

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE E USO DO MICROHABITAT POR
PEQUENOS MAMÍFEROS EM RESTINGA NO ESTADO DE SERGIPE,
NORDESTE DO BRASIL**

Joseane de Faria Calazans

Mestrado Acadêmico

São Cristóvão

Sergipe – Brasil

2019

JOSEANE DE FARIA CALAZANS

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE E USO DO MICROHABITAT POR
PEQUENOS MAMÍFEROS EM RESTINGA NO ESTADO DE SERGIPE,
NORDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Adriana Bocchiglieri

São Cristóvão

Sergipe – Brasil

2019

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

Calazans, Joseane de Faria

C143e Estrutura da comunidade e uso do micro-habitat por pequenos mamíferos em restingo no Estado de Sergipe, nordeste do Brasil / Joseane de Faria Calazans ; orientadora Adriana Bocchiglieri. – São Cristóvão, SE, 2019.
51 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia e Conservação) –Universidade Federal de Sergipe, 2019.

1. Ecologia. 2. *Marmosops incanus*. 3. Reserva Biológica Santa Isabel, SE. 4. *Rhipidomys mastacalis* 5. Sergipe (SE) 6. Brasil Nordeste. I. Bocchiglieri, Adriana, orient. II. Título

CDU: 574.2:599.322/.324

TERMO DE APROVAÇÃO

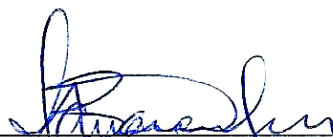
Estrutura da comunidade e uso do microhabitat por pequenos mamíferos em restinga no estado de Sergipe, nordeste do Brasil

por

JOSEANE DE FARIA CALAZANS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

APROVADA pela banca examinadora composta por



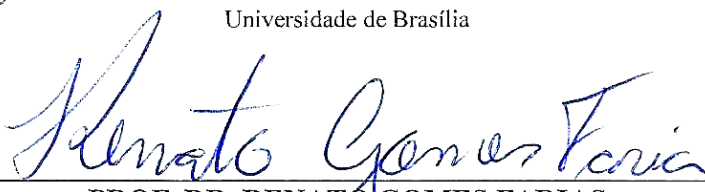
PROFª DRª ADRIANA BOCCHIGLIERI

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe



PROFª DRª CLARISSE REZENDE ROCHA

Universidade de Brasília



PROF. DR. RENATO GOMES FARIAS

Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão/SE, 21 de fevereiro de 2019

AGRADECIMENTOS

Há quase dois anos, quando comecei o mestrado no Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação (PPEC) eu ainda não tinha noção do quanto que poderia aprender e amadurecer profissionalmente. Dessa forma, começo agradecendo ao PPEC pela oportunidade.

Em seguida, a quem me abriu a porta e decidiu acreditar em mim: Adriana Bocchiglieri. Muito corajosa e gente boa por topar um projeto com uma desconhecida inexperiente. Obrigada por me ensinar tantas coisas, pela dedicação, pela parceria e acolhimento nos momentos difíceis.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), referente à bolsa de mestrado. É necessário agradecer também à FAPITEC/SE/FUNTEC/CNPq Nº04/2011 e FAPITEC/SE/AUXPE/CAPES 2417/2013 por alguns dos materiais usados em campo, à FAPITEC/SE/AUXPE/CAPES 1941/2017 e Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa (POSGRAP) pela ajuda de custo para a logística de campo, à DITRAN/UFS pelo auxílio com o transporte de materiais e ao Programa de Apoio à Pós-graduação (PROAP) pela ajuda de custo para participação no 9º Congresso Brasileiro de Mastozoologia em 2017.

Aos Dr. Renato G. Faria e Dra. Daniela T. Sampaio pelas sugestões na qualificação e Dra. Clarisse R. Rocha e Dr. Renato G. Faria pelas contribuições na defesa.

Ludmilla da Costa Nascimento (Museu de História Natural – UFAL), muito obrigada pela boa vontade em ajudar na identificação dos roedores, essencial para esse trabalho.

A equipe da REBIO também foi essencial. Agradeço à Paulo, Erick, Nádja, Zé, Jeferson e Rogério que possibilitaram todo o trabalho de campo acontecer, desde o reconhecimento das áreas, às instalações das armadilhas, locomoção com o quadriciclo da reserva e ajustes para o prosseguimento das atividades.

Agradeço à Ellen Malaquias, pela parceria construída em campo e por ter tido maturidade para realizar um trabalho sério, mas com leveza e bom humor.

À todos do Laboratório de Mastozoologia da UFS, que ajudaram na minha adaptação ao local e nas atividades laboratoriais e de campo.

Agradeço também aos professores do PPEC pela dedicação e prestatividade, principalmente Leandro Souto pela boa vontade em esclarecer dúvidas estatísticas do presente trabalho.

A união e apoio da turma do mestrado 2017.1 foi uma bênção desde o primeiro dia. O mundo seria muito melhor se as pessoas se acolhessem dessa forma independente das diferenças.

Agradeço à Raone Beltrão, um dos presentes que o PPEC me deu, pelos incentivos, pelo carinho e pelo Todinho.

À Gustavo, por me apoiar em todos os momentos e por ter cuidado da minha casa e da minha filha felina nos períodos de campo.

Aos meus amigos pelo acolhimento imensurável.

E, principalmente, à minha mãe por ser o meu alicerce e a minha inspiração.

Muito obrigada!

SUMÁRIO

ÍNDICE DE TABELAS	VI
ÍNDICE DE FIGURAS	VII
RESUMO	IX
ABSTRACT	X
1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	15
3. HIPÓTESES	15
4. METODOLOGIA	16
4.1. Área de estudo	16
4.2. Amostragem de pequenos mamíferos	19
4.3. Amostragem do microhabitat	20
4.4. Análise dos dados	21
5. RESULTADOS	24
6. DISCUSSÃO	30
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37
ANEXO I	50

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Total de capturas (e recapturas) de pequenos mamíferos em armadilhas pitfall e Sherman em dois estratos na Reserva Biológica de Santa Isabel, Sergipe, Brasil. * representa N>10 com diferença no uso dos estratos verticais.26

Tabela 2: Resultado da análise de redundância com os coeficientes dos eixos canônicos gerados (RDA1 e RDA2) e os fatores de inflação de variância (VIF) para cada variável do microhabitat. Na função *ordistep*, AIC é o Critério de Informação de Akaike, F é o valor estatístico de teste e p demonstra qual variável é significativa (*).30

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Estado de Sergipe, nordeste do Brasil (A), onde se localiza a Reserva Biológica de Santa Isabel, de acordo com os limites do polígono apresentado pelo ICMBio (2018), e os três sítios de amostragem de pequenos mamíferos (B).16

Figura 2: Sítios de amostragem de pequenos mamíferos (elipses) na REBIO Santa Isabel no litoral de Sergipe, nordeste do Brasil.18

Figura 3: Da esquerda para direita: praia, formação praial-campestre, formações de restinga (incluindo fruticeto fechado não inundável onde ocorreu a amostragem de pequenos mamíferos) e coqueiral adjacente na área da REBIO Santa Isabel, em Sergipe.18

Figura 4: Estações de captura de pequenos mamíferos na Reserva Biológica de Santa Isabel, estado de Sergipe, Brasil. A) Estação de Sherman, com armadilhas no solo e sub-bosque; B) Estação de pitfall com três baldes dispostos linearmente.19

Figura 5: Instrumento usado para a estimativa de cobertura de copa e de densidade de sub-bosque, de lianas e do estrato herbáceo na Reserva Biológica de Santa Isabel, estado de Sergipe, Brasil.21

Figura 6: Estado de Sergipe, Brasil, com os limites dos municípios e as áreas de restinga (triângulos) e Mata Atlântica (quadrados) consideradas para a análise de similaridade na composição de espécies de pequenos mamíferos.22

Figura 7: Espécies de pequenos mamíferos registradas na Reserva Biológica de Santa Isabel em Sergipe, nordeste do Brasil. A) <i>Marmosops incanus</i> ; B) <i>Marmosa murina</i> ; C) <i>Marmosa demerarae</i> ; D) <i>Didelphis albiventris</i> ; E) <i>Rhipidomys mastacalis</i> juvenil; F) <i>Cerradomys vivoi</i> ; G) <i>Calomys</i> sp.; H) <i>Oligoryzomys</i> sp.; I) <i>Phyllomys blainvillii</i> e J) cauda de <i>Trinomys</i> sp. presa na armadilha.	24
Figura 8: Abundância das espécies de pequenos mamíferos registradas na Reserva Biológica de Santa Isabel, Sergipe, Brasil. Mi) <i>Marmosops incanus</i> ; Rm) <i>Rhipidomys mastacalis</i> ; Cv) <i>Cerradomys vivoi</i> ; Md) <i>Marmosa demerarae</i> ; Mm) <i>Marmosa murina</i> ; C) <i>Calomys</i> sp.; On) <i>Oligoryzomys</i> sp.; T) <i>Trinomys</i> sp.; Pb) <i>Phyllomys blainvillii</i> e Da) <i>Didelphis albiventris</i>	25
Figura 9: Curva de acumulação de espécies de pequenos mamíferos observada (em preto) e de rarefação estimada por <i>Jackknife I</i> (em cinza) a partir do esforço amostral (número de campanhas de campo) na Reserva Biológica de Santa Isabel, Sergipe, Brasil. As barras verticais indicam o desvio-padrão do estimador.	26
Figura 10: Dendrograma de similaridade na composição de espécies de pequenos mamíferos em áreas de restinga (*) e Mata Atlântica no estado de Sergipe de acordo com o coeficiente de Jaccard	27
Figura 11: Porcentagem de capturas (considerando também as recapturas) do marsupial <i>Marmosops incanus</i> e do roedor <i>Rhipidomys mastacalis</i> em dois estratos (solo e sub-bosque) na Reserva Biológica de Santa Isabel, Sergipe, Brasil.	28
Figura 12: <i>Biplot</i> da análise de redundância (RDA) com os dois eixos canônicos gerados (RDA1 e RDA2), onde as espécies são o marsupial <i>Marmosops incanus</i> e o roedor <i>Rhipidomys mastacalis</i> e as setas indicam as variáveis do microhabitat (profundidade da serrapilheira, número de palmeiras, cobertura de copa, densidade do sub-bosque, do estrato herbáceo e de lianas).	29

RESUMO

Os pequenos mamíferos exibem diferentes padrões de uso do microhabitat de acordo com as características intrínsecas das espécies e a disposição dos recursos requeridos. As diferenças neste uso têm sido amplamente relacionadas ao processo de coexistência nas comunidades, mas poucos estudos investigaram esses padrões em áreas de restinga. Este ecossistema ainda é pouco explorado em relação a sua mastofauna, sobretudo no nordeste do Brasil. Assim, o presente trabalho visa caracterizar a estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em uma fitofisionomia de restinga no litoral de Sergipe e analisar como as espécies utilizam o microhabitat nessa localidade. Através do método de captura-marcação-recaptura, o levantamento de pequenos mamíferos foi realizado mensalmente, de setembro de 2017 até agosto de 2018, com a utilização de armadilhas Sherman e pitfall. Seis variáveis do microhabitat relacionadas aos recursos potencialmente utilizados pelas espécies foram mensuradas em todas as estações de captura. A similaridade na composição de espécies entre áreas de restinga e Mata Atlântica no estado de Sergipe foi avaliada usando o índice de Jaccard. O uso dos estratos verticais (solo e sub-bosque) foi comparado através de teste qui-quadrado e as associações das abundâncias das espécies com as características do microhabitat foram exploradas a partir de Análise de Redundância. Dez espécies foram registradas, sendo o marsupial *Marmosops incanus* e o roedor *Rhipidomys mastacalis* as mais abundantes. A composição de espécies é mais similar à área de Mata Atlântica adjacente do que a outra área de restinga no estado. Os resultados indicam que as espécies utilizam diferentemente os estratos verticais. Além disso, variações nas abundâncias dessas espécies foram associadas às características do microhabitat, mais especificamente ao adensamento do sub-bosque. Este último tende a aumentar a abundância de *M. incanus* e diminuir a de *R. mastacalis*. As abordagens utilizadas sugerem que as espécies exibem alguma plasticidade no uso do habitat e que o uso diferencial do estrato arbóreo para movimentação e forrageio pode ser um facilitador no processo de coexistência em área de restinga.

Palavras-chave: estratificação vertical; *Marmosops incanus*; REBIO Santa Isabel; *Rhipidomys mastacalis*.

ABSTRACT

Small mammals exhibit different patterns of microhabitat use according to the intrinsic characteristics of the species and the availability of the required resources. The differences in this use have been largely related to the process of coexistence in the communities, but few studies have investigated these patterns in restinga areas. These ecosystems are still poorly explored in relation to its mammalian fauna, especially in northeastern Brazil. Thus, this study aims to characterize the structure of the small mammal community in a vegetation type of restinga on the coast of Sergipe state and to analyze how species use the microhabitat in that locality. Through the capture-marking-recapture method, the survey of small mammals was carried out monthly, from September 2017 to August 2018, with the use of Sherman and pitfall traps. Six microhabitat variables related to the resources potentially used by the species were measured at all capture stations. The similarity in species composition between areas of restinga and Atlantic Forest in the state was evaluated using the Jaccard index. The use of vertical strata (ground and understory) was compared through chi-square test and the associations of species abundance with the microhabitat characteristics were explored with Redundancy Analysis. Ten species were recorded, being the marsupial *Marmosops incanus* and the rodent *Rhipidomys mastacalis* the most abundant. The species composition is more similar to the adjacent Atlantic Forest area than the other restinga area in the state. The results indicate that these species use the vertical strata at different frequencies. In addition, variations in the abundances of these species were associated to the characteristics of the microhabitat, more specifically to the density of the understory. The latter tends to increase the abundance of *M. incanus* and decrease that of *R. mastacalis*. The approaches used suggest that the species exhibit some plasticity in habitat use and that the differential use of the arboreal stratum for movement and foraging can be a facilitator in the coexistence process in restinga areas.

Keywords: vertical stratification; *Marmosops incanus*; REBIO Santa Isabel; *Rhipidomys mastacalis*.

1. INTRODUÇÃO

As restingas são ecossistemas costeiros associados à Mata Atlântica que se apresentam de maneira descontínua ao longo de todo litoral brasileiro, ocupando uma grande área territorial em alguns trechos (Pessôa et al. 2010). Estes ecossistemas apresentam diferentes tipos de fisionomias vegetais (Pereira 2003) frequentemente influenciadas por sistemas de água doce ou salobra (Cerqueira 2000; Souza et al. 2008). De maneira geral, há um aumento na complexidade da vegetação no sentido oceano-continente (Falkenberg 1999) e a ocorrência sobre os cordões arenosos das planícies litorâneas reflete em solos lixiviados e com nutrientes limitados, os quais diferenciam a flora adaptada a estas condições (Araújo & Lacerda 1987; Falkenberg 1999; Sacramento et al. 2007).

As áreas de restingas remanescentes são afetadas por impactos associados às atividades antrópicas (Muehe 2001; Rocha et al. 2007; Souza et al. 2008; Silva et al. 2012; Santos et al. 2017). A vegetação de restinga arbórea, por exemplo, equivale atualmente a cerca de 600 mil hectares (14%) do território brasileiro, mas um alto grau de ameaça é revelado com o histórico de supressão dessa vegetação (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2018). No entanto, apesar de ameaçadas, essas áreas ainda são pouco compreendidas em vários aspectos de sua biodiversidade, especialmente em relação aos mamíferos de pequeno porte das ordens Didelphimorphia e Rodentia (Rocha et al. 2007; Pessôa et al. 2010; Quintela et al. 2012).

Cerqueira (2000), Pessôa et al. (2010) e Campos et al. (2018) sugerem que a mastofauna que ocupa as restingas ao longo do litoral brasileiro é distinta entre si, correspondendo frequentemente a um subconjunto da que ocorre na Floresta Atlântica adjacente. Campos et al. (2018) observaram que a mastofauna de uma área de restinga no nordeste, por exemplo, é mais similar às áreas de Mata Atlântica da região do que às restingas de outras regiões do Brasil. Especificamente em Sergipe, também no nordeste do país, o único levantamento preliminar de pequenos mamíferos nesse ecossistema também indica a ocorrência de espécies já encontradas em áreas de Mata Atlântica no estado (Dias et al. 2017). Casos de endemismo só foram registrados no sudeste e sul do Brasil, representados pelos roedores *Cerradomys goytaca* (Tavares, Pessôa e

Gonçalves, 2011) e *Ctenomys* spp. (Blainville, 1826), respectivamente (Lopes et al. 2010; Tavares et al. 2011).

No entanto, o conhecimento sobre as espécies de pequenos mamíferos em formações de restinga ainda é limitado, sendo a maioria correspondente a inventários de curta duração (Cerqueira et al. 1990; Freitas et al. 1997; Cerqueira 2000; Fabián et al. 2010; Lopes et al. 2010; Pessoa et al. 2010; Rosa & Vieira, 2010; Tavares & Pessoa, 2010; Quintela et al. 2012). Logo, uma abordagem mais abrangente da composição das comunidades e da ecologia das espécies nesse ecossistema se faz necessária, visto o reconhecido papel da estrutura do ambiente na manutenção da abundância e diversidade de espécies (Mac Arthur et al. 1966; Cerqueira 2000; Pardini et al. 2005; Püttker et al. 2008).

Características específicas das áreas de restinga parecem relevantes para espécies endêmicas como *Ctenomys* spp., por exemplo, que apresentam adaptações à vida subterrânea, selecionando regiões abertas de solo arenoso e pouco compacto (Lopes et al. 2010). Para *C. goytaca*, Lemos & Gonçalves (2015) sugerem que a flutuação populacional da espécie pode estar ligada a recursos com disponibilidade favorecida pela estiagem, demonstrando possíveis adaptações às condições ambientais áridas deste ecossistema. Ao contrário da maioria dos mamíferos que ocorre em restingas, essas espécies endêmicas ocupam áreas abertas de vegetação herbácea, onde a disponibilidade de água é um fator limitante (Tavares et al. 2011). No entanto, segundo Cerqueira (2000), o balanço hídrico de outras espécies de distribuição mais ampla, que também ocupam esses ambientes litorâneos, mostra que não necessariamente há uma maior tolerância às limitações na disponibilidade de água nesses ambientes, mas, provavelmente, o uso de fontes de hidratação alternativas como a polpa de frutos. Ainda assim, a grande variação da umidade e temperatura nas restingas restringe a ocorrência de pequenos mamíferos, estando a maioria das espécies associadas às fitofisionomias arbóreas (Cerqueira 2000).

Dessa forma, a ocorrência de determinadas espécies de pequenos mamíferos em um local pode ser facilitada por características do habitat (Prevedello et al. 2008). Por apresentarem áreas de vida relativamente menores, este grupo demonstra capacidade de discriminar variações sutis no ambiente (Pardini & Umetsu 2006; Fisher et al. 2011),

apresentando diferentes formas no uso do habitat entre as espécies (Prevedello et al. 2008). Logo, esse uso diferencial pode alterar a abundância das espécies ao longo do espaço, influenciando a estruturação das comunidades (Gentile & Fernandes 1999; Cerqueira 2000; Santos & Henriques 2010; Arnan et al. 2014).

Variações horizontais no habitat (heterogeneidade) já foram positivamente relacionadas às abundâncias de espécies de pequenos mamíferos como, por exemplo, a quantidade de serrapilheira (Novillo et al. 2017) e a densidade de bromélias (Abreu & Oliveira 2014) e do estrato herbáceo (Rocha et al. 2011). Os componentes verticais do habitat (complexidade) também podem refletir no incremento da abundância de algumas espécies (August 1983; Pardini et al. 2005; Delciellos et al. 2015). Gentile & Fernandes (1999), por exemplo, relacionaram espécies de marsupiais semi-arborícolas à presença de árvores de grande porte na Mata Atlântica. Neste mesmo bioma, Delciellos et al. (2015) observaram que espécies cursoriais podem ser mais abundantes em ambientes com menor estratificação vertical, relacionando o hábito de vida das espécies com a exploração do habitat e de seus recursos associados.

Entretanto, padrões no uso do habitat por pequenos mamíferos são dependentes da escala de estudo, sendo que as espécies podem, em um nível, ser generalistas e, em outro, seletivas (Morris 1987; Jorgensen & Demarais, 1999; Fisher et al. 2011; Leimgruber et al. 2014; Novillo et al. 2017). Morris (1987) foi um dos primeiros a definir com precisão o microhabitat como sendo composto por variáveis ambientais que afetam o comportamento de um indivíduo dentro da sua área de vida. Em seguida, diversos trabalhos associaram a abundância de roedores e marsupiais às características do ambiente, sobretudo corroborando a importância das variações do habitat em microescala para algumas espécies (e.g. Gentile & Fernandes 1999; Püttker et al. 2008; Naxara et al. 2009; Rocha et al. 2011; Abreu & Oliveira 2014; Arnan et al. 2014; Leimgruber et al. 2014; Delciellos et al. 2015).

Em escala fina, padrões distintos de uso dos estratos verticais da vegetação podem ser atribuídos, dentre outros fatores, às características históricas intrínsecas das espécies (Passamani & Rosa 2015). O tamanho, a forma do corpo e a capacidade diferencial em utilizar diferentes diâmetros e inclinações de suporte, por exemplo, podem refletir em aptidões distintas nos hábitos locomotores e, conseqüentemente, no

uso desses estratos verticais (Leite et al. 1996; Vieira 1997; Cunha & Vieira 2002). Além disso, o estrato arbóreo pode oferecer recursos alimentares diferentes daqueles que ocorrem no solo e possibilitar uma maior proteção contra predadores terrestres (Vieira & Camargo 2012). Dessa forma, as variações no uso dos estratos verticais, assim como no uso do microhabitat, podem ser reflexo de diferenças intrínsecas nos recursos requeridos ou hábitos de forrageamento de cada espécie, assim como da influência de outras espécies no ambiente (Price 1978; Leimgruber et al. 2014).

De maneira geral, a partição de recursos por espécies co-ocorrentes é possibilitada por diferenças nas estratégias de alimentação, no uso do espaço e do tempo, sendo que a segregação espacial é apontada como o principal mecanismo de coexistência entre as espécies (Schoener 1974; Cunha & Vieira 2004). Especialmente para os pequenos mamíferos, o uso diferencial do habitat pode reduzir encontros interespecíficos diminuindo o efeito da competição e facilitando essa coexistência (Price 1978; August 1983; Dalmagro & Vieira 2005). Assim, a relativa similaridade nas dietas, tamanhos de corpo e horários de atividade dos pequenos mamíferos ressalta a relevância das diferenças interespecíficas no uso do espaço para esse grupo (Prevedello et al. 2008), existindo diversos trabalhos que associam a coexistência de espécies com estas diferenças (e.g. Price 1978; Naxara et al. 2009; Abreu & Oliveira, 2014; Leimgruber et al. 2014; Novillo et al. 2017).

Entretanto, pouco se sabe sobre o uso do espaço por pequenos mamíferos que ocupam formações de restinga, sendo escassos os estudos que associam a abundância das espécies com as características do habitat (Cerqueira et al. 1990; Freitas et al. 1997; Cerqueira 2000). Freitas et al. (1997), por exemplo, observaram que a heterogeneidade do microhabitat, representada principalmente pela densidade da serrapilheira e do estrato herbáceo, pode influenciar a abundância de duas espécies de marsupiais em área de restinga no sudeste do Brasil, sugerindo a dieta e o hábito de vida como fatores importantes no direcionamento deste uso.

A maioria dos estudos se concentram apenas no registro das espécies em fitofisionomias de restingas do sul e sudeste do Brasil (e.g. Cerqueira et al. 1990; Fabián et al. 2010; Moreira & Mendes 2010; Pessôa et al. 2010; Quintela et al. 2012), sendo que no nordeste o conhecimento da mastofauna nesse ecossistema ainda é bastante

incipiente (Dias et al. 2017; Campos et al. 2018). Em vista disso, o presente estudo visa contribuir com a ampliação desse conhecimento ao caracterizar a estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em uma área de restinga no leste sergipano e analisar o uso do espaço pelas espécies na localidade.

2. OBJETIVOS

Os objetivos específicos são:

- Caracterizar a estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em relação à riqueza, abundância e composição de espécies.
- Investigar a similaridade na composição de espécies entre as áreas de restinga e Mata Atlântica no estado de Sergipe.
- Avaliar a frequência com que as espécies utilizam os estratos de amostragem (solo e sub-bosque).
- Verificar se características do microhabitat (profundidade da serrapilheira, número de palmeiras, cobertura de copa, densidade de sub-bosque, de lianas e do estrato herbáceo) influenciam a abundância das espécies mais comuns na comunidade.

3. HIPÓTESES

- A composição de espécies de pequenos mamíferos em áreas de restinga é mais similar às áreas de Mata Atlântica adjacentes do que entre si.
- As espécies de pequenos mamíferos da comunidade amostrada diferem no uso dos estratos verticais, algumas ocupando apenas um estrato e outras ocupando ambos os estratos amostrados em frequências distintas.
- Variações no microhabitat promovem um aumento local na abundância das espécies de pequenos mamíferos.

4. METODOLOGIA

4.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Reserva Biológica de Santa Isabel (REBIO Santa Isabel), localizada entre os municípios de Pirambu e Pacatuba a nordeste do estado de Sergipe (Brasil 1988; Figura 1). A REBIO, criada em 1998, possui originalmente uma área de 2.766 ha distribuídos ao longo de um trecho litorâneo de aproximadamente 40 km de extensão (Brasil 1988). Aspectos do histórico de criação e conflitos em relação aos limites da unidade são detalhados em Santos et al. (2017).

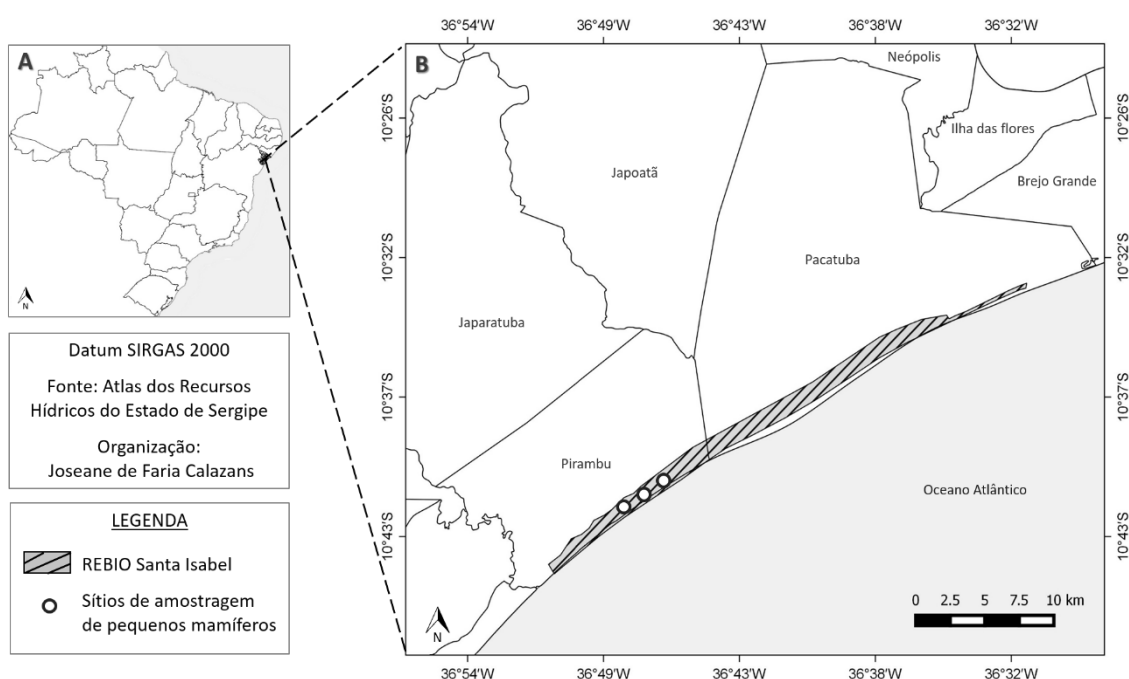


Figura 1: Estado de Sergipe, nordeste do Brasil (A), onde se localiza a Reserva Biológica de Santa Isabel, de acordo com os limites do polígono apresentado pelo ICMBio (2018), e os três sítios de amostragem de pequenos mamíferos (B).

Na região, a temperatura variou de 28°C a 32°C durante o período de estudo (entre setembro de 2017 e agosto de 2018) e a precipitação anual acumulada foi de 1.254,5 mm (SINDA 2018). O clima é caracterizado como megatérmico úmido e sub-úmido, do tipo As - tropical chuvoso com verão seco, segundo Köppen-Geiger (Alvares

et al. 2014), marcado por um período chuvoso (março a agosto) e um seco (setembro a fevereiro) (SINDA 2018).

Em relação à flora, a REBIO Santa Isabel apresenta 260 espécies vegetais distribuídas em 184 gêneros e 78 famílias (Oliveira et al. 2015). De acordo com Oliveira & Landim (2014), a vegetação de restinga da REBIO é disposta em mosaico, com sete tipos fitofisionômicos que variam de acordo com o tipo de substrato e a distância do mar. Estas fitofisionomias são divididas em dois tipos de formações básicas: praiial-campestre, a mais representativa e com vegetação herbácea, e formação de restinga, com vegetação arbustiva-arbórea (Oliveira & Landim 2014).

A REBIO Santa Isabel representa a única Unidade de Conservação de Proteção Integral em ambiente de restinga em Sergipe e ainda não foi publicado o plano de manejo da área, postergado pela falta de regulamentação dos seus limites (Santos et al. 2017). É importante destacar que a reserva está incluída entre as áreas brasileiras prioritárias para a conservação no país (MMA 2018), sendo necessário um maior investimento em inventários bióticos e estudos ecológicos, principalmente para a fauna local (Battesini et al. 2013). As modificações mais visíveis no ambiente natural são os coqueirais na porção média e sul da unidade e os impactos existentes se resumem a pastagem de rebanhos oriundos de propriedades limítrofes, o trânsito ilegal de veículos e o fluxo de pessoas que buscam as praias ao longo da unidade (Santos et al. 2017).

No presente estudo foram selecionados três sítios (Figura 2) para a amostragem de pequenos mamíferos, localizados no município de Pirambu e separados entre si por aproximadamente 1,5 km (ponto central: 10°41'58.66"S, 36°48'31.85"O; 10°41'27.24"S, 36°47'55.03"O e 10°41'3.40"S, 36°47'36.00"O). Estes sítios estão distantes cerca de 600 m da linha de maré e compreendem manchas de vegetação representativas da fitofisionomia fruticeto fechado não inundável (Figura 3), a qual inclui espécies arbóreas a sotavento de dunas, que formam um dossel mais esparsa do que a mata de restinga, sendo a fitofisionomia mais florestal da REBIO, segundo Oliveira & Landim (2014). Apesar desses autores não considerarem a ocorrência de fruticetos fechados inundáveis na reserva, em campo foi possível observar esses fruticetos fechados com locais de inundação que permaneceram com água durante grande parte dos meses de amostragem (obs. pessoal).



Figura 2: Sítios de amostragem de pequenos mamíferos (elipses) na REBIO Santa Isabel no litoral de Sergipe, nordeste do Brasil.



Figura 3: Da esquerda para direita: praia, formação praial-campestre, formações de restinga (incluindo fruticeto fechado não inundável onde ocorreu a amostragem de pequenos mamíferos) e coqueiral adjacente na área da REBIO Santa Isabel, em Sergipe.

4.2. Amostragem de pequenos mamíferos

O levantamento de pequenos mamíferos foi realizado de setembro de 2017 a agosto de 2018. Com exceção do mês de fevereiro, mensalmente foram realizadas três noites de captura em cada um dos três sítios de amostragem, evitando-se períodos de lua cheia. Foram dispostas 100 armadilhas por sítio, sendo 18 pitfalls e 82 Sherman. Cada um desses sítios continha o mesmo número de estações de captura (47) separadas entre si por 10 m, sendo seis estações com armadilhas de queda (pitfalls) e 41 estações com armadilhas do tipo Sherman ($25 \times 9 \times 8$ cm) dispostas no solo e sub-bosque (aproximadamente 1,5 m do chão; Figura 4A). As estações de pitfalls eram compostas por três baldes de 22 litros dispostos linearmente, distantes 5 metros entre si, e conectados por lona de 0,5 m de altura (Figura 4B).



Figura 4: Estações de captura de pequenos mamíferos na Reserva Biológica de Santa Isabel, estado de Sergipe, Brasil. A) Estação de Sherman, com armadilhas no solo e sub-bosque; B) Estação de pitfall com três baldes dispostos linearmente.

As armadilhas Sherman foram iscadas durante o dia (com uma mistura de banana, sardinha em óleo, paçoca de amendoim, grão e farinha de milho) e revisadas na manhã seguinte. Os baldes permaneceram abertos da primeira até a última noite de amostragem de cada sítio e também foram revisados durante as manhãs. Para todos os indivíduos capturados foram obtidas medidas de massa corporal (em gramas, com balança do tipo Pesola) e comprimento do corpo, da cauda e da pata posterior direita (em milímetros, com régua) para auxiliar na identificação da espécie, segundo Bonvicino et al. (2008) e Rossi et al. (2012).

Posteriormente, os indivíduos foram marcados com brinco metálico de alumínio numerado (“Eartags”, modelo 1005-1, National Band and Tags Co.) e soltos na mesma estação de captura. Exemplares de cada espécie foram coletados e depositados na Coleção de Mamíferos da Universidade Federal de Sergipe (CMUFS) para compor acervo de referência para a localidade. Nesse caso, a identificação dos roedores foi confirmada através de caracteres cranianos segundo Weksler (2006), Percequillo et al. (2008), Patton et al. (2015) e consulta a especialista. As capturas ocorreram de acordo com a licença de número 59943-1 do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO).

4.3. Amostragem do microhabitat

Na campanha de março de 2018, final do período seco, e na de julho de 2018, final do período chuvoso durante o período de estudo (SINDA 2018), foram estimadas, pela mesma pessoa, seis variáveis de microhabitat em todas as estações de captura: profundidade da serrapilheira, número de palmeiras, cobertura de copa, densidade de sub-bosque, de lianas e do estrato herbáceo. Para determinar a profundidade da serrapilheira (em cm) foi utilizada uma régua que era posicionada no ponto central de cada estação perpendicularmente na serrapilheira até tocar o solo. O número de palmeiras foi contabilizado no interior de um raio de 5 metros a partir do ponto central das estações. A estimativa da cobertura de copa e das densidades de sub-bosque, de lianas e do estrato herbáceo foi realizada com o auxílio de uma estrutura quadrada de PVC de $0,5 \times 0,5$ m dividida internamente com fios de náilon em 100 quadrados (Figura 5). Este instrumento possibilita uma estimativa em valor percentual que consiste em

uma contagem do número de quadrados visualmente obstruídos pela variável determinada, definidos como qualquer quadrado com mais de 50% de obstrução visual, segundo Freitas et al. (2002).

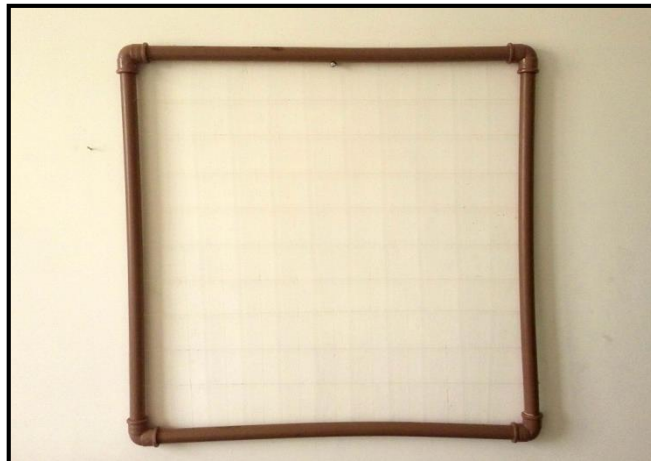


Figura 5: Instrumento usado para a estimativa de cobertura de copa e de densidade de sub-bosque, de lianas e do estrato herbáceo na Reserva Biológica de Santa Isabel, estado de Sergipe, Brasil.

Para estimar a cobertura de copa, o instrumento era posicionado acima da cabeça da pesquisadora, paralelo ao solo no ponto central de cada estação de captura. A densidade de sub-bosque e de lianas foi obtida através da média dos valores percentuais em quatro direções obtidos com o instrumento na altura do peito (\oplus) e a densidade do estrato herbáceo com o instrumento próximo ao solo, considerando um raio de 5 m também partir do ponto central das estações.

4.4. Análise dos dados

Foi calculado o esforço de amostragem (número de armadilhas \times dias de amostragem) e o sucesso de captura ([número de registros \div esforço de amostragem] $\times 100$) para os dois tipos de armadilhas utilizadas nesse estudo, segundo Stallings (1989).

Para estimar a riqueza de pequenos mamíferos na área, os dados de presença e ausência de espécies por campanha foram agrupados para os três sítios de amostragem.

Assim, a avaliação da suficiência amostral do presente trabalho foi realizada de acordo com a construção de curvas de riqueza de espécies. A curva do coletor, que indica o número de espécies observadas em função do esforço amostral (campanha de campo), foi comparada com a curva de rarefação, estimada a partir de 10.000 aleatorizações, utilizando-se o estimador não-paramétrico *Jackknife 1* por meio do software EstimateSWin 9.0 (Colwell 2013). Optou-se pelo *Jackknife 1* por ser um estimador de riqueza menos tendencioso e independente dos modelos de abundância previamente ajustados aos dados (Colwell & Coddington 1994; Magurran 2011).

A similaridade na composição de espécies entre áreas de restinga e Mata Atlântica do estado de Sergipe (Figura 6) foi investigada com o programa PAST (Hammer 2012) usando o coeficiente de Jaccard. Além da área de restinga da REBIO Santa Isabel, foram consideradas a área de restinga da RPPN Caju na porção sul do estado (consulta a Dias et al. 2017) e três áreas de Mata Atlântica: a Mata do Junco ao norte (segundo Rocha et al. 2015 e A. Bocchiglieri, comunicação pessoal), a Mata do Crasto ao sul (a partir de Stevens & Husband 1998) e a Serra de Itabaiana na região central do estado, a partir de Oliveira et al. (2005).

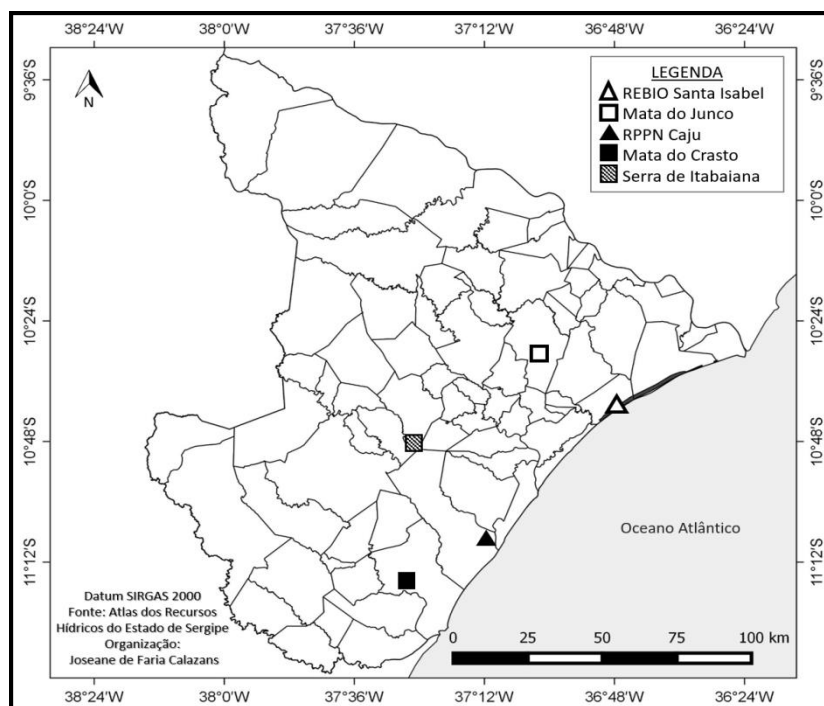


Figura 6: Estado de Sergipe, Brasil, com os limites dos municípios e as áreas de restinga (triângulos) e Mata Atlântica (quadrados) consideradas para a análise de similaridade na composição de espécies de pequenos mamíferos.

Para as análises referentes ao uso dos estratos verticais e do microhabitat, foram incluídas apenas as espécies que tiveram mais de 10 capturas durante o período de amostragem. Estes dados de captura foram considerados como a abundância das espécies e agrupados para os três sítios de amostragem que representam o mesmo tipo de fitofisionomia. Para manter a independência dos dados, foram desconsideradas as recapturas de indivíduos dentro da mesma campanha. Foi investigado se há diferença na frequência de uso dos estratos verticais (solo e sub-bosque) através das capturas em armadilhas Sherman com o teste qui-quadrado no software R® (R Core Team 2017), considerando um nível de significância de 5%.

Posteriormente, a normalidade dos dados foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk e diferenças entre cada variável do microhabitat obtida em março (final do período seco) e julho (final do período chuvoso) foram exploradas através de testes de Mann-Whitney no software R® (R Core Team 2017), com nível de significância de 5%. Assim, a matriz de dados para a Análise de Redundância (RDA) foi elaborada de maneira a considerar o efeito das variações sazonais no microhabitat. Para cada estação, a soma das capturas do período seco (setembro a março) foi relacionada às medidas de habitat estimadas em março e a soma das capturas no período chuvoso foi relacionada às estimativas obtidas em julho. As estações onde não ocorreram capturas ao longo do período amostral foram retiradas da matriz de dados. As variáveis do microhabitat foram transformadas em log+1 para atender os pressupostos básicos de testes multivariados e as abundâncias das espécies foram padronizadas com a transformação de Hellinger, segundo Legendre & Gallagher (2001).

Para avaliar se a abundância das espécies em cada estação de captura foi influenciada pelas características do microhabitat no entorno das armadilhas, uma RDA foi executada no software R® (R Core Team 2017) com o pacote *vegan* (Oksanen et al. 2001), considerando o nível de significância de 5%. A RDA inclui uma Análise de Componentes Principais realizada a partir de uma matriz de valores ajustados gerados por regressão múltipla (Legendre & Legendre 2012). Os coeficientes dessa regressão quantificam as relações de causalidade entre as variáveis de habitat (variável preditora) e a abundância das espécies (variável resposta), sendo que a RDA gera um *biplot* onde é possível visualizar as associações entre estas variáveis (Gotelli & Ellison 2011). Assim, uma hipótese nula de ausência de relação linear entre as espécies e o microhabitat foi

testada por permutação e dependências lineares foram exploradas e evitadas pelo cálculo dos fatores de inflação de variância (indicando possíveis colinearidades entre as variáveis), sendo que as variáveis de poder explicativo significativo foram investigadas através da função *ordistep* (Borcard et al. 2011).

5. RESULTADOS

Foram registradas 10 espécies de pequenos mamíferos na área da REBIO Santa Isabel: quatro marsupiais e seis roedores (Figura 7) em 157 capturas, sendo 37 recapturas. Após 11 campanhas, o sucesso de captura em armadilhas Sherman foi de 1,9% a partir de 154 registros obtidos com um esforço de 8.118 armadilhas-noite. Em pitfalls, a partir de três registros e um esforço de 1.782 armadilhas-noite, o sucesso de captura foi 0,16%.

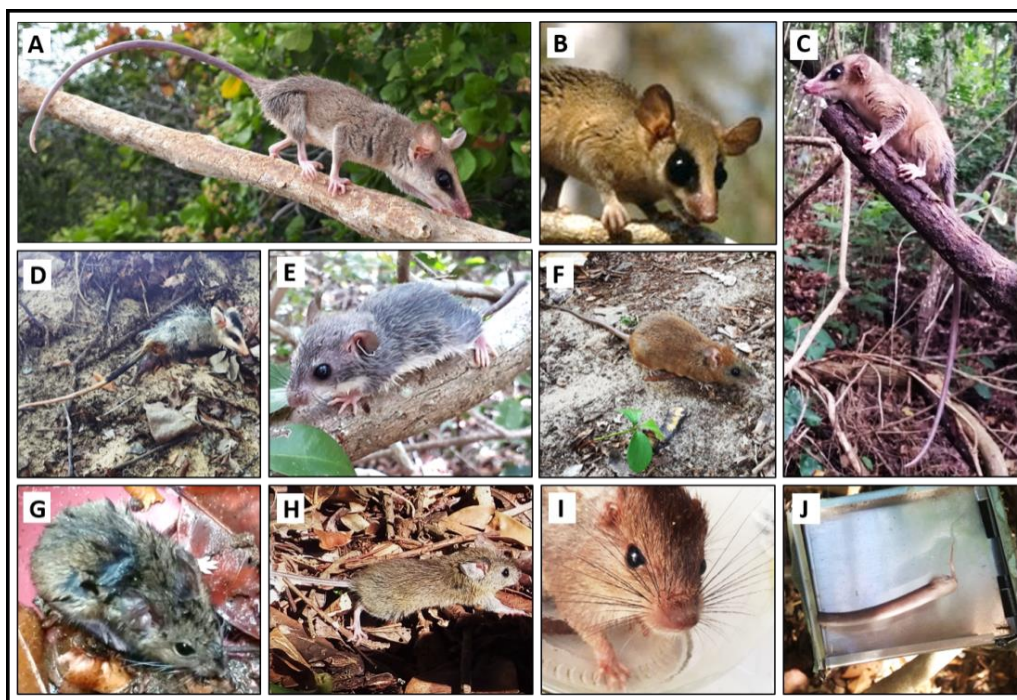


Figura 7: Espécies de pequenos mamíferos registradas na Reserva Biológica de Santa Isabel em Sergipe, nordeste do Brasil. A) *Marmosops incanus*; B) *Marmosa murina*; C) *Marmosa demerarae*; D) *Didelphis albiventris*; E) *Rhipidomys mastacalis* juvenil; F) *Cerradomys vivoi*; G) *Calomys* sp.; H) *Oligoryzomys* sp.; I) *Phyllomys blainvillii* e J) cauda de *Trinomys* sp. presa na armadilha.

As espécies mais abundantes foram o marsupial *Marmosops incanus* (Lund, 1840; N=76) e o roedor *Rhipidomys mastacalis* (Lund, 1840; N=25) que, juntas, representam cerca de 84% do total dos indivíduos (Figura 8). Três capturas (1,9%) ocorreram em pitfall, correspondendo a um espécime de *M. incanus*, um de *Didelphis albiventris* Lund, 1840 e um de *Calomys* sp. (Waterhouse, 1837) (Tabela 1). Embora não tenham sido considerados no presente trabalho, na área foram encontrados rastros de mamíferos de maior porte como *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) e *Procyon cancrivorus* (G. Cuvier, 1798), além da observação direta de *Dasypus* sp. (Linnaeus, 1758) e a captura em Sherman de um juvenil de *Callithrix jacchus* (Linnaeus, 1758).

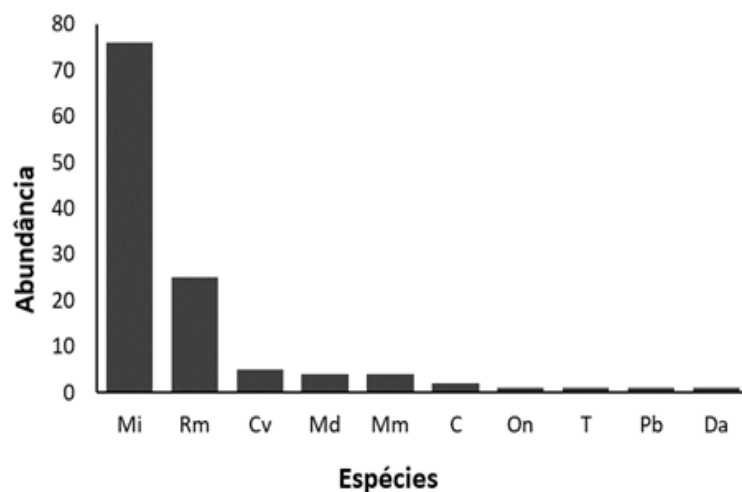


Figura 8: Abundância das espécies de pequenos mamíferos registradas na Reserva Biológica de Santa Isabel, Sergipe, Brasil. Mi) *Marmosops incanus*; Rm) *Rhipidomys mastacalis*; Cv) *Cerradomys vivoi*; Md) *Marmosa demerarae*; Mm) *Marmosa murina*; C) *Calomys* sp.; On) *Oligoryzomys* sp.; T) *Trinomys* sp.; Pb) *Phyllomys blainvillii* e Da) *Didelphis albiventris*.

Tabela 1. Total de capturas (e recapturas) de pequenos mamíferos em armadilhas pitfall e Sherman em dois estratos na Reserva Biológica de Santa Isabel, Sergipe, Brasil. * representa N>10 com diferença no uso dos estratos verticais.

Espécies	Armadilhas		
	Pitfall	Sherman Solo (0 m)	Sherman Sub-bosque ($\cong 1,5$ m)
Ordem Didelphimorphia			
<i>Marmosops incanus</i>	1	30 (11)	78 (22) *
<i>Marmosa demerarae</i>	-	-	4
<i>Marmosa murina</i>	-	-	4
<i>Didelphis albiventris</i>	1	-	-
Ordem Rodentia			
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	-	-	29 (4) *
<i>Cerradomys vivoi</i>	-	3	2
<i>Calomys</i> sp.	1	1	-
<i>Oligoryzomys</i> sp.	-	1	-
<i>Phyllomys blainvillii</i>	-	-	1
<i>Trinomys</i> sp.	-	1	-
Total de capturas	3	36	118

Foram estimadas $13,6 \pm 1,5$ espécies na área de estudo (Figura 9), sendo a riqueza observada durante o período amostrado correspondente a 73% da estimada com o esforço amostral dispendido.

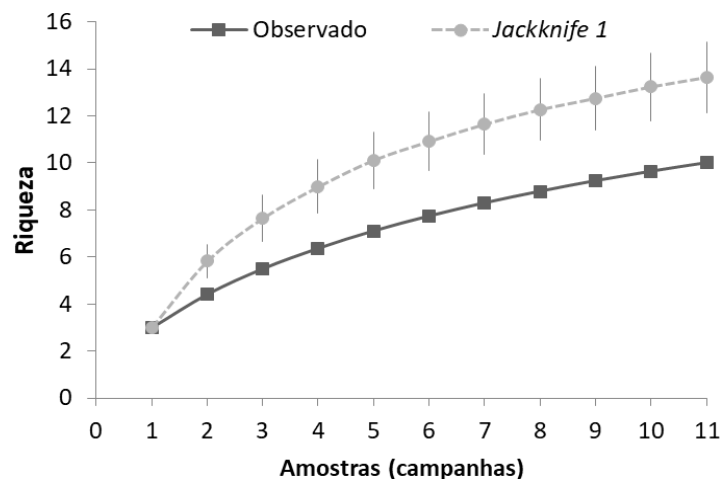


Figura 9: Curva de acumulação de espécies de pequenos mamíferos observada (em preto) e de rarefação estimada por *Jackknife 1* (em cinza) a partir do esforço amostral (número de campanhas de campo) na Reserva Biológica de Santa Isabel, Sergipe, Brasil. As barras verticais indicam o desvio-padrão do estimador.

A análise de similaridade mostrou que a composição de espécies de pequenos mamíferos na REBIO Santa Isabel é mais semelhante ($J = 0,46$) à área de Mata Atlântica adjacente (Mata do Junco) do que à outra área de restinga da RPPN Caju. Esta última, é mais semelhante ($J = 0,30$) à área de Mata Atlântica da região sul do estado (Mata do Crasto), sendo a área central da Serra de Itabaiana mais dissimilar. Assim, a composição de espécies nas áreas de restinga no estado de Sergipe consideradas na análise é mais similar às áreas de Mata Atlântica adjacentes do que entre si (Figura 10).

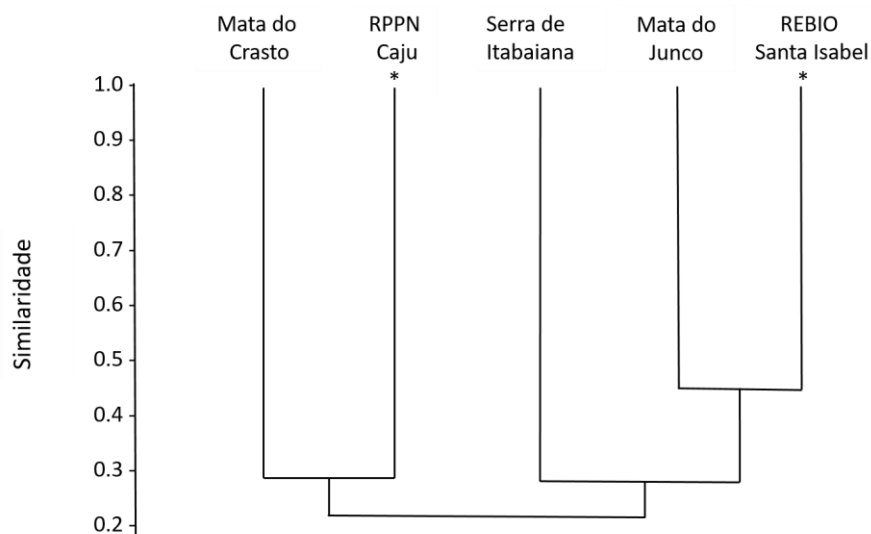


Figura 10: Dendrograma de similaridade na composição de espécies de pequenos mamíferos em áreas de restinga (*) e Mata Atlântica no estado de Sergipe de acordo com o coeficiente de Jaccard.

Apenas *Marmosops incanus* e *Rhipidomys mastacalis* tiveram mais de 10 registros para a realização das análises estatísticas. Em relação à utilização dos estratos verticais, o teste qui-quadrado indicou que *M. incanus* usou mais o sub-bosque (71,3%) do que o solo ($X^2=18,141$; $p<0,0001$) e todas as capturas de *R. mastacalis* ocorreram no sub-bosque (Figura 11). No geral, as espécies utilizaram os estratos amostrados em frequências distintas, com *R. mastacalis* se mostrando exclusivamente arborícola, *M. incanus* e *Cerradomys vivoi* Percequillo, Hingst-Zaher e Bonvicino, 2008 escansoriais e as outras espécies com registros raros em apenas um dos estratos (Tabela 1).

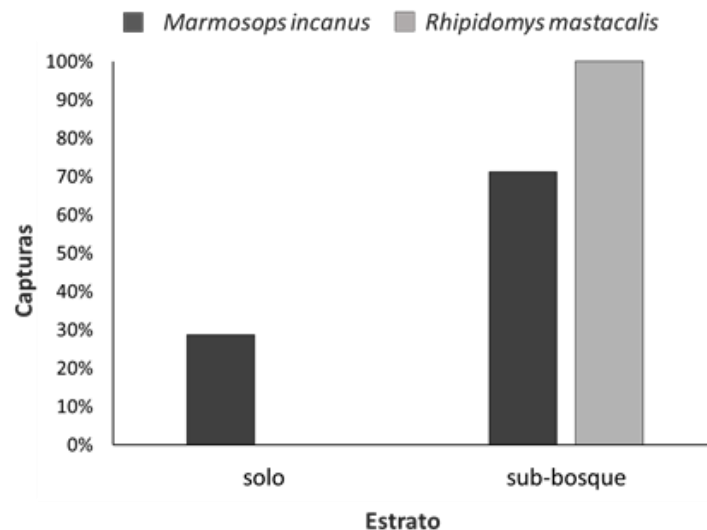


Figura 11: Porcentagem de capturas (considerando também as recapturas) do marsupial *Marmosops incanus* e do roedor *Rhipidomys mastacalis* em dois estratos (solo e sub-bosque) na Reserva Biológica de Santa Isabel, Sergipe, Brasil.

Os testes de Mann-Whitney indicaram um aumento na serrapilheira ($z = -6,556$; $p < 0,001$) e no estrato herbáceo ($z = -4,558$; $p < 0,001$) no período chuvoso, sendo que as outras variáveis de microhabitat não apresentaram variação entre os períodos. A RDA resultou em um *biplot* (Figura 12) com dois eixos canônicos: o RDA1 explicando 13,4% e RDA2 explicando 1,2% de um total de 14,6% de variação ($R^2 = 0,146$). Os dois eixos adicionais PC1 (0,732) e PC2 (0,120) indicaram que os resíduos das regressões refletiram uma grande variação na matriz de dados que não pode ser explicada pelas variáveis do microhabitat. Entretanto, o teste de permutação para esse modelo geral da RDA indicou que variações no microhabitat do entorno das armadilhas refletem em alterações nas abundâncias das espécies ($F = 2,943$; $p = 0,005$), sendo 9,7% da variância da matriz de resposta das espécies explicada pelo microhabitat ($R^2_{aj} = 0,097$). No entanto, os testes de permutação para os dois eixos canônicos gerados indicaram que apenas o RDA1 ($F = 16,887$; $p = 0,011$) deve ser considerado, ao contrário do RDA2 ($F = 1,459$; $p = 0,962$) que representa variações mais aleatórias do que estruturadas.

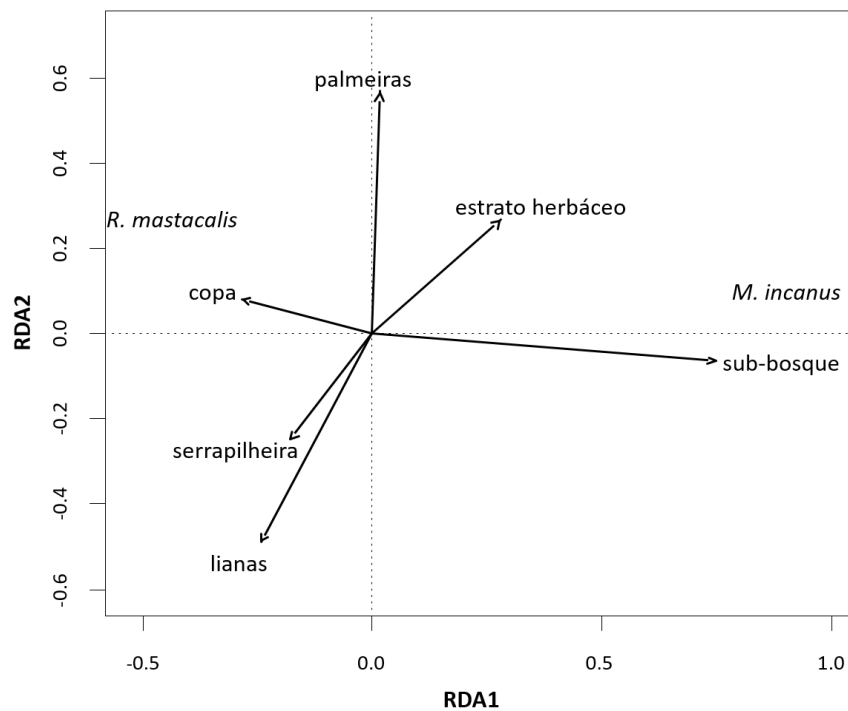


Figura 12: Biplot da análise de redundância (RDA) com os dois eixos canônicos gerados (RDA1 e RDA2), onde as espécies são o marsupial *Marmosops incanus* e o roedor *Rhipidomys mastacalis* e as setas indicam as variáveis do microhabitat (profundidade da serrapilheira, número de palmeiras, cobertura de copa, densidade do sub-bosque, do estrato herbáceo e de lianas).

No cálculo dos fatores de inflação de variância das variáveis explicativas não foi identificada colinearidade dos dados ($VIF < 10$; Tabela 2). A investigação sobre a influência de cada variável do microhabitat com a função *ordistep* indicou significância apenas para o sub-bosque ($F=11,646$; $p=0,005$) que representa a maior parte da variação do eixo canônico RDA1 considerado significativo (Tabela 2). Assim, locais com o sub-bosque mais denso possuem maior abundância de *Marmosops incanus* e menor de *Rhipidomys mastacalis* (Figura 12), indicando que as variações locais nas abundâncias destas espécies são influenciadas por esta variável de microhabitat.

Tabela 2: Resultado da análise de redundância com os coeficientes dos eixos canônicos gerados (RDA1 e RDA2) e os fatores de inflação de variância (VIF) para cada variável do microhabitat. Na função *ordistep*, AIC é o Critério de Informação de Akaike, F é o valor estatístico de teste e p demonstra qual variável é significativa (*).

Variáveis do microhabitat	RDA1	RDA2	VIF	<i>ordistep</i>		
				AIC	F	p
Palmeiras	-0,069759	0,132952	1,263878	-53,480	1,0400	0,365
Serrapilheira	-0,026270	-0,111157	1,083161	-54,489	0,0900	0,875
Copa	0,042687	1,271040	1,436916	-54,421	0,1545	0,745
Lianas	-0,093519	-0,141449	1,575450	-52,454	2,0154	0,085
Sub-bosque	1,085979	-0,338444	1,299167	-42,802	11,6461	0,005*
Estrato herbáceo	-0,011732	0,192732	1,289872	-54,269	0,2972	0,660

6. DISCUSSÃO

Foram registradas 10 espécies de pequenos mamíferos na REBIO Santa Isabel, sendo esta considerada a localidade, até o momento, com a maior riqueza desse grupo em ecossistemas associados à Mata Atlântica de Sergipe. No estado, estudos prévios nesse bioma registraram entre quatro a nove espécies (Stevens & Husband 1998; Oliveira et al. 2005; Dias et al. 2017; Rocha et al. 2017) e em ambientes de Caatinga já foram registradas entre três a 10 espécies (Freitas et al. 2011; Bezerra et al. 2014; Freitas et al. 2017; Rocha et al. 2015). Nesse sentido, há a ocorrência de, pelo menos, 27 espécies de pequenos mamíferos em Sergipe (Anexo I), incluindo as duas espécies introduzidas de *Rattus* (ratazanas).

O uso de armadilhas de queda na REBIO não otimizou a amostragem da mastofauna como indicado pela revisão de Bovendorp et al. (2017). Os pitfalls apresentaram uma baixa eficiência na área de estudo, contribuindo pouco para o incremento na abundância e riqueza de espécies. Isto pode ser reflexo de um baixo número de espécies cursoriais na comunidade e do efeito do tamanho dessas armadilhas. Por exemplo, a captura de um sub adulto de *Didelphis albiventris* exclusivamente no pitfall parece estar relacionada principalmente a limitação do tamanho das armadilhas Sherman. Além disso, o efeito do tamanho dos pitfalls na eficiência de captura também

pode variar para diferentes espécies (Thompson et al. 2005; Barros et al. 2015). Dessa forma, o volume dos baldes utilizados foi suficiente para capturar um *D. albiventris*, mas pode ter permitido outros animais escaparem, como roedores robustos e mais furtivos. De fato, na amostragem de pequenos mamíferos é esperado que as armadilhas apresentem algumas limitações e isso pode ter relação com a riqueza estimada pelo *Jackknife 1* nesse estudo, que sugere a ocorrência de mais espécies na área.

A maioria das espécies de pequenos mamíferos encontradas na REBIO já foi registrada em Sergipe (e.g. Stevens & Husband 1998; Oliveira et al. 2005; Dias et al. 2017; Rocha et al. 2017). Entretanto, o equimídeo *Phyllomys blainvillii* (Jourdan, 1837) é um registro inédito para o estado, o que amplia sua distribuição geográfica, estendendo a ocorrência da espécie indicada previamente para a região costeira da Paraíba até Alagoas (Campos & Percequillo 2007). Contudo, estudos recentes apontam que os espécimes identificados como *P. blainvillii* no litoral nordestino (podendo também ser o caso do espécime coletado na REBIO Santa Isabel) representam uma espécie ainda não descrita (Loss & Leite 2011; Patton et al. 2015; Machado et al. 2018), destacando a importância de estudos futuros sobre a mastofauna e sua taxonomia em ambientes de restinga da região.

De maneira geral, a composição da comunidade da REBIO Santa Isabel difere em relação ao encontrado nos levantamentos de pequenos mamíferos em restingas ao longo do litoral brasileiro (e.g. Cerqueira 2000; Fabián et al. 2010; Moreira & Mendes 2010; Pessoa et al. 2010; Rosa & Vieira 2010; Quintela et al. 2012). *Oligoryzomys nigripes* (Olfers, 1818), por exemplo, se apresenta como espécie dominante em áreas de restinga arbórea do Rio Grande do Sul (Quintela et al. 2012). O hábito generalista desse roedor pode refletir na sua ampla distribuição geográfica (Patton et al. 2015), embora variações locais na abundância dessa espécie possam estar associadas às distintas características do habitat e à presença de demais espécies generalistas.

Outra diferença na composição da comunidade da REBIO é a ocorrência de *Cerradomys vivoi*. Este roedor, assim como *Phyllomys blainvillii*, não é citado nos estudos a respeito da mastofauna em restingas do sudeste e sul, o que sugere uma distribuição mais restrita às restingas do nordeste, corroborando relatos dessa espécie próximo à foz do Rio São Francisco, em Sergipe, e na região costeira da Bahia

(Percequillo et al. 2008; Patton et al. 2015). As espécies mais abundantes na REBIO, *Marmosops incanus* e *Rhipidomys mastacalis*, entretanto, já foram registradas em restingas do estado do Espírito Santo (Moreira & Mendes 2010), mas não há informações sobre a abundância dessas espécies em ambientes de restinga.

Em geral, as espécies registradas no presente trabalho apresentam uma distribuição que inclui as áreas de Floresta Atlântica de Sergipe (Stevens & Husband 1998; Oliveira et al. 2005; Rocha et al. 2017). A análise de similaridade mostrou um padrão latitudinal na fauna de pequenos mamíferos no estado, onde as espécies das áreas de restinga do litoral sergipano parecem constituir um subconjunto das espécies que ocorrem nas áreas de Mata Atlântica adjacentes, como afirmam Cerqueira (2000), Pessoa et al. (2010) e Campos et al. (2018) para outras regiões. Em vista disso, a conectividade entre essas áreas parece ser relevante para a conservação das espécies de pequenos mamíferos que ocorrem nas restingas, como sugere Campos et al. (2018). Além disso, esses ecossistemas são uma extensão importante da Mata Atlântica, pois apresentam condições ambientais particulares que podem contribuir para a variabilidade das espécies na região (Cerqueira 2000).

Entretanto, diferenças na abundância relativa das espécies podem estar relacionadas, entre outros fatores, às diferenças estruturais entre os ambientes, visto a peculiaridade das formações de restinga em comparação às florestas de Mata Atlântica (Araújo & Lacerda 1987; Oliveira & Landim 2014; Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2018). No caso dos sítios amostrados no presente estudo, a estrutura da vegetação se assemelha mais às florestas primárias, com um dossel esparso e efeito de borda (Oliveira & Landim 2014; obs. pessoal) do que às florestas de Mata Atlântica em estágios mais avançados de regeneração e estruturação vertical. A Mata do Junco, por exemplo, mesmo não representando uma floresta madura e conservada, apresenta maior estruturação vertical e distintos aspectos fitofisionômicos em relação a REBIO Santa Isabel (Dantas et al. 2007; Rocha et al. 2017). A Serra de Itabaiana possui características vegetacionais ainda mais distintas por ser uma área de ecótono entre Mata Atlântica e Caatinga (Dantas & Ribeiro 2010). Assim, essa dissimilaridade estrutural entre os ambientes podem refletir em diferentes padrões de composição e abundância de espécies de pequenos mamíferos, como observa Pardini (2004), Pardini et al. (2005) e Delciellos et al. (2015).

Portanto, a qualidade do habitat, considerada por Hall et al. (1997) como a capacidade do ambiente de fornecer condições para a persistência individual e populacional, pode ser um fator importante na composição de espécies de pequenos mamíferos na REBIO Santa Isabel. Os marsupiais *Marmosops incanus* e *Marmosa murina* e os roedores *Cerradomys vivoi* e *Rhipidomys mastacalis*, por exemplo, já tiveram suas ocorrências relacionadas à ambientes diferentes, desde florestas de Mata Atlântica maduras as florestas em estágio inicial de regeneração, áreas de borda e até áreas mais abertas (Stevens & Husband 1998; Pardini 2004, Pardini et al. 2005; Percequillo et al. 2008; Püttker et al. 2008; Bezerra & Geise 2015; Delciellos et al. 2015).

Marmosops incanus, espécie mais abundante na REBIO, está presente na maioria das áreas de Mata Atlântica de Sergipe, porém não se apresentando como dominante (Stevens & Husband 1998; Oliveira et al. 2005; Rocha et al. 2017; A. Bocchiglieri comunicação pessoal). Assim, a dominância dessa espécie revelada na área da REBIO pode ser reflexo da sua tolerância a ambientes diversos (Pardini et al. 2005; Bezerra & Geise 2015). Nesse contexto, uma certa plasticidade no que diz respeito a qualidade do habitat requerida pode favorecer a ocupação das áreas de restinga pelas espécies de pequenos mamíferos.

Com relação ao uso dos estratos verticais, *Rhipidomys mastacalis* se revelou arborícola ao não utilizar o solo na REBIO, condição também relatada por Paglia et al. (2012). Entretanto, de acordo com Stallings (1989) e Pardini (2004), esta espécie pode explorar o solo em áreas da Mata Atlântica, mesmo que a maioria dos registros tenha ocorrido nos estratos superiores da vegetação. Outros estudos em Mata Atlântica (Grelle 2003; Naxara et al. 2009) registraram o uso da copa da vegetação por *R. mastacalis* e a utilização do ambiente por essa espécie parece mudar ainda mais em florestas isoladas (brejos de altitude) da Caatinga, onde utiliza mais o solo do que o sub-bosque (Sousa et al. 2004).

Marmosops incanus, no entanto, parece manter o hábito escansorial como o padrão para a espécie, mas a frequência de utilização dos estratos também pode variar entre áreas. Na REBIO, essa espécie utiliza mais o sub-bosque do que o solo, como também relatado por Cunha & Vieira (2002), diferindo da maioria dos trabalhos que

apontam o contrário em florestas de Mata Atlântica (Grelle 2003; Pardini 2004; Loretto & Vieira 2008; Prevedello et al. 2008; Passamani & Rosa 2015). Outros estudos, entretanto, não observaram diferenças na utilização dos estratos vegetais por essa espécie (Fonseca & Kierulff 1989; Stallings 1989).

Dessa maneira, as variações no uso dos estratos verticais por *Marmosops incanus* e *Rhipidomys mastacalis* em diferentes localidades reafirmam a plasticidade destas espécies. Nesse sentido, é fundamental destacar a necessidade de cautela, reconhecida por Jorgensen (2004), em generalizar os resultados dos estudos sobre o uso do habitat por pequenos mamíferos. Esse uso pode ser influenciado por fatores como o tipo de vegetação e as relações interespecíficas (Price 1978; Jorgensen 2004), dada a variação nas espécies de predadores e competidores em ambientes distintos. No caso dos sítios amostrados na REBIO, a baixa abundância de espécies competidoras co-ocorrentes e a presença de potenciais predadores observados em campo, por exemplo, podem favorecer o forrageamento de *M. incanus* e *R. mastacalis* nos estratos acima do solo. Portanto, como estas duas espécies dominantes ocupam frequentemente os mesmos estratos da vegetação na localidade, é provável encontrar diferenças em outras associações de microhabitat como sugerido por Abreu & Oliveira (2014).

De acordo com Price (1978), Leimgruber et al. (2014) e Passamani & Rosa (2015), diferenças no uso do espaço podem ser consequência, além das relações interespecíficas, das características intrínsecas das espécies. Diferenças relacionadas à habilidade locomotora de *Marmosops incanus* e *Rhipidomys mastacalis* podem potencialmente influenciar na exploração do habitat e colaborar para a partilha de recursos, como indicado em Vieira (1997), Cunha & Vieira (2002), Delciellos et al. (2006) e Delciellos & Vieira (2006). Além disso, o hábito alimentar também é uma característica intrínseca que interfere e direciona a exploração do habitat, já que cada tipo de alimento pode ter uma distribuição particular no ambiente (Cáceres et al. 2012).

De maneira geral, *Rhipidomys mastacalis* é considerado frugívoro e predador de sementes e *Marmosops incanus* é considerado insetívoro-onívoro (Paglia et al. 2012). Apesar de material vegetal compor grande parte da dieta de *R. mastacalis*, Souza et al. (2004) e Pinotti et al. (2011) afirmam que este roedor também tem a capacidade de explorar os artrópodes como recurso alimentar, assim como o marsupial *M. incanus*

também pode ter frutos como itens importantes na dieta (Bezerra & Geise 2015). No caso da REBIO Santa Isabel foi observado, concomitantemente com o presente estudo, que estas duas espécies consomem itens alimentares semelhantes em proporções distintas (dados não publicados), sendo possível haver algum grau de sobreposição dos nichos alimentares e, conseqüentemente, competição pelo alimento entre estas espécies na localidade.

Dessa forma, diferenças na composição da dieta podem não ser suficientes para permitir que *Marmosops incanus* e *Rhipidomys mastacalis* coexistam no estrato arbóreo da área amostrada. Em uma revisão sobre particionamento de recursos, Schoener (1974) apontou que a diferenciação no uso do habitat pode ser mais importante para a coexistência entre espécies do que a dieta. Para os pequenos mamíferos, diversos trabalhos também consideram a partição de habitats um importante mecanismo de coexistência (e.g. Schoener 1974; Price 1978; Cunha & Vieira 2004; Delciellos et al. 2006; Naxara et al. 2009; Abreu & Oliveira 2014; Leimgruber et al. 2014; Passamani & Rosa 2015; Novillo et al. 2017).

De fato, foi observada uma maior abundância de *Marmosops incanus* em locais com sub-bosque denso na REBIO Santa Isabel. Um sub-bosque estruturado pode aumentar a conectividade da vegetação para uma melhor exploração do espaço por espécies que utilizam esse estrato (Camargo et al. 2018). *Rhipidomys mastacalis*, contudo, foi menos abundante com o adensamento desse sub-bosque, seja pela estrutura dos suportes, como abordado por Cunha & Vieira (2002), por exemplo, ou pela abundância da espécie dominante *M. incanus*, potencial competidora nesses locais.

Estudos anteriores em microescala indicam que a densidade do sub-bosque é importante para *Marmosops incanus* também em áreas mais complexas de Floresta Atlântica, influenciando positivamente a sua abundância (Püttker et al. 2008; Leiner et al. 2010). Além disso, Leiner et al. (2010) afirmam que o estrato herbáceo também pode ser uma característica importante para *M. incanus*. No entanto, esta variável pode não ter sido relevante no presente estudo pelo fato desta espécie utilizar mais o sub-bosque do que o solo na REBIO, sendo que esses autores observaram a espécie utilizando mais o solo do que o sub-bosque na área de Mata Atlântica amostrada.

Portanto, o padrão de uso do microhabitat observado na área de estudo através do efeito contrário do adensamento do sub-bosque na abundância de *Marmosops incanus* e *Rhipidomys mastacalis* e das diferenças nas frequências de uso dos estratos verticais pode ser uma maneira dessas espécies estarem segregando o microhabitat como mecanismo de coexistência. Além disso, há possibilidade de que, nos locais de maior densidade de sub-bosque e abundância de *M. incanus*, *R. mastacalis* utilize mais a copa, já que a exploração do habitat pode mudar com a presença de outras espécies (Price 1978; Delciellos et al. 2006) e *M. incanus* raramente utiliza esse estrato da vegetação (e.g. Cunha & Vieira 2002; Grelle 2003; Loretto & Vieira 2008; Prevedello et al. 2008; Passamani & Rosa 2015). Essa condição amenizaria a competição na copa da vegetação e uma menor abundância desse roedor na área de estudo pode ser reflexo da ausência de amostragem nesse estrato.

A cobertura de copa e a densidade de sub-bosque e lianas têm relação com a estruturação vertical do habitat, componentes importantes para a locomoção das espécies que usam os estratos superiores da vegetação (Cusack et al. 2015). Assim, a seleção do sub-bosque, entre as outras variáveis do microhabitat, aponta para a importância da estratificação vertical da vegetação para as espécies mais abundantes na comunidade da REBIO Santa Isabel. Tanto *Marmosops incanus* quanto *Rhipidomys mastacalis* foram mais frequentes no sub-bosque, revelando que a complexidade do microhabitat, representada principalmente por diferentes graus de densidade desse sub-bosque, pode exercer mais influência na abundância dessas espécies do que as variáveis mensuradas relacionadas à heterogeneidade (número de palmeiras, profundidade de serrapilheira e densidade do estrato herbáceo).

No entanto, além das variáveis do microhabitat aqui consideradas, podem existir outros fatores não investigados que interferem na exploração do espaço em microescala pelas espécies, sejam estes ecológicos como a disposição dos recursos alimentares específicos, ou apenas aleatórios, como aponta a teoria neutra de Hubbell (2001). Vale também mencionar que o fato do sub-bosque ter sido a única variável de microhabitat significativa não quer dizer que as outras variáveis aqui consideradas não sejam relevantes para as espécies da comunidade em escala de meso e macrohabitat.

Nesse sentido, o presente estudo traz uma importante contribuição para o entendimento da fauna de pequenos mamíferos em áreas de restinga do nordeste, sobretudo em Sergipe. A riqueza de mamíferos de pequeno porte registrada na REBIO Santa Isabel foi maior do que a dos levantamentos de mastofauna realizados em áreas de Mata Atlântica no estado, destacando a importância dessa unidade de conservação para o grupo, especialmente as áreas de fitofisionomia arbóreas. Além disso, apesar da similaridade entre as áreas de restinga e as áreas de Mata Atlântica adjacentes, as condições ambientais das primeiras podem ser relevantes para a manutenção da diversidade e variabilidade das espécies.

Dados ecológicos detalhados, como padrões de uso do habitat, são raros para muitas espécies e ambientes. Assim, as capturas de *Marmosops incanus* e *Rhipidomys mastacalis* na localidade fornecem novas informações sobre o uso do espaço por ambas as espécies neste ecossistema ainda pouco explorado, sugerindo uma plasticidade em relação ao uso dos estratos verticais e uma influência da estrutura do sub-bosque na abundância local dessas espécies. Por fim, a partição de recursos entre espécies de pequenos mamíferos co-ocorrentes pode ser facilitada pelo uso diferencial do microhabitat em áreas de restinga.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, M. S. L., & L. R. OLIVEIRA. 2014. Patterns of arboreal and terrestrial space use by non-volant small mammals in an Araucaria forest of southern Brazil. *Anais Academia Brasileira de Ciências* 86(2):807-819.
- ALVARES, C. A., J. L. STAPE, P. C. SENTELHAS, J. L. M. GONÇALVES, & G. SPAROVEK. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22:711-728.
- ARAÚJO, D. S. D., & L. D. LACERDA. 1987. A natureza das restingas. *Ciência Hoje* 6(33):42-8.
- ARNAN, X., L. COMAS, M. GRACIA, & J. RETANA. 2014. Composition and habitat use of small mammals in old-growth mountain forests. *Journal of Natural History* 48(7-8):481-494.

- AUGUST, P. V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64(6):1495-1507.
- BARROS, C. S., T. PÜTTKER, B. T. PINOTTI, & R. PARDINI. 2015. Determinants of capture-recapture success: an evaluation of trapping methods to estimate population and community parameters for Atlantic Forest small mammals. *Zoologia* 32:334-344.
- BATTESINI, M. D., S. C. Z. ALVES, J. O. MELO-NETO, & L. J. GOMES. 2013. Publicações acadêmicas das unidades de conservação no estado de Sergipe, Brasil. *Interciência* 38:67-72.
- BEZERRA, A. C., & L. GEISE. 2015. *Marmosops incanus*: estado da arte em síntese. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia* 73:65-86.
- BEZERRA, A. M. R., A. LAZAR, C. R. BONVICINO, & A. S. CUNHA. 2014. Subsidies for a poorly known endemic semiarid biome of Brazil: non-volant mammals of an eastern region of Caatinga. *Zoological Studies* 53(16):1-13.
- BONVICINO, C. R., J. A. OLIVEIRA, & P. S. D'ANDREA. 2008. Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS, Rio de Janeiro.
- BORCARD, D., F. GILLET, & P. LEGENDRE. 2011. Numerical Ecology with R. Springer, New York.
- BOVENDORP, R. S., R. A. MCCLEERY, & M. GALETTI. 2017. Optimizing sampling methods for small mammal communities in Neotropical rainforests. *Mammal Review* 47:148-158.
- BRASIL. 1988. Decreto Nº 96.999, de 20 de outubro de 1988. Cria, no litoral do Estado de Sergipe, a Reserva Biológica de Santa Isabel e dá outras providências. <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D96999/>.
- CÁCERES, N. C., J. A. PREVEDELLO, & D. LORETTO. 2012. Uso do espaço por marsupiais: fatores influentes sobre área de vida, seleção de habitat e movimentos. Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e conservação (Cáceres N. C., ed.). 2ª edição. UFMS, Campo Grande.

- CAMARGO, A. C. L. ET AL. 2018. Fire affects the occurrence of small mammals at distinct spatial scales in a neotropical savanna European. *Journal of Wildlife Research* 64(6):63.
- CAMPOS, B. A. T. P., & A. R. PERCEQUILLO. 2007. Mammalia, Rodentia, Echimyidae, *Phyllomys blainvillii* (Jourdan, 1837): Range extension and new geographic distribution map. *Check List* 3(1):18-20.
- CAMPOS, B. A. T. P., A. FEIJÓ, P. G. G. BRENNAND, & A. R. PERCEQUILLO. 2018. Mammals of a restinga forest in Mataraca, Paraíba, northeastern Brazil, and its affinities to restinga areas in Brazil. *Biota Neotropica* 18(1):1-8.
- CERQUEIRA, R. 2000. Ecologia funcional de mamíferos numa restinga no Estado do Rio de Janeiro. *Ecologia de restingas e lagoas costeiras* (Esteves F. A. & L. Lacerda D., eds.). NUPEM / UFRJ, Rio de Janeiro.
- CERQUEIRA, R., F. A. Z. FERNANDEZ, & M. F. S. QUINTELA. 1990. Mamíferos da restinga de Barra de Maricá, Rio de Janeiro. *Papéis Avulsos de Zoologia* 37(9):141-157.
- COLWELL, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.0. <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>>.
- COLWELL, R. K., & J. A. CODDINGTON. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 345:101-118.
- CUNHA, A. A., & M. V. VIEIRA. 2002. Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. *Journal of Zoology* 258(4):419-426.
- CUNHA, A. A., & M. V. VIEIRA. 2004. Two bodies cannot occupy the same place at the same time, or the importance of space in the ecological niche. *Bulletin of the Ecological Society of America* 85:25-26.

- CUSACK, J. J., O. R. WEARN, H. BERNARD, & R. M. EWERS. 2015. Influence of microhabitat structure and disturbance on detection of native and non-native murids in logged and unlogged forests of northern Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 31:25-35.
- DALMAGRO, A. D., & E. M. VIEIRA. 2005. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria Forest in Southern Brazil. *Austral Ecology* 30:353-362.
- DANTAS, T. V. P., A. S. RIBEIRO, J. E. NASCIMENTO-JÚNIOR, A. MACHADO, K. CRISTINA, & C. S. SANTOS. 2007. Caracterização florística. Estudo técnico para a criação do Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco, Capela, Sergipe (Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos de Sergipe, org.). Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.
- DANTAS, T. V. P., & A. S. RIBEIRO. 2010. Caracterização da vegetação do Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe - Brasil. *Biotemas* 23(4):9-18.
- DELICIELLOS, A. C., & M. V. VIEIRA. 2006. Arboreal walking performance in seven didelphid marsupials as an aspect their fundamental niche. *Austral Ecology* 31:449-457.
- DELICIELLOS, A. C., D. LORETTO, & M. V. VIEIRA. 2006. Novos métodos no estudo da estratificação vertical de marsupiais neotropicais. *Oecologia Brasiliensis* 10(2):135-153.
- DELICIELLOS, A. C., M. V. VIEIRA, E. V. GRELLE, P. COBRA, & R. CERQUEIRA. 2015. Habitat quality versus spatial variables as determinants of small mammal assemblages in Atlantic Forest fragments. *Journal of Mammalogy* 97:253-265.
- DIAS, D. M. ET AL. 2017. Preliminary survey of the nonvolant mammals of a remnant of coastal restinga habitat in eastern Sergipe, Brazil. *Natureza online* 15(2):32-41.
- FABIÁN, M. E., D. A. S. SOUZA, F. CARVALHO, & C. LIMA. 2010. Mamíferos de áreas de restinga do Rio Grande do Sul. Mamíferos de Restingas e Manguezais do Brasil (Pessoa L. M., W. C. Tavares & S. Siciliano, eds.). Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Museu Nacional, Rio de Janeiro.
- FALKENBERG, D. B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. *Insula* 28:1-30.

- FISHER, J. T., B. ANHOLT, & J. P. VOLPE. 2011. Body mass explains characteristic scales of habitat selection in terrestrial mammals. *Ecology and Evolution* 1:517-528.
- FONSECA, G. A. B., & M. C. M. KIERULFF. 1989. Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History, Biological Sciences* 34(3):99-152.
- FREITAS, S. R., R. CERQUEIRA, & M. V. VIEIRA. 2002. A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Brazilian Journal of Biology* 62(4B):795-800.
- FREITAS, S. R., D. A. MORAES, R. T. SANTORI, & R. CERQUEIRA. 1997. Habitat preference and food use by *Metachirus nudicaudatus* and *Didelphis aurita* (Didelphimorphia, Didelphidae) in a restinga forest at Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Biologia* 57(1):93-98.
- FREITAS, E. B., C. B. DE-CARVALHO, & S. FERRARI. 2011. Abundance of *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz 1990), (Primates: Pitheciidae) and other nonvolant mammals in a fragment of arboreal Caatinga in northeastern Brazil. *Mammalia* 75:1-5.
- FREITAS, E. B. ET AL. 2017. Nonvolant mammals of the Grota do Angico Natural Monument, northeast of Brazil: a complementary approach to the small species. *Natureza Online* 15(2):49-57.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, & INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2018. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2016-2017: Relatório técnico. São Paulo.
- GENTILE, R., & F. A. S. FERNANDES. 1999. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia* 63:29-40.
- GOTELLI, N. J., & A. M. ELLISON. 2011. *Princípios de estatística em ecologia*. Artmed, Porto Alegre.

- GRELLE, C. E. V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic Forest, Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38(2):81-85.
- HALL, L. S., P. R. KRAUSMAN, & M. L. MORRISON. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25:171-182.
- HAMMER, O. 2012. PAST: Paleontological Statistics. Version 2.14. Reference manual. University of Oslo Press, Oslo.
- HUBBELL, S. P. 2001. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. Princeton University Press, Princeton.
- ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2018. Limites das unidades de conservação federais. <<http://www.icmbio.gov.br/portal/geoprocessamentos/51-menu-servicos/4004-downloads-mapa-tematico-e-dados-geoestatisticos-das-uc-s>>.
- JORGENSEN, E. E. 2004. Small mammal use of microhabitat reviewed. *Journal of Mammalogy* 85(3):531-539.
- JORGENSEN, E. E., & S. DEMARAIS. 1999. Spatial scale dependence of rodent habitat use. *Journal of Mammalogy* 80(2):421-429.
- LEGENDRE, P., & E. D. GALLAGHER. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271-280.
- LEGENDRE, P., & L. LEGENDRE. 2012. Numerical Ecology. 2nd english edition. Elsevier B.V., Amsterdam.
- LEIMGRUBER, P., W. J. MCSHEA, & M. SONGER. 2014. Vertical habitat segregation as a mechanism for coexistence in sympatric rodents. *Mammalian Biology* 79:313-317.
- LEINER, N. O., C. R. DICKMAN, & W. R. SILVA. 2010. Multiscale habitat selection by slender opossums (*Marmosops* spp.) in the Atlantic forest of Brazil. *Journal of Mammalogy* 91(3):561-565.

- LEITE, Y., L. COSTA, & J. STALLINGS. 1996. Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic forest reserve. *Journal of Tropical Ecology* 12(3):435-440.
- LE MOS, H. M., & P. R. GONÇALVES. 2015. Dinâmica populacional de *Cerradomys goytaca* Tavares, Pessoa e Gonçalves, 2011 (Rodentia: Cricetidae), uma espécie endêmica de restingas. *Oecologia Australis* 19(1):195-214.
- LOPES, C. M., G. P. FERNANDEZ, & T. R. O. FREITAS. 2010. As espécies de *Ctenomys* na restinga do sul do Brasil. *Mamíferos de Restingas e Manguezais do Brasil* (Pessoa L. M., W. C. Tavares & S. Siciliano, eds.). Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Museu Nacional, Rio de Janeiro.
- LORETTO, D., & M. V. VIEIRA. 2008. Use of space by the marsupial *Marmosops incanus* (Didelphimorphia, Didelphidae) in the Atlantic Forest, Brazil. *Mammalian Biology* 73:255-261.
- LOSS, A. C., & Y. L. R. LEITE. 2011. Evolutionary diversification of *Phyllomys* (Rodentia: Echimyidae) in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy* 92(6):1352-1366.
- MACARTHUR, R. H., H. RECHER, & M. L. CODY. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. *The American Naturalist* 100(913):319-332.
- MACHADO, L. F., A. C. LOSS, A. PAZ, E. M. VIEIRA, F. P. RODRIGUES, & J. MARINHO-FILHO. 2018. Phylogeny and biogeography of *Phyllomys* (Rodentia: Echimyidae) reveal a new species from the Cerrado and suggest Miocene connections of the Amazon and Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy* 99(2):377-396.
- MAGURRAN, A. E. 2011. Medindo a diversidade biológica. UFPR, Curitiba.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2018. 2ª Atualização das Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade 2018. <http://areasprioritarias.mma.gov.br/images/conteudo/2AtualizacaoAreasPrioritarias/MataAtlantica/Arquivo_10.png>.

- MOREIRA, D. O., & S. L. MENDES. 2010. Mamíferos em ecossistemas costeiros do Espírito Santo. Mamíferos de Restingas e Manguezais do Brasil (Pessôa L. M., W. C. Tavares & S. Siciliano, eds.). Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Museu Nacional, Rio de Janeiro.
- MORRIS, D. W. 1987. Ecological scale and habitat use. *Ecology* 68:362-369.
- MUEHE, D. 2001. Critérios morfodinâmicos para o estabelecimento de limites da orla costeira para fins de gerenciamento. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 2:35-44.
- NAXARA, L., B. T. PINOTTI, & R. PARDINI. 2009. Seasonal microhabitat selection by terrestrial rodents in an old-growth Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy* 90(2):404-415.
- NOVILLO, A. ET AL. 2017. Habitat selection and coexistence in small mammals of the southern Andean foothills (Argentina). *Mammal Research Institute* 62:219-227.
- OKSANEN, J. ET AL. 2001. Vegan: community ecology package. R package version 1.17-12. <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- OLIVEIRA, E. V. S., & M. F. LANDIM. 2014. Caracterização fitofisionômica das restingas da Reserva Biológica de Santa Isabel, litoral norte de Sergipe. *Scientia Plena* 10:1-10.
- OLIVEIRA, E. V. S., E. S. FERREIRA-SOBRINHO, & M. F. LANDIM. 2015. Flora from the restingas of Santa Isabel Biological Reserve, Northern coast of Sergipe State, Brazil. *Check List* 11:1-10.
- OLIVEIRA, F. F., S. F. FERRARI, & S. D. B. SILVA. 2005. Mamíferos não-voadores. Parque Nacional Serra de Itabaiana - Levantamento da biota (Carvalho, C. M. & J. C. Vilar, coords.). IBAMA, Universidade Federal de Sergipe, Aracaju.
- PAGLIA, A. P. ET AL. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2nd edition. *Occasional Papers in Conservation Biology* 6:1-76.
- PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13:2567-2586.

PARDINI, R., & F. UMETSU. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropica* 6:2-22.

PARDINI, R., S. M. SOUZA, R. BRAGA-NETO, & J. P. METZGER. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. *Biological Conservation* 124:253-266.

PASSAMANI, M., & C. A. R. ROSA. 2015. Use of space by the marsupials *Gracilinanus microtarsus* (Gardner and Creighton, 1989) and *Marmosops incanus* (LUND, 1840) in an Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Natural History* 49:1225-1234.

PATTON, J. L., U. F. J. PARDIÑAS, & G. D'ELÍA (EDS.). 2015. Mammals of South America, 2: Rodents. University of Chicago Press, Chicago.

PERCEQUILLO, A. R., E. HINGST-ZAHER, & C. R. BONVICINO. 2008. Systematic review of genus *Cerradomys* Weksler, Percequillo and Voss, 2006 (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini), with description of two new species from eastern Brazil. *American Museum of Natural History* 3622:1-48.

PEREIRA, O. J. 2003. Restinga: origem, estrutura e diversidade. Desafios da botânica brasileira no novo milênio: inventário, sistematização e conservação da biodiversidade vegetal (Jardim, M. A. G., M. N. C. Bastos & J. U. M. Santos, eds.). EMBRAPA, Museu Paraense Emílio Goeldi, Pará.

PESSÔA, L. M., W. C. TAVARES, & P. R. GONÇALVES. 2010. Mamíferos das Restingas do macrocompartimento litorâneo da Bacia de Campos, Rio de Janeiro. Mamíferos de Restingas e Manguezais do Brasil (Pessôa L. M., W. C. Tavares & S. Siciliano, eds.). Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Museu Nacional, Rio de Janeiro.

PINOTTI, B. T., L. NAXARA, & R. PARDINI. 2011. Diet and food selection by small mammals in an old-growth Atlantic Forest of south-eastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 46(1):1-9.

- PREVEDELLO, J. A., A. F. MENDONÇA, & M. V. VIEIRA. 2008. Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos realizados no Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 12(4):610-625.
- PRICE, M. V. 1978. The role of microhabitat in structuring desert rodent communities. *Ecology* 59:910-921.
- PÜTTKER, T., R. PARDINI, Y. MEYER-LUCHT, & S. SOMMER. 2008. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants. *Brazil BMC Ecology* 8:9.
- QUINTELA, F. M., M. B. SANTOS, A. U. CHRISTOFF, & A. GAVA. 2012. Pequenos mamíferos não-voadores (Didelphimorphia, Rodentia) em dois fragmentos de mata de restinga de Rio Grande, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. *Biota Neotropica* 12:261-266.
- R CORE TEAM. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.
- ROCHA, C. R., R. RIBEIRO, F. S. C. TAKAHASHI, & J. MARINHO-FILHO. 2011. Microhabitat use by rodent species in a central Brazilian Cerrado. *Mammalian Biology* 76:651-653.
- ROCHA, C. F. D., H. G. BERGALLO, M. VAN SLUYS, M. A. S. ALVES, & C. E. JAMEL. 2007. The remnants of resting habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: habitat loss and risk of disappearance. *Brazilian Journal of Biology* 67(2):263-273.
- ROCHA, P. A., R. RUIZ-ESPARZA, R. BELTRÃO-MENDES, A. S. RIBEIRO, B. A. T. P. CAMPOS, & S. F. FERRARI. 2015. Nonvolant mammals in habitats of the Caatinga scrub and cloud forest enclave at Serra da Guia, state of Sergipe. *Revista Brasileira de Zoociências* 16:93-103.
- ROCHA, P. A., R. BELTRÃO-MENDES, J. RUIZ-ESPARZA, M. A. CUNHA, C. S. SILVA, & S. F. FERRARI. 2017. Non-volant mammals of a remnant of the Atlantic Forest in northeastern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 12(3):191-199.

ROSA, A. O., & E. M. VIEIRA. 2010. Comparação da diversidade de mamíferos entre áreas de floresta de restinga e áreas plantadas com *Pinus elliottii* (Pinaceae) no sul do Brasil. Mamíferos de Restingas e Manguezais do Brasil (Pessoa L. M., W. C. Tavares & S. Siciliano, eds.). Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Museu Nacional, Rio de Janeiro.

ROSSI, R. V., M. V. BRANDÃO, A. P. CARMIGNOTO, C. L. MIRANDA, & J. CHEREM. 2012. Diversidade morfológica e taxonômica de marsupiais didelfídeos, com ênfase nas espécies brasileiras. Os marsupiais do Brasil: Biologia, Ecologia e Conservação (Cáceres N. C., ed.). 2ª edição. UFMS, Campo Grande.

SACRAMENTO, A. C., C. S. ZICKEL, & E. BEZERRA DE ALMEIDA. 2007. Aspectos florísticos da vegetação de restinga no litoral de Pernambuco. Revista Árvore 31(6):1121-1130.

SANTOS, R. A. L., & R. P. B. HENRIQUES. 2010. Spatial variation and the habitat influence in the structure of communities of small mammals in areas of rocky fields in the Federal District. Biota Neotropica 10(1):31-38.

SANTOS, E. A. P., M. F. LANDIM, E. V. S. OLIVEIRA, & A. C. C. D. SILVA. 2017. Conservação da zona costeira e áreas protegidas: a Reserva Biológica de Santa Isabel (Sergipe) como estudo de caso. Natureza online 15(3):41-57.

SCHOENER, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. Science 185:27-39.

SILVA, D. P., I. A. M. GOMES, & M. A. L. CRUZ. 2012. Vegetação de restinga: aspectos do impacto provocado pelo desenvolvimento sócio econômico da região norte-fluminense e alternativas para sua valorização. Revista Científica Internacional 23(1):71-83.

SINDA (Sistema Integrado de Dados Ambientais). 2018. Dados Históricos PCD Aracaju - SE. <<http://sinda.crn.inpe.br/PCD/SITE/novo/site/historico/index.php>>.

SOUSA, M. A. N., A. LANGGUTH, & E. A. GIMENEZ. 2004. Mamíferos de Brejos de Altitude Paraíba e Pernambuco. Brejos de Altitude: história natural, ecologia e

conservação (Porto, K., J. J. P. Cabral & M. Tabarelli, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

SOUZA, C. R. G., S. T. HIRUMA, A. E. M. SALLUN, R. R. RIBEIRO, & J. M. A. SOBRINHO. 2008. “Restinga”: conceitos e empregos do termo no Brasil e implicações na legislação ambiental. Instituto Geológico, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.

STALLINGS, J. R. 1989. Small mammal inventories in an Eastern Brazilian Park. Bulletin Florida State Museum, Biological Science 34(4):153-200.

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.

TAVARES, W. C., & L. M. PESSÔA. 2010. Variação morfológica em populações de *Trinomys* (Thomas, 1921) de restingas e matas de baixada no estado do Rio de Janeiro. Mamíferos de Restingas e Manguezais do Brasil (Pessôa L. M., W. C. Tavares & S. Siciliano, eds.). Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Museu Nacional, Rio de Janeiro.

TAVARES, W. C., L. M. PESSÔA, & P. R. GONÇALVES. 2011. A new species of *Cerradomys* from coastal sandy plains of southeastern Brazil (Cricetidae: Sigmodontinae). Journal of Mammalogy 92(3):645-658.

THOMPSON, S. A., G. G. THOMPSON, & P. C. WITHERS. 2005. Influence of pit-trap type on the interpretation of fauna diversity. Wildlife Research 32:131-137.

VIEIRA, M. V. 1997. Body size and form in two Neotropical marsupials, *Didelphis aurita* and *Philander opossum* (Marsupialia: Didelphidae). Mammalia 61(2):245-254.

VIEIRA, E. M., & N. F. CAMARGO. 2012. Uso do espaço vertical por marsupiais brasileiros. Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e conservação (Cáceres N. C., ed.). 2ª edição. UFMS, Campo Grande.

WEKSLER, M. 2006. Phylogenetic relationships of Oryzomine rodents (Muroidea: Sigmodontinae): separate and combined analyses of morphological and molecular data. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 296:1-149.

ANEXO I

Tabela. Pequenos mamíferos registrados no estado de Sergipe, nordeste do Brasil. L1 - REBIO Santa Isabel, L2 - RPPN Caju, L3 - Mata do Crasto, L4- RVS Mata do Junco, L5 - Serra de Itabaiana, L6 - Serra da Guia, L7- MONA Grota do Angico, L8 - Município de Porto da Folha, L9 - Município de Nossa Senhora da Glória, L10 - Município de Monte Alegre de Sergipe, L11 - Município de Poço Redondo, L12 - Município de Canindé de São Francisco. As letras correspondem a fonte de informação. * Identificação revista com base no material tombado na CMUFS.

Táxon	Mata Atlântica					Caatinga						
	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11	L12
Ordem Didelphimorphia												
<i>Cryptonanus agricolai</i> (Moojen, 1943)								J		J		
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	A	B	C	D, E	F	G	H	I, J	J	J	J	J
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854) " <i>Gracilinanus</i> sp."			C			G	H		J	J		
<i>Marmosa demerarae</i> (Thomas, 1905)	A		C	D, E								
<i>Marmosa murina</i> (Linnaeus, 1758)	A			E	F							
<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1840) " <i>Marmosops</i> sp."	A	B	C	D, E		G						
<i>Metachirus nudicaudatus</i> (E. Geoffroy, 1803)			C		F							
<i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776)				E								
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)						G	H	I	J			
Ordem Rodentia												
<i>Akodon</i> sp. Meyen, 1833			C									
<i>Calomys expulsus</i> (Lund, 1841) " <i>Calomys</i> sp."	A			E			H			J		

<i>Cerradomys vivoi</i> Percequillo, Hingst-Zaher & Bonvicino, 2008	A			E	F							
<i>Galea spixii</i> (Wagler, 1831)						G	H		J		J	J
<i>Kerodon rupestris</i> (Wied, 1820)						G	H	I			J	J
<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1841)				E		G						
<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827)					F							
<i>Oecomys catherinae</i> (Thomas, 1909)						G						
<i>Oligoryzomys stramineus</i> Bonvicino & Weksler, 1998 "Oligoryzomys sp."	A	B				G						J
<i>Oxymycterus</i> sp. Waterhouse, 1837			C									
<i>Phyllomys blainvillii</i> (Jourdan, 1837)	A											
<i>Phyllomys pattoni</i> (Emmons, Leite, Kock & Costa, 2002)				E								
<i>Rattus norvegicus</i> (Berkenhout, 1769)				D								
<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758)												J
<i>Rhipidomys mastacalis</i> (Lund, 1840) "Rhipidomys sp."	A		C									
<i>Trinomys albispinus</i> (I. Geoffroy, 1838) "Trinomys sp."	A	B*	C			G						
<i>Thrichomys laurentius</i> (Thomas, 1904)						G	H	I			J	J
<i>Wiedomys pyrrhorhinus</i> (Wied, 1821)							H	J	J			J

Fonte: A - Presente estudo, B - Dias et al. 2017, C - Stevens & Husband 1998, D - Rocha et al. 2017, E - A. Bocchiglieri (comunicação pessoal), F - Oliveira et al. 2005, G - Rocha et al. 2015, H - Freitas et al. 2017, I - Freitas et al. 2011, J - Bezerra et al. 2014.