram representados por células com tons quentes aos frios (laranja > amarelo > verde > azul) representando os valores mais altos para os mais baixos; a riqueza por sítio foi representado em negrito; e o número de espécies em comum itálico. Dados primários e dados secundários (Bonvicino e colaboradores (1997) para o PARNA Caparaó, Carão (1997) e Tonini e colaboradores (2010) para Rebio Duas Bocas e Moreira e colaboradores (2008) e Alves (2013) para Rebio Córrego do Veado e Rebio Sooretama/PNV). **Pag.** 42

Tabela 3: Coeficiente de Semelhança Biogeográfica entre as Unidades de Conservação. Os valores de CSB foram representados por células com tons quentes aos frios (laranja > amarelo > verde > azul) representando os valores mais altos para os mais baixos; A riqueza por sítio foi representado em negrito; E o número de espécies em comum itálico. Foram utilizados os dados primários e os secundários para a compilação da riqueza de espécies em cada Unidade de Conservação (Anexo 12). **Pag.** 42

Lista de Figuras

Figura 1: Intervalos altimétricos analisados para o estudo da composição da mastofauna (pequenos mamíferos não voadores) e as Unidades de Conservação alocadas nestes gradientes. Em Preto: Áreas já inventariadas (Dados secundários). Em Vermelho: Novas áreas inventariadas (Dados primários). **Pag. 20**

Figura 2: Mapa com extensão da Mata Atlântica com destaque para o estado do Espírito Santo (à esquerda). Inseridas dentro do contexto regional do Espírito Santo (à direita). **Pag. 21**

Figura 3: Mapa destacando as áreas utilizadas como dados primários e secundários nas análises de diversidade, ressaltando o fato de que estão em um transecto latitudinal com apenas 1° de diferença – entre 20° e 21° S. **Pag. 22**

Figura 4: Riqueza (S) e estimativa de riqueza (Chao 1) nos respectivos gradientes altimétricos, que incluem as Unidades de Conservação em ordem decrescente de altitude: PARNA Caparaó (1000-3000 m), PEFG (1000-2000 m), Rebio Duas Bocas (500-1000 m), PEMF (0-500 m). No eixo y o número de espécies e no eixo x os gradientes altimétricos. **Pag. 32**

Figura 5: Índices de diversidade de Shannon (verde), dominância de Simpson (azul) e heterogeneidade de Simpson (vermelho) nos respectivos gradientes altimétricos que incluem as Unidades de Conservação em ordem decrescente de altitude: PARNA Caparaó (1000-3000 m), PEFG (1000-2000 m), Rebio Duas Bocas (500-1000 m), PEMF (0-500 m). No eixo y os valores de diversidade e no eixo x os gradientes altimétricos. **Pag. 32**

Figura 6: Perfil altitudinal da Mata Atlântica nas áreas estudadas e as amplitudes de ocorrências das espécies de marsupiais. Eixo y: gradiente altitudinal (em metros); eixo x espécies registradas. Foram considerados os dados primários (PEMF e PEFG) e os dados secundários (PARNA Caparaó segundo Bonvicino, *et al.*, 1997; Rebio Duas Bocas segundo Carão 2007; e, Rebio Sooretama e/PNV e Rebio Córrego do Veado segundo Moreira, *et al.*, 2008; Alves 2013). Sombreamento com gradientes de cores em destaque evidencia o gradiente altitudinal com maior número de espécies para cores mais escuras até cores mais claras. **Pag. 37**

Figura 7: Perfil altitudinal da Mata Atlântica nas áreas estudadas e as amplitudes de ocorrências das espécies de roedores. Eixo y: gradiente altitudinal (em metros); eixo x: espécies registradas. Foram considerados os dados primários (PEMF e PEFG) e os dados secundários (PARNA Caparaó segundo Bonvicino, *et al.*, 1997; Rebio Duas Bocas segundo Carão 2007; e, Rebio Sooretama e/PNV e Rebio Córrego do Veado segundo Moreira, *et al.*, 2008; Alves 2013). Sombreamento com gradiente de cores evidenciando a faixa com maior número de ocorrência de espécies (cores mais escuras) e as faixas com menor número de espécies registradas (cores mais claras) por faixa altitudinal. **Pag. 38**

Figura 8: Riqueza de marsupiais (vermelho), roedores (verde) e combinada (azul) para cada gradiente altitudinal das localidades estudadas na Mata Atlântica. No eixo y o número de espécies registradas e no eixo x o gradiente altitudinal. Foram considerados os dados primários (PEMF e PEFG) e os dados secundários (PARNA Caparaó segundo Bonvicino, *et al.*, 1997; Rebio Duas Bocas segundo Carão 2007; e, Rebio Sooretama e/PNV e Rebio Córrego do Veado segundo Moreira, *et al.*, 2008; Alves 2013). **Pag. 39**

Figura 9: Matriz representando os valores do Coeficiente de Semelhança Biogeográfica (Tabela 2) entre os gradientes altitudinais sobre uma representação do gradiente altitudinal. Para tal utilizados os dados primários deste estudo e dados secundários segundo Bonvinico e colaboradores (1997) para o PARNA Caparaó; Carão (1997) e Tonini e colaboradores (2010) para Rebio Duas Bocas; e, Moreira e colaboradores (2008) e Alves (2013) para Rebio Córrego do Veado e Rebio Sooretama/PNV. **Pag. 43**

Figura 10: Matriz representando os valores do Coeficiente de Semelhança Biogeográfica (Tabela 3) entre as Unidades de Conservação sobre uma representação do gradiente altitudinal. Dados primários e os secundários da riqueza de espécies para as Unidades de Conservação consideradas (Tabela 3, Anexo 12). **Pag. 44**

Figura 11: Dendograma das faixas altimétricas formado por meio do Coeficiente de Jaccard (dendograma à esquerda) e o Índice de Sorensen (dendograma à direita). Os índices de similaridade obtidos são mostrados nas linhas a esquerda e os valores dos nós representam o número de vezes em que a correlação ocorreu entre as faixas altitudinais em 2000 replicações. Para tal utilizados os dados primários deste estudo e dados secundários segundo Bonvinico e colaboradores (1997) para o PARNA Caparaó; Carão (1997) e Tonini e colaboradores (2010) para Rebio Duas Bocas; e, Moreira e colaboradores (2008) e Alves (2013) para Rebio Córrego do Veado e Rebio Sooretama/PNV. **Pag. 46**

Figura 12: Dendograma das Unidades de Conservação formado por meio do Coeficiente de Jaccard (dendograma à esquerda) e o Índice de Sorensen (dendograma à direita). Os índices de similaridade obtidos são mostrados na linha a esquerda e os valores dos nós representam o número de vezes em que a correlação ocorreu entre as Unidades de Conservação em 2000 replicações. Dados primários e os secundários da riqueza de espécies para as Unidades de Conservação consideradas (Tabela 3, Anexo 12). **Pag.47**

Lista de Anexos

Anexo 1: Perfil altitudinal da Mata Atlântica do Espírito Santo com destaque para as maiores altitudes estudadas e as Unidades de Conservação. **Pag. 74**

Anexo 2: Área do Parque Estadual do Forno Grande (à esquerda) e do Parque Nacional do Caparaó (à direita), os pontos de amostragem e a Variação Topográfica. **Pag. 75**

Anexo 3: Área do Parque Estadual da Mata das Flores (à esquerda) e da Reserva Biológica de Duas Bocas (à direita), os pontos de amostragem e a Variação Topográfica. A delimitação do PEMF fornecido pelo Instituto estadual do Meio Ambiente (IEMA) não contempla a totalidade da área do parque. **Pag. 76**

Anexo 4: Área da Reserva Biológica de Sooretama e Parque Natural da Vale (à esquerda) e da Reserva Biológica do Córrego do Ceados (à direita), os pontos de amostragem e a Variação Topográfica. **Pag. 77**

Anexo 5: Área do Parque estadual do Forno Grande, pontos de Amostragem e Curva de Nível com 50 metros de equidistância. **Pag. 78**

Anexo 6: Área do Parque Nacional do Caparaó, pontos de Amostragem e Curva de Nível com 100 metros de equidistância. **Pag. 79**

Anexo 7: Área do Parque estadual da Mata das Flores, pontos de Amostragem e Curva de Nível com 100 metros de equidistância. A delimitação do PEMF fornecido pelo Instituto estadual do Meio Ambiente (IEMA) não contempla a totalidade da área do parque. **Pag. 80**

Anexo 8: Área da reserva Biológica de Duas Bocas, pontos de Amostragem e Curva de Nível com 50 metros de equidistância. **Pag. 81**

Anexo 9: Área da reserva Biológica de Sooretama e Reserva Natural Vale, pontos de Amostragem e Curva de Nível com 50 metros de equidistância. **Pag. 82**

Anexo 10: Área da reserva Biológica do Córrego do Veado, pontos de Amostragem e Curva de Nível com 50 metros de equidistância. **Pag. 83**

Anexo 11: Tabela com as Unidades de Conservação analisadas, Municípios pertencentes, área em hectares, variação altimétrica em metros, vegetação segundo altitude e número de espécies total segundo dados primários e dados secundários (Moreira, *et al.*, 2008; Alves, 2013). **Pag. 84**

Anexo 12: Registro das espécies por Unidade de Conservação de acordo com as referências utilizadas. 0: Não Registradas; 1: Dados Primários; 2: Bonvicino, *et al.*, 1997; 3: Carão, 2007; 4: Tonini, *et al.*, 2010; 5: Alves, 2013; 6: Moreira, *et al.*, 2008; 7: Gonçalves & Oliveira, 2014. **Pag. 85**

Anexo 13: Tabela com o esforço (armadilha/noite), número amostral (N) e o sucesso para cada Unidade de Conservação em suas faixas altitudinais. Dados primários e dados secundários (Bonvicino, *et al.*, 1997; Carão 2007; Tonini, *et al.*, 2010). **Pag. 87**

Anexo 14: Tabela com os valores de riqueza (S), número amostral (N), índice de diversidade de Shannon (H'), dominância de Simpson (D) e heterogeneidade de Simpson (1-D) para cada Unidade de Conservação em suas faixas altitudinais. Dados primários e dados secundários (Bonvicino, *et al.*, 1997; Carão 2007; Tonini, *et al.*, 2010). **Pag.** 87

Anexo 15: Riqueza e espécies únicas para cada faixa altimétrica e cada Unidade de Conservação estudada. 0: Espécie ausente; 1: Espécie presente. Dados primários e dados secundários; * espécie exótica (Bonvicino, *et al.*, 1997; Carão, 2007; Moreira, *et al.*, 2008; Tonini, *et al.*, 2010; Alves, 2013;). **Pag.** 88

Anexo 16: Curva de acumulação de espécies de pequenos mamíferos não voadores no Parque Estadual do Forno Grande para o intervalo entre 1000-1500 m ao longo de quatro campanhas. Em azul o intervalo de confiança de 95% **Pag.** 90

Resumo

A Mata Atlântica é o bioma que abrange o maior gradiente altitudinal no Brasil, com sete dos maiores picos nele localizados, e o Espírito Santo contempla toda a variação altitudinal desse bioma. Dessa forma, esta região é ideal para estudos sobre a influência do gradiente altitudinal sobre a riqueza e composição diferencial de espécies de pequenos mamíferos não voadores. Para isso, foram selecionadas áreas que juntas abrangessem altitudes entre 0 a 3000 m. o perfil altitudinal geral foi então dividido em intervalos de 500 metros, para se investigar se há relação entre a composição da fauna nesses diferentes gradientes altitudinais. Para tal foi realizado um levantamento em duas áreas: Parque Estadual do Forno Grande (PEFG), com dois perfis altimétricos (entre 1000-2000 m – que constituía uma lacuna de conhecimento), e, Parque Estadual da Mata das Flores (PEMF), com um perfil altimétrico (entre 0-500 m), totalizando um esforço amostral de 4182 armadilhas/noite por parque. Para os demais gradientes foram utilizados dados disponibilizados na literatura científica e em bancos de dados de coleções zoológicas. Foram calculados a riqueza, a frequência relativa e os índices de diversidade de cada espécie para cada intervalo de altitude. A similaridade entre a composição de espécies nos diferentes intervalos e entre as Unidades de Conservação (UC) foi avaliada através do coeficiente de Jaccard e o índice de Sorensen, representados pelo agrupamento “UPGMA”. Adicionalmente, foi calculado o Coeficiente de Semelhança Biogeográfico (CSB) para os intervalos altitudinais e para as UCs. O inventário de pequenos mamíferos no PEMF é inédito e demonstrou uma riqueza de apenas três espécies ($H' = 1,099$). O levantamento realizado no PEFG apresentou riqueza de 17 espécies ($H' = 2,833$). A riqueza total de espécies se concentrou em altitudes intermediárias entre os gradientes de 500-1000 m, seguido de 0-500 m; para marsupiais esse padrão se manteve, enquanto para roedores os maiores índices de riqueza foram registradas entre 500-2000 m. As maiores diversidades foram encontradas entre 500-1000 m e entre 1500-2000 m. O gradiente entre 1000-1500 m apresentou valores menores de diversidade em relação aos intervalos limítrofes. A respeito da semelhança biogeográfica entre gradientes altimétricos as faixas com maiores coeficientes (CSB) foram aquelas adjacentes, principalmente as de maior altitude. Dentre às UCs, o maior CSB foi encontrado entre o PEFG (que se localiza em uma altitude intermediária) e as demais. Se considerarmos as similaridades entre as diferentes faixas altitudinais, os gradientes mais elevados (2000-3000 m) foram àqueles mais divergentes do restante. Entre as UCs, as áreas com altitudes médias e altas se agruparam à exclusão das áreas com baixas altitudes. Os elevados índices de riqueza, abundância e diversidade, tanto para marsupiais quanto para roedores, na altitude intermediária de 500-1000 m, resultam da sobreposição de ocorrência de táxons, com representantes característicos de baixadas e altas altitudes também nesse intervalo. A partir deste, à medida que se eleva a altitude, a riqueza e a abundância de marsupiais diminuem de forma quase linear até o limite de 2000-2500 m, enquanto a riqueza e a abundância de roedores persistem até o gradiente entre 1500-2000 m, quando então observa-se a queda mais pronunciada em riqueza. A maior semelhança biogeográfica entre as faixas altitudinais adjacentes evidencia a grande similaridade de fauna entre essas faixas, o que seria esperado. No entanto, as maiores similaridades biogeográficas foram encontrados entre os gradientes mais elevados, devido provavelmente a uma fauna endêmica especialista ou, ainda, um reflexo consequentemente do depauperamento de espécies em baixadas. Nota-se a substituição de fauna bem evidente entre 1500-2000 m, principalmente para espécies do gênero *Akodon*, *Delomys*, *Oligoryzomys* e *Oxymycterus*. Portanto, áreas de altitude pronunciada, assim como os táxons supracitados, podem atuar como um bom sistema no estudo e previsões temporais a respeito da interferência das alterações climáticas sobre a distribuição das espécies na Mata Atlântica.

Palavras chaves: Diversidade, Riqueza, Similaridade, Padrões de Distribuição, Espírito Santo

Abstract

The Atlantic Forest is the biome with the largest altitudinal gradient in Brazil, where seven of the highest mountains in the country are located, and areas in the Espírito Santo state alone cover the whole gradient. Consequently, this singularity makes this an ideal region to investigate the effects of the altitudinal gradient on the richness, diversity and the differential composition of non-volant small mammals communities. So, the aim of this study was to test the hypothesis of changes in non-volant small mammal composition along an elevational gradient covering a span of 3000m, divided into six intervals of 500m each. In order to accomplish that, and to fulfill the whole gradient, a survey was conducted in two protected areas of Espírito Santo state: Forno Grande State Park (PEFG) (elevation from 1000 to 2000 m above sea – an interval gap of data) and Mata das Flores State Park (PEMF) (0 to 500 m above sea). For other intervals, we used data either from the literature and/or from zoological collections databases available on-line. The total sampling effort of the conducted surveys was 4182 traps/night. Richness, relative frequency and diversity indexes for species were calculated for each altitudinal interval. The similarity of species composition between intervals and between Conservation Units (CUs) was evaluated employing analysis of the relative frequency of each species, using the Jaccard and Sorensen indexes of similarity according to UPGMA analysis and, additionally, through the Coefficient of Biogeographical Resemblance (CBR). The surveys resulted in three species ($H' = 1.099$) registered in PEMF and 17 species ($H' = 2.833$) in PEFG. Total species richness was higher at intermediate altitudes (500-1000 m), followed by the low elevation interval (0-500m); this pattern was maintained for marsupials, while for rodents highest indexes of richness were found between 500-2000m. Species diversity were higher at intermediate elevations (500-1000 m), followed by high elevation areas (1500-2000 m). The interval between 1000 and 1500 presented lower diversity levels, when compared to the ones immediately anterior and posterior to it. The CBR analysis resulted in highest coefficients between adjacent intervals, particularly for those in higher elevations, while for the analysis with the UCs, the highest CBR was found between the PEFG (located in an intermediate interval) and the all the others. In the UPGMA analysis higher elevational gradients (2000-3000 m) were grouped separately from all others, and concerning the CUs, medium and higher elevation areas were grouped to the exclusion of areas at low elevations. The higher richness and diversity indexes found for intermediate elevations, for both marsupials and rodents, resulted from the co-occurrence of taxa in these intervals, overlapping species typical of lower and higher altitudes in addition to the ones commonly found at intermediate altitudes. Along the studied elevational gradient, the richness of marsupials is high until the 500-1000m interval, and then decreases almost linearly; while it is maintained high for rodents until 1500-2000 m, when then a pronounced decline is observed. The prominent resemblance between adjacent altitudinal reflects the pronounced faunal similarity among these intervals, and it is expected. Nevertheless, the highest coefficients were found for higher altitudes, possibly due to the fact that these areas share a greater proportion of endemics and/or habitat specialists; yet, the loss of species in disturbed areas of low altitude can also contribute to the pattern observed. An evident fauna replacement was recorded between 1500-2000 m, especially for species of the genera *Akodon*, *Delomys*, *Oligoryzomys* and *Oxymycterus*. Consequently, mountain ranges, and the above mentioned taxa, can act as good systems and operation units, in studies aiming to uncover the effects of climate change on the species distribution in the Atlantic Forest.

Key words: Diversity, Richness, Similarity, Distribution Patterns, Espírito Santo

Introdução

Algumas das características mais gerais da vida na terra são os padrões de distribuição, abundância e diversidade de organismos. Estudos a respeito de padrões de distribuição das espécies em ilhas oceânicas são bem conhecidos e explorados nas Ciências Biológicas. Como exemplos: observações sobre a ocorrência e diversidade de espécies em ilhas que inspiraram Darwin a desenvolver a Teoria da Evolução em 1859; a Teoria de Especiação por Isolamento Geográfico de Mayr (1942); e a própria Teoria de Biogeografia de Ilhas, desenvolvida e proposta por MacArthur e Wilson (1967). No entanto, estudos de diversidade faunística em habitats insulares continentais, como cadeias montanhosas e fragmentos florestais, são ainda menos abundantes (Brown, 2001).

O gradiente altitudinal foi um dos primeiros tópicos abordados pela disciplina hoje conhecida como Biogeografia (Brown, 2001). Esse gradiente serviu no passado como ferramenta heurística e experimento natural para as gerações de historiadores naturais, cujas contribuições fazem parte da base histórica que fundamentou a ciência moderna nesta área, tais como: Alexander von Humboldt (1849) nos Montes Chimborazo, nos Andes equatorianos; Charles Darwin (1839, 1859) nos Andes chilenos; Alfred Russel Wallace (1876, 1878) na Indonésia; Clinton Hart Merriam (1849) nos Montes Chimborazo, Montanhas Rochosas da América do Norte; e, mais recentemente, Whittaker e Niering (1965) nos Apalaches da América do Norte; e Brown (1971) na Great Basin da América do Norte. Estudos contemporâneos em áreas montanhosas nas Filipinas (Heaney, 2001), México (Sánchez-Cordero, 2001), Bornéu (Md. Nor, 2001) e Estados Unidos (Rickart, 2001) têm contribuído em sanar o déficit acima mencionado e os resultados corroboram o padrão de maior riqueza de espécies em altitudes intermediárias dentro de um gradiente altitudinal, já proposto anteriormente por vários outros autores (Whittaker & Niering, 1975; Gentry & Dodson, 1987; Brown, 1988; Rosenzweig & Abramsky, 1993; Colwell & Hurr, 1994; Rahbek, 1995, 1997; Rosenzweig, 1995; Brown & Lomolino, 1998; Wu *et al.*, 2013).

Estudos atuais realizados ao longo de gradientes que se estendem desde locais próximos ao nível do mar até o topo de montanhas indicam um padrão na forma de “corcunda” (*hump-shaped*). Ou seja, a riqueza de espécies aumenta gradualmente ao longo de planícies costeiras, aumentando mais rapidamente nas elevações médias e, então, declinando novamente, à medida que se aproxima o pico das montanhas. (Brown & Lomolino, 1998; McCain, 2004, 2005). Esse padrão vem sendo registrado desde áreas de montanhas temperadas para plantas vasculares (Rahbek, 1995;

Tassin, *et al.*, 2004), invertebrados (Sanders, 2002), aves (Brown, 1988, Wu, *et al.*, 2013) e pequenos mamíferos (McCain, 2004; Mena & Vazquez-Dominguez, 2005), até em regiões tropicais para plantas vasculares (Kessler, 2001), aves (Rahbek, 1997) e pequenos mamíferos (Geise, *et al.*, 2004). Colwell & Hurtt (1994) e Willig e Lyons (1998) testaram a hipótese de nulidade para essa teoria e na maioria dos casos confirmam o padrão de “corcunda” em aspecto global.

A maior riqueza em altitudes intermediárias é um exemplo de padrão natural observado e esses padrões necessitam de um efeito combinado de diversos processos convergentes para serem gerados (Ricklefs & Schluter, 1993; Lawton, 1996; Brown & Lomolino, 1998). Considerando a distribuição das espécies, Brown (2001) salienta que diversas variáveis ambientais e populacionais, tanto do presente quanto do passado, sejam bióticos ou abióticos, podem gerar e manter os padrões de abundância, distribuição e diversidade observados. Os atributos de ambientes bióticos dependem dos tipos de organismos que estão presentes e estes, por sua vez, dependem de heranças históricas complexas: tanto a história das formas de relevo e clima que influenciaram a colonização, extinção e especiação dos diferentes *taxa*, quanto a história das linhagens desses organismos, incluindo também suas interações ecológicas (Rahbek, 1997, 2005; Colwell, *et al.*, 2004;. McCain, 2004; Koh, *et al.*, 2006;. Nogués-Bravo, *et al.*, 2008; Sanders & Rahbek, 2012; Alves, 2013). A respeito dos eventos históricos na geração e manutenção da diversidade em montanhas, Brown (2001) cita três principais processos: a dispersão; onde a composição da fauna de áreas montanhosas atual é resultado de diferentes períodos onde barreiras de dispersão atuaram ou não promovendo isolamento ou conexão entre diferentes habitats; extinção, que tendem a reduzir a diversidade quando ocorrem barreiras intransponíveis e populações isoladas sujeitas a deriva; e, diferenciação e conseqüentemente especiação, onde o longo isolamento de populações em diferentes montanhas ou diferentes habitats ao longo do gradiente nas mesmas levam à diferenciação evolutiva, por vezes, culminando na formação de espécies endêmicas altamente restritas.

Considerando os processos supracitados, em um gradiente altitudinal a estrutura dos ecossistemas é predominantemente explicado pela variação no ambiente físico (Kessler & Kluger, 2008; Condit, *et al.*, 2002; Phillips, *et al.*, 2003; Tuomisto, *et al.*, 2003; Jones, *et al.*, 2006). Gradientes de altitude estão intimamente correlacionadas à temperatura ambiental, pressão atmosférica e as pressões parciais de gases biologicamente relevantes, tais como oxigênio e dióxido de carbono. Precipitação e

variáveis ecologicamente relevantes relacionados, tais como umidade do solo e evapotranspiração, que normalmente apresentam um pico em elevações intermediárias (Shreve, 1921; Whittaker & Niering, 1975; Brown & Lomolino, 1998; Brown, 2001; Md. Nor, 2001). Dessa forma, essas áreas apresentam mais energia disponível em um ecossistema, o que conseqüentemente suportaria mais espécies em coexistência (MacArthur, 1972; Wright, 1983; Brown, 1988; Brown & Lomolino, 1998), resultando em um pico de diversidade em altitudes intermediárias (Brown, 2001). Wu e colaboradores (2013) averiguaram que temperatura e precipitação são as variáveis ambientais mais determinantes na riqueza de aves, suplantando a influência de área. Em outro estudo recente, Alves (2013) argumenta que na Mata Atlântica o agente influenciador principal na distribuição de pequenos mamíferos não voadores é o clima.

Além disso, áreas montanhosas apresentam variações drásticas na topografia e, conseqüentemente, nos climas locais. Nestas, ocorrem processos erosivos diferenciados que criam uma topografia heterogênea, além de uma diminuição da área disponível à medida que se aumenta a altitude (Brown, 2001; Kessler & Kluge, 2008). A área reduzida poderia resultar em altas taxas de extinção e, conseqüentemente, em diminuição na riqueza (MacArthur & Wilson, 1967), pois o aumento do isolamento resultaria em uma redução na dispersão e em baixas taxas de colonização (Kessler & Kluge, 2008). Assim, a altitude tende a diminuir as taxas de imigração e aumentar as taxas de extinção (Brown & Kodric-Brown, 1977; Lawton, *et al.*, 1987) contribuindo com o isolamento de espécies. Além disso, em escala local, a limitação na dispersão é um fator determinante na ocorrência e abundância de espécies (Hubbel, 2001; Svenning, *et al.*, 2004; Vormisto, *et al.*, 2004). Dessa forma, o isolamento resultaria em maior diferenciação e endemismo com o aumento da altitude (Kikkawa & Williams, 1971; Terborgh, 1977; McCoy, 1990; Rahbek, 1995; Heaney, 2001; Kessler & Kluge, 2008) e também com a diminuição da área (Kessler, 2002). Portanto, áreas montanhosas apresentam altas taxas de espécies endêmicas (Gentry, 1986), onde a estrutura topográfica aumenta o isolamento de populações que podem divergir geneticamente (Graves, 1988; Kruckeberg & Rabinovitz, 1985; Ibsch, *et al.*, 1996; Sklenar & Jørgensen, 1999; Kessler, 2000, 2002; Kessler, *et al.*, 2001; Kluge & Kessler, 2006; Kessler & Kluge, 2008). Em montanhas, as espécies que habitam as encostas íngremes e topograficamente complexas apresentam faixas de habitat estreitas e fragmentadas, tendendo para endemismo local (Graves, 1988; Sklenar & Jørgensen, 1999; Kessler, 2001, 2002). Ainda, estas condições especiais topográficas são caracterizadas por uma elevada heterogeneidade ambiental (Fjeldså, *et al.*, 1994). Assim, altos níveis de endemismo nestas áreas também podem estar relacionados a

essa alta variabilidade de habitat, pois estas poderiam suportar com mais eficiência espécies com altas exigências ambientais. Dessa forma, em caso de mudanças climáticas, essa diversidade de habitats pode conter uma diversidade maior de espécies endêmicas. Em habitats menos heterogêneos, estas espécies podem ter sido extintas (Kessler & Kluge, 2008). Portanto, mesmo que em altitudes mais elevadas o número de espécies diminua, ambientes montanhosos apresentam um número desproporcional maior de espécies endêmicas (Lomolino, 2001).

No Brasil, a Mata Atlântica é o bioma que abrange algumas das montanhas mais altas do país: dos dez maiores picos no Brasil, sete estão nela localizados. Estas singularidades classificam áreas deste bioma brasileiro como ideais para estudos a respeito da influência do gradiente altitudinal sobre a riqueza e composição diferencial de espécies. Além disso, é um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo, sendo identificada como um *hotspot* de biodiversidade, uma vez que sofre grandes ameaças antrópicas e possui um alto grau de endemismo (Mittermeier, *et al.*, 2004). Este bioma apresenta um perfil altimétrico bastante acentuado, nos qual os ambientes de montanha, denominados de floresta altomontana ou ainda floresta nebulosa (Veloso, *et al.*, 1991), recebem um aporte adicional de umidade por estarem situados nos patamares altimétricos superiores (Hamilton, *et al.*, 1995). A retenção hídrica desses é ainda maior se considerado a redução da radiação solar e da evapotranspiração (Hamilton, *et al.*, 1995; Brujinzeel & Proctor, 1995). Além disso, as menores temperaturas nessas altitudes elevadas diminuem as taxas de decomposição da biomassa, resultando em um maior acúmulo de matéria orgânica nos solos (Scheer & Mocoichinski, 2009), o que indica altos potenciais de fixação de carbono e de retenção hídrica (Brujinzeel, 2000). Essas características abióticas estão de acordo com a maior taxa de energia disponível em altitudes intermediárias na Mata Atlântica. Quando considerados fatores como alta diversidade e endemismo (Hamilton, *et al.*, 1995), a Mata Atlântica Ombrófila, que possui um elevado gradiente altitudinal em uma área relativamente menor, quando comparada com outros biomas de floresta úmida neotropical, configura-se como um excelente local para a realização de estudos sobre a influência da altitude na diversidade de espécies.

Regiões no estado do Espírito Santo reúnem condições ideais para o estudo da influência da altitude na diversidade de espécies em áreas de floresta tropical úmida, por contar com Unidades de Conservação (UCs) relevantes - tanto ao nível Estadual quanto Nacional - que contemplam uma variedade de fisionomias da Mata Atlântica, desde o nível do mar até a altitude de 2.897 m no Parque Nacional do Caparaó. No

entanto, essas regiões não foram adequadamente exploradas, sendo consideradas lacunas do conhecimento científico (Moreira, *et al.*, 2008). Dessa forma, o nosso objetivo principal foi investigar a influência da altitude na composição e riqueza local de pequenos mamíferos não voadores na Mata Atlântica do Espírito Santo. Com isso, investigamos se há relação entre a composição da mastofauna não-voadora em diferentes gradientes altitudinais na área de estudo, à luz das teorias e hipóteses biogeográficas propostas, acima descritas.

Material e Métodos

Este trabalho visa compreender como a altitude influencia na distribuição das espécies de pequenos mamíferos não voadores na Mata Atlântica por meio do estudo da composição dessa fauna em seis faixas altitudinais no sudeste brasileiro, especificamente no Espírito Santo. Para isso, foram utilizadas duas fontes de dados, aqui denominados como primários e secundários. Os dados primários são derivados de levantamentos faunísticos de pequenos mamíferos realizados durante o presente estudo em áreas de faixas altitudinais não suficientemente inventariadas no Espírito Santo, configurando-se, portanto, como lacunas de conhecimento sobre a distribuição altitudinal de espécies no sudeste brasileiro (Figuras 1 e 2). As áreas alvo foram o Parque Estadual do Forno Grande (PEFG) e o Parque Estadual da Mata das Flores (PEMF). Os dados secundários são aqueles reunidos a partir de revisões na literatura científica, como artigos e teses, material depositado em museus e coleções, além de dados não publicados reunidos em trabalhos realizados no âmbito do Laboratório de Mastozoologia e Biogeografia (LaMaB) da UFES. Para esses foram consideradas as seguintes UCs: Parque Nacional do Caparaó (PARNA Caparaó) e Reserva Biológica de Duas Bocas (Rebio Duas Bocas), que são regiões intermediárias em altitude ao Parque Estadual do Forno Grande (PEFG) (Figura 1), e que estão localizadas na mesma latitude a esta (Figura 3), e as unidades da Reserva Biológica de Sooretama/Reserva Natural Vale (Rebio Sooretama/RNV), estas consideradas juntas devido à proximidade entre estas reservas, e Reserva Biológica do Córrego do Veado (Rebio Córrego do Veado), que estão localizadas na menor faixa altimétrica, similar à do Parque Estadual da Mata das Flores (Figura 1), mas em uma latitude aproximada (Figura 2).

Para fins de análise foi confeccionado o perfil altitudinal do Espírito Santo pelo programa Global Mapper (Anexo 1). Também foram confeccionados mapas da localização destas UCs no Espírito Santo, destacando seus limites, altitude e cobertura vegetal, desde que esses não estavam disponíveis como necessários, por meio do programa ArcGIS, licença número E204 (Anexo 2 ao 10).

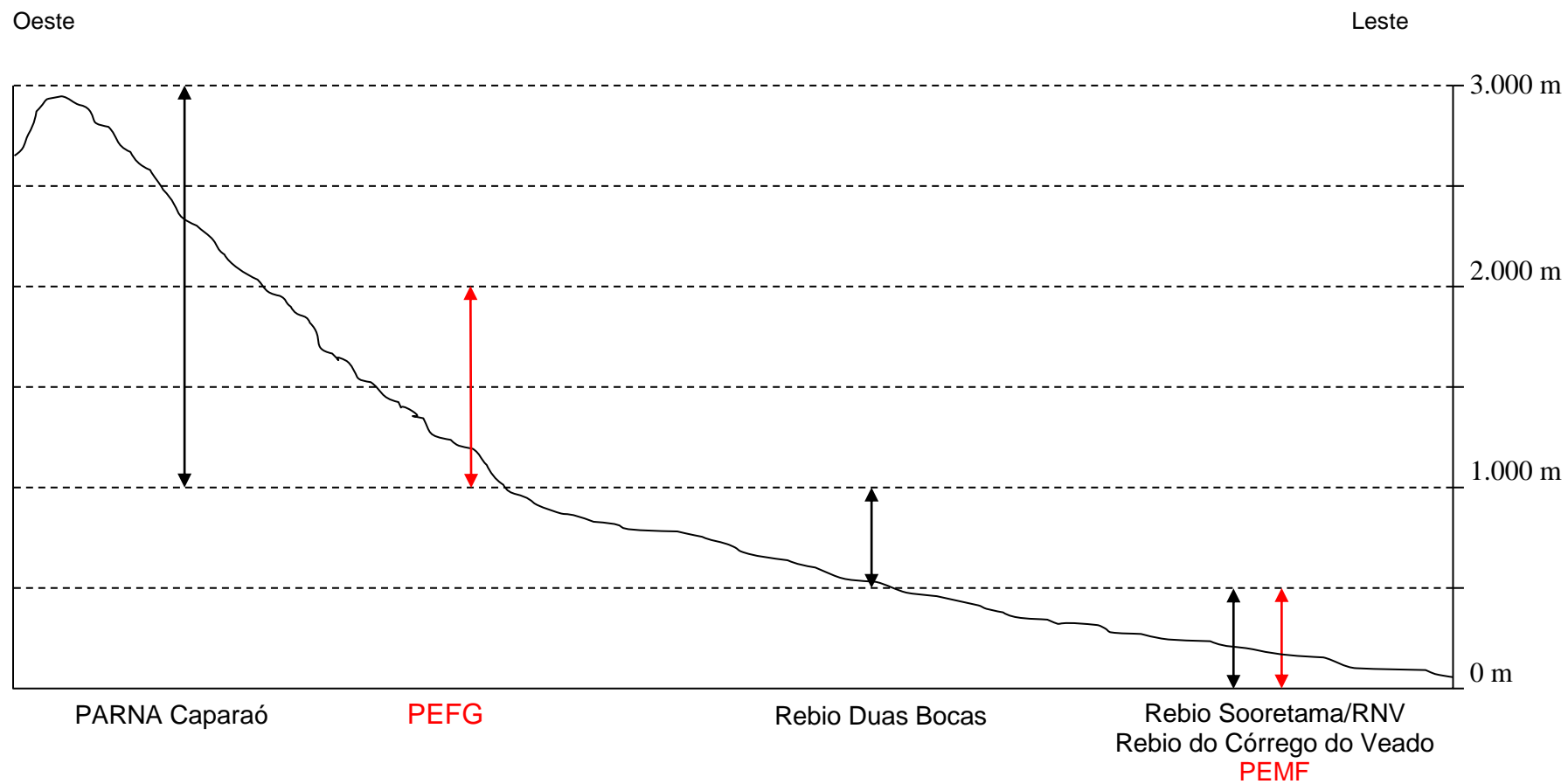


Figura 1: Intervalos altimétricos analisados para o estudo da composição da mastofauna (pequenos mamíferos não voadores) e as Unidades de Conservação alocadas nestes gradientes. Em Preto: Áreas já inventariadas (Dados secundários). Em Vermelho: Novas áreas inventariadas (Dados primários).

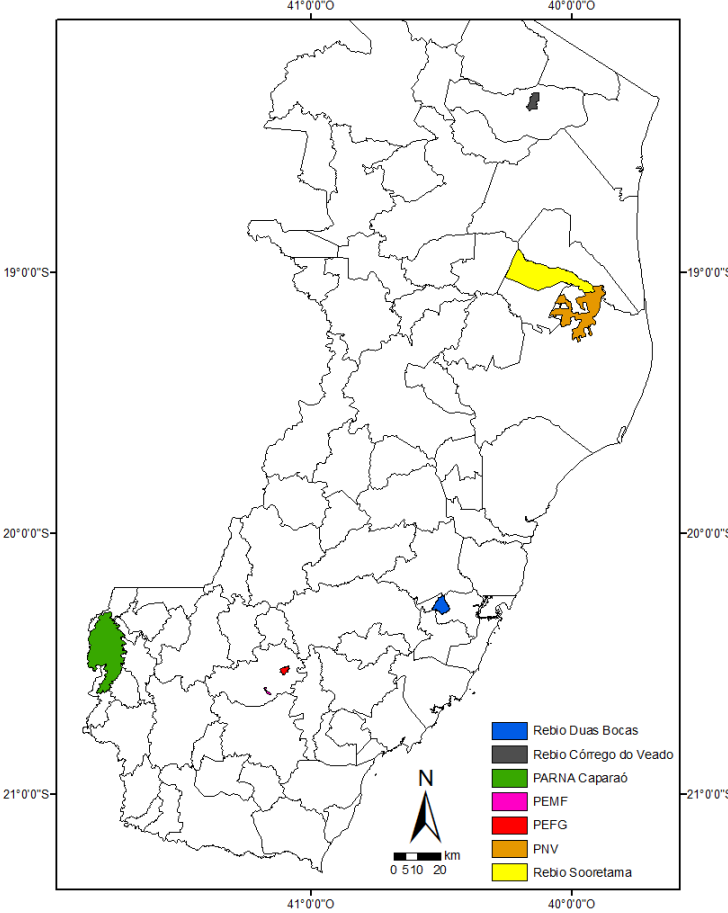


Figura 2: Mapas com extensão histórica da Mata Atlântica com destaque para o estado do Espírito Santo (à esquerda) e a localização das Unidades de Conservação estudadas inseridas dentro do contexto regional do Espírito Santo (à direita).

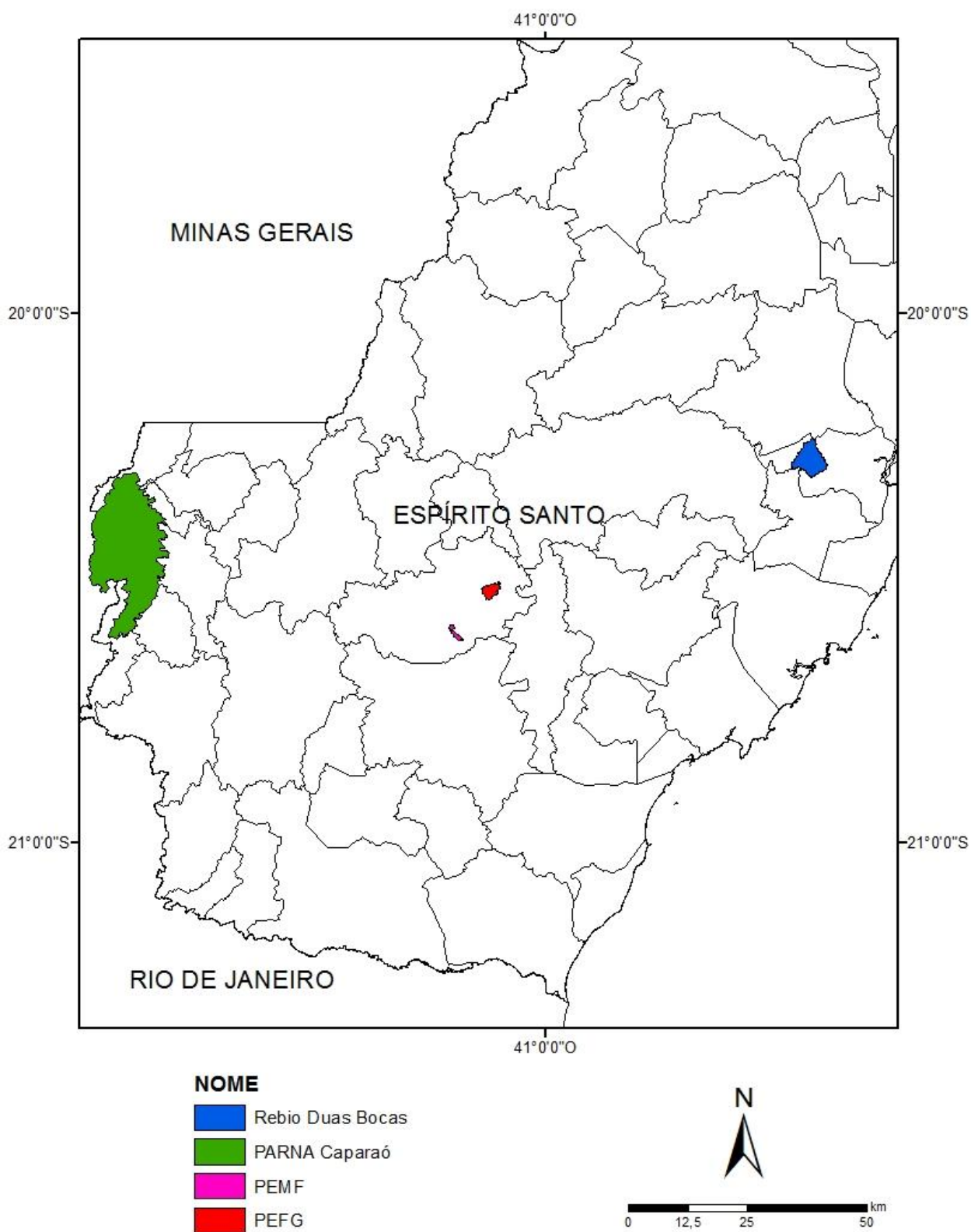


Figura 3: Mapa destacando as áreas utilizadas como dados primários e secundários nas análises de diversidade, ressaltando o fato de que estão em um transecto latitudinal com apenas 1° de diferença – entre 20° e 21° S.

Coleta de Dados:

DADOS PRIMÁRIOS

Para a coleta dos dados primários, que objetivou preencher lacunas de conhecimento sobre a fauna de pequenos mamíferos em faixas altimétricas intermediárias àquelas já inventariadas, ou ainda complementar o inventário de forma sistemática metodologicamente - para fins de comparação - foram investigadas duas áreas: o Parque Estadual do Forno Grande (PEFG) e o Parque Estadual da Mata das Flores (PEMF) (Figura 3).

O Parque Estadual do Forno Grande localiza-se no município de Castelo com 800 hectares de área ($20^{\circ}31'18''S$ e $41^{\circ}08'05''W$), e caracteriza-se pelo relevo bastante pronunciado, com variação altimétrica de 1128-2039 m, culminando no Pico do Forno Grande, a segunda mais alta montanha do Espírito Santo (Scardua, 2000). A UC está inserido no Bioma da Mata Atlântica, nos domínios de Floresta Ombrófila Densa Montana, Alto-Montana e fragmentos de Floresta de Altitude (Atlas do Ecosistema do Espírito Santo, 2008). Apresenta apenas levantamentos escassos de fauna, sendo estes não sistemáticos ou antigos (e.g. IDAF, 2001, 2007) e é considerada área prioritária para a conservação da Mata Atlântica (MMA, 2000).

Já o Parque Estadual da Mata das Flores também se localiza no município de Castelo, possuindo uma área de 800 hectares ($20^{\circ}35'54''S$ e $41^{\circ}10'53''W$) em processo de expansão e possui pouca variação altimétrica, entre 110-400 m. Os limites definidos pelo Instituto Estadual do Meio Ambiente do Espírito Santo (IEMA) para o contorno do PEMF não correspondem a UCs (Anexos 3 e 7). A vegetação predominante é considerada Floresta Atlântica Semi-Decidual, segundo o Atlas do Ecosistema do Espírito Santo (2008). Apesar de ser uma UCs, este trabalho consiste no primeiro levantamento de pequenos mamíferos não voadores realizado na área.

As coletas dos pequenos mamíferos não-voadores foram realizadas em diferentes intervalos de altitude nas áreas acima mencionadas: uma localidade no PEMF (entre 0-500 m); e duas localidades no PEFG (uma na faixa entre 1000-1500 m e outra na faixa entre 1500-2000 m). As coordenadas geográficas das localidades de coleta foram determinadas com um receptor de GPS (Global Positioning System) e as altitudes confirmadas com um altímetro digital.

Para o levantamento faunístico, foram realizadas quatro sessões de captura em cada um dos intervalos de altitude descritos acima. Em cada UCs foram estabelecidas seis

linhas de captura, sendo que cada linha apresentava 100 m de extensão. Cada transecto de captura constava de uma linha de armadilha de queda (*pitfall traps*), montada de acordo com o protocolo de Umetsu e colaboradores (2006), associada a uma linha de armadilhas do tipo *Sherman* e *Tomahawk*, instaladas em árvores ou posicionadas no chão, alternadamente, em cada ponto. Para as armadilhas de queda, a cada 10 m foi enterrado um balde de 60L com 54 cm de profundidade por 40 cm de diâmetro, totalizando 11 baldes por linha de captura. Os baldes foram conectados por cercas-guia de 50 cm de altura firmadas por estacas de madeira grampeadas. Não foram utilizadas iscas para atrair os animais e os baldes foram perfurados para impedir o acúmulo de água. Após cada sessão de captura, os baldes foram tampados, impedindo a queda de animais fora do período de amostragem. Para as armadilhas do tipo *Sherman* e *Tomahawk* foram utilizadas iscas de acabaxi e pasta de amendoim, e, em partes da trilha onde não havia vegetação, ambas foram instaladas no solo. Da mesma maneira, em locais onde não foi possível instalar armadilhas de queda, devido às características do terreno (e.g., presença de rochas), foram utilizadas apenas armadilhas do tipo *Sherman* e *Tomahawk*.

Dos indivíduos capturados foram coletados o montante permitido pela licença de pesquisa número 62794884, sendo que o restante dos indivíduos foram marcados com anilhas e soltos após coleta de tecido (pequena porção de orelha). Todos os indivíduos coletados foram pesados, sexados, obtendo-se também medidas externas padronizadas: comprimento cabeça-corpo, cauda, pata traseira e orelha. Os espécimes foram preparados em campo, segundo Auricchio e Salomão (2002). Os crânios dos animais coletados foram limpos e preparados. Os espécimes, pele e material esquelético, foram depositados na Coleção de Vertebrados da Universidade Federal do Espírito Santo e os tecidos depositados na Coleção de Tecido da mesma universidade. A identificação das espécies foi realizada por meio de caracteres morfológicos e crânio. Para alguns espécimes a confirmação de identificação da espécie foi ainda auxiliada com base em análises moleculares e/ou citogenéticas.

DADOS SECUNDÁRIOS

As seguintes UCs, que abrangem altitudes entre 0-2890 m, foram consideradas para esse trabalho: Reserva Biológica de Sooretama e Reserva Natural Vale (Rebio Sooretama/PNV), Reserva Biológica do Córrego do Veado (Rebio Córrego do Veado), Reserva Biológica de Duas Bocas (Rebio Duas Bocas), Parque Nacional do Caparaó

(PARNA Caparaó) (Figura 1 e 2). Uma tabela reunindo dados básicos sobre as UCs consideradas, com as localidades amostrais, área de extensão, variação altimétrica, tipo vegetacional predominante, número de espécies registradas e a referência bibliográfica consultada para cada uma delas pode ser encontrada no Anexo 11.

Para o PARNA do Caparaó foi utilizado como referência o trabalho de Bonvicino e colaboradores (1997) que apresenta dados precisos de altitude e frequência, além de um delineamento amostral comparável. Para a Reserva de Duas Bocas foi consultado o trabalho de Carão (2007) e Tonini e colaboradores (2010) em que o delineamento amostral foi o mesmo utilizado no presente trabalho e que, da mesma forma que o trabalho de Bonvicino *et al.*, (1997), apresentam dados precisos de frequência. Para o restante das áreas contempladas foram consideradas as revisões de Moreira e colaboradores (2008) e Alves (2013). O trabalho de Moreira e colaboradores (2008) reuniu dados de ocorrência de mamíferos do Espírito Santo com base em espécimes tombados nos seguintes museus: Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, Museu Nacional/UFRJ, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, Coleção de Mamíferos da Universidade Federal da Paraíba, Coleção Zoológica do Departamento de Zoologia da Universidade Federal de Minas Gerais, Museum of Vertebrate Zoology (Califórnia, EUA), University of Michigan Museum Zoology (Michigan, EUA), Field Museum (Chicago, EUA) e Natural History Museum of Los Angeles County (Califórnia, EUA), além da consulta à 27 fontes de literatura. Já o trabalho de Alves (2013) reuniu dados de três *sites* que compilam o acervo de coleções científicas/museus: MaNIS (<http://www.manisnet.org>), Gbif (<http://www.gbif.org/>) e SpeciesLink (<http://splink.cria.org.br/>). Além disso, alguns dados sobre mamíferos do PEFGE, anteriores aos registrados durante a coleta de dados primários do presente trabalho, também foram retirados de Moreira, *et al.*, 2008 e Alves 2013.

Análise dos Dados

A riqueza foi calculada por contagem simples do número de espécies e também estimada, utilizando o método Chao 1 (Chao, 1987), índice baseado na abundância relativa das espécies de uma determinada área analisada. Este parâmetro estima o número real de riqueza de espécies levando em consideração o número de espécies raras compartilhadas entre grupos de amostras que é baseado na incidência destas espécies.

A frequência relativa de uma dada espécie em determinado intervalo de altitude foi obtida dividindo-se o número de espécimes por espécie coletado em cada intervalo pelo esforço de captura nesse intervalo. Foi avaliado também o Índice Relativo de Captura Interespecífica por Altitude (RIEC) calculado pelo número de espécimes por espécie em determinado gradiente altimétrico pelo total de espécimes. Estes parâmetros seguem os índices de Bonvicino e colaboradores (1997).

A diversidade foi calculada utilizando os índices de Shannon, Dominância de Simpson e a Heterogeneidade de Simpson. O Índice de Shannon (H') assume que os indivíduos são coletados aleatoriamente de uma grande e infinita população e que todas as espécies estão representadas na amostra (Magurran, 1988). O índice de Dominância de Simpson (D) calcula a probabilidade de um de dois indivíduos retirados ao acaso de uma grande e infinita comunidade pertencerem a espécies diferentes (Magurran, 1988). E o índice de Heterogeneidade de Simpson ($D-1$), que verifica a equitabilidade, sendo calculado a partir do índice recíproco de diversidade de Simpson. Estes índices (D e $D-1$) variam de zero a um.

As similaridades entre os diferentes gradientes altitudinais e entre as UCs foram estimadas utilizando o coeficiente de Jaccard e o índice de similaridade de Sorensen (Wolda, 1981) através do método de agrupamento "UPGMA" (média de pares de grupos com peso; Sneath & Sokal, 1973) (Figura 11 e 12), utilizando o critério de *bootstrap* igual a 2000. Foram calculadas as similaridades entre os gradientes altitudinais e entre as UCs citadas.

Para os gradientes altitudinais (Figura 11) foram considerados os dados primários em conjunto com dados secundários que apresentam dados precisos quanto a altitude de coleta (Tabela 2) que são: Bonvicino e colaboradores (1997) para o PARNA Caparaó; Carão (1997) e Tonini e colaboradores (2010) para Rebio Duas Bocas; e, Moreira e colaboradores (2008) e Alves (2013) para Rebio Córrego do Veado e Rebio Sooretama/PNV).

Para a similaridade entre as UCs (Figura 12) foram utilizados tanto os dados primários quanto os dados secundários de riqueza de espécies para as todas as UCs (Tabela 3, Anexos 11 e 12).

O Coeficiente de Semelhança Biogeográfica (CSB) foi calculado, segundo a proposta de Duellman (1990), que leva em consideração o número de espécies de cada área e o número de espécies em comum entre estas áreas estudadas. Foram calculados

estes coeficientes tanto para os gradientes altitudinais (Tabela 2) quanto para as UCs (Tabela 3).

A respeito dos gradientes altitudinais, o CSB foi calculado utilizando os dados primários em conjunto com dados secundários que apresentam informações precisas quanto à altitude que são: Bonvinico e colaboradores (1997) para o PARNA Caparaó; Carão (1997) e Tonini e colaboradores (2010) para Rebio Duas Bocas; e, Moreira e colaboradores (2008) e Alves (2013) para Rebio Córrego do Veado e Rebio Sooretama/PNV) (Tabela 2).

Para o cálculo de CSB das UCs foram considerados tanto os dados primários quanto os dados secundários para a riqueza de espécies para as todas as UCs (Tabela 3, Anexos 11 e 12). Devido à baixa representatividade em número de espécies do PEMF, seus dados não foram levados em consideração.

Ambas análises foram plotadas em uma matriz representada em “nuvens” de cores quentes, para maiores valores, e frias, para menores, sobre uma representação do gradiente altitudinal da Mata Atlântica.

Resultados

Diversidade

Para os cálculos de frequência relativa e RIEC são necessários dados a respeito do esforço e o sucesso de captura. Dessa forma, para esses cálculos, além das localidades inventariadas no curso desse estudo, como dados secundários foram consultados apenas os trabalhos de Bonvicino e colaboradores (1997) sobre PARNA Caparaó e o trabalho de Carão (2007) sobre a Rebio Duas Bocas, para os quais estes estavam disponíveis. Foram calculadas a frequência relativa e RIEC de seis gradientes altitudinais distintos: 0-500 m; 500-1000 m; 1000-1500 m; 1500-2000 m; 2000-2500 m; e, 2500-3000 m (Tabela 1).

Para as áreas estudadas, e nos diferentes gradientes altitudinais, os esforços foram diferentes, resultando também em diferentes sucessos de captura. Para os dados primários do PEMF, PEFG e Rebio Duas Bocas, durante as coletas foram utilizadas as armadilhas do tipo *Sherman*, *Tomahawk* e *Pit fall*, sendo que o sucesso de captura no PEMF foi de 0,45%; 9,66 % no PEFG e 3,59% na Rebio Duas Bocas (Tonini, *et al.*, 2010). Já no PARNA Caparaó, foram utilizadas armadilhas do tipo *Sherman* e *Tomahawk* e o sucesso de captura foi 2,9% (Bonvicino, *et al.*, 1997). Os esforços e os sucessos de captura por UCs em cada gradiente altimétrico encontram-se sumarizados em uma tabela no Anexo 13.

Ainda em relação aos dados primários do PEMF e PEFG e os dados secundários do PARNA Caparaó (Bonvicino, *et al.*, 1997) e Rebio Duas Bocas (Carrão *et al.*, 1997), foram calculados a riqueza, a estimativa de riqueza não paramétrica (Chao1), índice de diversidade de Shannon, dominância de Simpson e o índice de equitabilidade para cada faixa altitudinal. Os resultados foram plotados em gráficos de acordo com as suas faixas altitudinais respectivas (Figuras 4 e 5). Os valores numéricos dos índices de diversidades das UCs para cada gradiente altimétrico foram adicionados a uma Tabela no Anexo 14. A esse respeito, ressalta-se que a riqueza e os índices de diversidade foram maiores em altitudes intermediárias (500-1000 m).

Tabela 1: Frequências Relativas (FR), Índice de Captura Interespecífico por Altitude (RIEC) e Número Amostral (N) das espécies em diferentes gradientes altitudinais nas Unidades de Conservação estudadas. Dados Primários: PEMF e PEFG. Dados secundários: PARNA Caparaó (Bonvicino, *et al.*, 1997), e Rebio Duas Bocas (Carão, 2007).

0-500 m			
Espécies/PEMF	FR	RIEC (%)	N
<i>Didelphis aurita</i>	0,20872	16,66667	9
<i>Marmosops incanus</i>	0,927644	74,07407	40
<i>Nectomys squamipes</i>	0,115955	9,259259	5
<i>Total</i>			54
500-1000 m			
Espécies/Rebio Duas Bocas	FR	RIEC (%)	N
<i>Akodon cursor</i>	0,000842	2,97619	5
<i>Juliomys pictipes</i>	0,000168	0,595238	1
<i>Nectomys squamips</i>	0,001178	4,166667	7
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	0,003199	11,30952	19
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	0,002525	8,928571	15
<i>Thaptomys nigrita</i>	0,000337	1,190476	2
<i>Phyllomys pattoni</i>	0,000168	0,595238	1
<i>Trinomys paratus</i>	0,006902	24,40476	41
<i>Rattus rattus</i>	0,000168	0,595238	1
<i>Didelphis aurita</i>	0,000842	2,97619	5
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0,001684	5,952381	10
<i>Marmosops incanus</i>	0,000673	2,380952	4
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	0,003872	13,69048	23
<i>Marmosa paraguayana</i>	0,000842	2,97619	5
<i>Monodelphis iheringi</i>	0,00101	3,571429	6

(cont.)

<i>Monodelphis americana</i>	0,003704	13,09524	22
<i>Philander frenatus</i>	0,000168	0,595238	1
Total			168

1000-1500 m

Espécies/PEFG	FR	RIEC (%)	N	Espécies/PARNA Caparaó	FR	RIEC (%)	N
<i>Didelphis aurita</i>	0,000464	0,361010	1	<i>Didelphis aurita</i>	0,000404	1,904761	2
<i>Marmosops incanus</i>	0,006494	5,054151	14	<i>Marmosops incanus</i>	0,000606	2,857142	3
<i>Monodelphis americana</i>	0,000464	0,361010	1	<i>Monodelphis scalops</i>	0,000404	1,904761	2
<i>Akodon cursor</i>	0,028757	22,382671	62	<i>Philander frenatus</i>	0,002629	12,38095	13
<i>Bucepattersonius griserufescens</i>	0,001391	1,083032	3	<i>Akodon cursor</i>	0,009502	44,76190	47
<i>Delomys sublineatus</i>	0,000464	0,361010	1	<i>Akodons serrensis</i>	0,000809	3,809523	4
<i>Euryoryzomys russatus</i>	0,000464	0,361010	1	<i>Nectomys squamipes</i>	0,000606	2,857142	3
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	0,078386	61,01083	169	<i>Oligoryzomys nigripes</i>	0,001415	6,666666	7
<i>Oxymycterus dasytrichus</i>	0,002319	1,805054	5	<i>Oxymycterus dasytrichus</i>	0,001415	6,666666	7
<i>Thaptomys nigrita</i>	0,001855	1,444043	4	<i>Sooretamys angouya</i>	0,001213	5,714285	6
<i>Trinomys graciosus</i>	0,002319	1,805054	5	<i>Thaptomys nigrita</i>	0,000809	3,809523	4
				<i>Euryoryzomys russatus</i>	0,000404	1,904761	2
				<i>Trinomys graciosus</i>	0,001011	4,761904	5
Total			277	Total		105	

1500-2000 m

Espécies/PEFG	FR	RIEC (%)	N	Espécies/PARNA Caparaó	FR	RIEC (%)	N
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0,00049	0,854700	1	<i>Marmosops incanus</i>	0,005128	18,518518	15
<i>Marmosops incanus</i>	0,00793	13,675213	16	<i>Philander frenatus</i>	0,000341	1,234567	1
<i>Philander frenatus</i>	0,00446	7,692307	9	<i>Akodon serrensis</i>	0,011623	41,975308	34
<i>Akodon cursor</i>	0,00744	12,820512	15	<i>Delomys altimontanus</i>	0,006837	24,691358	20
<i>Delomys sublineatus</i>	0,00099	1,709401	2	<i>Oligoryzomys nigripes</i>	0,001025	3,703703	3

(cont.)							
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	0,02777	47,86324	56	<i>Oligoryzomys flavescens</i>	0,000341	1,234567	1
<i>Oxymycterus dasytrichus</i>	0,00694	11,96581	14	<i>Oxymycterus dasytrichus</i>	0,000341	1,234567	1
<i>Rhagomys rufescens</i>	0,00049	0,854700	1	<i>Oxymycterus hispidus</i>	0,000683	2,469135	2
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	0,00148	2,564102	3	<i>Oxymycterus caparae</i>	0,000341	1,234567	1
				<i>Thaptomys nigrita</i>	0,001025	3,703703	3
<i>Total</i>			128	<i>Total</i>			81

2000-2500 m

Espécies/PARNA Caparaó	FR	RIEC (%)	N
<i>Akodon serrensis</i>	0,010188	26,943005	52
<i>Akodons mystax</i>	0,003918	10,362694	20
<i>Oxymycterus hispidus</i>	0,003134	8,290155	16
<i>Oxymycterus caparae</i>	0,005485	14,507772	28
<i>Thaptomys nigrita</i>	0,001175	3,108808	6
<i>Delomys altimontanus</i>	0,008620	22,797927	44
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	0,004702	12,435233	24
<i>Calomys callosus</i>	0,000195	0,518134	1
<i>Euryzgomatomys spinosus</i>	0,000195	0,518134	1
<i>Marmosops incanus</i>	0,000195	0,518134	1
<i>Total</i>			195

2500-3000 m

Espécies/PARNA Caparaó	FR	RIEC (%)	N
<i>Akodon serrensis</i>	0,004274	14,28571	1
<i>Akodon mystax</i>	0,017094	57,14286	4
<i>Thaptomys nigrita</i>	0,004274	14,28571	1
<i>Delomys altimontanus</i>	0,004274	14,28571	1
<i>Total</i>			7

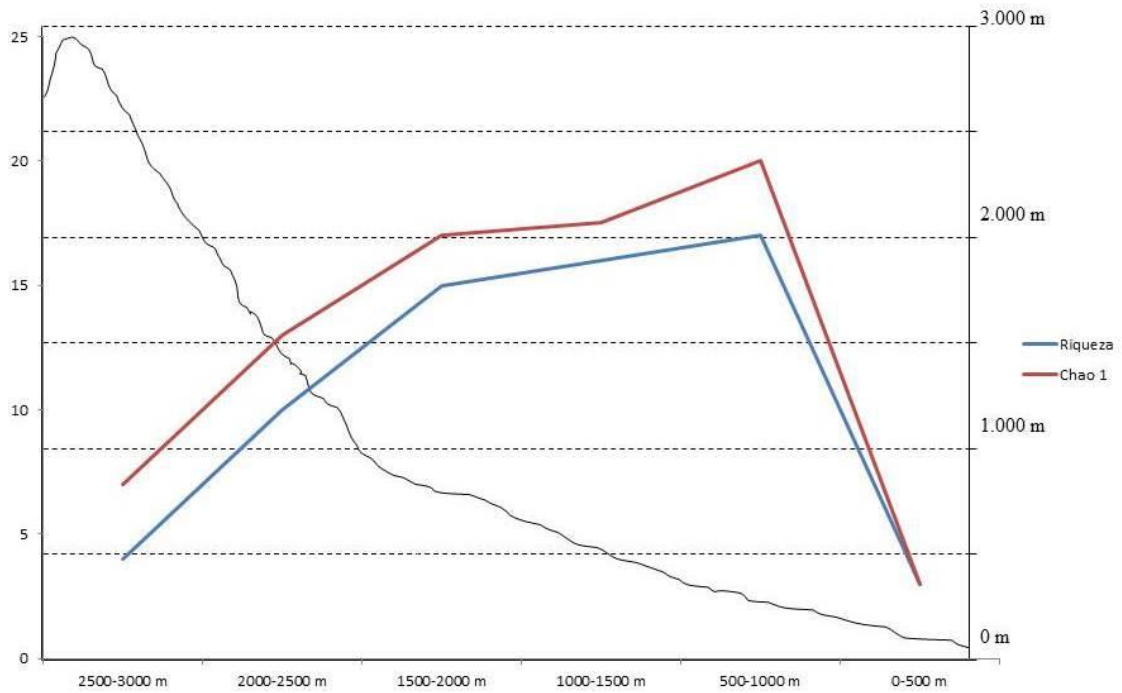


Figura 4: Riqueza (S) e estimativa de riqueza (Chao 1) nos respectivos gradientes altimétricos, que incluem as Unidades de Conservação em ordem decrescente de altitude: PARNA Caparaó (1000-3000 m); PEFG (1000-2000 m), Rebio Duas Bocas (500-1000 m), PEMF (0-500 m). No eixo y o número de espécies e no eixo x os gradientes altimétricos.

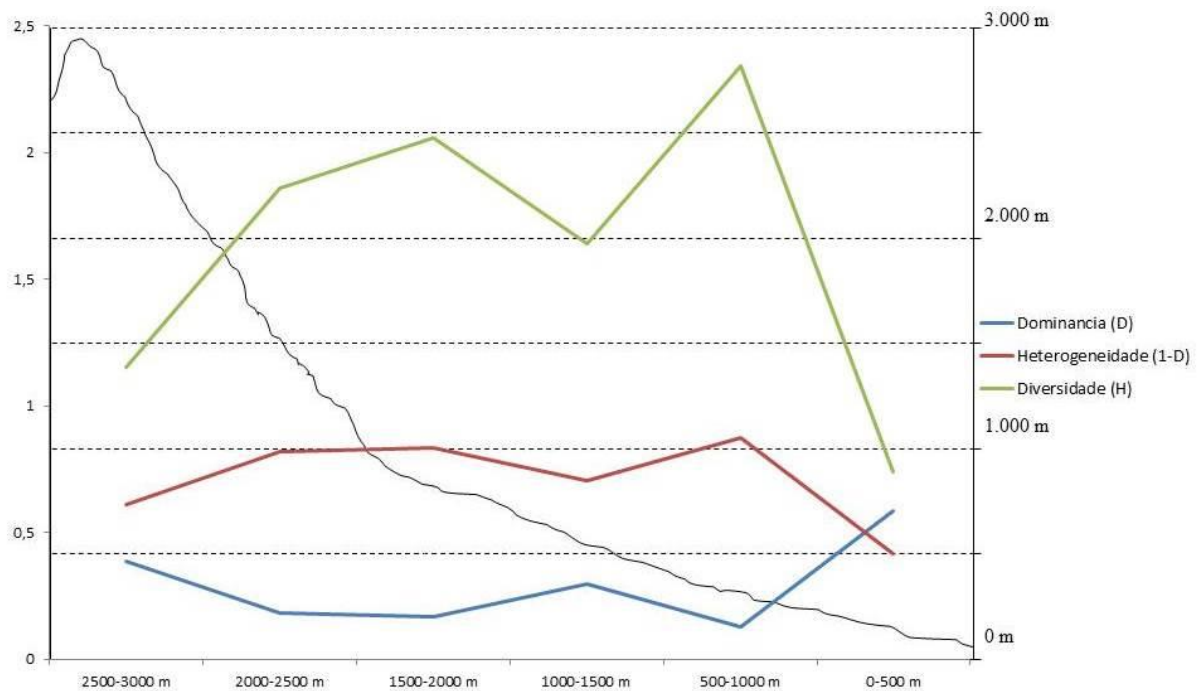


Figura 5: Índices de diversidade de Shannon (verde), dominância de Simpson (azul) e heterogeneidade de Simpson (vermelho) nos respectivos gradientes altimétricos que incluem as Unidades de Conservação em ordem decrescente de altitude: PARNA Caparaó (1000-3000 m); PEFG (1000-2000 m), Rebio Duas Bocas (500-1000 m), PEMF (0-500 m). No eixo y os valores de diversidade e no eixo x os gradientes altimétricos.

Analisando cada faixa altitudinal observa-se que para elevações entre 0-500 m, representado pelo PEMF, a espécie mais representativa foi *Marmosops incanus* com mais de 70% de capturas (Tabela 1). Além desta, foram registrados o marsupial *Didelphis aurita* e o roedor *Nectomys squamipes*, este último sempre associado a pequenos cursos d'água, frequentes nesta localidade de coleta. Uma riqueza de três espécies representa baixa diversidade - além disso, a alta frequência e RIEC da espécie *Marmosops incanus* eleva o índice de dominância desta faixa de ocorrência em comparação com as outras faixas altitudinais refletindo em baixa heterogeneidade (1-D) (Figura 5). Em relação a esta última espécie de marsupial, observa-se ainda que a mesma foi a única registrada em quase todos os gradientes altitudinais estudados, com exceção daquele entre 2500-3000 m (Tabela 1, Figura 6).

O gradiente altitudinal entre 500-1000 m, representado pela Rebio Duas Bocas, apresentou a maior riqueza, os maiores índices de diversidade/heterogeneidade e menor índice de dominância (Figuras 4 e 5). As espécies com as frequências mais representativas e os maiores índices de RIEC foram o equimídeo *Trinomys paratus* e o didelfídeo *Metachirus nudicaudatus*. Além da alta riqueza e diversidade local, também é digno de nota a representação quase equitativa de espécies, com 8 marsupiais e 9 roedores (sendo *Rattus rattus*, uma espécie exótica e registrada apenas uma vez). Além disso, espécies como *Juliomys pictipes*, *Metachirus nudicaudatus*, *Marmosa paraguayana*, *Monodelphis iheringi*, *Phyllomys pattoni* e *Trinomys paratus* foram encontrados apenas nesse intervalo de altitude. O gênero *Monodelphis* foi representado por duas espécies (Tabela 1).

Dois áreas foram consideradas para o gradiente entre 1000-1500 m. Para este intervalo notou-se uma diminuição na riqueza (Figura 4) e no índice de diversidade de Shannon em relação ao intervalo imediatamente anterior e posterior (Figura 5). Para o PEFG, as espécies mais representativas (frequência e RIEC) foram: *Oligoryzomys nigripes*, com mais da metade da abundância; e *Akodon cursor*, com um quinto do total (Tabela 1). Já para o PARNA Caparaó, as espécies mais representativas foram: *Akodon cursor*, com quase a metade do total de indivíduos; seguido de *Philander frenatus* (Tabela 1). Em conjunto, a abundância relativa dessas três espécies nas duas áreas corrobora o aumento no índice de dominância e consequente queda no índice de diversidade (Figura 5). Dentre as espécies encontradas apenas nesse intervalo altitudinal estão: *Brucepattersonius griserufescens*, *Sooretamys angouya*, *Euryoryzomys russatus*. Ressalta-se ainda a presença dos gêneros *Akodon* e *Monodelphis* com duas espécies cada nesse intervalo de altitude. O PARNA Caparaó

demonstrou apresentar maior riqueza e melhores índices de diversidade (Anexo 14), sugerindo uma melhor qualidade ambiental do local. No entanto, o PEFG com um esforço amostral menor obteve um sucesso de captura de 277 indivíduos contra 105 do PARNA Caparaó (Anexo 13). Nesse intervalo altimétrico espécies de distribuição restrita a grandes altitudes foram registradas pela primeira vez (e.g. *Brucepattersonius griserufescens*, *Akodon serrensis*, *Trinomys graciosus*).

Entre 1500-2000 m de altitude também foram consideradas duas áreas: PEFG (dados primários) e PARNA Caparaó (dados secundários). As espécies mais representativas para o PEFG (Tabela 1) foram *Oligoryzomys nigripes*, com aproximadamente 47% das espécies capturadas, seguida de *Marmosops incanus* (13,7%), *Akodon cursor* (12,8%) e *Oxymycterus dasytrichus* (11,9%). No PARNA Caparaó as espécies mais representativas foram *Akodon serrensis* com 40% do total, *Delomys altimontanus* com 20% e *Marmosops incanus* com 18% (Tabela 1). Os índices de diversidade foram mais próximos, mas com o PARNA Caparaó apresentando valores ainda um pouco maiores do que os do PEFG (Anexo 14). Mais uma vez PEFG apresentou maior sucesso de captura diante do PARNA Caparaó mesmo com um menor esforço amostral (Anexo 13).

Nesse intervalo altimétrico observa-se a presença de espécies restritas às áreas de altitude (e.g. *Akodon serrensis*, *Delomys altimontanus* e *Oxymycterus caparae*), no entanto, ainda há forte representação de espécies de baixada (e.g. *Akodon cursor*, *Oligoryzomys nigripes*, *Gracilinanus microtarsus*). Mais uma vez o gênero *Akodon* foi representado por duas espécies, a mesma representatividade de *Delomys* e *Oligoryzomys* para este intervalo, sendo três as espécies reconhecidas para *Oxymycterus*. *Rhagomys rufescens*, uma espécie ainda raramente coletada, foi à única restrita a este intervalo altitudinal na área estudada. Vale a ressalva de que nesse gradiente altimétrico ocorrem os primeiros registros de espécies altimontanas dos gêneros *Delomys*, *Oligoryzomys* e *Oxymycterus*.

Para o gênero *Delomys*, no intervalo altimétrico anterior e para este foi registrada a espécie *Delomys sublineatus* no PEFG enquanto *Delomys altimontanus* foi à espécie registrada neste intervalo assim como nos intervalos subsequentes no PARNA Caparaó. Dessa forma, entre 1500-2000 m há sobreposição entre a faixa altitudinal de ocorrência entre estas duas espécies do gênero *Delomys*, sendo que *D. sublineatus* ocorreu em intervalo altitudinal menor e *D. altimontanus* apenas após os 1500 m. Este gradiente marca ainda a transição para a ocorrência das espécies de *Oligoryzomys*. Antes desse gradiente apenas *Oligoryzomys nigripes* foi capturado. Neste intervalo, entre 1500-2000 m, três espécimes de *Oligoryzomys nigripes* e um espécime de

Oligoryzomys flavescens foram registrados. E no intervalo subsequente apenas *Oligoryzomys flavescens* foi encontrado, com 24 ocorrências. De forma similar, a espécie *Oxymycterus dasytrichus* foi registrada nesta altitude no PARNA Caparaó na presença de mais duas espécies do gênero (*Oxymycterus hispidus* e *Oxymycterus caparae*), mas estando ausente no último intervalo (2000-2500 m) onde apenas as outras espécies do gênero foram registradas (Tabela 1).

Elevando o gradiente vertical para 2000-2500 m, apenas PARNA Caparaó, as espécies mais representativas foram *Akodon serrensis* com RIEC de aproximadamente 26% do total, *Delomys altimontanus*, com 22% e *Oxymycterus caparae* com 14% (Tabela 1). Para esse intervalo de altitude houve diminuição da diversidade (Figura 5), ligada à diminuição da riqueza de espécies (Figura 4) e predominância de espécies de altitude (e.g. *Akodon serrensis*, *Akodon mystax*, *Oxymycterus caparae* e *Delomys altimontanus*). Os gêneros *Akodon* e *Oxymycterus* tiveram duas espécies representadas em cada um.

E para o último gradiente altitudinal, também apenas no PARNA Caparaó (entre 2500-3000 m), foram registradas apenas quatro espécies de três gêneros: *Akodon cursor*, *Akodon mystax*, *Thaptomys nigrita* e *Delomys altimontanus* (Tabela 1), o que se reflete na queda drástica em riqueza no gráfico da Figura 4. Destas, apenas *Thaptomys nigrita* não é uma espécie restrita à grandes altitudes, sendo que também não houve registros de espécies únicas para este intervalo altitudinal, assim como para o primeiro (PEMF, 0-500 m). Ambos intervalos acima mencionados também apresentaram os menores valores de riqueza (3 para o primeiro e 4 para o último), baixos valores de diversidade (0,7413 e 1,154) e os maiores para dominância (0,585 e 0,387) (Tabela 1; Figuras 4 e 5) Ressalta-se, no entanto, o baixo esforço e sucesso de captura neste intervalo altitudinal no PARNA Caparaó (234 armadilhas/noite) (Bonvicino *et al.*, 1997), assim como os distúrbios antrópicos no PEMF.

RIQUEZA E LIMITES ALTITUDINAIS DE OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES

Considerando os dados primários em conjunto com os dados de Bonvicino e colaboradores (1997) para o PARNA Caparaó, Carão (1997) e Tonini e colaboradores (2010) para Rebio Duas Bocas e, ainda, as revisões de Moreira e colaboradores (2008) e Alves (2013) para a Rebio Sooretama/PNV e Rebio Córrego do Veado, foram elaborados gráficos ilustrando os limites altitudinais de ocorrência de marsupiais (Figura 6) e roedores (Figura 7) registrados nas localidades estudadas e a faixa com

maior ocorrência dos mesmos, assim como um de riqueza total por gradiente altitudinal para esses grupos separadamente e em conjunto (Figura 8). Observou-se que altitudes intermediárias (entre 500-1500 m) se mostraram mais ricas em espécies (Figuras 6, 7 e 8), o que corrobora os resultados encontrados anteriormente descritos para um conjunto menor de localidades, mas que levou em consideração também dados de abundância relativa, diversidade e dominância (Figuras 4 e 5). O gradiente com a maior frequência e maior número de espécies foi de 500-1000 m, tanto para marsupiais (com oito espécies, em destaque na Figura 6) quanto para roedores (quatorze espécies, em destaque na Figura 7). A partir deste intervalo, à medida que se eleva a altitude, a riqueza e a abundância de marsupiais diminuem de forma quase linear até o limite de 2000-2500 m, com apenas um indivíduo de *Marmosops incanus* sendo encontrado (Tabela 1, Figuras 6 e 8), especificamente a 2100 m (Bonvicino *et al.*, 1997). Já a riqueza de roedores persiste elevada até o gradiente entre 1500-2000 m (o que se reflete na maior área hachurada em rosa claro no gráfico da Figura 7), quando então observa-se a queda mais pronunciada em riqueza (Figura 8).

Para as UCs foram usadas os dados primários e os dados secundários segundo o Anexo 12. Em ordem crescente de altitude máxima por UCs, as riquezas de espécies foram: Rebio Córrego do Veado (11 espécies), Rebio Sooretama e PNV (13 espécies), PEMF (3 espécies), Rebio Duas Bocas (22 espécies), PEFG (dados primários e secundários) (23 espécies) e PARNA Caparaó (31 espécies) (para maiores detalhes, ver Anexo 12).

Considerando os dados primários e o conjunto total de dados secundários (Anexo 12) a distribuição das espécies seguiu quatro tendências: I. Espécies que pertencem a elevados gradientes de altitude (1500-3000 m), como *Akodon mystax* e *Akodon serrensis*; II. Espécies que pertencem a baixos gradientes de altitude (0-500 m), *Marmosa murina* e *Necomys lasiurus*; III. Espécies de gradientes intermediários (500-1500 m) como *Delomys sublineatus* e *Trinomys graciosus*; e, IV. Espécies com distribuição em grande parte dos gradientes, como *Marmosops incanus* e *Thaptomys nigrita*.

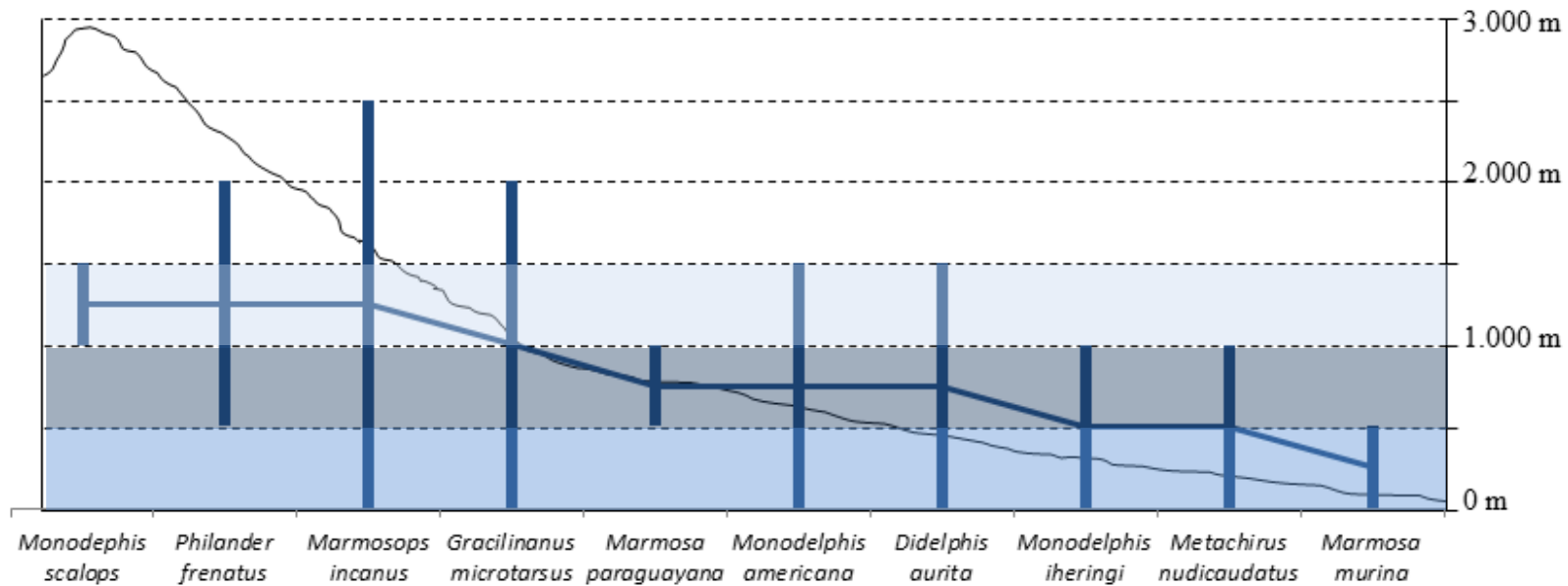


Figura 6: Perfil altitudinal da Mata Atlântica na área de estudo e as amplitudes de ocorrências das espécies de marsupiais. Eixo y: gradiente altitudinal (em metros); eixo x espécies registradas. Foram considerados os dados primários (PEMF e PEFG) e os dados secundários (PARNA Caparaó segundo Bonvicino, *et al.*, 1997; Rebio Duas Bocas segundo Carão 2007; e, Rebio Sooretama e/PNV e Rebio Córrego do Veado, segundo Moreira, *et al.*, 2008; Alves 2013). Sombreamento com gradiente de cor evidencia o gradiente altitudinal com maior número de espécies para cores mais escuras até cores mais claras.

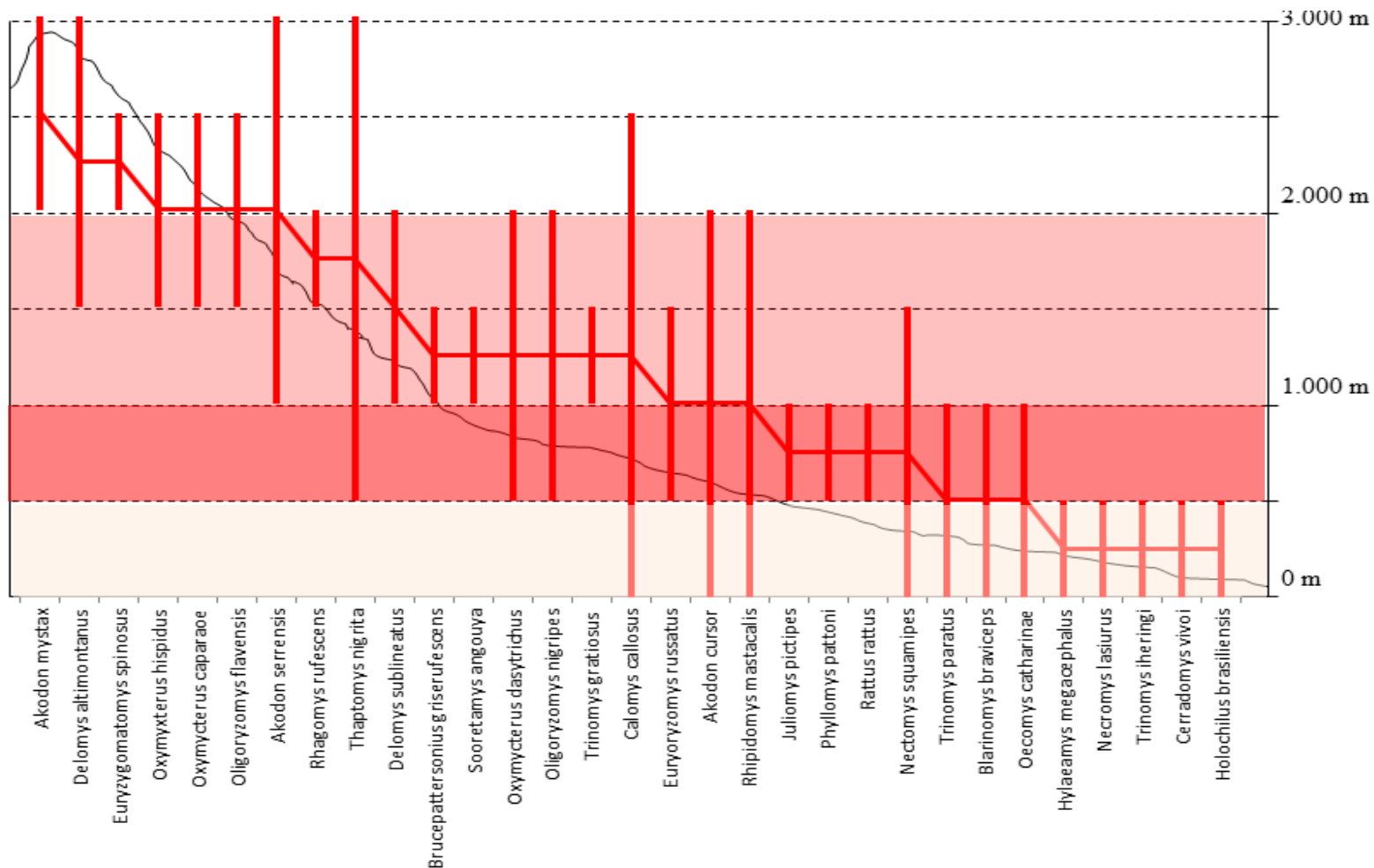


Figura 7: Perfil altitudinal da Mata Atlântica na área de estudo e as amplitudes de ocorrências das espécies de roedores, plotadas de acordo com a média. Eixo y: gradiente altitudinal (em metros); eixo x: espécies registradas. Foram considerados os dados primários (PEMF e PEFG) e os dados secundários (PARNA Caparaó segundo Bonvicino, *et al.*, 1997; Rebio Duas Bocas segundo Carão 2007; e, Rebio Sooretama e/PNV e Rebio Córrego do Veado, segundo Moreira, *et al.*, 2008; Alves 2013). Sombreamento com gradiente de cores evidenciando a faixa com maior número de ocorrência de espécies (cores mais escuras) e as faixas com menor número de espécies registradas (cores mais claras) por faixa altitudinal..

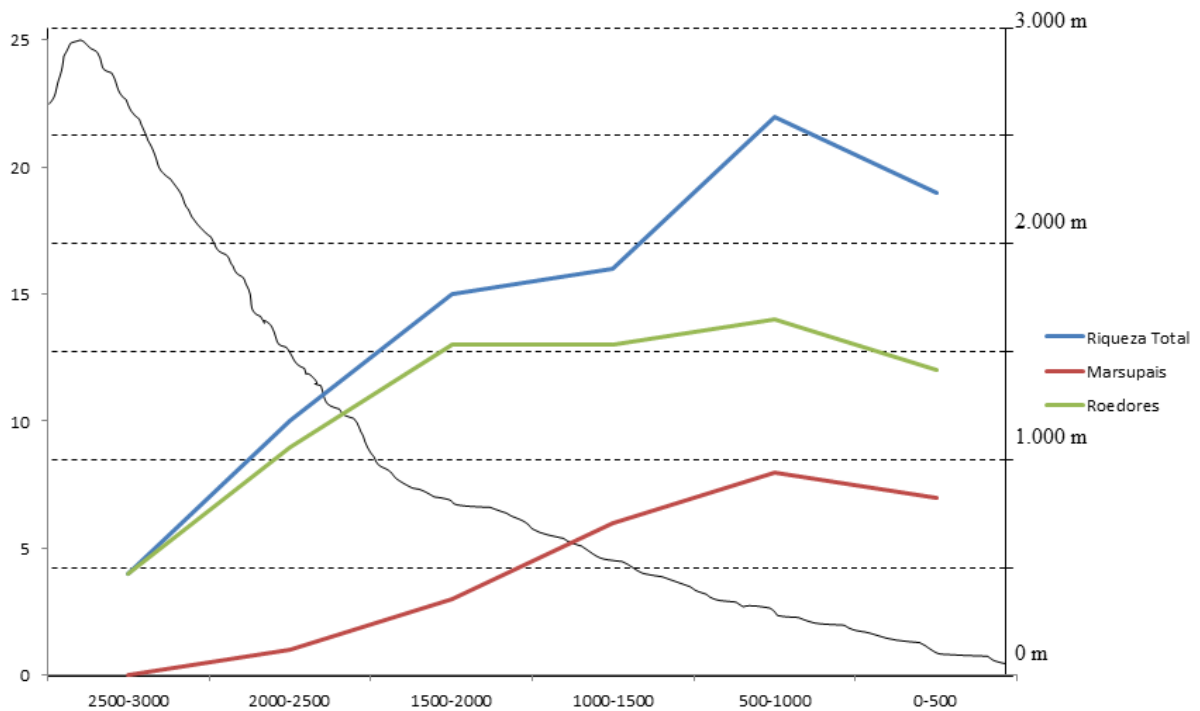


Figura 8: Riqueza de marsupiais (vermelho), roedores (verde) e combinada (azul) para cada gradiente altitudinal das localidades estudadas na Mata Atlântica. No eixo y o número de espécies registradas e no eixo x o gradiente altitudinal. Foram considerados os dados primários (PEMF e PEFM) e os dados secundários (PARNA Caparaó, segundo Bonvicino, *et al.*, 1997; Rebio Duas Bocas, segundo Carão, 2007 e Tonini, *et al.*, 2010; Rebio Sooretama/PNV e Rebio Córrego do Veado, segundo Moreira, *et al.*, 2008; Alves 2013).

ESPÉCIES ÚNICAS NOS INTERVALOS ALTITUDINAIS E UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

A partir dos dados primários e secundários que apresentam dados precisos quanto a altitude de coleta (Bonvicino, *et al.*, 1997 para o PARNA Caparaó; Carão, (1997) e Tonini, *et al.*, (2010) para Rebio Duas Bocas; e, Moreira, *et al.*, 2008 e Alves, 2013 para Rebio Córrego do Veado e Rebio Sooretama/PNV) compila-se as espécies únicas para cada intervalo de altitude e em cada UC (Anexo 15). O intervalo entre 0-500 m apresentou quatro espécies restritas a esta altitude (*Cerradomys vivoi*, *Hylaeamys megacephalus*, *Necromus lasiurus* e *Trinomys iheringi*); entre 500-1000 m quatro espécies únicas também foram registradas (*Marmosa paraguayana*, *Monodelphis iheringi*, *Rattus rattus*, *Phyllomys pattoni*); entre 1000-1500 m novamente quatro espécies (*Brucepattersonius griserufescens*, *Euryoryzomys russatus*, *Sooretamys angouya* e *Trinomys gratusus*); entre 1500-2000 foi apenas uma espécie (*Rhagomys rufescens*); e, para 2000-2500 m também uma única espécie

(*Euryzomatomys spinosus*); não houve nenhuma espécie restrita ao gradiente de 2500-3000 m.

Assim como em relação aos intervalos altitudinais também houveram espécies encontradas em apenas uma das UCs: Rebio Córrego do Veado com uma espécie (*Cerradomys vivoi*); Rebio Sooretama/PNV com uma espécie (*Hylaeamys megacephalus*); três na Rebio Duas Bocas (*Marmosa paraguayana*, *Phyllomis pattoni*, *Rattus rattus*); três no PEFG (*Abrawayomys ruschii*, *Juliomys ossitenuis*, *Rhagomys rufescens*), e dez no PARNA Caparaó (*Akodon serrensis*, *Akodon lindberghi*, *Akodon mystax*, *Delomys altimontanus*, *Euryzomatomys spinosus*, *Oligoryzomys flavescens*, *Oxymycterus caparae*, *Oxymycterus hispidus*, *Trinomys panema*, *Marmosops paulensis*).

No Anexo 15 encontram-se sumarizados os dados de riqueza e espécies únicas em cada intervalo de altitude e UCs.

Similaridade

Para os cálculos de similaridade foram consideradas a riqueza de espécies nas faixas altitudinais e também nas UCs. Em adição aos dados primários obtidos durante o curso desse trabalho e aos dados secundários já mencionados, para as análises relatadas a seguir foram também consideradas as revisões de Moreira *et al.* (2008) e Alves (2013) (Anexo 11), o que altera significativamente os valores de riqueza de espécies para o intervalo altitudinal entre 0-500m e, conseqüentemente, suas relações biogeográficas.

COEFICIENTE DE SEMELHANÇA BIOGEOGRÁFICA

De acordo com o cálculo de CSB entre os gradientes altitudinais verifica-se que as áreas com os maiores valores de semelhança biogeográfica são aquelas com faixas altitudinais adjacentes, enquanto faixas altitudinais distantes apresentam baixa semelhança biogeográfica, o que evidencia a grande similaridade de fauna entre as faixas altitudinais próximas (Tabela 2, Figura 9). Os valores de semelhança entre faixas adjacentes são muito aproximados (entre 0,45 e 0,57), diminuindo progressivamente em relação aos intervalos anteriores e subseqüentes, até alcançar o

valor mínimo de 0,08 entre os intervalos 500-1000 m e 2500-3000 m. Contudo, os maiores valores se restringem entre os gradientes altitudinais adjacentes mais altos, entre as faixas de 1500-3000 m, o que configura uma região com fauna mais distinta em relação às outras faixas de altitude. Tomando como exemplo o intervalo de altitude intermediário de 1500-2000 m, a maior similaridade é encontrada entre este e os intervalos de 2000-2500 m (0,56) e 1000-1500 m (0,51), caindo para 0,38 para o intervalo 500-1000 m e 0,31 para o intervalo 2500-3000 m (Tabela 2). A matriz com os dados de CSB (Figura 9) reflete os dados brutos da Tabela 2, ao ilustrar os intervalos com alta similaridade como uma “nuvem” em tons vermelho-alaranjados quase coincidente com o perfil altitudinal amostrado, enquanto faixas altitudinais não adjacentes são representados por cores frias (tons de azul). A maior similaridade total foi encontrada para o perfil altitudinal entre 2000-3000 m (0,57), provenientes da fauna inventariada de localidades do PARNA Caparaó – porém, como relatado anteriormente, apresentando menores índices de riqueza (Figuras 6, 7 e 8)

Em relação às UCs, a composição da fauna das mesmas abrange uma gama maior de dados, desde que não limitados à precisão da altitude dos pontos de coleta, podendo, com isso, representar melhor a fauna total de pequenos mamíferos não-voadores destas áreas, justificando assim, essa análise em separado (Anexo 12), já que os resultados possuem o potencial de serem utilizados por órgãos de gestão em âmbito estadual no Espírito Santo.

A UC com maior semelhança biogeográfica com as demais foi o PEFG, que se encontra em uma altitude intermediária. Esta área apresenta forte relação com a Rebio de Duas Bocas, também de altitude intermediária e adjacente, e com o PARNA Caparaó, com o qual se sobrepõem em algumas faixas altimétricas e que apresenta faixas altitudinais adjacentes (Tabela 3, Figura 10). Devido à baixa representatividade em número de espécies do PEMF, seus dados não foram levados em consideração nessa análise. Portanto, como padrão, nota-se que as UCs com maior semelhança biogeográfica são aquelas que apresentam altitudes sobrepostas e/ou adjacentes (Figura 1). Outro fator importante é que a similaridade entre as UCs não é refletida pela riqueza destas áreas, visto que PEFG apresenta uma riqueza menor que a do PARNA Caparaó (Anexos 11 e 12), mas um CSB maior em relação a todas as demais áreas (Tabela 3). O gráfico da Figura 10 ilustra também a maior similaridade faunística e biogeográfica entre as UCs concentradas em áreas de altitudes (“nuvem” em tons vermelho-alaranjados), em contraste com aqueles de altitudes menores (“nuvem” em tons amarelo-amarronzados).

Tabela 2: Coeficiente de Semelhança Biogeográfica entre os gradientes altimétricos. Os valores de CSB foram representados por células com tons quentes aos frios (laranja > amarelo > verde > azul), representando os valores mais altos para os mais baixos; a riqueza por sítio foi representado em valores em negrito; e o número de espécies em comum itálico. Dados primários e dados secundários (Bonvicino e colaboradores (1997) para o PARNA Caparaó, Carão, (2007) e Tonini e colaboradores (2010) para Rebio Duas Bocas e Moreira e colaboradores (2008) e Alves (2013) para Rebio Córrego do Veado e Rebio Sooretama/PNV).

	0-500 m	500-1000 m	1000-1500 m	1500-2000 m	2000-2500 m	2500-3000 m
0-500 m	19	0,4500	0,2857	0,2352	0,1379	0,1739
500-1000 m	9	22	0,4864	0,3888	0,1290	0,0800
1000-1500 m	5	9	16	0,5161	0,2307	0,2000
1500-2000 m	4	7	8	15	0,5600	0,3157
2000-2500 m	2	2	3	7	10	0,5714
2500-3000 m	0	1	2	3	4	4

Tabela 3: Coeficiente de Semelhança Biogeográfica entre as Unidades de Conservação. Os valores de CSB foram representados por células com tons quentes aos frios (laranja > amarelo > verde > azul) representando os valores mais altos para os mais baixos; A riqueza por sítio foi representado em negrito; E o número de espécies em comum itálico. Foram utilizados os dados primários e os secundários para a compilação da riqueza de espécies em cada Unidade de Conservação (Anexo 12).

	Rebio Córrego do Veado	Rebio Sooretama/PNV	Rebio Duas Bocas	PEFG	PARNA Caparaó
Rebio Córrego do Veado	11	0,5000	0,4117	0,4705	0,3809
Rebio Sooretama/PNV	5	13	0,5555	0,4444	0,2727
Rebio Duas Bocas	10	10	22	0,67	0,5560
PEFG	8	14	15	23	0,5925
PARNA Caparaó	5	13	11	14	31

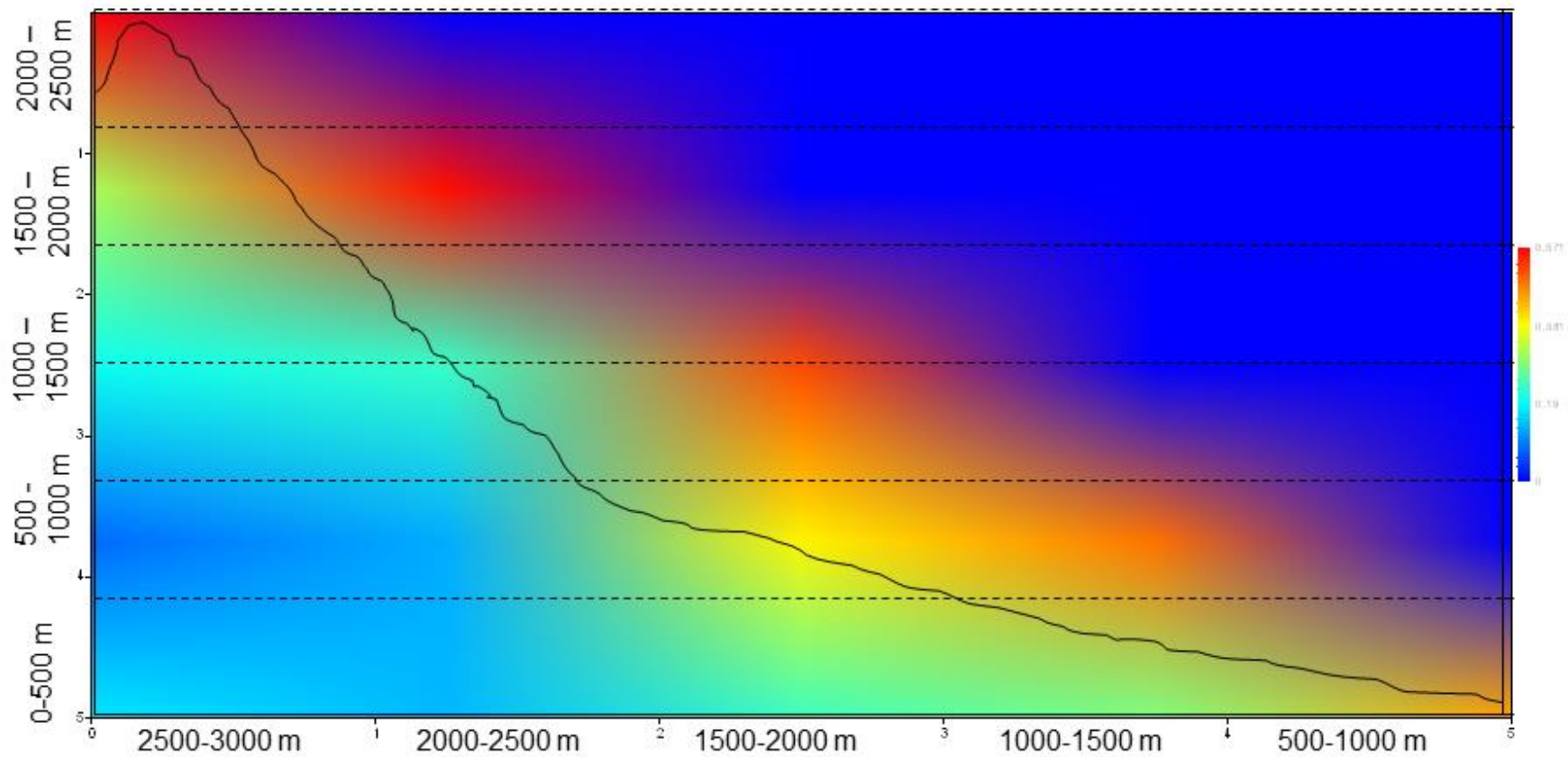


Figura 9: Matriz representando os valores do Coeficiente de Semelhança Biogeográfica (CSB) entre os gradientes altitudinais (Tabela 2) sobre uma representação do gradiente altitudinal. As cores quentes representam altos valores de CSB e as cores frias os valores baixos. Para tal utilizados os dados primários deste estudo e dados secundários segundo Bonvinico e colaboradores (1997) para o PARNA Caparaó; Carão (1997) e Tonini e colaboradores (2010) para Rebio Duas Bocas; e, Moreira e colaboradores (2008) e Alves (2013) para Rebio Córrego do Veado e Rebio Sooretama/PNV.

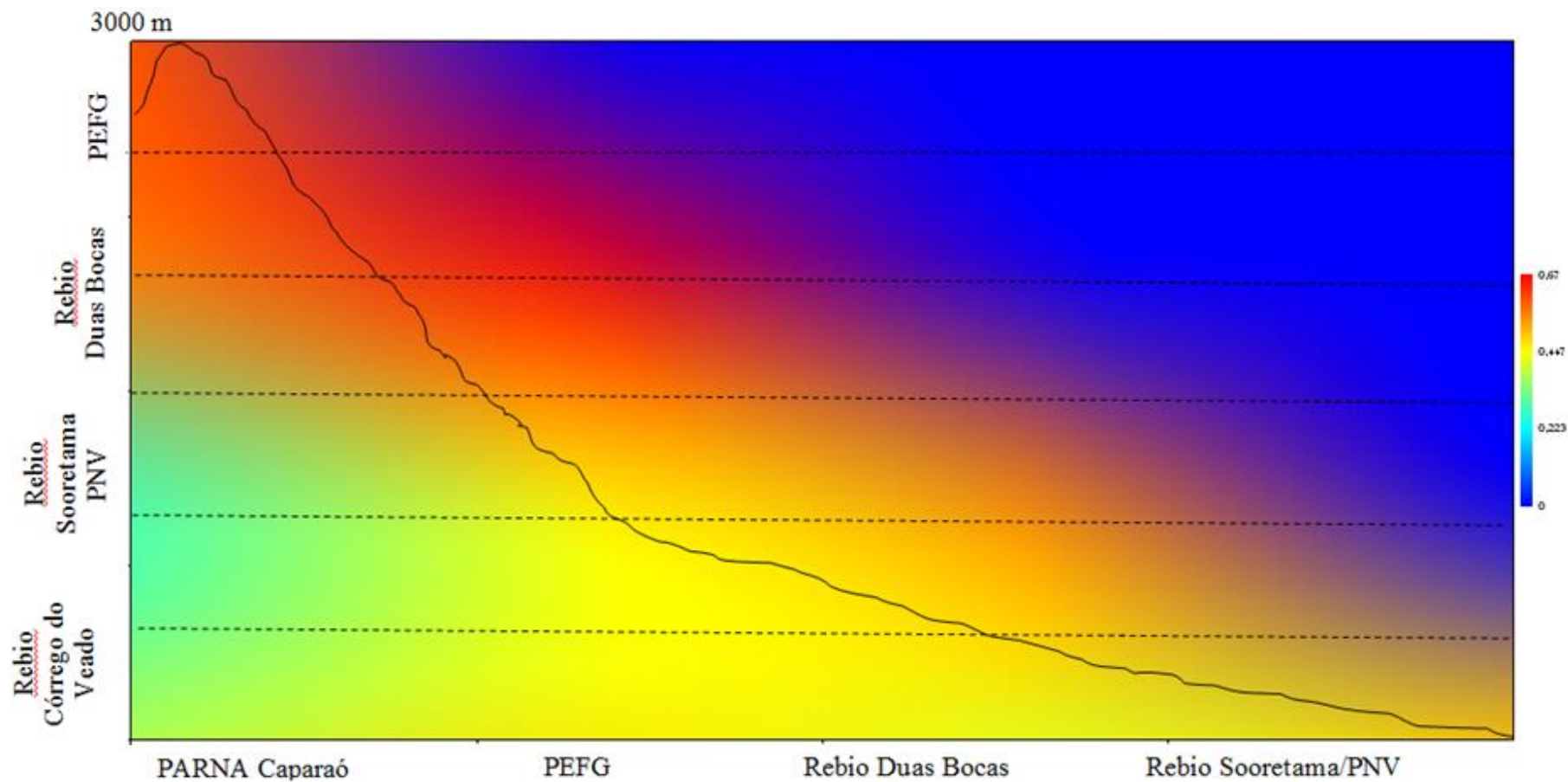


Figura 10: Matriz representando os valores do Coeficiente de Semelhança Biogeográfica (Tabela 3) entre as Unidades de Conservação sobre uma representação do gradiente altitudinal. As cores quentes representam altos valores de CSB e as cores frias os valores baixos. Dados primários e os secundários da riqueza de espécies para as Unidades de Conservação consideradas (Tabela 3, Anexo 12).

AGRUPAMENTO UPGMA

Para o cálculo da similaridade entre as faixas altitudinais, os resultados dos índices de Jaccard e Sorensen foram próximos, com valores de 0,723 e 0,7178, respectivamente, e os dendogramas apresentaram topologias idênticas (Figura 11). As faixas intermediárias (entre 500-1000 e 1000-1500 m) apresentaram maior similaridade formando um agrupamento, sendo este, próximo àquele da faixa altitudinal entre 1500-2000 m. Basal a estes, encontra-se o grupo que representa a faixa altitudinal entre 0-500 m. Os gradientes altitudinais mais altos (2000-2500 e 2500-3000 m) formaram um grupo em separado, como agrupamento mais dissimilar daquele que reúne as localidades dos demais gradientes (0-2000 m).

Quando se leva em consideração a riqueza total das UCs (Anexos 11 e 12), os índices de Jaccard e Sorensen foram 0,7802 e 0,7462, respectivamente. O dendograma da Figura 12 apresenta uma topologia onde a Rebio de Duas Bocas encontra-se mais proximamente agrupada com o PEFG, e grupo formada por ambas ligadas ao PARNA Caparaó; este agrupamento reúne as UCs com maiores altitudes e/ou intermediárias, são então conectadas ao agrupamento formado pela UCs com as menores altitudes, nominalmente Rebio Sooretama/PNV e Rebio Córrego do Veado. O PEMF não foi considerado para esta análise devido à baixa representatividade de sua fauna (Tabela 3, Figura 12).

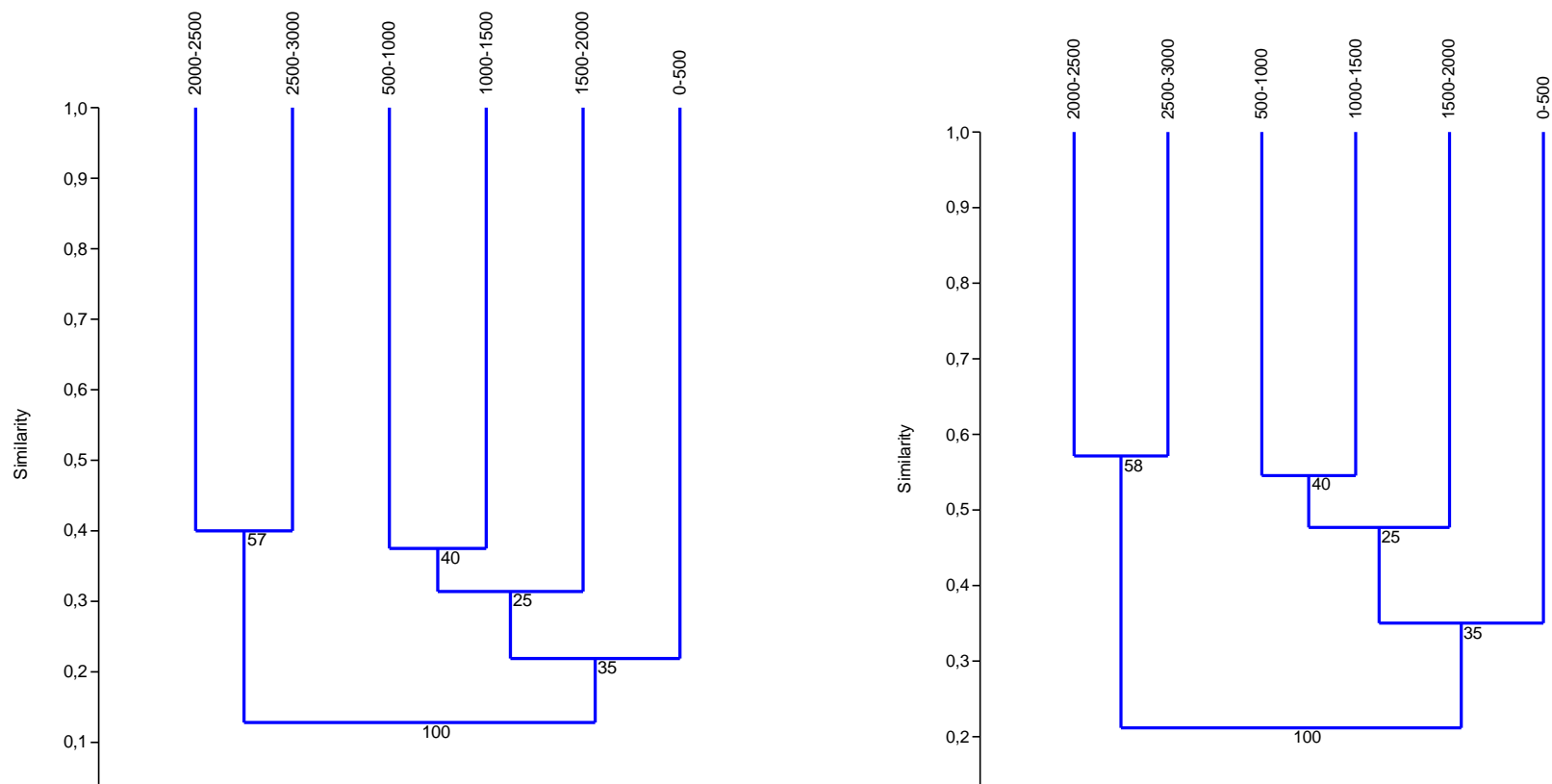


Figura 11: Dendograma das faixas altimétricas formado por meio do Coeficiente de Jaccard (dendograma à esquerda) e o Índice de Sorensen (dendograma à direita). Os índices de similaridade obtidos são mostrados nas linhas a esquerda e os valores dos nós representam o número de vezes em que a correlação ocorreu entre as faixas altitudinais em 2000 replicações. Para tal utilizados os dados primários deste estudo e dados secundários segundo Bonvinico e colaboradores (1997) para o PARNA Caparaó; Carão (1997) e Tonini e colaboradores (2010) para Rebio Duas Bocas; e, Moreira e colaboradores (2008) e Alves (2013) para Rebio Córrego do Veado e Rebio Sooretama/PNV.

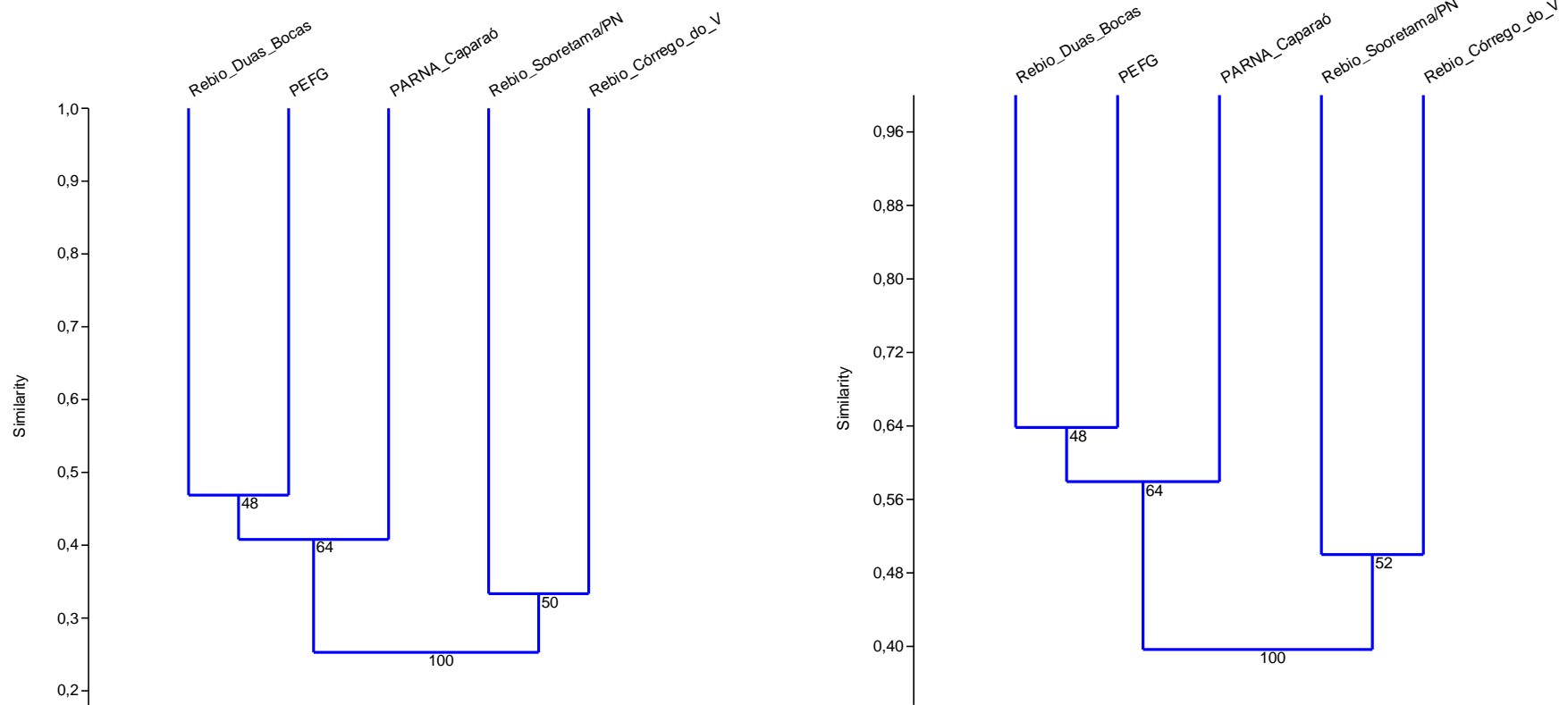


Figura 12: Dendrograma das Unidades de Conservação formado por meio do Coeficiente de Jaccard (dendrograma à esquerda) e o Índice de Sorensen (dendrograma à direita). Os índices de similaridade obtidos são mostrados na linha a esquerda e os valores dos nós representam o número de vezes em que a correlação ocorreu entre as Unidades de Conservação em 2000 replicações. Dados primários e os secundários da riqueza de espécies para as Unidades de Conservação consideradas (Anexo 12)

Discussão

Padrões de distribuição de riqueza e diversidade de espécies ao longo de gradientes de altitude

MÉDIA DOMINÂNCIA

Nesse trabalho verificamos a maior riqueza de pequenos mamíferos não-voadores no intervalo de 500-1000 m – aqui considerado como de altitude baixa-intermediária (Figuras 6 e 8) – e no intervalo intermediário de 500-2000 m (Figuras 7 e 8). Esse padrão de maior riqueza em gradientes intermediários foi revisto por Lomolino (2001) e confirmados para pequenos mamíferos, inclusive em áreas de Mata Atlântica (Geise, *et al.*, 2004; McCain, 2004), artrópodes (Sanders, 2002), e plantas vasculares (Grytnes & Vetaas 2002, Grytnes, 2003). Percebe-se que grande parte da diversidade deste gradiente altitudinal é composta por espécies que apresentam um limite de distribuição que atingem altitudes superiores ou inferiores a estes patamares intermediários (Figura 6 e 7). Dessa forma, esse gradiente altitudinal possui alta sobreposição na distribuição da área de ocupação de pequenos mamíferos não-voadores. Para esse gradiente intermediário geral a fauna foi representada predominantemente por roedores cricetídeos (59% do total), com metade das espécies registradas, seguida pelos marsupiais (36,3%).

A segunda maior riqueza ocorreu para o gradiente entre 0-500 m. Baixas altitudes apresentam altos valores de riqueza em ambientes tropicais como visto por Kasangaki e colaboradores (2003) na África e Cáceres e colaboradores (2011) na América do Sul. Neste gradiente, a predominância de cricetídeos continuou alta (57,8%) seguida novamente pelos os marsupiais (36,8%).

No total, a maior riqueza entre os gradientes entre 0 e 1000 m é representada por espécies de roedores da família Cricetidae, com 15 das 19 espécies de roedores destes gradientes, pertencendo principalmente espécies às tribos Akodontini e Oryzomyini, incluindo *Thaptomys* e *Sooretamys*, dois *taxa* endêmicos da Mata Atlântica (Musser & Carleton, 2005; Weksler, *et al.*, 2006); ainda, outras linhagens endêmicas foram encontradas, como espécies da tribo Thomasomyini *Delomys* e *Juliomys*, que também têm suas distribuições restritas à Floresta Atlântica do Sudeste e Sul do Brasil. Além de roedores houve grande representação dos espécies de marsupiais entre 0-1000 m, compondo 36 % do total para os gradientes de 0-500 m e 500-1000 m.

A partir do gradiente entre 500-1000 m, a riqueza de marsupiais sofre uma queda brusca e linear com o aumento de altitude (caindo em representação para 31,5% entre 1000-1500 m, 18,7% entre 1500-2000 m, seguido de 10% entre 2000-2500 m e ausente acima de 2500 m). Já a alta riqueza de roedores persiste até o gradiente de 1500-2000 m (Figura 8). Acima desse patamar ocorrem principalmente roedores especializados em ambientes de grandes altitudes. Esse mesmo padrão de diminuição de riqueza para marsupiais e a substituição para roedores especializados foi relatado para outras áreas de Mata Atlântica (Geise, *et al.*, 2004; Moreira, *et al.*, 2009) ou ainda no Pantanal (Cáceres, *et al.*, 2011).

Este padrão de baixa diversidade de marsupiais em áreas de grandes altitudes, que pode ser originado por vários fatores, tais como diferentes taxas de metabolismo e a competição com eutérios (McNab, 2005). Marsupiais apresentam taxas basais inferiores a eutérios (Martin, 1902; MacMillen & Nelson, 1969; Dawson & Hulbert, 1970; McNab, 1978, 1986; Hayssen & Lacy, 1985; McNab, 2005), e essa diferença de gasto energético pode gerar duas consequências ecológicas: a tolerância restrita de marsupiais a ambientes frios; e a capacidade limitada dos marsupiais a competirem com eutérios nessas condições (McNab, 2005). Comparando os dois grupos de mamíferos na América do Sul tropical percebemos que poucos são os marsupiais que chegam a ocupar elevações de até 3.800 m; apenas algumas espécies da família dos Caenolestidae (e.g. *Caenolestes caniventer* e *Caenolestes fuliginosus*) nos Andes (Eisenberg, 1989; Albuja & Patterson 1996; Eisenberg & Redford, 1999; Alberico *et al.*, 2000; Gardner, 2007). No entanto, eutérios são encontrados em altitudes muito mais elevadas de até 5.000 m, como *Necomys lactens* (Redford & Eisenberg, 1989; Eisenberg & Redford, 1999; Ortiz, *et al.*, 2000; Musser & Carleton, 2005).

Ainda, a alta taxa reprodutiva dos roedores os favorecem competitivamente, resultando, portanto no sucesso de ocupação desse grupo, levando também à maiores possibilidades de ocupação de nichos. Temos como exemplo, a diversificação da família Cricetidae, um modelo clássico de uma radiação sul-americana. Este grupo apresentam espécies com uma série de adaptações ecomorfológicas para estilos de vida arbórea, terrestres, fossorial e semi-aquáticas; tendo ocupado com sucesso uma variedade de habitats, como florestas tropicais e subtropicais, savanas, pradarias e desertos, incluindo ambientes de grandes altitudes (Smith & Patton, 2009).

Esse padrão de maior riqueza em áreas intermediárias também pôde ser verificado quando os dados foram analisados em relação as UCs, como no caso do PARNA Caparaó, que apresenta áreas em médias e grandes altitudes (1000-3000 m). Devido

a grande amplitude altimétrica, esta UC apresenta altas taxas de riqueza e endemismo: 21 espécies de pequenos mamíferos, segundo Bonvicino e colaboradores (1997) e 31 espécies, quando adicionados os dados de Moreira e colaboradores (2008) e Alves (2013), sendo 10 exclusivas para esta área. Da mesma forma, ressalta-se a alta riqueza do PEFG (com 14 espécies, considerando somente os dados primários e 23 espécies em conjunto com dados secundários de Moreira e colaboradores (2008) e Alves (2013), sendo três espécies únicas) e da Rebio Duas Bocas (22 espécies, segundo Carão, 1997; e Tonini, *et al.*, 2010), ambas localizadas em altitudes intermediárias. Essa grande diversidade e endemismo estão diretamente relacionadas à altitude das localidades (maior riqueza em áreas de médias altitudes) e continuidade e tamanho de área (segundo os preceitos da Teoria de Biogeografia de Ilhas), para o PARNA Caparaó mais especificadamente. Estes altos valores registrados estão em concordância com o relato para áreas de Mata Atlântica que apresentariam riqueza entre 21 a 24 espécies de pequenos mamíferos (Moreira, *et al.*, 2009). Já as UCs do PEMF, Rebio Sooretama/PNV e Rebio Córrego do Veado apresentaram riqueza menor de espécies, ainda que a Rebio Sooretama/PNV possuam grandes extensões (o que não exclui – e de fato incentiva – a necessidade de inventários mais intensivos).

Dentro de uma paisagem, a origem, manutenção e a distribuição da diversidade biótica também podem ser explicadas pelo efeito da média dominância (Colwell & Hurtt, 1994; Gotelli & Graves, 1996) onde em uma área geograficamente e ecologicamente definida a maior diversidade se encontra nas áreas centrais dentro do limite de suas distribuições, criando dessa forma um padrão de riqueza unimodal. Este padrão tem sido utilizado como uma explicação para padrões de riqueza ao longo de gradientes (Kessler, 2000; Colwell, *et al.*, 2004; McCain, 2004). Corroborando com essa hipótese percebemos que ocorre grande semelhança biogeográfica entre faixas altitudinais adjacentes (Tabela 2, Figura 9), o que preconiza uma sobreposição da área de ocupação da fauna de pequenos mamíferos (Figura 6 e 7). gerando um pico de riqueza (Figura 4 e 8) e diversidades nas altitudes intermediárias (Figura 5) em uma região de transição entre duas comunidades ricas e distintas, formando um efeito de ecótono (Brown & Kodric-Brown, 1977; Schmida & Wilson, 1985; Stevens, 1992). Já faixas altitudinais não adjacentes apresentaram os menores índices de similaridade, reforçando que a distribuição da maioria das espécies é congruente com os gradientes mais próximos (Figura 9).

GRADIENTE 0-500 M

Considerando as análises de diversidade unicamente, o intervalo entre 0-500 m apresentou riqueza e diversidade baixa (Figuras 4 e 5), alta dominância e baixa heterogeneidade (Figura 5), isso mesmo com um esforço de coleta similar aos demais intervalos altitudinais considerados para essa análise (Anexo 13). Os dados brutos utilizados nas análises de diversidade para este intervalo foram derivados de apenas um levantamento no PEMF, que apresentou um baixo sucesso de captura e uma riqueza de apenas três espécies. Esta UC soma uma área total de 800 hectares, porém distribuída em três fragmentos, divididos por estradas vicinais com razoável trânsito de veículos (Anexo 7). Esses resultados se contrapõem aos encontrados para o PEF, UC geograficamente próxima ao PEMF (Figura 3), com mesma área total - porém contínua - (Anexo 5), mas que se encontra em área de altitude de difícil acesso, que apresentou altos índices de riqueza e diversidade, e maiores valores de heterogeneidade e menores de dominância (detalhamento abaixo descrito). Apesar de apresentar alta riqueza de plantas arbóreas, o PEMF possui grande abundância de espécies vegetais características de áreas secundárias, que atestam o impacto antrópico sofrido nessa UC (Hollunder, *et al.*, 2013). Essa fragmentação do habitat e o impacto negativo das ações antrópicas reflete-se, portanto, na composição da fauna de pequenos mamíferos associadas ao sub-bosque em área de baixada, como já relatado em estudos comparativos de áreas alteradas e/ou fragmentadas de Mata Atlântica (Fonseca & Kierulff, 1989; Stallings, 1989; Paglia, *et al.* 1995; Stevens & Husband, 1998). Interessante notar que segundo Gascon, *et al.* (1999); Pardini, (2004), Naxara (2008), Püttker, *et al.* (2008), Forero-Medina & Vieira (2009), e Rocha, *et al.*, (2011), a espécie *Marmosops incanus* tolera pouco as perturbações ambientais, persistindo em fragmentos de florestas, mas desaparecendo em áreas muito alteradas. No entanto, no PEMF, esta ocorreu com alta abundância (74% de RIEC; Tabela 1), o que contraria as expectativas. Uma explicação seria a baixa riqueza total de espécies registrada na área, pois se ainda altamente impactada, esta foi a única espécie de marsupial registrada, e que por ser escansorial pode ocupar tanto o estrato arbóreo quanto o terrestre. As duas outras espécies de roedores registradas no local são mais generalistas e terrestres. De qualquer forma, a grande abundância de *M. incanus* nos fragmentos dessa UC merecem estudos mais abrangentes.

Portanto, os resultados das análises de diversidade para esse gradiente altitudinal não devem ser considerados representativos dessa faixa altitudinal; vê-se que após a adição de dados secundários para outras áreas de baixada (Moreira, *et al.*, 2008;

Alves, 2013), um retrato mais fiel pôde ser retratado. Nessas análises posteriores, as áreas de baixada alcançaram os segundos maiores valores de riqueza total e de marsupiais entre todas as faixas altitudinais, como demonstrado na Figura 8; os roedores mantiveram maiores índices nas altitudes intermediárias.

GRADIENTE 500-1000 M

Para o gradiente entre 500-1000 m a representatividade da riqueza de espécies nativas se equiparou entre roedores e marsupiais com 8 espécies cada (Tabela 1), o que se reflete também na alta heterogeneidade e baixíssima dominância encontradas (Figura 5). Entre os roedores foi também constatada a presença de uma espécie exótica invasora, *Rattus rattus*, que já foi registrada em áreas próximas (Pinto, *et al.*, 2009) e é sempre relacionado a ambientes antropogênicos (Umetsu, 2005), podendo, no entanto, ocupar remanescentes relativamente intactos de floresta tropical (Goodman & Carleton 1996; Wu, *et al.*, 1996; Lehtonen, *et al.*, 2001). A presença desta espécie causa um efeito negativo sobre a fauna nativa (Stephenson, 1993; Stephenson, *et al.*, 1994; Goodman, 1995; Downes, *et al.*, 1997; Myers, *et al.*, 2000; Ganzhorn, 2003), podendo se tornar dominante (Lynam, 1997; Shanker, 2001), o que não foi o caso desse estudo, desde que apenas um indivíduo foi coletado. Ainda para este intervalo, as espécies com as frequências mais representativas e os maiores índices de RIEC foram o equimídeo *Trinomys paratus* e o didelfídeo *Metachirus nudicaudatus*, o mesmo resultado obtido em outro levantamento realizado em um dos municípios que abrange a área da Rebio Duas Bocas, no caso Viana (Pinto, *et al.*, 2009). Considerando a riqueza da Rebio de Duas Bocas a partir de todas as referências utilizadas (Anexo 11 e 12), além de *R. rattus*, que é uma espécie exótica como comentado acima, as espécies *Marmosa paraguayana* e *Phyllomys pattoni* foram registrados apenas para essa área. *M. paraguayana* têm sido registrada em altitudes semelhantes (Voss & Jansa, 2009; Gutiérrez, *et al.*, 2010), mas *P. pattoni* foi registrado em altitude mais baixas de até o nível do mar (Loss, 2014).

GRADIENTE 1000-1500 M

Quanto ao gradiente entre 1000-1500 m o valor de diversidade foi menor do que o atingido pelos gradientes anterior (500-1000 m) e posterior (1500-2000 m) (Figura 5). Esse déficit deve-se a grande abundância relativa das espécies de *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon cursor* e *Philander frenatus* nas duas áreas amostradas nesse

intervalo (PARNA Caparaó e PEFG), o que eleva os valores do índice de dominância, com consequente diminuição do índice de diversidade. Além disso, a alta abundância de *O. nigripes* e *A. cursor* indica baixa qualidade ambiental ou alteração da área (Pardini, 2004). Esse resultado não corresponde ao observado por Moreira e colaboradores (2009) em outra área de Mata Atlântica, que encontraram um pico de riqueza na altitude de 1400 m para o Parque Estadual Serra do Brigadeiro. O motivo desse déficit em relação ao Parque Estadual Serra do Brigadeiro pode ser devido à coleta primária de dados no PEFG, onde a curva de acumulação de espécies não atingiu a assíntota para este intervalo de altitude (Anexo 16).

Algumas espécies altimontanas, como *Delomys sublineatus*, *Brucepattersonius griserufescens* e *Trinomys graciosus* aparecem pela primeira vez neste intervalo altitudinal (Figura 7), o que marca a transição entre as médias e altas altitudes. Além disso, as duas últimas espécies supracitadas, em conjunto com *Euryoryzomys russatus* e *Sooretamys angouya* foram encontradas apenas nesse intervalo altitudinal. Esse padrão se repete em outras localidades para *S. angouya* (Prado & Percequillo, 2013) e *T. graciosus* (Tavares, et al., 2015), sendo *Brucepattersonius* já registrado em outras localidades mais altas (acima de 2000 m) por Geise e colaboradores (2004), enquanto *Euryoryzomys russatos* foi registrada em diversas localidades e em altitudes desde o nível do mar a 1000 m (Prado & Percequillo, 2013). Dessa forma, o presente registro aumenta a faixa altitudinal de ocorrência dessa última espécie.

GRADIENTE 1500-2000 M

Sobre o gradiente entre 1500-2000 m, observa-se grande frequência das espécies *Oligoryzomys nigripes*, *Marmosops incanus* e *Akodon cursor* para áreas do PEFG e *Akodon serrensis*, *Delomys altimontanus* e *Marmosops incanus* para o PARNA Caparaó (Tabela 1). A única espécie restrita encontrada para esse gradiente no presente estudo foi *Rhagomys rufescens* – embora registros na literatura comunicam a ocorrência da espécie em altitudes entre 500-1000 m (Steiner-Souza, et al., 2008). Dessa forma, este trabalho expande o limite altitudinal de ocorrência da espécie. Esse intervalo altimétrico marca a transição de ocorrência entre espécies de baixas/médias altitudes (e.g. *Akodon cursor*, *Oligoryzomys nigripes*, *Gracilinanus microtarsus*) e espécies restritas a grandes altitudes (e.g. *Akodon mystax*, *Delomys altimontanus* e *Oxymycterus caparae*) (Tabela 1; Figura 6 e 7).

Considerando as espécies do gênero *Akodon*, registra-se a presença de *A. cursor* até a altitude de 1500 m no PARNA Caparaó e até 2000 m no PEFG, acima do limite de distribuição relatado por Geise e colaboradores (2005) de 1000 m. Entre 1500-2000 m, *A. cursor* ocorre em simpatria com *A. serrensis*, e após 2000 m a simpatria dessa última espécie ocorre com *Akodon mystax*. Com isso, a substituição de espécies entre áreas de baixas altitudes (*A. cursor*) para médias altitudes (*A. serrensis*) e grandes altitudes (*A. mystax*) é completa. Entre estas espécies há baixa correlação filogenética (Gonçalves, *et al.*, 2007) indicando que a ocupação desses gradientes tem pouca relação filogenética. *A. mystax* é correlacionado com outra espécie de cerrado *Akodon lindberg* (Gonçalves, *et al.*, 2007), cuja ocorrência no Caparaó foi relatada por Alves (2013), sem, no entanto, precisar a altitude de captura. Entre estas duas últimas espécies a divergência genética é baixa sugerindo uma separação recente entre as linhagens, provavelmente fruto do isolamento altitudinal e adaptação ao ambiente xeromórfico dos campos de altitude, de certa forma similar aquele do cerrado (Safford, 1999; Gonçalves, 2006).

A espécie *Delomys sublineatus*, registrada pela primeira vez no intervalo anterior, ocorre em sobreposição neste intervalo com *D. altimontanus*, porém em localidades distintas (PEFG e PARNA Caparaó). *Delomys altimontanus* possui uma distribuição restrita a dois maciços montanhosos, Parque Nacional do Itatiaia e PARNA Caparaó (Gonçalves, *et al.*, 2014), sendo que baixa divergência entre estas populações possivelmente represente fluxo gênico recente. Esta ligação deve-se à expansão na distribuição desta espécie com a diminuição da temperatura no último período glacial (Gonçalves, *et al.*, 2014), que permitiu a conexão entre estas populações por meio da interconexão entre os campos abertos (campos de altitude) que atingiam gradientes mais baixos de altitude no passado (Bonvicino, *et al.*, 1997; Behling, 2002).

Considerando que *D. altimontanus* não foi registrada no PEFG, a ausência dessa espécie nesse intervalo altitudinal pode ter permitido a expansão da área de ocupação altitudinal de *D. sublineatus*. Isso, pois, quando espécies filogeneticamente próximas, com requerimentos de habitat similares, ocorrem em simpatria, frequentemente observa-se a substituição das espécies ao longo de um gradiente altitudinal.

Um exemplo pertinente sobre a substituição altitudinal de táxons aparentados quando em simpatria ocorre para duas espécies do gênero *Marmosops*. Segundo Patton & Mustrangi (1997) *Marmosops incanus* ocorreria nas baixas altitudes até um limite de 800 m, enquanto acima desse limite seria substituída por *Marmosops paulensis*, quando em simpatria. No presente estudo *M. incanus* foi registrada desde o intervalo

de 0-500 até o de 2000-2500 m (sendo também a única espécie de marsupial registrada acima de 2000 m - Tabela 1, Figura 6), haja visto que *M. paulensis* não ocorre na área. No entanto, novos dados reunidos põe em prova a substituição para estas espécies. Pois *M. incanus* foi registrada em até 1259 m no Parque Nacional do Itatiaia (Geise, *et al.*, 2004) e até 1400 m na Serra do Brigadeiro (Moreira, *et al.*, 2009). Em simpatria a elas a espécie *M. paulensis* com registros de até 1000 m no Parque Nacional do Itatiaia (Geise, *et al.*, 2004) e também 1400 m na Serra do Brigadeiro (Moreira, *et al.*, 2009).

Ainda, *Oligoryzomys nigripes* tão abundante nas faixas entre 1000-1500 m, aparece em simpatria com *Oligoryzomys flavescens* entre 1500-2000 m, não tendo sido registrado acima desse limite de altitude. A distribuição de *O. flavescens* ocorre principalmente ao sul da área de estudo (latitude 20 a 21° S) com registros alcançando os pampas da Argentina, região de latitudes maiores e temperaturas mínimas menores. Seu registro entre 1500-2000 m está associada provavelmente a congruência entre a fitofisionomia dos campos sulinos com os campos de altitudes (Safford, 1999; Gonçalves, 2006).

Finalmente, ressalta-se a presença de *Oxymycterus dasytrichus*, espécie característica de baixas e médias altitudes sendo rara acima de 2000 m (Geise, *et al.*, 2004). Já presente entre 1000-1500 m, nessa faixa ocorre em simpatria com as espécies *Oxymycterus caparaoe* e *Oxymycterus hispidus*. Acima de 2000 m ocorrem apenas as duas últimas espécies especialistas em ambientes de grandes altitudes (Bonvicino, *et al.*, 2002), e provavelmente derivadas de especiação alopátrica (Gonçalves, 2006).

GRADIENTE 2000-3000 M

A partir de 2000 m, apenas roedores foram registrados. A respeito do gradiente altitudinal entre 2000-2500 m houve diminuição da riqueza e diversidade (Figuras 4, 5 e 8). A maior parte da riqueza e da abundância foi representada por espécies restritas a grandes altitudes: *Akodon mystax*, *Akodon serrensis*, *Delomys altimontanus* e *Oxymycterus caparaoe* (Tabela 1). Além disso, digno de nota foi o registro apenas para esse intervalo, do equímideo *Euryzomatomys spinosus*. Esta espécie ocorre em diversas altitudes de áreas da Mata Atlântica, Pampas Sulinos, além de um único registro no Cerrado, sendo considerada uma espécie generalista (Loss, 2014).

Para o ultimo gradiente altitudinal, ainda apenas no PARNA Carapaó (entre 2500-3000 m), foram registradas apenas quatro espécies de três gêneros: *Akodon serrensis*, *Akodon mystax*, *Thaptomys nigrita* e *Delomys altimontanus* (Tabela 1), registros que se refletem na baixa riqueza e abundância alcançados para essa faixa e em uma fauna especializada em ambientes de altitudes (exceto *T. nigrita*). Três destas *A. serrensis*, *A. mystax* e *D. altimontanus* também foram encontradas em outras localidades com perfis altimétricos semelhantes (Geise, *et al.*, 2004; Gonçalves & Oliveira, 2014).

Similaridade

Considerando o coeficiente de semelhança biogeográfica, o número de espécies compartilhadas em relação ao total de espécies é o fator principal para mensurar quão semelhantes duas áreas podem ser. De imediato é percebido que os maiores valores se encontram em gradientes altitudinais adjacentes, principalmente entre as faixas de altitudes mais altas (Tabela 2; Figura 9). Nas faixas altitudinais mais altas há grande representação de espécies compartilhadas entre faixas adjacentes em relação ao total registrado por faixa. Por exemplo, entre 1500-2000 e 2000-2500 m, foram registradas 15 espécies sendo que 7 delas ocorrem em ambas as faixas altitudinais, representando 46% do total. Entre 1000-2000 m e 2000-3000 m a representação é de 44%. (Figura 7).

Para as UCs o padrão se mantém. Os maiores valores de semelhança biogeográfica ocorrem para as UCs intermediárias e altas (como PEFG e Rebio Duas Bocas com $CSB = 0,67$ e PEFG e PARNA Caparaó com $CSB = 0,59$; Tabela 3; Figura 10). Dessa forma, as reservas de baixada apresentam menor coesão entre a composição de fauna do que aquela característica de UCs em áreas de altitude. Isso ocorre devido à maior sobreposição de altitudes entre as UCs entre 1000-2000 m (Figura 1) e o compartilhamento de espécies especializadas em habitats montanhosos (Tabela 3). Além disso, este alto valor de similaridades das áreas de altitude pode ser fruto do maior isolamento dessas áreas e, conseqüentemente, menor ação antrópica sobre a fauna e flora. Com isso, fatores importantes responsáveis pela composição da fauna nessas áreas seriam a altitude e a influência da alteração local do habitat. Para gradientes elevados o fator principal influenciando na composição da fauna seria a altitude; para baixos gradientes a ação antrópica pronunciada influenciaria mais, tomando possível a extinção local de espécies (o que então contribuiria na diminuição

dos valores de similaridade entre as áreas de baixada) que, de outra forma, poderiam ocupar áreas em que não foram encontradas; e para altitudes intermediárias ambas influências seriam significativa – a composição da fauna pode agregar espécies de altas e baixas altitudes nas regiões limítrofes, enquanto que se ação antrópica ainda pode ser significativa, seria maior do que em regiões de baixada, ainda que maior do que em regiões de altitude.

Corroborando o acima mencionado, para análises de similaridade utilizando a metodologia de UPGMA, a ocorrência de espécies únicas seria o principal fator para a formação dos agrupamentos. Entre as faixas altitudinais para a Mata Atlântica, percebe-se uma nítida separação das faixas entre 2000-3000 m das demais, isto devido a uma fauna característica e endêmica especializada em áreas de altitudes (Figura 11, Figura 7). Conforme descrita na seção de resultados, com o aumento de altitude percebe-se claramente a substituição de espécies em um mesmo gênero, conforme relatado para *Akodon*, *Delomys*, *Oligoryzomys* e *Oxymycterus*. Ainda sobre a similaridade entre as faixas altitudinais houve um agrupamento daqueles entre 500-1500 m, e destas em conjunto formando um grupo próximo daquele que reúne localidades na faixa de 1500-2000 m (Figura 11). Esse grande agrupamento apresenta o maior valor de riqueza (Figuras 4, 6, 7 e 8) e corresponde à fauna de pequenos mamíferos de altitudes intermediárias, que podem alcançar até 2000 m nos limites de sua distribuição (Figura 7). Menos correlacionado a este grupo está a faixa altitudinal entre 0-500 m (Figura 11) que também possui uma fauna particular de espécies de baixada (e.g. *Hylaeamys megacephalus* e *Necromys lasiurus*).

Em relação às UCs houve a formação de um grupo de áreas com altitudes intermediárias e altas (PEFG, Rebio Duas Bocas e PARNA Caparaó). Isto devido a grande sobreposição de faixas altimétricas entre o PEFG e PARNA Caparaó (Figura 1) e a grande semelhança biogeográfica entre as faunas presentes nas faixas altitudinais de 500-1500 m destas áreas (Tabela 2). Esse compartilhamento de espécies raras pode ser fruto da menor acessibilidade (atual e histórica) dessas áreas, contribuindo para o isolamento da fauna e, também, restrições à ação antrópica, que resultaria em uma fauna menos alterada. Também houve a formação de um grupo com as UCs de baixada (Rebio Sooretama/PNV e Rebio Córrego do Veado), que compartilham uma grande gama de espécies (Anexo 12).

CONSIDERAÇÕES SOBRE GRADIENTES ALTITUDINAIS E CONSERVAÇÃO

De forma geral, espécies raras tendem a persistir em regiões isoladas, como ambientes insulares verdadeiros ou continentais, como áreas de altitude e/ou fragmentadas (Lomolino & Channell, 1995, 1998; Channell, 1998; Channell & Lomolino, 2000a, 2000b). Portanto, devido à alta riqueza e elevadas taxas de endemismo, as áreas montanhosas são extremamente relevantes para manutenção de faunas regionais, sendo frequentemente alvos de prioridade em estratégias de conservação, com concentração de espécies ameaçadas (Bibby *et al.*, 1992; Williams *et al.*, 1996; Davis *et al.*, 1997), sendo estas também mais suscetíveis à perturbações antropogênicas (Andersen *et al.*, 1997). Essa situação pode ser ilustrada na área estudada com registro no presente trabalho das espécies raras *Abrawayomys ruschii* e *Rhagomys rufescens* em altitudes intermediárias. Ou ainda, espécies especialistas em altitudes como *Akodon mystax*, *Akodon serrensis*, *Delomys altimontanus*, *Oxymycterus hispidus* e *O. caparaoe*. Assim, montanhas configura-se como um refúgio para um grande e pouco conhecido número de espécies ameaçadas e em perigo de extinção (Lomolino, 2001).

Os resultados do presente trabalho indicam que as UCs de gradientes mais altos apresentam grande semelhança biogeográfica, estando mais correlacionadas do que as UCs de baixada, que são geograficamente menos isoladas. Essa conformação pode apontar a influência de ações antrópicas locais que alterariam a composição da fauna de ambientes de baixada, enquanto áreas de altitudes (mais isoladas) compartilhariam mais espécies raras (e.g. *Brucepattersonius griserufescens*, *Juliomys pictipes*, *Monodelphis scalops*), além daquelas especialistas em altitude (citadas no parágrafo anterior). Dessa forma, confirma-se mais uma vez a importância das áreas de montanhas para a conservação, nesse caso específico em relação à UCs no Estado do Espírito Santo, o que pode subsidiar planejamentos e ações conservacionistas nas mesmas.

Outra perspectiva histórica relevante sobre a situação de sistemas montanhosos tropicais, pode ser considerada em períodos mais quentes as áreas com maiores altitudes atuam como refúgios alopátricos para *taxa* adaptados ao frio, levando à divergência e especiação entre populações isoladas (Roy, 1997; Gonçalves, *et al.*, 2007; Smith & Patton, 2007; Safford, 1999, 2007). Durante os períodos mais frios as populações de montanha poderiam expandir sua distribuição para as terras baixas (Behling, 2002; Ledru, *et al.*, 2005). A distribuição de *Delmys altimontanus* nos Parque

Nacional do Itatiaia disjunta ao PARNA Caparaó, mas com pouca divergência genética (Gonçalves & Oliveira, 2014), podem exemplificar o padrão supracitado.

Essas mudanças na distribuição com expansão e/ou redução podem ser particularmente difíceis para as espécies com capacidade de dispersão limitada ou aquelas com necessidades de hábitat altamente fidedignos (Sgro *et al.*, 2011). Da mesma forma, o aumento da temperatura global pode estar ameaçando estes refúgios. Não há dúvida de que o clima desempenha um papel importante na limitação da distribuição das espécies terrestres (Andrewartha & Birch, 1954; Bale, *et al.*, 2002; Parmesan, *et al.*, 2000, 2005; Precht, *et al.*, 1973; Webb & Bartlein, 1992; Weiser, 1973; Woodward, 1987; Alves, 2013). Estudos apoiam que a tendência de aquecimento e seca no monte Kilimanjaro torna a biota local mais sensível ao fogo causando redução da floresta ombrófila substituída por um sistema alpino mais árido (Hemp, 2005). Ainda, vários estudos demonstram uma expansão das espécies de altitudes intermediárias para maiores altitudes e, com isso, contração da área de ocorrências de espécies de grandes altitudes, por exemplo: aves de várzea que passaram a se reproduzir em floresta ombrófila de montanhas nos últimos 20 anos na Costa Rica (Pounds, *et al.*, 1999, 2005); e, expansão da flora alpina em direção aos cumes na Suíça (Grabherr, *et al.*, 1994; Pauli, *et al.*, 1996), na Sibéria (Moiseev & Shiyatov, 2003) e nas Montanhas Rochosas (Luckman & Kavanagh, 2000). Para a Mata Atlântica, um estudo realizado com 38 espécies arbóreas mostrou que em um cenário otimista, um aumento médio de aproximadamente 2° C na temperatura causaria uma redução de 30% da área hoje ocupada pela Mata Atlântica. No cenário pessimista, o aumento médio de aproximadamente 4° C prevê redução de até 65% em área (Colombo, 2007). Um agravante para a importância de áreas de montanhas na Mata Atlântica para a conservação é que a redução da área é diferente para os diferentes perfis de altitudes. Devido à presença das serras, que pelo efeito orográfico mantêm uma alta pluviosidade e amenizam alterações na temperatura, as modificações seriam menos evidentes em certos perfis. Mas, mesmo nestas regiões, espécies típicas de áreas mais elevadas e úmidas como *Akodon mystax*, *A. serrensis*, *Delomys altimontanus*, *Oxymycterus hispidus* e *O. caparae* tenderiam a desaparecer (Salis, *et al.*, 1995; Joly, 2007).

Perturbações ambientais são conhecidas como agente de alteração na distribuição de táxons de pequenos mamíferos em tempo passado e presente. Vários táxons responderam às mudanças de temperatura e também apresentaram grandes variações de alcance da distribuição durante flutuações climáticas no final do

Quaternário (Grayson, 2006) ou atuais (Beever, *et al.*, 2003). Além disso, espécies com distribuição influenciada pelo clima apresentam maiores taxas de extinção do que diversificação em caso de variação climática (Janson & Dynesius, 2002). Atualmente, e em concordância com a influência do aumento de temperatura, Moritz e colaboradores (2008) perceberam no Parque Nacional de Yosemite, Estados Unidos, espécies de pequenos mamíferos de alta elevação apresentaram contrações na distribuição (algumas de fato se extinguindo nas maiores altitudes onde eram encontrados a cerca de 100 anos atrás) e espécies de baixa altitude expandiram seu limite de distribuição para gradientes altitudinais mais elevados. Essa contração/expansão de área foi também acompanhada de uma dramática perda de alelos (diversidade genética) por parte de espécies mais especialistas de habitat, enquanto as mais generalistas não exibiam resposta negativa ou positiva, significativa. Portanto, as espécies que apresentam populações estabelecidas com sucesso ao longo de uma faixa contínua de elevações podem representar um bom sistema para o estudo dos efeitos sinérgicos de deriva genética, endogamia e da seleção natural sobre a extensão e distribuição da variação genética quando as condições ambientais mudam rapidamente em uma curta distância (Gebremedhin, *et al.*, 2009). Estes estudos, além de ilustrarem a relevância e importância de estudos filogeográficos em gradientes altitudinais, também chama a atenção para o impacto das ações humanas nos ambientes naturais. No caso do Parque Nacional de Yosemite, por ser uma UC bem conservada, a influência local da ação antrópica é muito reduzida; portanto, os efeitos observados podem ser atribuídos majoritariamente às mudanças climáticas. O mesmo foi observado para a pika-americana (*Ochotona princeps*) (Parmesan & Galbraith, 2004; Beever, *et al.*, 2003), que além da retração na distribuição também teve documentada mudanças no comportamento de forrageamento, com relatos de morte de adultos em face de temperaturas maiores que 31°C (Smith, 1974). Assim, em um contexto espacial, gradientes de altitude podem ser usados como substitutos para as mudanças temporais previstas de acordo com pressões de seleção causadas pelas alterações climáticas (Reusch & Wood, 2007). Dessa forma, espécies dos gêneros *Akodon*, *Delomys*, *Oligoryzomys* e *Oxymycterus* poderiam também servir de parâmetros para estudos a respeito das alterações climáticas sobre espécies de pequenos mamíferos não-voadores no âmbito da Mata Atlântica e em situações regionais dentro do Bioma.

Portanto, em relação ao acima discutido, conclui-se que o complexo sistema ecológico da distribuição dos animais ao longo de um gradiente de altitude podem fornecer informações úteis sobre ecologia, preferências de habitat e substituição de espécies

(Goodman, *et al.*, 1996). Além disso, gradientes ecológicos - como o altitudinal - podem apresentar padrões filogenéticos, refletindo as diferenças históricas entre as regiões, bem como traços herdados dos clados que contribuem para a biodiversidade local (Ricklefs, 2005; Gonçalves, 2006; Hawkins, *et al.*, 2006). Ainda, por apresentarem altas taxas de riqueza e endemismo estas áreas são importantes refúgios para a fauna. Dessa forma, estudos em gradiente altitudinais são importantes para conhecer a importância da história para os padrões de riqueza local (Ricklefs, 2005; Roy & Goldberg, 2007) e podem auxiliar na previsão dos impactos na fauna causada por mudanças climáticas., entre outras

Referências Bibliográficas

- Alberico, M., Cadena, A., Hernández-Camacho, J. and Muñoz-Saba, Y. 2000. Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. *Biota Colombiana* 1(1): 43-75.
- Albuja, V. L., Patterson, B. D. 1996. A new species of northern shrew opossum (Paucituberculata: Caenolestidae) from the Cordillera del Condor, Ecuador. *Journal of Mammalogy* 77(1): 41-53
- Alves, K. S., 2013. - Padrões de distribuição de pequenos mamíferos não voadores na Mata Atlântica do Brasil e variáveis ambientais associadas. Dissertação de mestrado em Ciências Biológicas (Biologia Animal). Vitória, ES: Universidade Federal do Espírito Santo.
- Andersen, M., Thornhill, A., Koopowitz, H., 1997. Tropical forest disruption and stochastic biodiversity losses. In: Laurance WF, Bierregaard RO (eds) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp 281-292.
- Andrewartha, H.G., Birch, L.C., 1954. *The Distribution and Abundance of Animals*. Chicago, IL: Univ. Chicago Press.
- Auricchio, P., 2002. Técnicas de coleta e preparação de vertebrados para fins científicos e didáticos (Auricchio, P. & Salomão, M. G., orgs.). Instituto Pau Brasil de História Natural, Arujá, pp. 151-196.
- Atlas do Ecossistema do Espírito Santo., 2008. Vitória ES: SEMA, Viçosa, MG: UFV, 2008, xi, 504p.
- Bale, J.S., Masters, G.J., Hodkinson, I.D., Awmack, C., Bezemer, T.M., 2002. Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Glob. Change Biol*, 8:1–16.
- Beever, E.A., Brussard, P.F., Berger J., 2003. Patterns of apparent extirpation among isolated populations of pikas (*Ochotona princeps*) in the Great Basin. *J. Mammal*, 84:37–54.
- Behling, H., 2002. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 177, 19–27.
- Bibby, C.J., Collar, N.J., Crosby, M.J., Heath, M.F., Imboden, C., Johnson, T.H., Long, A.H., Stattersfield, A.J., Thierygood, S.J., 1992. Putting biodiversity on the map, priority areas for global conservation. ICBP, Cambridge.
- Bonvicino, C.R., Langguth, A., Lindbergh, S.M., De Paula, A.C., 1997. An elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, southeastern Brazil. *Mammalia*, 61: 547-560.
- Bonvicino, C.R., Lindbergh, S.M., Maroja, L.S., 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian journal of biology*, 62:765-774.
- Brown, J.H., 1988. Species diversity. In: *Analytical biogeography* (ed. by A. Myers & P.K. Giller). Chapman & Hall, London.
- Brown, J.H., 2001. Mammals On Mountainsides: Elevational Patterns Of Diversity. *Global Ecology & Biogeography*, 10, 101– 109.

- Brown, J.H., Kodric-Brown A., 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology*, 58, 445–449.
- Brown, J.H., Lomolino M.V., 1998. *Biogeography*, 2nd edn. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Bruijnzeel, L.A., 2000. Hydrology of tropical montane cloud forests: a reassessment. In *Proceedings of the Second International Colloquium* (J.S. Gladwell, ed.). UNESCO, Paris, p. 353-383.
- Bruijnzeel, L.A., Proctor J., 1995. Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know? In: *Tropical montane cloud forests* (L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena, eds). Springer Verlag, New York, p. 38-78.
- Carão, L., 1997. Levantamento de mamíferos não-voadores da reserva biológica de duas bocas, espírito santo e comparação da eficiência dos métodos utilizados. Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas. Vitória, ES: UFES.
- Caceres, N.C., Godoi, M.N., Hannibal, W., Ferreira, V.L., 2011. Effects of altitude and vegetation on small-mammal distribution in the Urucum Mountains, western Brazil. *Journal of Tropical Ecology* (2011) 27:279–287.
- Channell, R., 1998. A geography of extinction: patterns in the contraction of geographic ranges. PhD Dissertation, University of Oklahoma, Norman, OK.
- Channell, R., Lomolino, M.V., 2000a. Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature*, 403, 84–86.
- Channell, R., Lomolino, M.V., 2000b. Trajectories toward extinction: dynamics of geographic range collapse. *Journal of Biogeography*, 27, 169–179.
- Chao, A., 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, 43, 783-791.
- Colombo, A.F., 2007. Conseqüências das mudanças climáticas globais para as espécies arbóreas da Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado – Instituto de Biologia/UNICAMP, Campinas.
- Colwell, R.K., Hurtt, G.C., 1994. Non-biological gradients in species richness and a spurious Rappoport effect. *The American Naturalist*, 144, 570–595. Darwin, C. *On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for life*. John Murray, London. 1859.
- Colwell, R.K., Rahbek, C., Gotelli, N.J., 2004. The mid-domain effect and species richness patterns: what have we learned so far? *The American Naturalist*, 163,E1–E23.
- Condit, R., Pitman, N.C.A., Leigh, E.G., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R.B., Núñez, V.P., Aguilar, S., Valencia, R., Villa, G., Muller-Landau, H.C., Losos, E., Hubbell, S.P., 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science*, 295: 666-669.
- Darwin, C., 1839. *Journal of the Researches into the Geology and Natural History of Various Countries Visited by H.M.S. Beagle, under the Command of Captain Fitzroy, R.N. from 1832 to 1836*. Henry Colburn, London.
- Darwin, C., 1859. *On the Origin of Species by Means of Natural Selection or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life*. John Murray, London.

- Davis, S.D., Heywood, V.H., Herrera-McBryde, O., Villa-Lobos, J., Hamilton, A.C., 1997. Centres of Plant Diversity, a Guide and Strategy for their Conservation. Vol. 3: The Americas. IUCN-Publ. Unit Cambridge, U.K.
- Dawson, T.J., Hulbert, A.J., 1970. Standard metabolism, body temperature, and surface areas of Australian marsupials. *American Journal of Physiology*, 218: 1233-1238.
- Downes, S.J., Handasyde, K.A., Elgar, M.A., 1997. Variation in the use of corridors by introduced and native rodents in South-Eastern Australia. *Biological Conservation* 82:379-383.
- Duellman, W.E., 1990. Herpetofaunas in neotropical rainforests: Comparative composition, history, and resource use. In A. H. Gentry, (ed.). *Neotropical Rainforests*, New Haven: Yale University Press. pp.455-450.
- Eisenberg, J.F., 1989. *Mammals of the Neotropics: the northern Neotropics*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. x + 449 pp.
- Eisenberg, J.F., Redford K.H., 1999. *Mammals of the Neotropics: the central Neotropics*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. x + 609 pp.
- Fonseca, G.A.B., M.C.M., Kierulff., 1988. Biology and natural history of Brazilian Atlantic forest small mammals. *Bulletin Florida State Museum* 34:1–55.
- Forero-Medina, G., Vieira, M.V., 2009. Perception of a fragmented landscape by neotropical marsupials: effects of body mass and environmental variables. *Journal of Tropical Ecology* 25: 53–62.
- Fjeldså, J., 1994 Geographical patterns for relict and young birds in Africa and South America and implications for conservation priorities. *Biodiversity and Conservation* 3:107-226.
- Ganzhorn, J.U., 2003. Effects of introduced *Rattus rattus* on endemic small mammals in dry deciduous forest fragments of western Madagascar. *Animal Conservation* 6:147-157.
- Gardner, A.L., 2007. Order Didelphimorphia. In: A. L. Gardner (ed.), *Mammals of South America*, pp. 669. University of Chicago Press, Chicago, USA
- Gascon, C., Lovejoy, T. E.; Bierregaard, R. O.; Malcolm, J. R.; Stouffer, P. C.; Vasconcelos, H. L.; Laurance, W. F.; Zimmerman, B.; Tocher, M.; Borges, S., 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest
- Geise, L., Pereira, L.G., Bossi, D.E.P., Bergallo, H.G., 2004. Pattern of elevational distribution and richness of non volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64: 599-612. 2004.
- Geise, L., 1995. Os roedores sigmondontíneos (Rodentia, Muridae) do estado do Rio de Janeiro. Sistemática, citogenética, , distribuição e variação geográfica. Ph.D. diss. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brazil.
- Gentry, A.H., 1986. Endemism in tropical versus temperate plant communities. In: Soulé MA (ed) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts, pp 153-181 Gotelli NJ, Graves GR (1996) Null models in ecology, Smithsonian Institution, Washington, DC.
- Gentry, A.H., Dodson C.H., 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Gardens*, 74, 205–233.

- Grabherr, G., Gottfried M., Pauli H., 1994. Climate effects on mountain plants. *Nature* 369:448.
- Graves, G.R., 1988. Linearity of geographical range and its possible effect on the population structure of Andean birds. *Auk* 105: 47-52.
- Grayson, D.K., 2006. *Quat. Sci. Rev*, 25, 2964. 29.
- Gebremedhin, B., Ficetola, G.F., Naderi, S., Rezaei, H.R., Maudet, C., *et al.*, 2009. Frontiers in identifying conservation units: from neutral markers to adaptive genetic variation. *Animal Conservation*, 12: 107–109.
- Gonçalves, P.R., 2006. Diversificação dos Roedores Sigmodontídeos em Formação Alto-Montanas da Mata Atlântica. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil.
- Gonçalves, P.R., Myers, P., Vilela, J.F. & Oliveira, J.A., 2007. Systematics of species of the genus *Akodon* (Rodentia: Sigmodontinae) in Southeastern Brazil and implications for the biogeography of the campos de altitude. *Miscellaneous Publications Museum of Zoology, University of Michigan*, 197, 1–24.
- Gonçalves, P.R., Oliveira, J.A., 2014. An integrative appraisal of the diversification in the Atlantic forest genus *Delomys* (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) with the description of a new species. *Zootaxa*, (1): 001–038.
- Goodman, S.M., 1995. *Rattus* on Madagascar and the dilemma of protecting the endemic rodent fauna. *Conservation Biology* 9:450-453.
- Goodman, S.M., Andrianarimisa, A., Olson, L.E., Sorimalala, V., 1996. Patterns of elevational distribution of birds and small mammals in the humid forests of Montagne D'Ambre, Madagascar. *Ecotropica*, 2: 87-98.
- Goodman S.M., Carleton M.D., 1996. The rodents of the Réserve Naturelle Intégrale d'Andringitra, Madagascar. *Fieldiana: Zoology, New Series* 85:257-283.
- Gotelli, N.J., Graves, G.R., 1996. *Null models in ecology*. Smithsonian Institution, Washington, DC.
- Grytnes, J. A., 2003. Species-richness patterns of vascular plants along seven altitudinal transects in Norway. *Ecography* 26:291–300.
- Grytnes, J. A., O. R. Vetaas., 2002. Species richness and altitude: a comparison between null models and interpolated plant species richness along the Himalayan altitudinal gradient, Nepal. *American Naturalist* 159:294–304.
- Gutiérrez, E. E.; Jansa, S. A.; Voss, R. S., (2010). Molecular systematics of mouse opossums (Didelphidae: Marmosa): assessing species limits using mitochondrial DNA Sequences, with comments on phylogenetic relationships and biogeography. *American Museum Novitates* 3692: 1–22.
- Hamilton, L.S., Juvik, J.O., Scatena, F.N., 1995. The Puerto Rico tropical cloud forest symposium: introduction and workshop synthesis. In *Tropical montane cloud forests* (L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena, eds). Springer Verlag, New York, p. 1-23.
- Hawkins, B.A., Diniz-Filho, J.A.F., Jaramillo, C.A., Soeller, S.A., 2006. Post-Eocene climate change, niche conservatism, and the latitudinal diversity gradient of New World birds. *Journal of Biogeography*, 33: 770-780.

- Hayssen, V., Lacy, R.C., 1985. Basal metabolic rates in mammals: taxonomic differences in the allometry of BMR and body mass. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 81A: 741-754.
- Heaney, L.R., 2001. Small mammal diversity along elevational gradients in the Philippines: an assessment of patterns and hypotheses. *Global Ecology and Biogeography*, 10, 15–39.
- Hemp, A., 2005. Climate change-driven forest fires marginalize the impact of ice cap wasting on Kilimanjaro. *Glob. Change Biol*, 11:1013–23
- Hollunder, R.K., Martins K.G.G, Lubber, J., 2013. Composição em abundância do estrato arbustivo de um fragmento florestal no Parque Estadual da Mata das Flores, ES. 64º Congresso Nacional de Botânica.
- Hubbell, S.P., 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Humboldt, A., 1849. *Aspects of Nature in Different Lands and Different Climates, with Scientific Elucidations*. Translated by M. Sabine. Longman, Brown, Green and Longman, London.
- Ibisch, P.L., Boegner, A., Nieder, J., Barthlott, W., 1996. How diverse are neotropical epiphytes? An analysis based on the 'Catalogue of the flowering plants and gymnosperms of Peru'. *Ecotropica*, 1: 13-28.
- Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal do Espírito Santo - IDAF., 2001. Plano de manejo do Parque Estadual de Forno Grande. Versão resumida. MMA/FNMA/MRS. 44p.
- Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal do Espírito Santo - IDAF., 2004. Plano de manejo do Parque Estadual da Pedra Azul. Programa das Nações Unidas para o desenvolvimento – PNUD, Projeto Corredor Central da Mata Atlântica. 595p.
- Janson, R. & Dynesius, M., 2002. The Fate of Clades in a World of recurrent Climatic Change: Milankovitch Oscillations and Evolution. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 33(1):741-777.
- Joly, C.A., 2007. Biodiversidade e mudanças climáticas: contexto evolutivo, histórico e político. *Ambiente e Sociedade*, X: 169-172
- Jones, M.M., Tuomisto, H., Clark, D.B., Olivas, P., 2006. Effects of mesoscale environmental heterogeneity and dispersal limitation on floristic variation in rain forest ferns. *Journal of Ecology*, 94: 181-195.
- Kasangaki, A., Kityo, R., Kerbis, J., 2003. Diversity of rodents and shrews along an elevational gradient in Bwindi Impenetrable National Park, south-western Uganda. *African Journal of Ecology* 41:115–123.
- Kessler, M., 2000. Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. *Plant Ecology*, 149: 181-193.
- Kessler, M., 2001. Patterns of diversity and range size of selected plant groups along an elevational transect in the Bolivian Andes. *Biodiversity and Conservation* 10:1897– 1921.
- Kessler, M., 2002. The elevational gradient of Andean plant endemism: varying influences of taxon-specific traits and topography at different taxonomic levels. *Journal of Biogeography*, 29: 1159-1166.

- Kessler, M., Herzog, S.K., Fjeldså ,J., Bach, K., 2001. Species richness and endemism of plant and bird communities along two gradients of elevation, humidity and land use in the Bolivian Andes. *Diversity and Distributions*, 7: 61-77
- Kessler, M., Kluge, J., 2008. Diversity and endemism in tropical montane forests: from patterns to processes. *Biodiversity and Ecology Series*, 2:35-50.
- Kikkawa, J., Williams, E.E., 1971. Vegetational structure and avian diversity in several New World areas. *American Naturalist*, 105, 423–435.
- Kluge, J., Kessler, M., 2006. Fern endemism and its correlates: contribution from an elevational transect in Costa Rica. *Diversity and Distributions*, 12: 535-545.
- Koh, C.N., Lee, P.F., Lin, R.S., 2006. Bird species richness patterns of northern Taiwan: primary productivity, human population density, and habitat heterogeneity. *Diversity and Distributions*, 12, 546–554.
- Kruckeberg, A.R., Rabinowitz, D., 1985. Biological aspects of endemism in higher plants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16: 447-479.
- Lacher Jr., T.E., Alho, C.J.R., 2001. Terrestrial small mammal richness and habitat associations in an Amazon Forrest-Cerrado Contact Zone. *Biotropica* 33: 171-181
- Lawton, J.H., 1996. Patterns in ecology. *Oikos*, 75, 145–147.
- Lawton, J.H., Macgarvin, M., Heads, P.A., 1987. Effects of altitude on the abundance and species richness of insect herbivores on bracken. *Journal of Animal Ecology*. 56, 147–160.
- Ledru, M.P., Rousseau, DD, Cruz, J. Riccomini, C, Karmann, I & Martin, L., 2005. Paleoclimate changes during the last 100,000 yr from a record in the Brazilian Atlantic rainforest region and interhemispheric comparison. *Quaternary Research*, 64, 444–450
- Lehtonen, J.T., Mustonen, O., Ramiarinjanahary, H., Niemel  , J., Rita, H., 2001 Habitat use by endemic and introduced rodents along a gradient of forest disturbance in Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 10:1185-1202.
- Lomolino, M.V., 2001. Elevation gradients of species diversity: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography*, 10, 3– 13.
- Lomolino, M.V., Channell, R., 1995. Splendid isolation: patterns of range collapse in endangered mammals. *Journal of Mammalogy*, 76, 335–347.
- Lomolino, M.V., Channell, R., 1998. Range collapse, reintroductions and biogeographic guidelines for conservation: a cautionary note. *Conservation Biology*, 12, 481–484.
- Loss, A.C., 2014. Filogenia e Evolu    de Roedores Echimyidae na Mata Atlântica. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil.
- Luckman, B., Kavanagh, T., 2000. Impact of climate fluctuations on mountain environments in the Canadian Rockies. *Ambio*, 29:371–80.
- Lynam, A.J., 1997. Rapid decline of small mammal diversity in Monsoon evergreen forest fragments in Thailand. Pp. 222-240 in *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities* (W. F. Laurance, & R. O. Bierregaard JR., EDS.). The University of Chicago Press, Chicago.
- MacArthur, R.H., 1972. *Geographical ecology*, Harper & Row, New York

- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- MacMillen, R.E., Nelson, J.E., 1969. Bioenergetics and body size in dasyurid marsupials. *American Journal of Physiology*, 217: 1246-1251.
- Magurran, A.E., 1988. Ecological diversity and its measurement. New Jersey: Princeton University Press.
- Martin, C.J., 1902. Thermal adjustment and respiratory exchange in monotremes and marsupials - A study in the development of homoeothermism. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 195: 1-37.
- Mayr, E., 1942. Systematics and the origin of species. Columbia University Press, New York.
- McCain, C.M., 2004. The mid-domain effect applied to elevational gradients: species richness of small mammals in Costa Rica. *Journal of Biogeography*, 31(1): 19-31.
- McCain, C.M., 2005. Elevational gradients in diversity of small mammals. *Ecology*, 86 (2): 366-372.
- McCoy, E.D., 1990. The distribution of insects along elevational gradients. *Oikos*, 58, 313–322.
- McNab, B.K., 1978. The comparative energetics of Neotropical marsupials. *Journal of Comparative Physiology*, 125: 115-128.
- McNab, B.K., 1986. Food habits, energetics, and the reproduction of marsupials. *Journal of Zoology, London* 208: 595-614.
- McNab, B.K., 2005. Uniformity in the basal metabolic rate of marsupials: its causes and consequences. *Rev. chil. hist. nat.*, vol.78, n.2, pp. 183-198.
- Md Nor, S., 2001. Elevational diversity patterns of small mammals on Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia. *Global Ecology and Biogeography*, 10, 41–62.
- Mena, J.L., Vazquez-Dominguez, E., 2005. Species turnover on elevational gradients in small rodents. *Global Ecology and Biogeography*, 14 (6): 539-547.
- Merriam, C.H., 1890. Results of a biological survey of the San Francisco Mountain region and the desert of the Little Colorado, Arizona. *North American Fauna*, 3, 1–136.
- Ministério Do Meio Ambiente - MMA., 2000. Avaliações e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Brasília, MMA/SBF, 40p.
- Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., da Fonseca, G.A.B., 2004. Hotspots Revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions, CEMEX, Mexico, 391pp
- Moiseev, P.A., Shiyatov, S.G., 2003. The use of old landscape photographs for studying vegetation dynamics at the treeline ecotone in the Ural Highlands, Russia. In: *Alpine Biodiversity in Europe*, ed. L Nagy, G Grabherr, C Körner, DBA Thompson, pp. 423–36. Berlin: Springer-Verlag.
- Moreira, D.O., Coutinho, B.R. Mendes, S.L., 2008. O status do conhecimento sobre a fauna de mamíferos do Espírito Santo baseado em registros de museus e literatura científica. *Biota Neotrop.* 8(2)

- Moreira, J.C, Manduca, E.G., Gonçalves, P.R., de Morais Jr., M.M., Pereira, G., Lessa, Gisela., Dergan J.a., 2009. Small Mammals from Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Southeastern Brazil: Species Composition and Elevational Distribution. *Arquivos do Museu Nacional*, 67:103-118.
- Moritz, C., Patton, J.L., Conroy, C.J., Parra, J.L., White, G.C., Beissinger, S.R., 2008. Impact of a century of climate change on small-mammal communities in Yosemite National Park, USA. *Science*, 322:261–264.
- Musser, G.G., Carleton, M.D.. 2005. Superfamily Muroidea. In: D. E. Wilson and D. A. Reeder (eds), *Mammal Species of the World: a geographic and taxonomic reference*, pp. 894-1531. The John Hopkins University Press, Baltimore, USA.
- Mustang, M.A., Patton J.L., 1997. Phylogeography and systematics of the slender mouse opossum *Marmosops* (Marsupialia, Didelphidae). *Univ. Calif. Publ. Zool.* 130: 1–86.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B., Kent J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853- 858.
- Naxara, L.R.C., 2008. Importância dos corredores ripários para a fauna de pequenos mamíferos em manchas de floresta, matriz do entorno e elementos lineares em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo.
- Nogués-Bravo, D., Araujo, M.B., Romdal, T., Rahbek, C., 2008. Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients. *Nature*, 453, 216–219.
- Ortiz, P.E., Cirignoli, S., Podesta, D.H., Pardinias, U.F.J., 2000. New records of sigmodontine rodents (Mammalia: Muridae) from high-Andean localities of northwestern Argentina. *Biogeographica* 76: 133-140.
- Paglia, A.P., de Marco, P. Jr; Costa, F. M., Pereira, R. F., Lessa, G., 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 12, n. 1, p. 67-79.
- Pardini, R., 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodivers. Conserv*, 13:2567-2586.
- Parmesan, C., Root, T.L., Willig, M.R., 2000. Impacts of extreme weather and climate on terrestrial biota. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 81:443–50.
- Parmesan, C., Galbraith, H., 2004. Observed Ecological Impacts of Climate Change in North America. Arlington, VA: Pew Cent. Glob. Clim. Change.
- Parmesan, C., Gaines, S., Gonzalez, L., Kaufman, D.M., Kingsolver, J., *et al.*, 2005. Empirical perspectives on species' borders: environmental change as challenge and opportunity. *Oikos*, 108:58–75.
- Prado, J., Percequillo, A.R, Geographic distribution of the genera of the tribe Oryzomyini (Rodentia: Cricetidae: sigmodontinae) in South America: patterns of distribution and diversity. *Arquivos de Zoologia*. 44(1):1-120.
- Pauli, H., Gottfried, M., Grabherr, G., 1996. Effects of climate change on mountain ecosystems: upward shifting of mountain plants. *World Res. Rev*, 8:382–90

- Phillips, O.L., Nuñez-Vargas, P., Monteagudo, A., Peña Cruz, A., Zans, M.E.C., Galiano-Sanchez, W., Yli-Halla, M., Rose, S., 2003. Habitat association among Amazonian tree species: a landscape-scale approach. *Journal of Ecology*, 91: 757-775.
- Pinto, I.S., Loss, A.C.C., Falqueto, A., Leite Y.L.R., 2009. Pequenos mamíferos não voadores em fragmentos de Mata Atlântica e áreas agrícolas em Viana, Espírito Santo, Brasil. *Biota Neotropica*, 9, 1–6.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P.L., Campbell, J.H., 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, 398:611–15.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P.L., Masters, K.L., 2005. Responses of natural communities to climate change in a highland tropical forest. Case study. See Lovejoy&Hannah 2005.
- Precht, H., Christophersen, J., Hensel, H., Larcher, W., 1973. *Temperature and Life*. New York: Springer-Verlag.
- Püttker, T., Meyer-Lucht, Y., Sommer, S., 2006. Movement distances of five rodents and two marsupials species in forest fragments of the coastal Atlantic Rainforest, Brazil. *Ecotropica* 12:131–139.
- Rahbek, C., 1995. The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography*, 18, 200 – 205.
- Rahbek, C., 1997. The relationship among area, elevation, and regional species richness in Neotropical birds. *American Naturalist*, 149, 875 – 902.
- Rahbek, C., 2005. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology Letters*, 8, 224–239.
- Redford, K.H., Eisenberg, J.F., 1989. *Mammals of the Neotropics: the southern cone*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. 430 pp.
- Reusch, T.B.H., Wood, T.E., 2007. Molecular ecology of global change. *Molecular Ecology*, 16: 3973–3992.
- Rickart, E.A., 2001. Elevational diversity gradients, biogeography, and the structure of montane mammal communities in the intermountain region of North America. *Global Ecology and Biogeography*, 10, 77–100.
- Ricklefs, R.E., 2005. Phylogenetic perspectives on patterns of regional and local richness. In: Bermingham E, Dick CW, Moritz C (eds) *Tropical rainforest: past, present, and future*. University of Chicago Press, pp 16-40.
- Ricklefs, R.E., Schluter D., 1993. *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press, Chicago.
- Rocha, M.F.; Passamani, M; Louzada, J., 2011. A small mammal community in a forest fragment, vegetation corridor and coffee matrix system in the Brazilian Atlantic forest. *PLoS one*, 6(8): e23312.
- Rosenzweig, M.L., 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, New York.
- Rosenzweig, M.L., Abramsky, Z., 1993. How are diversity and productivity related? Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives, (ed. by R. Ricklefs & D. Schluter), pp. 52–65. University of Chicago Press, Chicago.

- Roy, M.S., 1997. Recent diversification in African greenbuls (Pycnonotidae: *Andropadus*) supports a montane speciation model. *Proceedings of the Royal Society, London, Series B* 264, 1337–1344.
- Roy, K., Goldberg, E.E., 2007. Origination, Extinction, and Dispersal: Integrative Models for Understanding Present-Day Diversity Gradients. *American Naturalist*, 170: S71-S85.
- Safford, H.D., 1999. Brazilian Paramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. *Journal of Biogeography*, 26, 693–712.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00313.x>
- Safford, H.D., 2007. Brazilian Páramos IV. Phytogeography of the campos de altitude. *Journal of Biogeography* 34, 1701–1722.
- Sanchez-Cordero V., 2001. Small mammal diversity along elevational gradients in Oaxaca, Mexico. *Global Ecology and Biogeography*, 10, 63–76.
- Salis, S.M., Shepherd, G.J., Joly, C.A., 1995. Floristic comparison between mesophytic forests of the interior of the state of São Paulo, S.E. Brazil. *Vegetatio*, v. 119, p. 55-164, 1995.
- Sánchez-Cordero, V., 2001. Small mammal diversity along elevational gradients in Oaxaca, Mexico. *Global Ecology and Biogeography*, 10, 63–76.
- Sanders, N.J. 2002. Elevational gradients in ant species richness: area, geometry, and Rapoport's rule. *Ecography* 25: 25–32.
- Sanders, N.J., Rahbek C., 2012. The patterns and causes of elevational diversity gradients. *Ecography*, 35,1–3.
- Scardua, F.P., 2000. Plano de Manejo do Parque Estadual do Forno Grande. MRS Estudos Ambientais Ltda.
- Scheer, M.B., Mocoichinski, A.Y., 2009. Florística vascular da Floresta Ombrófila Densa Altomontana de quatro serras no Paraná. *Biota Neotrop*, Jan/Mar, vol. 9, no. 2.
- Schmid, A., Wilson, M.V., 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, 12, 1–20.
- Shanker, K., 2001. The role of competition and habitat in structuring small mammal communities in a tropical montane ecosystem in southern India. *Journal of Zoology* 253:15-24.
- Shreve, F., 1921. Conditions indirectly affecting vertical distributions on desert mountains. *Ecology*, 3, 269 –274.
- Sgro, C.M., Lowe, A.J., Hoffmann, A.A., 2011. Building evolutionary resilience for conserving biodiversity under climate change. *Evolutionary Applications*, 4: 326– 337.
- Sklenar, P., Jørgensen, P.M., 1999. Distribution patterns of páramo plants in Ecuador. *Journal of Biogeography*, 26: 681-691.
- Smith, A.T., 1974. The distribution and dispersal of pikas: influences of behavior and climate. *Ecology*, 55:1368–76.
- Smith, M.F.; Patton, J.L., 2007. Molecular phylogenetics and diversification of South American grass mice, genus *Akodon*. In: Kelt, D.A., Lessa, E.P., Salazar-Bravo, J. & Patton, J.L. (Eds.), *The Quintessential Naturalist: Honoring the Life and Legacy of Oliver P. Pearson*. University of California Press, Berkeley, pp. 827–858.

- Smith, M.F., Patton, J.L., 1999. Phylogenetics relationships and the radiation of sigmodontine rodents in South America: evidence from cytochrome b. *Biological Journal of the Linnean Society* 50: 149–177.
- Sneath, P.H.A., Sokal, R.R., 1973. *Numerical taxonomy*. W. H. Freeman, San Francisco, CA, USA. 573 pp.
- Stallings, J.R., 1989. Small mammal inventories in an Eastern Brazilian Park. *Bulletin Florida State Museum, Biological Scientific*, v. 34, n. 4, p. 153-200.
- Steiner-Souza F, Cordeiro-Estrela, P., Percequillo, A.R., Testoni, A.F., Althoff, S.L., 2008. New records of *Rhagomys rufescens* (Rodentia: Sigmodontinae) in the Atlantic forest of Brazil. *Zootaxa*, 34:28-34.
- Stephenson, P.J., 1993. The small mammal fauna of Réserve Spéciale d'Anahamazaotra, Madagascar: The effects of human disturbance on endemic species diversity. *Biodiversity and Conservation* 2:603-615.
- Stephenson, P.J., Randriamahazo H., Rakotoarison N., Racey P.A., 1994. Conservation of mammalian-species diversity in Ambohitantely Special Reserve, Madagascar. *Biological Conservation* 69:213-218.
- Stevens, G.C., 1992. The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *American Naturalist*, 140, 893–911.
- Stevens, S. M., T. P. Husband. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic Forest fragments. *Biological Conservation* 85:1-8.
- Svenning, J.C., Kinner, D.A., Stallard, R.F., Engelbrecht, B.M.J., Wright, S.J., 2004. Ecological determinism in plant community structure across a tropical forest landscape. *Ecology*, 85: 2526-2538.
- Tassin, J., Derroire, G., Riviere, J.N., 2004. Elevational gradient of richness and endemism of woody vegetation in Reunion island (Mascarene archipelago). *Acta Botanica Gallica*, 151(2): 181-196.
- Tavares, W.C., Pessôa, L.M., Seuánez, H.N., Plio-Pleistoceno history of the endangered spiny rat *Trinomys eliasi* (Echimyidae) from Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Mammalogy*. 96:94-106.
- Terborgh, J., 1977. Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology*, 58, 1007– 1019.
- Tonini, J.F.R., Carão, L.M., Pinto, I.S., Gasparini, J.L., Leite, Y.L.R., Costa, L.P., 2010. Non-volant tetrapods from Reserva Biológica de Duas Bocas, state of Espírito Santo, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 10: 339-351.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Aguilar, M., Sarmiento, A., 2003. Floristic patterns along a 43-km long transect in an Amazonian rain forest. *Journal of Ecology*, 91: 743-756.
- Umetsu, F., 2005. Pequenos Mamíferos em um Mosaico de Habitats Remanescentes e Antropogênicos: Qualidade da Matriz e Conectividade em uma Paisagem Frgmentada de Mata Atlântico. *Dissertação de Mestrado*. Unversidade de São Paulo, Brasil.
- Umetsu, F., Naxara, L., Pardini, R., 2006. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the Neotropics. *Journal of Mammalogy*, 87(4): 757-765.

- Ururahy, J.C.C., Collares, J.E.R., Santos, M.M., Barreto, R.A.A., 1983. Folhas SF.23/24 Rio de Janeiro/ Vitória; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. In: Projeto RADAMBRASIL, As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudo fitogeográfico. Rio de Janeiro, 780p. (4 – Vegetação).
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.
- Vormisto, J., Svenning, J.C., Hall, P., Balslev, H., 2004. Diversity and dominance in palm (Arecaceae) communities in terra firme forests in the western Amazon basin. *Journal of Ecology*, 92: 577-588.
- Voss, R. S., Jansa, S. A., 2009. Phylogenetic relationships and classification of didelphid marsupials, an extant radiation of New World metatherian mammals. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 322: 1-177.
- Wallace, A.R., 1876. *The geographical distribution of animals*, 2 volumes. Macmillan, London.
- Wallace, A.R., 1878. *Tropical nature and other essays*. Macmillan, New York
- Webb, T.I.I.I., Bartlein, P.J., 1992. Global changes during the last 3 million years: climatic controls and biotic responses. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 23:141–73.
- Weiser, W., 1973. *Effects of Temperature on Ectothermic Organisms*. New York: Springer-Verlag.
- Whittaker, R.H., Niering, W.A., 1965. Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona. V. Biomass, production and diversity along the elevation gradient. *Ecology*, 56, 771–790.
- Williams, P., Gibbons, D., Margules, C., Rebelo, A., Humphries, C., Pressey, R., 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementary areas for conserving diversity using British birds. *Conservation Biology*, 10: 155-174.
- Willig, M.R., Lyons, SK., 1998. An analytical model of latitudinal gradients of species richness with an empirical test for marsupials and bats in the New World. *Oikos*, 81, 93–98.
- Wolda, H., 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia*, 50: 296-302.
- Woodward, F.I., 1987. *Climate and Plant Distribution*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press.
- Wright, D.H., 1983. Species-energy theory, an extension of species-area theory. *Oikos*, 41: 496-506.
- Wu, D., Luo J., Fox B.J., 1996. A comparison of ground-dwelling small mammal communities in primary and secondary tropical rainforests in China. *Journal of Tropical Ecology* 12:215-230.
- Wu, Y.J., Colwell, R.K., Rahbek, C., Zhang, C., Quan, Q., Wang, C., Lei, F., Burns, K.C., 2013. Explaining the species richness of birds along a subtropical elevational gradient in the Hengduan Mountains. *Journal of Biogeography*, 40, 2310–2323.

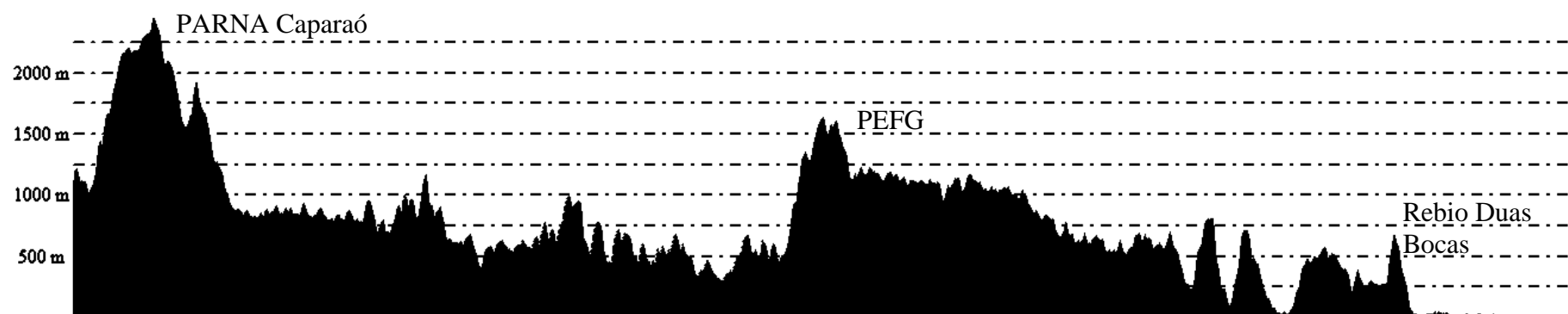
ANEXOS

ANEXO 1: PERFIL ALTITUDINAL DA MATA ATLÂNTICA DO ESPÍRITO SANTO COM DESTAQUE PARA AS MAIORES ALTITUDES ESTUDADAS E AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO.

File Options Calculate

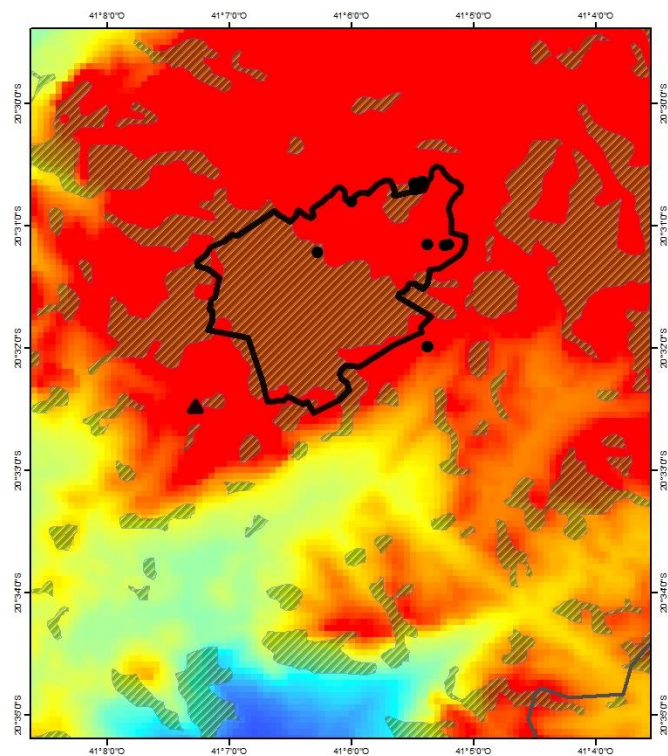
From Pos: -41.8750987545, -20.3921453430

To Pos: -40.3372239421, -20.6288895257



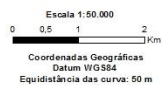
ANEXO 2: ÁREA DO PARQUE ESTADUAL DO FORNO GRANDE (À ESQUERDA) E DO PARQUE NACIONAL DO CAPARAÓ (À DIREITA), OS PONTOS DE AMOSTRAGEM E A VARIÇÃO TOPOGRÁFICA REPRESENTADO POR CORES.

PARQUE ESTADUAL DO FORNO GRANDE

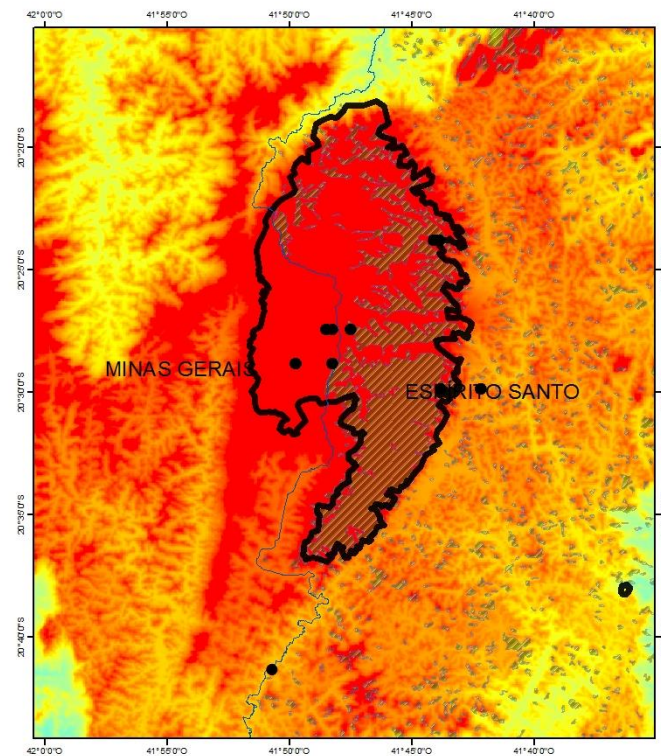


Legenda:

- Localidades Amostradas
 - ▭ Município Castelo
 - ▭ PEEG
 - ▨ Fragmento Florestal
- Varição Topográfica**
 Valor
 Alto : 2820
 Baixo : 0

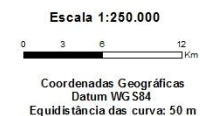


PARNA CAPARAÓ



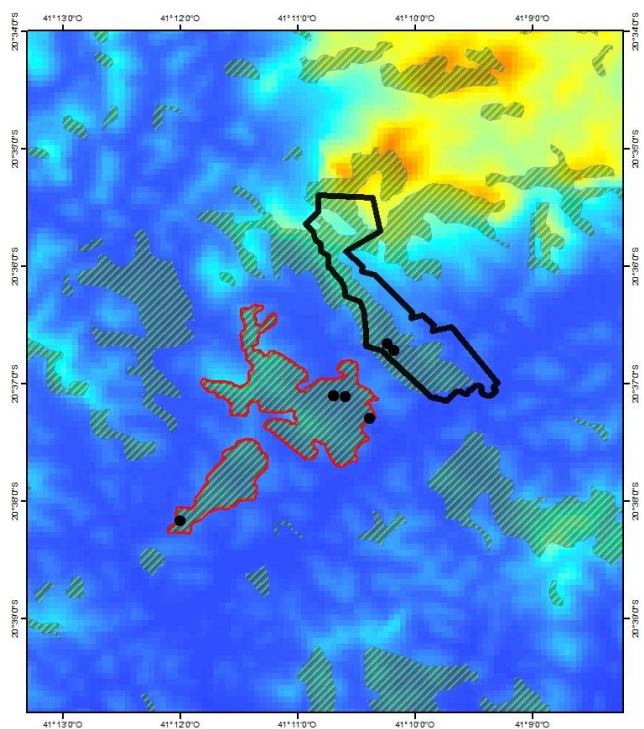
Legenda:

- Localidades Amostradas
 - ▭ Limites Estados
 - ▭ Parque Nacional do Caparaó
 - ▨ Fragmento Florestal
- Varição Topográfica**
 Valor
 Alto : 2820
 Baixo : 0

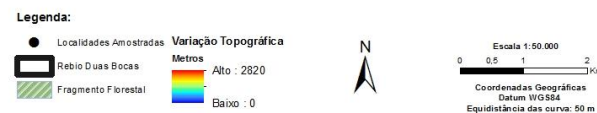
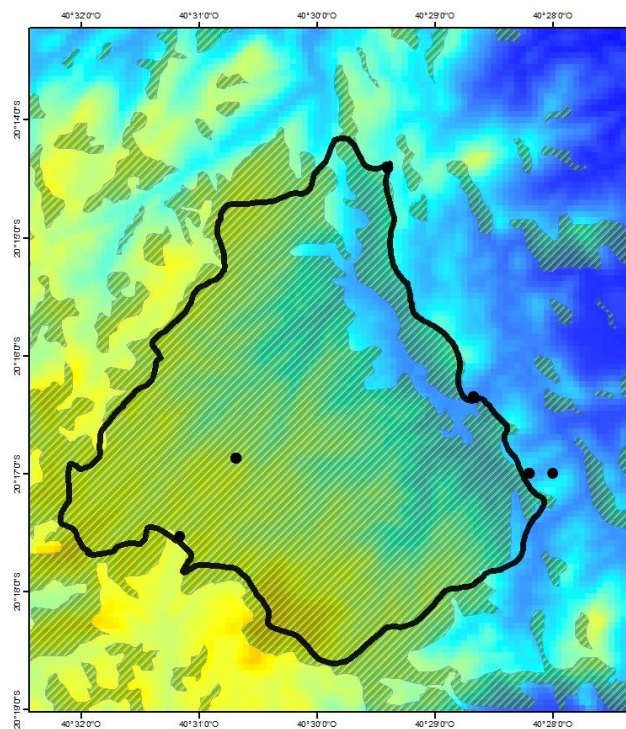


ANEXO 3: ÁREA DO PARQUE ESTADUAL DA MATA DAS FLORES (À ESQUERDA) E DA RESERVA BIOLÓGICA DE DUAS BOCAS (À DIREITA), OS PONTOS DE AMOSTRAGEM E A VARIÇÃO TOPOGRÁFICA REPRESENTADA POR CORES. A DELIMITAÇÃO DO PEMF FORNECIDO PELO INSTITUTO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (IEMA) NÃO CONTEMPLA A TOTALIDADE DA ÁREA DO PARQUE.

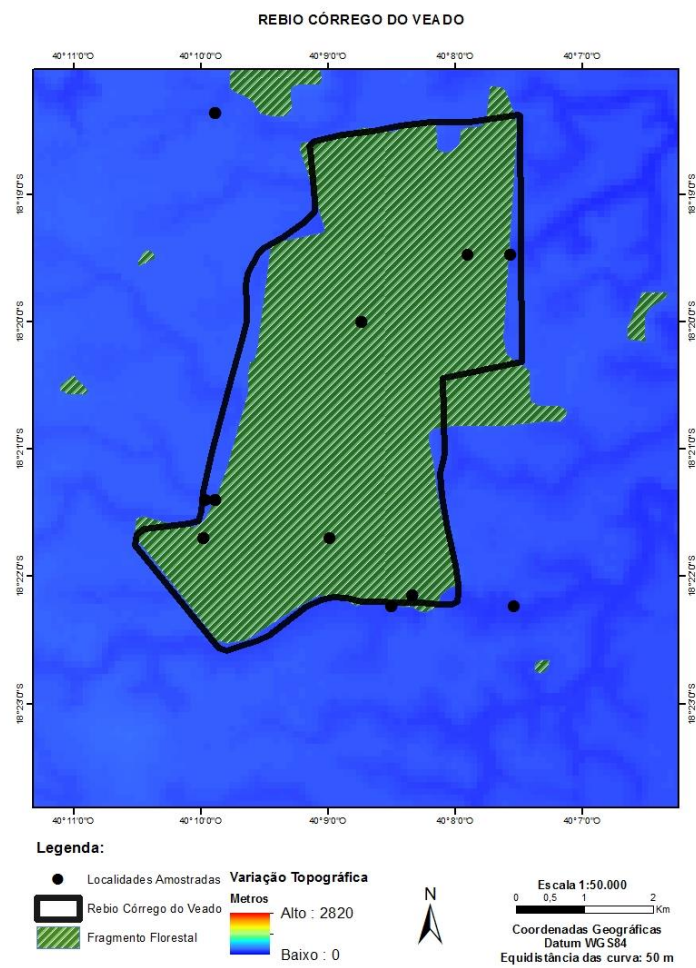
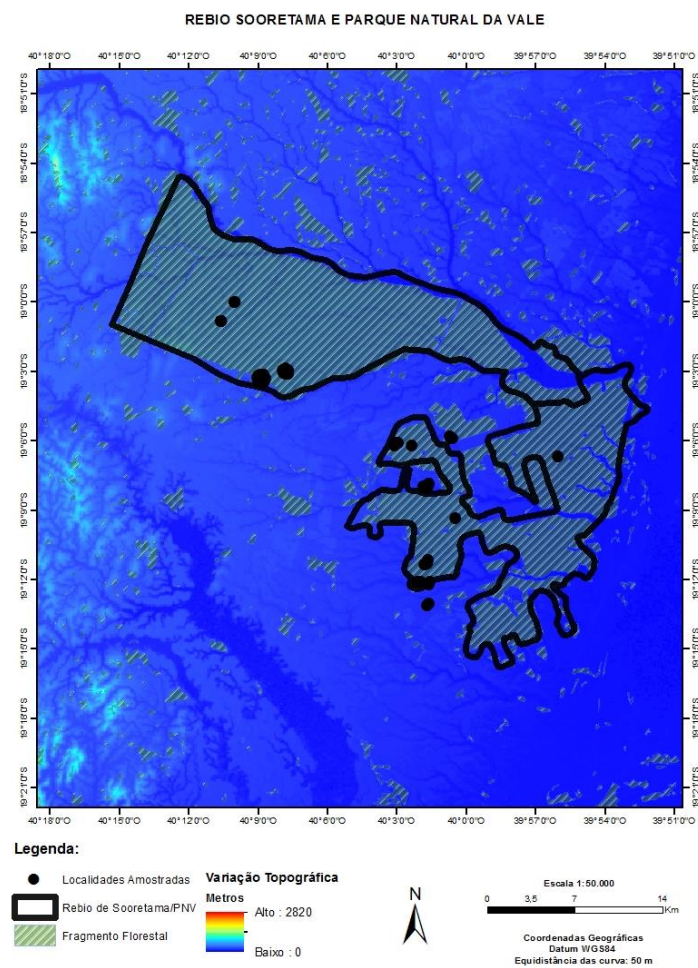
PARQUE ESTADUAL DA MATA DAS FLORES



MAPA DA REBIO DUAS BOCAS

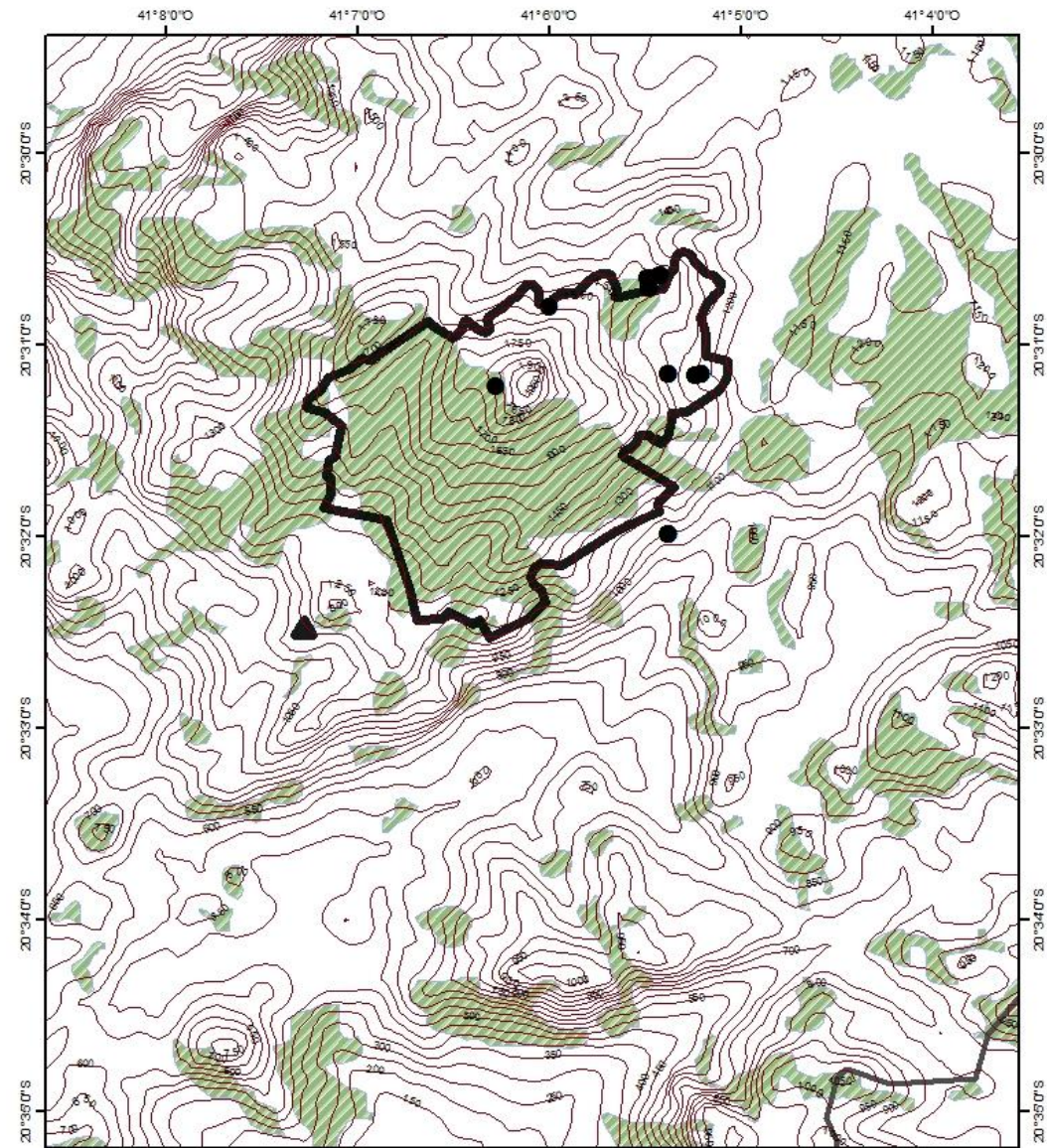


ANEXO 4: ÁREA DA RESERVA BIOLÓGICA DE SOORETAMA E PARQUE NATURAL VALE (À ESQUERDA) E DA RESERVA BIOLÓGICA DO CÓRREGO DO CEADOS (À DIREITA), OS PONTOS DE AMOSTRAGEM E A VARIAÇÃO TOPOGRÁFICA EM CORES.



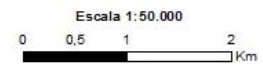
ANEXO 5: ÁREA DO PARQUE ESTADUAL DO FORNO GRANDE, PONTOS DE AMOSTRAGEM E CURVA DE NÍVEL COM 50 METROS DE EQUIDISTÂNCIA.

PARQUE ESTADUAL DO FORNO GRANDE



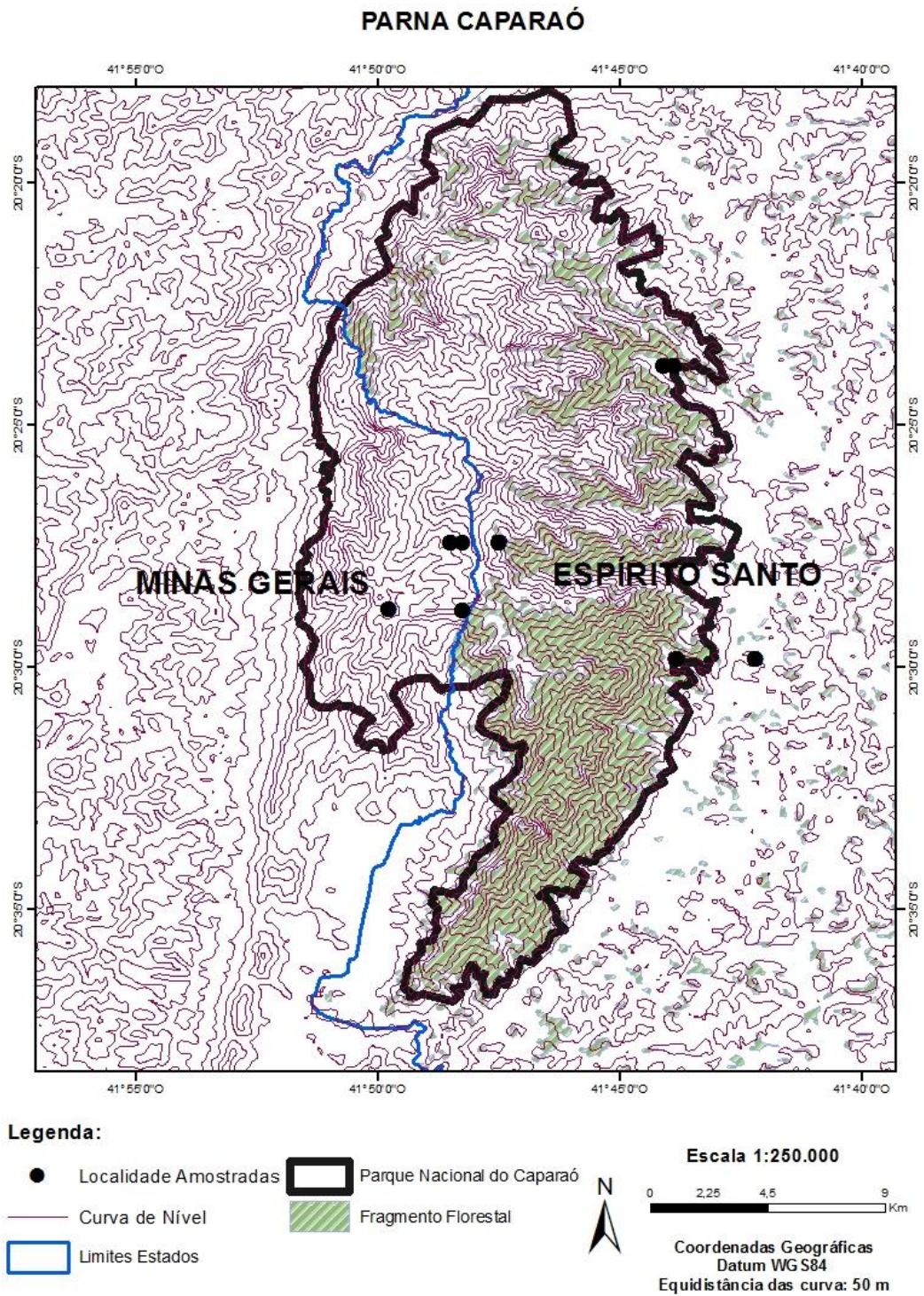
Legenda:

- Localidades Amostradas
- Curva de Nível
- ▭ Município Castelo
- ▭ PEFG
- ▨ Fragmento Florestal



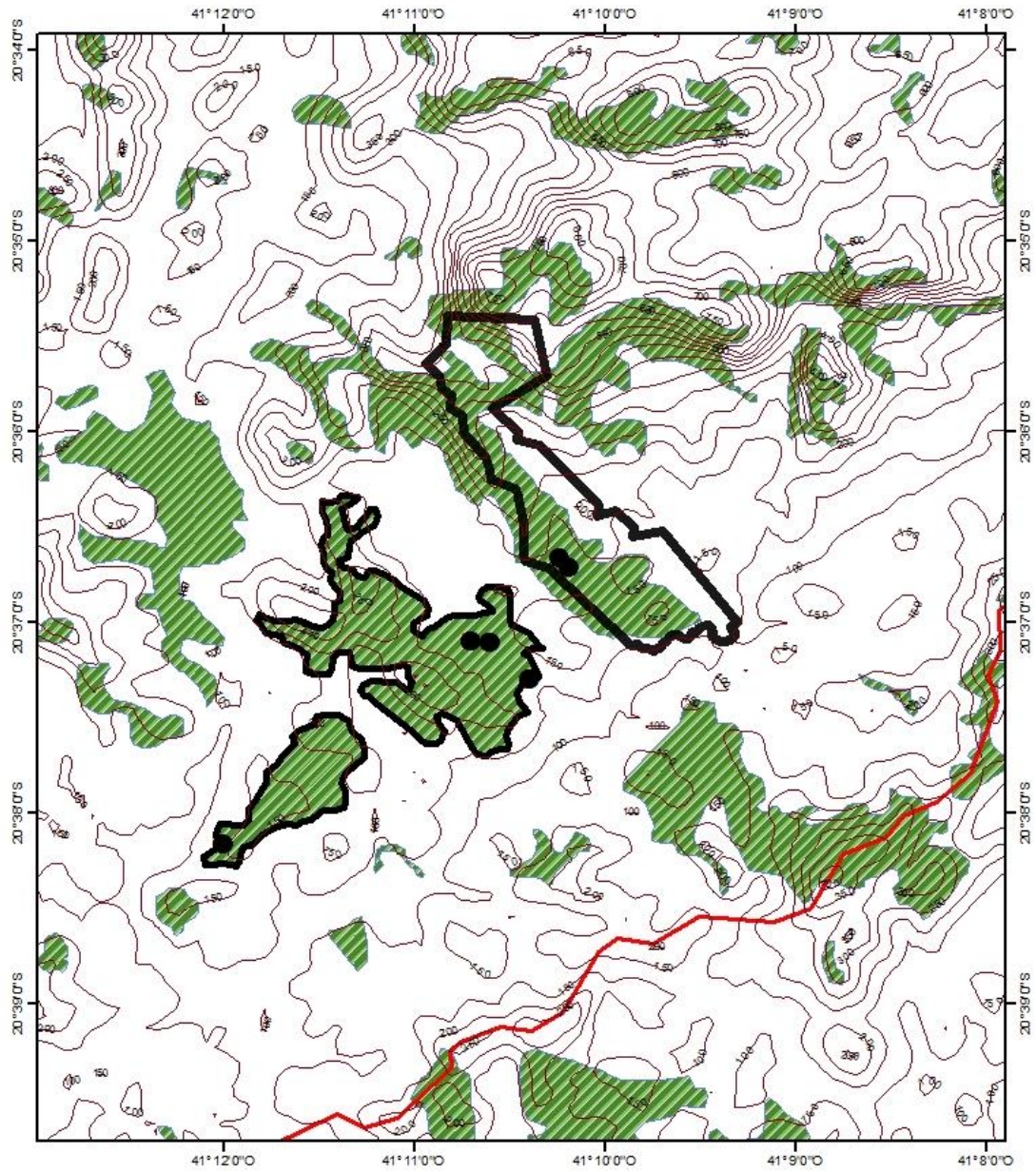
Escala 1:50.000
Coordenadas Geográficas
Datum WGS84
Equidistância das curva: 50 m

ANEXO 6: ÁREA DO PARQUE NACIONAL DO CAPARAÓ, PONTOS DE AMOSTRAGEM E CURVA DE NÍVEL COM 100 METROS DE EQUIDISTÂNCIA.



ANEXO7: ÁREA DO PARQUE ESTADUAL DA MATA DAS FLORES, PONTOS DE AMOSTRAGEM E CURVA DE NÍVEL COM 50 METROS DE EQUIDISTÂNCIA. A DELIMITAÇÃO DO PEMF FORNECIDO PELO INSTITUTO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (IEMA) NÃO CONTEMPLA A TOTALIDADE DA ÁREA DO PARQUE.

PARQUE ESTADUAL DA MATA DAS FLORES



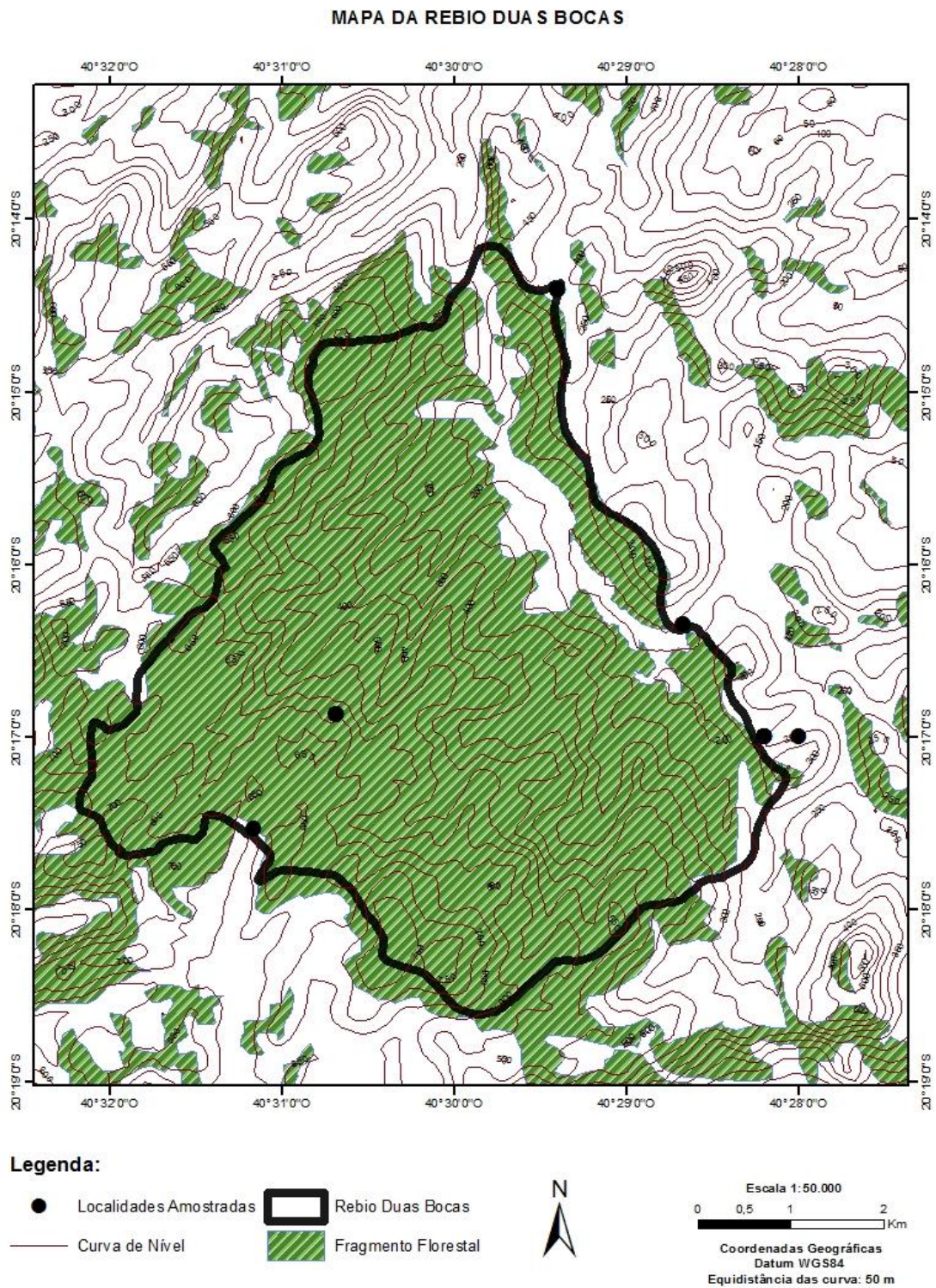
Legenda:

- Localidades Amostradas
- Curva de Nível
- ▭ Município de Castelo
- ▭ Parque Estadual Mata das Flores
- ▭ Área Não Delimitada do PEMF
- ▨ Fragmento Florestal

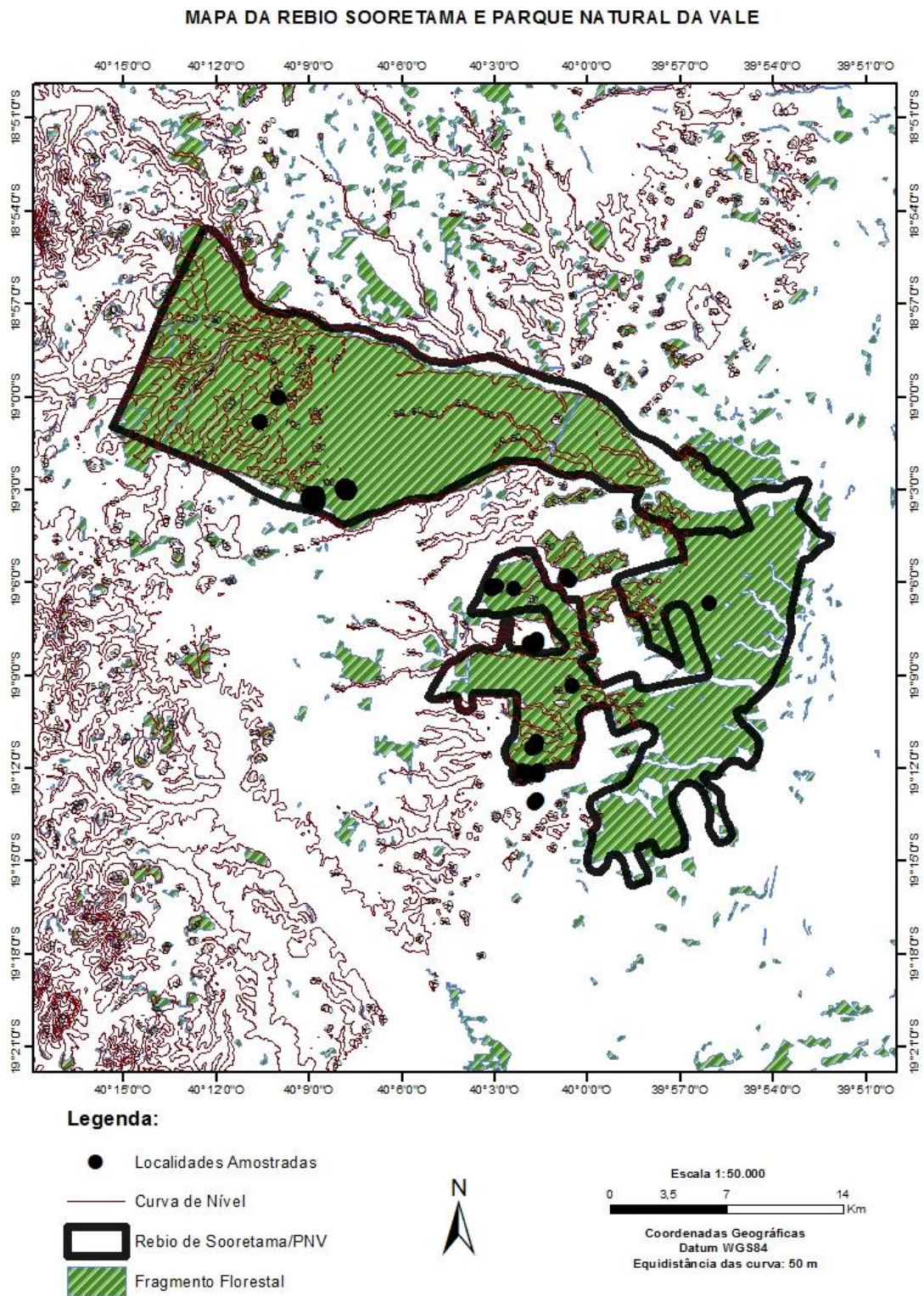


Coordenadas Geográficas
Datum WGS84
Equidistância das curva: 50 m

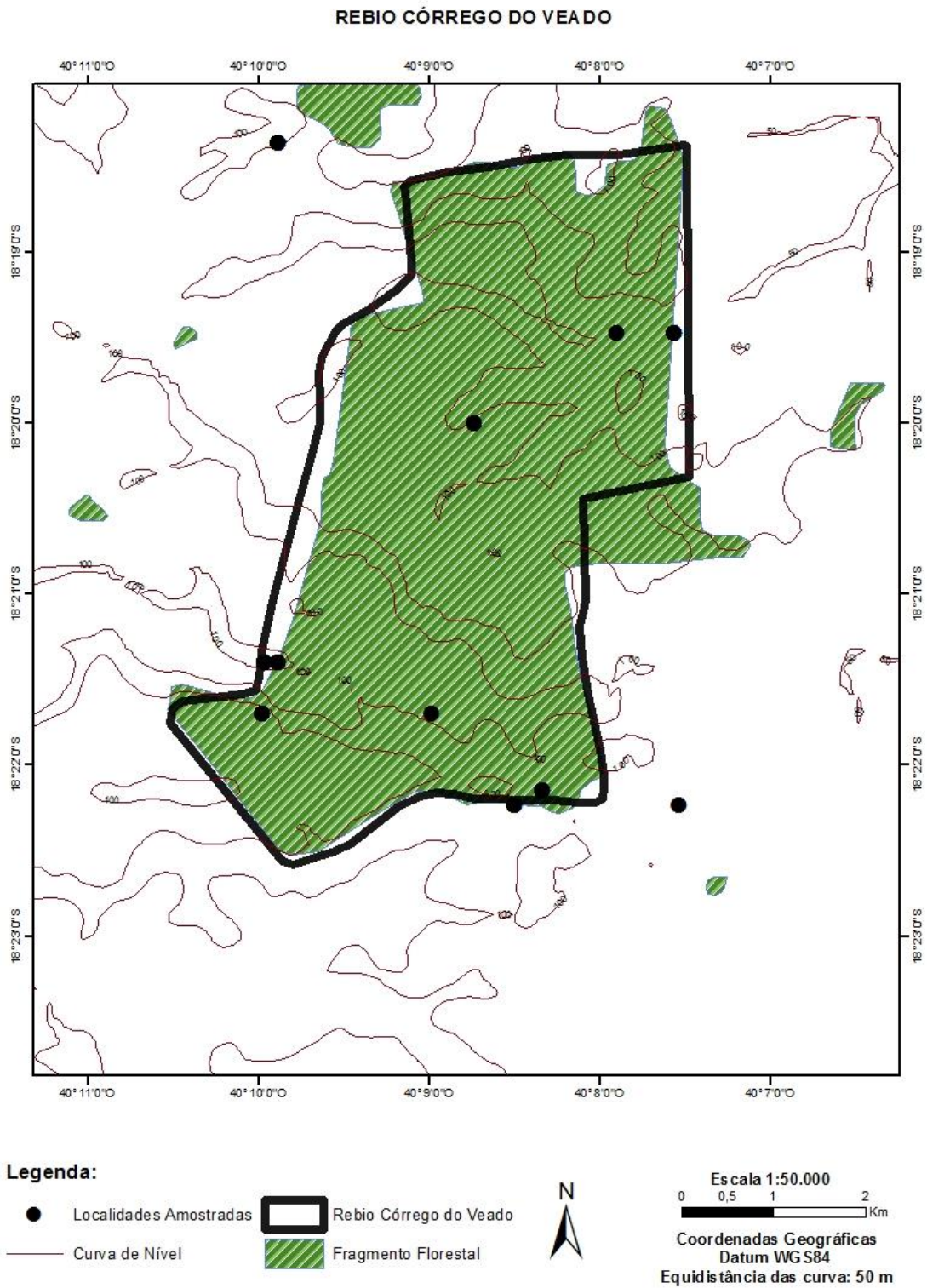
ANEXO 8: ÁREA DA RESERVA BIOLÓGICA DE DUAS BOCAS, PONTOS DE AMOSTRAGEM E CURVA DE NÍVEL COM 50 METROS DE EQUIDISTÂNCIA.



ANEXO 9: ÁREA DA RESERVA BIOLÓGICA DE SOORETAMA E RESERVA NATURAL VALE, PONTOS DE AMOSTRAGEM E CURVA DE NÍVEL COM 50 METROS DE EQUIDISTÂNCIA.



ANEXO 10: ÁREA DA RESERVA BIOLÓGICA DO CÓRREGO DO VEADO, PONTOS DE AMOSTRAGEM E CURVA DE NÍVEL COM 50 METROS DE EQUIDISTÂNCIA.



Anexo 11: Tabela com as Unidades de Conservação analisadas, Municípios pertencentes, área em hectares, variação altimétrica em metros, vegetação segundo altitude e número de espécies total segundo dados primários e dados secundários.

Unidades de Conservação	Municípios	Tamanho	Variação Altimétrica	Vegetação (Ururahy, et al., 1983)	Número de Espécies	Referências
Dados Primários						
PEMF	Castelo	800	110-400	Mata Atlântica Sub-Montana	3	Este trabalho
PEFG	Castelo	800	1.128-2.039	Mata Atlântica Montana, Alto Montana e Campos de Altitudes	23	Este trabalho; Moreira, <i>et al.</i> , 2008; Alves, 2013
Dados Secundários						
Rebio Córrego do Veado	Pinheiros	2.392	0-100	Mata Atlântica Sub-Montana (Floresta de tabuleiro)	11	Moreira, <i>et al.</i> , 2008; Alves, 2013
Rebio Sooretama/PNV	Sooretama/Linhares	60.946	50-200	Mata Atlântica Sub-Montana (Floresta de tabuleiro)	13	Moreira, <i>et al.</i> , 2008; Alves, 2013
Rebio Duas Bocas	Cariacica/Viana	2.910	550-738	Mata Atlântica Sub-Montana, Montana	22	Carão, 2007; Tonini, <i>et al.</i> , 2010
PARNA Caparaó	Iúna/Ibitirama/Irupi/Dores do Rio Preto/Divino de São Lourenço/Guaçuí/Alegre	31.853	997-2890	Mata Atlântica Montana, Alto Montana e Campos de Altitudes	31	Bonvicino, <i>et al.</i> , 1997

Anexo 12: Registro das espécies por Unidade de Conservação de acordo com as referências utilizadas. 0: não registradas; 1: Dados Primários; 2: Bonvicino, et al., 1997; 3: Carão, 2007; 4: Tonini, et al., 2010; 5: Alves, 2013; 6: Moreira, et al., 2008; 7: Gonçalves & Oliveira, 2014.

	Rebio Córrego do Veado	Rebio Sooretama/PNV	PEMF	Rebio Duas Bocas	PEFG	PARNA Caparaó
<i>Abrayaomys ruschii</i>	0	0	0	0	6	0
<i>Akodon cursor</i>	0	5	0	3,4	1,5	3,5,6
<i>Akodon lindberghi</i>	0	0	0	0	0	5
<i>Akodon mystax</i>	0	0	0	0	0	2,6
<i>Akodon serrensis</i>	0	0	0	0	0	2,5,6
<i>Blarinomys brachycephalus</i>	1	0	0	5	5	0
<i>Brucepattersonius griseus</i>	0	0	0	0	1	2,6
<i>Calomys callosus</i>	5	0	0	0	0	2
<i>Cerradomys vivoi</i>	5	0	0	0	0	0
<i>Delomys altimontanus</i>	0	0	0	0	0	2,6,7
<i>Delomys sublineatus</i>	0	0	0	0	0	5,6,7
<i>Didelphis aurita</i>	5	5	1	0	1,5	2
<i>Euryoryzomys russatus</i>	0	0	0	3,4	1	6
<i>Euryzomatomys spinosus</i>	0	0	0	0	0	2
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	5	5	0	3,4	1,5	2
<i>Holochilus brasiliensis</i>	5	0	0	0	5	0
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	0	5	0	0	0	0
<i>Juliomys ossitenuis</i>	0	0	0	0	5	0
<i>Juliomys pictipes</i>	0	0	0	3,4	0	5
<i>Marmosa murina</i>	5	5	0	5,3	5	0
<i>Marmosa paraguayana</i>	0	0	0	2,3	0	0
<i>Marmosops incanus</i>	5	5	1	2,3	1,5	5,6
<i>Marmosops paulensis</i>	0	0	0	0	0	5
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	0	5	0	3,4	0	0

(cont.)

<i>Monodelphis americana</i>	5	5	0	3	1,5	0
<i>Monodelphis iheringi</i>	0	5	0	3,4	0	5,6
<i>Monodelphis scalops</i>	0	0	0	4	0	5,6
<i>Necomys lasiurus</i>	5	5	0	0	0	0
<i>Nectomys squamips</i>	0	0	1	3,4	5	6
<i>Oecomys catherinae</i>	5	0	0	4	5	5
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	0	0	0	0	0	5,6
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	0	0	0	3,4	1,5	5,6
<i>Oxymycterus caparaoe</i>	0	0	0	0	0	6
<i>Oxymycterus dasytrichus</i>	0	0	0	4,5	1	6
<i>Oxymycterus hispidus</i>	0	0	0	0	0	6
<i>Philander frenatus</i>	0	0	0	3,4	1	6
<i>Phyllomys pattoni</i>	0	0	0	3,4	0	0
<i>Rattus rattus</i>	0	0	0	4	0	0
<i>Rhagomys rufescens</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	0	5	0	3,4	1	5
<i>Sooretamys angouya</i>	0	0	0	0	5	5
<i>Thaptomys nigrita</i>	0	0	0	3,4	1,5	5,6
<i>Trinomys graciosus</i>	0	0	0	0	1	6
<i>Trinomys iheringi</i>	0	5	0	0	1	0
<i>Trinomys panema</i>	0	0	0	0	0	5,6
<i>Trinomys paratus</i>	0	5	0	3,4	0	0
Total de espécies registradas:	11	13	3	22	23	31

Anexo 13: Tabela com o esforço (armadilha/noite), número amostral (N) e o sucesso para cada Unidade de Conservação em suas faixas altitudinais. Dados primários e dados secundários (Bonvicino, *et al.*, 1997; Carão 2007; Tonini, *et al.*, 2010).

	PEMF	Rebio Duas Bocas	PEFG	PARNA Caparaó	PEFG	PARNA Caparaó	PARNA Caparaó	PARNA Caparaó
	0-500 m	500-1000 m	1000-1500 m	1000-1500 m	1500-2000 m	1500-2000 m	2000-2500 m	2500-3000 m
Esforço	4312	5960	2156	5224	2016	2769	5047	351
N	54	202	277	105	117	81	193	7
Sucesso	0,0125	0,0338	0,1284	0,020	0,0580	0,0292	0,0382	0,0014
Sucesso x100 (%)	1,25	3,33	12,84	2,00	5,8	2,92	3,82	0,14

Anexo 14: Tabela com os valores de riqueza (S), número amostral (N), índice de diversidade de Shannon (H'), dominância de Simpson (D) e heterogeneidade de Simpson (1-D) para cada Unidade de Conservação em suas faixas altitudinais. Dados primários e dados secundários (Bonvicino, *et al.*, 1997; Carão 2007; Tonini, *et al.*, 2010).

	PEMF	Rebio Duas Bocas	PEFG	PARNA Caparaó	PEFG	PARNA Caparaó	PARNA Caparaó	PARNA Caparaó
	0-500 m	500-1000 m	1000-1500 m	1000-1500 m	1500-2000 m	1500-2000 m	2000-2500 m	2500-3000 m
Riqueza (S)	3	17	12	13	9	10	10	4
N	54	168	277	105	117	81	193	7
Dominância (D)	0,585	0,1263	0,4275	0,2357	0,2856	0,2754	0,1797	0,3878
Simpson (1-D)	0,415	0,8737	0,5725	0,7643	0,7144	0,7246	0,8203	0,6122
Shannon (H)	0,7413	2,342	1,252	1,967	1,584	1,575	1,861	1,154

Anexo 15: Riqueza de espécies únicas para cada faixa altimétrica e cada Unidade de Conservação estudada. 0: Espécie ausente; 1: Espécie presente. Dados primários e dados secundários; * espécie exótica (Bonvicino, *et al.*, 1997; Carão, 2007; Moreira, *et al.*, 2008; Tonini, *et al.*, 2010; Alves, 2013;)

	0-500 m	500-1000 m	1000-1500 m	1500-2000 m	2000-2500 m	2500-3000 m
<i>Brucepattersonius griserufescens</i>	0		0	1	0	0
<i>Euryoryzomys russatus</i>	0		0	1	0	0
<i>Euryzgomatomys spinosus</i>	0		0	0	0	1
<i>Rhagomys rufescens</i>	0		0	0	1	0
<i>Sooretamys angouya</i>	0		0	1	0	0
<i>Trinomys graciosus</i>	0		0	1	0	0
<i>Marmosa paraguayana</i>	0		1	0	0	0
<i>Monodelphis iheringi</i>	0		1	0	0	0
<i>Rattus rattus</i>	0		1	0	0	0
<i>Phyllomys pattoni</i>	0		1	0	0	0
<i>Cerradomys vivoi</i>	1		0	0	0	0
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	1		0	0	0	0
<i>Necromys lasiurus</i>	1		0	0	0	0
<i>Trinomys iheringi</i>	1		0	0	0	0
Total de espécies únicas:	4		4	4	1	1
	PEMF	Rebio Córrego do Veado	Rebio Sooretama/PNV	Rebio Duas Bocas	PEFG	PARNA Caparaó
<i>Abrawayaomys ruschii</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Akodon lindberghi</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Akodon mystax</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Akodon serrensis</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Cerradomys vivoi</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Delomys altimontanus</i>	0	0	0	0	0	1

(cont.)

<i>Euryzomatomys spinosus</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Juliomys ossitenuis</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Marmosa paraguayana</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Marmosops paulensis</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Oxymycterus caparaoe</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Oxymycterus hispidus</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Phyllomys pattoni</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Rattus rattus*</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Rhagomys rufescens</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Trinomys panema</i>	0	0	0	0	0	1
Total de espécie em únicas:	0	1	1	3	3	10

Anexo 16: Curva de acumulação de espécies de pequenos mamíferos não voadores no Parque Estadual do Forno Grande para o gradiente entre 1000-1500 m ao longo de quatro campanhas de amostragem em diferentes estações do ano. Em azul o intervalo de confiança de 95%.

