

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**Felipe Santos Pacheco**

**DINÂMICA TEMPORAL DA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-  
VOADORES EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL  
SEMIDECIDUAL SUBMONTANA**

**Juiz de Fora**

**2019**

**Felipe Santos Pacheco**

**DINÂMICA TEMPORAL DA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-  
VOADORES EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL  
SEMIDECIDUAL SUBMONTANA**

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Orientador: Dr. Pedro Henrique Nobre

Coorientadora: Dr<sup>a</sup>. Gisele Mendes Lessa del Giúdice

**Juiz de Fora**

**2019**

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Pacheco, Felipe Santos.

Dinâmica temporal da comunidade de pequenos mamíferos não voadores em um fragmento de floresta estacional semidecidual submontana / Felipe Santos Pacheco. -- 2019.

114 f. : il.

Orientador: Pedro Henrique Nobre

Coorientadora: Gisele Mendes Lessa del Giúdice

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós Graduação em Ecologia, 2019.

1. Floresta Atlântica. 2. Bioindicadores. 3. Fatores climáticos. 4. Nicho sussecional. 5. Aquecimento global. I. Nobre, Pedro Henrique, orient. II. del Giúdice, Gisele Mendes Lessa, coorient. III. Título.

***“DINÂMICA TEMPORAL DA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SUBMONTANA”***

**Felipe Santos Pacheco**

Orientador: Prof. Dr. Pedro Henrique Nobre

Coorientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Gisele Mendes Lessa del Giúdice

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Aprovado em 26 de junho de 2019

---

Prof. Dr. Pedro Henrique Nobre  
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF

---

Prof. Dr. Artur Andriolo  
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF

---

Prof. Dr. Giovanne Ambrosio Ferreira  
Instituto de Pesquisas Cananéia - IPeC e Instituto Aqualie

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família por todo o apoio à minha formação acadêmica e em todos os outros âmbitos. Especialmente à Ellen, por toda a paciência e companheirismo, mesmo nos momentos mais difíceis.

Ao M.e Fabiano Aguiar da Silva, pelo material coletado entre 2011 e 2012, fundamental para a realização deste trabalho, pelos ensinamentos em taxidermia, e pela valiosa revisão deste trabalho.

Agradeço também aos companheiros de campo, Ian Moreira Souza e M.e João Paulo Carvalho Pinheiro por todo o auxílio e risadas, debaixo de sol ou chuva. Como também ao Rafael Rodrigues, pela ajuda na instalação das *pitfall traps*.

Também à Dr<sup>a</sup> Gisele Mendes Lessa del Giúdice e à equipe do Museu de Zoologia João Moojen, especialmente à M.<sup>a</sup> Pollyanna Alves de Barros, por me abrirem as portas do Museu e por toda a ajuda com as identificações taxonômicas.

Cabem agradecimentos também à Dr<sup>a</sup> Juliane Floriano Lopes Santos, pela enorme ajuda com as análises estatísticas, sem a qual não seria possível a execução do trabalho.

Agradeço muito ao “Sô” Geraldo por proteger a mata, compartilhar todo o seu conhecimento sobre a fauna e flora locais, e sempre apoiar a pesquisa científica em sua propriedade.

Aos amigos Alice, Daniel, Hadma, Helena, Jasmine, Júlia, Pedro Paulo e Valentine, pelas hospedagens em Juiz de Fora e Viçosa.

Agradeço também ao Dr Pedro Henrique Nobre, pela orientação e por confiar no meu trabalho.

À EPAMIG, sede de Leopoldina, MG, pelo fornecimento de dados pluviométricos.

E também à CAPES, pela concessão de bolsa, e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFJF, pela oportunidade de aprender a produzir ciência de qualidade.

“Fechai os ouvidos quando vos disserem que o Homem e os animais tem interesses comuns, que a prosperidade de um é a prosperidade dos outros. É tudo mentira.”

George Orwell, 1945

## RESUMO

Roedores e marsupiais quando não ultrapassam 5 kg na fase adulta são agrupados como pequenos mamíferos não-voadores. Juntos compõem um dos grupos de mamíferos mais diversos no Brasil e na Floresta Atlântica, tendo grande importância por serviços ecossistêmicos prestados, como a dispersão e predação de sementes, entre outros. A Floresta Atlântica encontra-se vulnerável às crescentes mudanças climáticas devido ao seu intenso estado de fragmentação, podendo experimentar extremos térmicos ou hídricos. Pequenos mamíferos são sensíveis a estes eventos, por sua dependência de recursos alimentares e habitat adequado, que estão direta ou indiretamente relacionados a fatores climáticos, tornando-se excelentes bioindicadores quando amostrados em séries temporais. As espécies de roedores e marsupiais de um fragmento de floresta estacional semidecidual submontana em Cataguases, na Zona da Mata de Minas Gerais, são desconhecidas, e o mesmo, após um evento de seca extrema entre 2012 e 2014, e em face à elevação térmica regional durante a década de 2010, sofreu mudanças capazes de impactar suas comunidades bióticas. Foram então objetivos do presente estudo descrever as espécies e a composição da mastofauna de pequeno porte ocorrente, diagnosticar o status de conservação da área de estudo sob a composição de espécies de sua comunidade e principalmente, observar variações de riqueza e abundância para compreender a dinâmica da comunidade e das espécies de pequenos mamíferos presentes na área em escala temporal. O local de estudo foi amostrado em dois períodos distintos, de 2011 a 2012 e 2017 a 2018. Foram registradas 14 espécies, oito roedores e seis marsupiais, em sua maioria espécies generalistas, oportunistas e/ou de ampla distribuição geográfica, evidenciando o estágio sucessional inicial da floresta. No primeiro período foram registradas 12 espécies, e no segundo 14, mas as maiores diferenças foram observadas nas abundâncias das espécies. Significativamente influenciadas pelo aumento na temperatura, *taxa* mais generalistas experimentaram incrementos populacionais, em detrimento dos mais especialistas ou dependentes de características específicas do habitat. A dinâmica observada pode condizer com uma tendência histórica de substituição de espécies de pequenos mamíferos conforme a temperatura se eleva, favorecendo espécies generalistas, e podendo conduzir espécies mais sensíveis a extinções locais.

Palavras-chave: Floresta Atlântica. Bioindicadores. Fatores climáticos.

## **ABSTRACT**

*Rodents and marsupials when they do not exceed 5 kg in adulthood are grouped as small non-flying mammals. Together they make up one of the most diverse mammalian groups in Brazil and the Atlantic Forest, having great importance for ecosystem services provided, such as seed dispersal and predation, among others. The Atlantic Forest is vulnerable to increasing climate change due to its intense state of fragmentation and may experience thermal or water extremes. Small mammals are sensitive to these events due to their dependence on food resources and adequate habitat, which are directly or indirectly related to climate factors, making them excellent bioindicators when sampled in time series. The rodent and marsupial species of a submontane seasonal semideciduous forest fragment in Cataguases, in the Zona da Mata region of Minas Gerais, are unknown, and this fragment, after an extreme drought event between 2012 and 2014, and in the face of regional thermal elevation during the 2010s, it underwent changes that could impact its biotic communities. The objective of the present study was to describe the species and composition of the small mammals community that occur, to diagnose the conservation status of the study area under the species composition of their community and, mainly, to observe variations of richness and abundance to understand the dynamics of the species community and small mammal species present in the area on a timescale. The study site was sampled in two distinct periods, from 2011 to 2012 and from 2017 to 2018. There were 14 species, eight rodents and six marsupials, mostly generalist, opportunistic and / or wide geographical species, showing the initial successional stage of the forest. In the first period 12 species were recorded, and in the second 14, but the largest differences were observed in species abundance. Significantly influenced by the rise in temperature, most generalist taxa have experienced population increases, to the detriment of more expert or dependent on specific habitat characteristics. The observed dynamics may be consistent with a historical trend of substitution of small mammal species as temperature rises, favoring generalist species, and may lead to species more sensitive to local extinctions.*

*Keywords: Atlantic Forest. Bioindicators. Climatic factors.*



## LISTA DE FIGURAS

**Fig. 1** – Localização da área de estudo em relação à Floresta Atlântica e imagem de satélite da área de estudo, com destaque para as estações de captura utilizadas. Fonte: Google, 2019.....19

### **CAPÍTULO I – PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES COMO FERRAMENTA AO DIAGNÓSTICO DE QUALIDADE AMBIENTAL**

**Fig. 1** – *Ranking* das espécies capturadas, por ordem decrescente de abundância.....31

**Fig. 2** – Curva de acumulação de espécies, obtida pela taxa em que espécies são adicionadas em função do aumento do esforço amostral..... 31

**Fig. 3** – *Boxplot* representando o sucesso de captura por espécie para cada metodologia de captura utilizada.....32

### **CAPÍTULO II – DINÂMICA TEMPORAL EM UMA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES NA ZONA DA MATA DE MINAS GERAIS**

**Fig. 1** – Gráfico de ranking de espécies. Espécies ranqueadas em ordem decrescente de abundância, para todo o período do estudo, e para cada período amostral.....51

**Fig. 2** – Diagrama ombrotérmico para o período compreendido entre os anos de 2011 e 2018. A região destacada corresponde ao evento de seca. Fonte: Agritempo, 2019.....53

### **APÊNDICE A – História natural dos pequenos mamíferos não-voadores do Sítio Boa Sorte**

**Fig. 1** – Espécime de *Akodon cursor*, marcado e solto no local de captura.....87

**Fig. 2** – Espécime de *Necomys lasiurus*, marcado e solto no local de captura.....89

**Fig. 3** – Espécime de *Cerradomys subflavus*, marcado e solto no local de captura.....91

**Fig. 4** – Espécime de *Nectomys squamipes*, marcado e solto no local de captura.....93

**Fig. 5** – Espécime de *Oligoryzomys nigripes*, marcado e solto no local de captura.....95

**Fig. 6** – Espécime de *Calomys tener*, marcado e solto no local de captura.....97

**Fig. 7** – Espécime de *Kannabateomys amblyonyx*, marcado e solto no local de captura.....99

**Fig. 8** – Espécime de *Euryzygomatomys spinosus*, tombado no MZUFV.....101

**Fig. 9** – Espécime de *Caluromys philander*, marcado e solto no local de captura.....103

**Fig. 10** – Espécime de *Didelphis aurita*, marcado e solto no local de captura.....105

<b>Fig. 11</b> – Espécime de <i>Philander quica</i> , marcado e solto no local de captura.....	107
<b>Fig. 12</b> – Espécime de <i>Monodelphis americana</i> , marcado e solto no local de captura.....	109
<b>Fig. 13</b> – Espécime de <i>Gracilinanus microtarsus</i> , marcado e solto no local de captura.....	111
<b>Fig. 14</b> – Espécime de <i>Marmosops incanus</i> , marcado e solto no local de captura.....	113

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I – PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES COMO FERRAMENTA AO DIAGNÓSTICO DE QUALIDADE AMBIENTAL

**Tab. 1** – Número de espécimes capturados, por espécie, sexo e metodologia de captura. Legenda: M = machos; F = fêmeas; X = não sexados; S = *sherman*; f = armadilha falsa; T = *tomahawk*; P = *pitfall*; Y = sem informação.....30

**Tab. 2** – Resultados do teste de Friedman para a influência dos tipos de metodologia de captura utilizados, em função das diferentes espécies capturadas, no sucesso de captura observado, e; resultados do teste de sinais pareados para múltiplas comparações de grupos, revelando, aos pares, quais metodologias de captura tiveram significativo sucesso de captura.....30

**Tab. 3** – Abundância por espécie e resultados dos testes de dissimilaridade para as localidades comparadas. Legenda: SBS = Sítio Boa Sorte; MP = Mata do Paraíso; PESB = Parque Estadual da Serra do Brigadeiro; Entre parênteses a porcentagem de abundância em relação ao total (abundância relativa).....33

### CAPÍTULO II – DINÂMICA TEMPORAL EM UMA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES NA ZONA DA MATA DE MINAS GERAIS

**Tab. 1** – Riqueza e abundância por período de amostragem e resultado de teste de dissimilaridade entre os períodos de amostragem. Entre parênteses a porcentagem de abundância por espécie em relação ao respectivo período amostral (abundância relativa).....49

**Tab. 2** – Abundância de indivíduos reprodutivos ou juvenis por espécie durante estações secas e estações chuvosas, e meses de ocorrência ou ausência para cada espécie por período de amostragem.....52

**Tab. 3** – Pluviosidade (mm) e temperatura média (°C) por mês amostrado, e médias de pluviosidade e temperatura por período amostral.....53

**Tab. 4** – Resultados da PERMANOVA: valores de P para a influência da pluviosidade e da temperatura média, individualmente ou em interação, sobre as diferenças na composição da comunidade entre os períodos amostrados. Valores significativos de P sinalizados com asterisco (\*)......54

**Tab. 5** – Resultados da SimPer: porcentagens de influência da temperatura sobre as variações temporais nas abundâncias das espécies de pequenos mamíferos. Valores significativos de influência sinalizados com asterisco (\*)......54

### APÊNDICE A – História natural dos pequenos mamíferos não-voadores do Sítio Boa Sorte

**Tab. 1** – Biometria de *Akodon cursor*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O =

comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....87

**Tab. 2** – Biometria de *Necromys lasiurus*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....89

**Tab. 3** – Biometria de *Cerradomys subflavus*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....91

**Tab. 4** – Biometria de *Nectomys squamipes*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....93

**Tab. 5** – Biometria de *Oligoryzomys nigripes*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....95

**Tab. 6** – Biometria de *Calomys tener*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....97

**Tab. 7** – Biometria de *Kannabateomys amblyonyx*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....99

**Tab. 8** – Biometria de *EuryzYGOMATOMYS spinosus*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....101

**Tab. 9** – Biometria de *Caluromys philander*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....103

**Tab. 10** – Biometria de *Didelphis aurita*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....105

**Tab. 11** – Biometria de *Philander quica*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O =

comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....107

**Tab. 12** – Biometria de *Monodelphis americana*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....109

**Tab. 13** – Biometria de *Gracilinanus microtarsus*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....111

**Tab. 14** – Biometria de *Marmosops incanus*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.....113

## SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	3
<b>EPÍGRAFE</b> .....	4
<b>RESUMO</b> .....	5
<b>ABSTRACT</b> .....	6
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	7
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	9
<b>SUMÁRIO</b> .....	12
<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	14
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	18
2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	18
2.2 AMOSTRAGEM.....	19
<b>CAPÍTULO I – PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES COMO FERRAMENTA AO DIAGNÓSTICO DE QUALIDADE AMBIENTAL</b> .....	22
<b>RESUMO</b> .....	22
<b>ABSTRACT</b> .....	23
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	24
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	27
2.1 ANÁLISE DOS DADOS .....	27
<b>3 RESULTADOS</b> .....	29
<b>4 DISCUSSÃO</b> .....	34
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	40
<b>CAPÍTULO II – DINÂMICA TEMPORAL EM UMA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES NA ZONA DA MATA DE MINAS GERAIS</b> .....	41
<b>RESUMO</b> .....	41
<b>ABSTRACT</b> .....	42
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	43
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	47
2.1 ANÁLISE DOS DADOS .....	47
<b>3 RESULTADOS</b> .....	49
<b>4 DISCUSSÃO</b> .....	56
<b>5 CONCLUSÃO</b> .....	61
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	62
<b>ANEXO A – História natural dos pequenos mamíferos não-voadores do Sítio Boa Sorte</b> .....	87
Rodentia – Cricetidae – Akodontini .....	87
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887) .....	87
<i>Necromys lasiurus</i> (Lund, 1841) .....	89

Rodentia – Cricetidae – Orizomyini.....	91
<i>Cerradomys subflavus</i> (Wagner, 1842) .....	91
<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827).....	93
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818).....	95
Rodentia – Cricetidae – Phyllotini .....	97
<i>Calomys tener</i> (Winge, 1887).....	97
Rodentia – Echimyidae – Dactylomyinae .....	99
<i>Kannabateomys amblyonyx</i> (Wagner, 1845).....	99
Rodentia – Echimyidae – Eumysopinae .....	101
<i>Euryzgomatomys spinosus</i> (Fischer, 1814) .....	101
Didelphimorphia – Caluromyinae .....	103
<i>Caluromys philander</i> (Linnaeus, 1758) .....	103
Didelphimorphia – Didelphinae – Didelphini.....	105
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826) .....	105
<i>Philander quica</i> (Temminck, 1824).....	107
Didelphimorphia – Didelphinae – Marmosini .....	109
<i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776) .....	109
Didelphimorphia – Didelphinae – Thylamyini .....	111
<i>Gracilinanus microtarsus</i> (Wagner, 1842) .....	111
<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1840).....	113

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Roedores e marsupiais, inclusos nas ordens Rodentia e Didelphimorphia respectivamente, são agrupados genericamente como “pequenos mamíferos não-voadores” quando não ultrapassam 5 kg na fase adulta (PEREIRA & GEISE, 2007; CÁCERES *et al.*, 2008; CADEMARTORI *et al.*, 2008b; MACHADO *et al.*, 2008; PAGLIA *et al.*, 2012). Na região Neotropical, representam a maior riqueza em espécies de mamíferos do mundo (TIMM, 1994; EMMONS & FEER, 1997), e juntamente com a ordem Chiroptera, reúnem cerca de 80% de toda a riqueza em espécies de mamíferos do Brasil (MACHADO *et al.*, 2008; DRUMMOND *et al.*, 2009). O grupo tem grande importância ao equilíbrio dos ecossistemas que ocupam, por sua atuação em diversos processos ecológicos, como na dispersão e predação de sementes, propágulos de plantas, fungos micorrízicos, polinização e na dinâmica de troca de energia entre diferentes níveis tróficos (ALHO, 2005; BREWER & REJMÁNEK, 1999; MOHAMMADI, 2010; KUHNEN *et al.*, 2012; BARROS, 2013).

Pequenos mamíferos não-voadores formam o grupo ecológico de mamíferos mais diversificado da Floresta Atlântica, onde encontram-se ameaçados por pressão do desmatamento e outros impactos de origem antrópica (GRAIPEL *et al.*, 2017). Juntamente com a perda de habitats, alterações climáticas estão entre as maiores causas de redução na distribuição dessas espécies (THOMAS *et al.*, 2004; URBAN, 2015), o que pode ser agravado na Floresta Atlântica por sua maior vulnerabilidade decorrente do intenso estado de fragmentação em que se encontra (SCARANO & CEOTTO, 2015). Áreas fragmentadas podem ser mais afetadas por oscilações climáticas (BROOKS & KYKER-SNOWMAN, 2008; LAWLER *et al.*, 2013), devido principalmente a um maior efeito de borda, estando sujeitas a aumento da incidência solar, na temperatura do ar e distúrbios causados pelo vento, conduzindo a extremos de temperatura e umidade (VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003).

Pequenos roedores e marsupiais são sensíveis a mudanças na vegetação e no clima (BONVICINO *et al.*, 2002; MOHAMMADI, 2010; ROWE & TERRY, 2014), por sua alta dependência de micro-habitats adequados (ALHO, 2005; PARDINI & UMETSU, 2006; MORITZ *et al.*, 2008; BONECKER *et al.*, 2009; HONORATO *et al.*, 2015; LEITE *et al.*, 2016) e em correspondência ao modelo *botton-up* de controle ecossistêmico, por sua dinâmica populacional relacionada à disponibilidade de recursos alimentares (GENTILE *et al.*, 2000; JAKSIC, 2001; GRAIPEL *et al.*, 2006; BONECKER *et al.*, 2009; BLOIS *et al.*, 2010; LEGENDRE & GAUTHIER, 2014). As estações reprodutivas de muitas dessas espécies são sazonalmente associadas à fartura de frutos e artrópodes, relacionando indiretamente suas



flutuações populacionais a fatores climáticos que possam interferir na produtividade vegetal, como pluviosidade e temperatura (BERGALLO & MAGNUSSON, 1999; ERNEST *et al.*, 2000; GENTILE *et al.* 2000; JAKSIC, 2001; CERQUEIRA, 2005; GRAIPEL *et al.*, 2006; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008; BONECKER *et al.*, 2009; MOHAMMADI, 2010; BARROS *et al.*, 2013a; BARROS *et al.*, 2013b). Podem ser comuns grandes variações interanuais de abundância para populações de vários *taxa* (BREWER & REJMÁNEK, 1999; PARDINI & UMETSU, 2006), por vezes em respostas distintas aos mesmos fatores ambientais (O'CONNELL, 1989; RAMOS, 2018).

Por suas histórias de vida espécie-específicas e necessidades ecológicas que tornam este grupo sensível a mudanças no clima e na vegetação, acrescidas de grandes densidades populacionais e rápido *turnover* populacional interanual, pequenos mamíferos não-voadores demonstram ser um grupo propício ao estudo de respostas ecológicas de espécies e comunidades a mudanças ambientais em ampla escala espacial e temporal, permitindo a obtenção de amostras representativas com informações sobre múltiplas gerações em estudos de duração relativamente curta (BONVICINO *et al.*, 2002; RIBEIRO & MARINHO-FILHO, 2005; CADEMARTORI *et al.*, 2008a; BLOIS *et al.*, 2010; BARROS, 2013; ROWE & TERRY, 2014). Quando a habitabilidade do ambiente é afetada taxas demográficas, como nascimento, sobrevivência e mortalidade são alteradas, podendo levar a extinções ou colonizações locais, sendo as alterações populacionais refletidas na ocorrência e abundância das espécies através da paisagem (ROWE & TERRY, 2014).

Apesar da grande riqueza em espécies, de sua importância para a manutenção dos processos ecológicos, e da aplicabilidade como bioindicadores e modelos em estudos ambientais (TIMM, 1994; EMMONS & FEER, 1997; BREWER & REJMÁNEK, 1999; BONVICINO *et al.*, 2002; MUSSER & CARLETON, 2005; MACHADO *et al.*, 2008; DRUMMOND *et al.*, 2009; MOHAMMADI, 2010; ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011), aspectos básicos de biologia e ecologia, limites de distribuição geográfica e a sistemática são desconhecidos para a maioria das espécies de pequenos mamíferos brasileiros (BONVICINO & WEKSLER, 1998; LANGGUTH & BONVICINO, 2002; CÁCERES *et al.*, 2008; GRAIPEL *et al.*, 2017). E o conhecimento acerca de como padrões temporais e espaciais da distribuição das espécies e da diversidade podem ser afetados por alterações ambientais em micro e meso escalas é incipiente (MOHAMMADI, 2010; PARDINI & UMETSU, 2006; RAMOS, 2018). Podem também existir graves problemas nas estimativas populacionais de pequenos mamíferos, principalmente das espécies menos abundantes ou menos suscetíveis às armadilhas (PREVEDELLO *et al.*, 2008). Isso se deve ao comportamento inconspícuo, hábito

geralmente noturno e ao pequeno porte de grande parte das espécies (SABINO & PRADO, 2003; DRUMMOND *et al.*, 2009), que os tornam difíceis de serem detectados no ambiente (SABINO & PRADO, 2003). Ou ainda, pode refletir o método de captura utilizado e/ou hábitos de vida do animal, como dietas especializadas e uso restrito de determinados habitats (CÁCERES *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2012). Novas técnicas de captura, como armadilhas de queda e a realização de inventários de fauna em áreas até então inexploradas são de grande importância para o aperfeiçoamento do conhecimento sobre o grupo (OLIFIERS *et al.*, 2007; PAGLIA *et al.*, 2012).

Em Minas Gerais são raros os estudos relacionados aos pequenos mamíferos não-voadores em áreas fragmentadas (e.g. PAGLIA *et al.*, 1995; LESSA *et al.*, 1999; BEVILACQUA *et al.*, 2004; OLIVEIRA *et al.*, 2007; AMORIM & ANDRIOLO, 2011), que representam a maioria dos remanescentes florestais no Estado (GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2005; PENTER *et al.*, 2008; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2018). O município de Cataguases localizado na Zona da Mata mineira, possui 9% da área composta por fragmentos florestais (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2017), mas os pequenos mamíferos da região são pouco conhecidos.

Com base em dados fornecidos pelo sítio eletrônico do Sistema de Monitoramento Agrometeorológico (Agritempo - <http://www.agritempo.gov.br>), foi constatada no decorrer da década de 2010, a elevação da temperatura média anual no município de Cataguases. Em interação com um evento de seca na região Sudeste e com o El Niño (SANTOS *et al.*, 2016), a elevação térmica culminou em anomalia da precipitação acumulada na bacia do rio Paraíba do Sul, que drena a região (IGAM, 2015). As oscilações térmicas e hídricas observadas tem grande potencial de perturbação a comunidades de pequenos mamíferos (BLOIS *et al.*, 2010; MOHAMMADI, 2010; BEAUMONT *et al.*, 2011; GOSLING & ARNELL, 2013; ROWE & TERRY, 2014; URBAN, 2015; KIESEL *et al.*, 2019; FODEN *et al.*, 2018), como em um fragmento de floresta estacional semidecidual local, onde corpos d'água permanentes tornaram-se temporários após a seca (observação pessoal). Nessa localidade nenhum estudo relacionado a pequenos mamíferos foi ainda realizado, inexistindo dados sobre as espécies ocorrentes. Assim, com amostras obtidas em campo entre março de 2011 e janeiro de 2012, e entre setembro de 2017 e agosto de 2018, são objetivos do presente estudo:

1. Fornecer informações sobre a história natural e padrões morfológicos das espécies e descrever a composição da comunidade de pequenos mamíferos não-voadores do fragmento florestal mencionado (Capítulo I);

2. Diagnosticar o status de conservação da área de estudo sob a composição de espécies de sua comunidade de pequenos mamíferos não-voadores (Capítulo I);
3. Compreender a dinâmica temporal da comunidade de pequenos mamíferos não-voadores presente na área de estudo (Capítulo II), e;
4. Investigar os efeitos dos fatores climáticos temperatura e pluviosidade nas populações de pequenos mamíferos não-voadores presentes na área de estudo (Capítulo II).

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

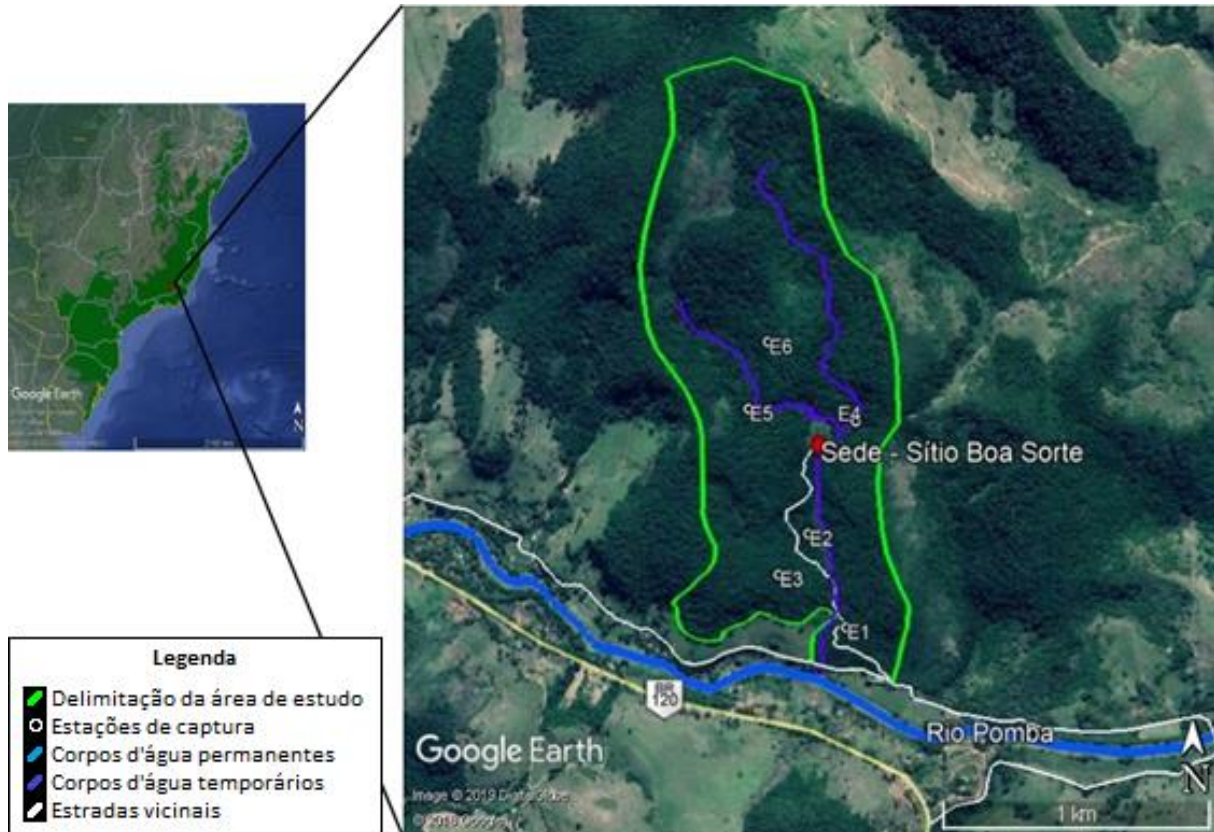
### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

O município de Cataguases (21°22'31" S, 42°41'08" W, WGS84) possui 491.746 km<sup>2</sup>, e está inserido na bacia do rio Paraíba do Sul, sendo drenado através da sub-bacia do rio Pomba. Apresenta cotas altimétricas de aproximadamente 170 m a até 1.200 m, precipitação média anual em torno de 1.200 mm, a estação chuvosa ocorre de outubro a março, e a seca de abril a setembro (ASSIS & FEIO, 2017; GUEDES *et al.*, 2017). O clima predominante é o Aw, tropical quente e úmido (KÖPPEN, 1948), com temperatura média anual de 24,5°C e variações entre 18° e 31°C (ASSIS & FEIO, 2017). Cerca de 9% da área municipal é composta por remanescentes de Floresta Atlântica, caracterizados como floresta estacional montana e submontana (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2017). A matriz é formada por pequenas áreas de culturas, plantações de eucalipto e em grande parte predominam as pastagens (ASSIS & FEIO, 2017).

Um fragmento florestal secundário na localidade de Sinimbu, zona rural de Cataguases, abriga a área de estudo (Fig. 1), uma microbacia hidrográfica coincidente com uma propriedade particular de aproximadamente 135 ha. As altitudes variam de aproximadamente 200 a 400 m, conta com corpos d'água temporários, brejos no interior da mata, além de bambuzais e afloramentos rochosos. Não foram obtidas informações sobre o início de sua exploração, mas sabe-se que até cerca de 80 anos atrás, na década de 1930, havia produção de café, sendo substituída pela extração de madeira para alimentar com carvão o funcionamento de uma usina açucareira da região e pela plantação de milho em sistema rotativo de uso da terra. Com a falência da usina, proprietária legal do imóvel, foi reduzida a perturbação na década de 1970, iniciando o processo de regeneração natural. Após esse período já ocorreram perdas de vegetação nativa em consequência de queimadas e a área é ocasionalmente impactada pela caça e pela extração ilegal de palmito-juçara (*Euterpe edulis* Martius). Conhecida como Sítio Boa Sorte, encontra-se penhorada pela justiça sob um processo de usucapião, além de integrar parte da Área de Proteção Ambiental Serra da Neblina.

Há locais da área em questão em diferentes estágios sucessionais, abrigando espécies de mamíferos ameaçadas de extinção ou raras pelo menos em alguma fração de sua distribuição geográfica, como a onça-parda, *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), a jaguatirica, *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758), o gato-mourisco, *Herpailurus yagouaroundi* (É. Geoffroy Saint-

Hilaire, 1803), e a cuíca-d'água, *Chironectes minimus* (Zimmermann, 1780) (PACHECO *et al.*, 2017).



**Fig. 1** – Localização da área de estudo em relação à Floresta Atlântica e imagem de satélite da área de estudo, com destaque para as estações de captura utilizadas. Fonte: Google, 2019.

## 2.2 AMOSTRAGEM

A área de estudo foi amostrada durante dois períodos distintos, de março de 2011 a janeiro de 2012 e de setembro de 2017 a agosto de 2018. Foram realizadas campanhas mensais de sete noites consecutivas cada, onde as armadilhas eram vistoriadas diariamente. Enchentes no rio Pomba impossibilitaram o acesso ao local durante alguns dias dos meses de outubro e novembro de 2011, fazendo com que as campanhas dos meses em questão fossem condensadas em apenas uma, e não sendo realizada a campanha prevista para fevereiro de 2012. Durante os dois períodos amostrados, foram utilizadas as mesmas seis estações de captura (Fig. 1) (E1 – 21°20'42.31"S, 42°45'41.89"W; E2 – 21°20'31.34"S, 42°45'46.81"W; E3 – 21°20'35.91"S, 42°45'50.63"W; E4 – 21°20'18.37"S, 42°45'40.71"W; E5 – 21°20'16.97"S, 42°45'54.42"W; E6 – 21°20'9.35"S, 42°45'51.97"W), além de nove transectos rotativos empregados no primeiro período de amostragem, onde eram amostrados três transectos por campanha, fazendo com que

cada transecto fosse amostrado uma vez em cada estação do ano, que não foram replicados durante o segundo período por ausência de georreferenciamento.

Cada uma das seis estações de captura utilizadas foi composta por seis armadilhas do tipo *tomahawk* (53 cm x 21 cm x 21 cm, Rosaminas Serviço Engenharia e Comércio Ltda., Piraúba, Minas Gerais, Brasil), seis do tipo armadilha falsa (30 cm x 13 cm x 13 cm, Aramil Ltda., Leopoldina, Minas Gerais, Brasil), e seis do tipo *pitfall* (baldes plásticos de 60 l), e cada transecto rotativo composto por seis armadilhas *tomahawk* (53 cm x 21 cm x 21 cm) e seis armadilhas falsas (30 cm x 13 cm x 13 cm). Durante o segundo período de amostragem, as armadilhas falsas foram substituídas por armadilhas *sherman* (30 cm x 8 cm x 9 cm, Rosaminas Serviço Engenharia e Comércio Ltda., Piraúba, Minas Gerais, Brasil). O esforço amostral total foi de 19.152 armadilhas/noite, 10.080 entre 2011 e 2012, e 9.072 entre 2017 e 2018.

Em cada estação de captura as *pitfall traps* compuseram um arranjo linear, com os baldes distantes 10 metros um do outro, totalizando 50 metros de extensão, e cerca guia feita de lona plástica, com 50 cm de altura e aproximadamente 10 cm enterrada no chão. No interior de cada balde foi colocado um recipiente com água, e uma pequena placa de isopor mantida a 5 cm de altura com auxílio de pequenas estacas, de forma que os animais capturados pudessem se abrigar de possíveis inundações sobre a mesma, sendo os baldes tampados nos períodos entre campanhas para evitar a queda de invertebrados e outros pequenos vertebrados terrestres. As armadilhas falsas/*sherman* e *tomahawk* foram iscadas com mistura feita com banana, fubá, sardinha, paçoca e essência de baunilha, e dispostas em duas linhas paralelas ao redor das *pitfall traps*. Para amostrar solo e sub-bosque, e garantir independência amostral, estas foram instaladas de forma alternada entre tipo de armadilha, entre estratos da vegetação (no solo e no sub-bosque, a aproximadamente 2 m de altura), e a uma distância de aproximadamente 10 m entre si. Cada transecto rotativo foi composto por linha de armadilhas falsas e *tomahawk*, iscadas, e instaladas alternadamente como nas estações de captura.

Estrato de ocorrência, estação de captura e metodologia de captura de cada exemplar capturado foram anotados. Estes foram pesados e medidos conforme Auricchio (2002) e Bonvicino *et al.* (2008), e as medidas mínimas, máximas e médias, e o número de indivíduos consultados (mínima – máxima (média) [número de indivíduos]) para cada espécie são mencionadas em tabelas como: CC (comprimento do focinho ao ânus em milímetros), CA (comprimento do ânus à extremidade distal da cauda em milímetros), O (comprimento interno da orelha em milímetros, da curva mais baixa à extremidade distal), PP (pata posterior com unha em milímetros) e MC (massa corporal em gramas). Foram também verificados o sexo e a situação reprodutiva de cada indivíduo, onde roedores machos com testículos na bolsa escrotal

e fêmeas com abertura vaginal perfurada, grávidas ou lactantes, e marsupiais fêmeas com filhotes, foram classificados como reprodutivos (BERGALLO & MAGNUSSON, 1999; AURICCHIO, 2002; RIBEIRO & MARINHO-FILHO, 2005). Espécimes cuja identificação taxonômica foi possível com base em caracteres morfológicos externos foram fotografados, marcados com brincos metálicos para evitar a contagem repetida de um mesmo indivíduo (1005-1, National Band and Tag Company, Newport, Rhode Island, Estados Unidos) e soltos no local de captura. Entretanto, os de identificação incerta foram eutanasiados e transportados ao laboratório para taxidermia, sendo posteriormente tombados na coleção mastozoológica do Museu de Zoologia João Moojen, da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais (MZUFV). Para a identificação taxonômica das espécies foram utilizadas descrições contidas na literatura e comparações com exemplares depositados na coleção de referência do MZUFV.

Séries térmicas referentes ao período do estudo foram obtidas no sítio do Sistema de Monitoramento Agrometeorológico (Agritempo - <http://www.agritempo.gov.br>) e séries pluviométricas referentes ao mesmo período foram fornecidas pelo campo experimental da Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais (EPAMIG), sediado em Leopoldina, MG, por ser a estação pluviométrica mais próxima da área de estudo. Foi gerado diagrama ombrotérmico para o período compreendido entre os anos de 2011 e 2018 também no sítio do Agritempo.

## CAPÍTULO I

### PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES COMO FERRAMENTA AO DIAGNÓSTICO DE QUALIDADE AMBIENTAL

#### RESUMO

As ordens Rodentia e Didelphimorphia, pequenos mamíferos não-voadores, estão entre as mais ricas e diversificadas ordens de mamíferos na Floresta Atlântica, onde se encontram ameaçadas por ações antrópicas. A diversidade local do grupo é sensível a alterações no habitat, pois as espécies possuem grande dependência de recursos alimentares e características específicas do habitat. Somada às grandes densidades populacionais e ao rápido *turnover* entre gerações, a sensibilidade os torna excelentes bioindicadores da qualidade ambiental. Assim, o presente estudo teve como objetivos: fornecer informações sobre as espécies de pequenos mamíferos não-voadores ocorrentes em um fragmento de floresta estacional semidecidual submontana em Cataguases, Zona da Mata de Minas Gerais; analisar a composição de sua comunidade e comparar à observada em outras localidades; comparar o sucesso de captura de diferentes metodologias e principalmente; diagnosticar o status de conservação da área de estudo sob a composição de espécies da comunidade. O fragmento florestal foi amostrado durante 22 campanhas mensais com duração de sete dias consecutivos cada, com o uso de armadilhas falsas, *sherman*, *tomahawk* e *pitfall*. A riqueza observada foi de 14 espécies, oito Rodentia e seis Didelphimorphia. O uso de *pitfall traps* se mostrou essencial à amostragem representativa da comunidade, sendo a mais importante metodologia de captura para maioria dos *taxa*. A comunidade é dominada por espécies generalistas, oportunistas e/ou de ampla distribuição geográfica, indicando o estágio sucessional inicial da floresta, pois estas possuem maior capacidade em explorar recursos em áreas secundárias. Quando comparada a composição da comunidade à registrada em outras duas áreas, a dissimilaridade observada, apesar de pequena, corresponde à maior ocorrência de espécies especialistas ou endêmicas nas mesmas, evidenciando que se encontram em melhor estado de conservação que a área de estudo.

Palavras-chave: Floresta Atlântica. Nicho sussecional. Bioindicadores.



## **ABSTRACT**

*The orders Rodentia and Didelphimorphia, small non-flying mammals, are among the richest and most diverse mammalian orders in the Atlantic Forest, where they are threatened by anthropic actions. The local diversity of the group is sensitive to changes in habitat, as species have a high dependence on food resources and specific habitat characteristics. Coupled with high population densities and rapid intergenerational turnover, sensitivity makes them excellent bioindicators of environmental quality. Thus, the present study aimed to: provide information on the species of non-flying small mammals that occur in a submontane semideciduous seasonal forest fragment in Cataguases, Zona da Mata region of Minas Gerais; analyze the composition of your community and compare to that observed in other locations; compare the capturing success of different methodologies and especially; diagnose the conservation status of the study area under the composition of community species. The forest fragment was sampled during 22 monthly campaigns lasting seven consecutive days each, using false traps, sherman, tomahawk and pitfall. The observed richness was 14 species, eight Rodentia and six Didelphimorphia. The use of pitfall traps was essential for representative community sampling, being the most important capture methodology for most taxa. The community is dominated by generalist, opportunistic and / or broadly distributed species, indicating the initial successional stage of the forest, as they have greater capacity to exploit resources in secondary areas. When comparing the composition of the community to that recorded in two other areas, the observed dissimilarity, although small, corresponds to the higher occurrence of specialist or endemic species in them, showing that they are in a better state of conservation than the study area.*

*Keywords: Atlantic Forest. Seasonal niche. Bioindicators.*

## 1 INTRODUÇÃO

Os grupos taxonômicos denominados genericamente como “pequenos mamíferos não-voadores” compreendem as ordens Rodentia e Didelphimorphia, quando possuem menos de 5 kg de massa na fase adulta (PEREIRA & GEISE, 2007; CÁCERES *et al.*, 2008; CADEMARTORI *et al.*, 2008b; MACHADO *et al.*, 2008; PAGLIA *et al.*, 2012). Acompanhados da ordem Chiroptera, representam cerca de 80% da riqueza em espécies de mamíferos no Brasil (MACHADO *et al.*, 2008; DRUMMOND *et al.*, 2009). Há 94 espécies de roedores e 30 de marsupiais ocorrentes na Floresta Atlântica (BOVENDORP *et al.*, 2017), contando com especial diversidade de espécies e com grande número de espécies endêmicas (PEREIRA & GEISE, 2007; GRAIPEL *et al.*, 2017).

Apesar de pequenos mamíferos não-voadores ocuparem quase todos os ambientes terrestres neotropicais desde o Plioceno até o período atual (CADEMARTORI *et al.*, 2008b) e da grande riqueza em espécies (TIMM, 1994; EMMONS & FEER, 1997; MUSSER & CARLETON, 2005; MACHADO *et al.*, 2008; DRUMMOND *et al.*, 2009; ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011), podem existir graves problemas nas estimativas populacionais, principalmente das espécies menos abundantes ou menos suscetíveis às armadilhas (PREVEDELLO *et al.*, 2008). Espécies pouco amostradas, algumas vezes designadas como raras, podem na verdade refletir o método de captura utilizado e/ou o hábito de vida do animal, como no caso do marsupial *Caluromys philander* (Linnaeus, 1758), que habita estratos mais altos da vegetação (CÁCERES *et al.*, 2008), ou do roedor equimídeo *Kannabateomys amblyonyx* (Wagner, 1845) que possui dieta especializada em bambus e taquaras (SILVA *et al.*, 2012). Novas técnicas de captura, como armadilhas de queda e a realização de inventários de fauna em áreas até então inexploradas são de grande importância para o aumento de áreas de ocorrência, incremento no conhecimento de padrões de ocupação do habitat e de padrões morfológicos e genéticos, e consequente aperfeiçoamento do conhecimento taxonômico do grupo, além de propiciar a descrição de novas espécies (OLIFIERS *et al.*, 2007; PAGLIA *et al.*, 2012).

Além da necessidade de inventariar as espécies presentes em áreas até então não amostradas, o estudo das comunidades de pequenos mamíferos não-voadores pode ser essencial ao diagnóstico do status de conservação das áreas em questão. O grupo possui elevada variação na substituição temporal (*turnover*) de espécies, possibilitando a obtenção de dados consideráveis em curto espaço de tempo, e em muitos casos o impacto das coletas nas populações é negligenciável (BONVICINO *et al.*, 2002). A grande diversidade de habitats,

hábitos e dietas (FONSECA *et al.*, 1996; CARVALHO *et al.*, 1999; BONVICINO *et al.*, 2008; ASTÚA DE MORAES, 2009; ROSSI & BIANCONI, 2011; CÁCERES, 2012; GRAIPEL *et al.*, 2017), elevada endemidade, e histórias de vida e necessidades ecológicas específicas, os tornam sensíveis a mudanças no clima e na vegetação (BONVICINO *et al.*, 2002; PINOTTI, 2010; ROWE & TERRY, 2014). Isso faz com que sejam potenciais indicadores de alterações das condições ecológicas, da sanidade dos ecossistemas terrestres, e da sucessão florestal (BONVICINO *et al.*, 2002; PINOTTI, 2010; ROWE & TERRY, 2014).

Quando a habitabilidade do ambiente é afetada, taxas demográficas de reprodução e sobrevivência são alteradas, podendo levar a extinções ou colonizações locais. Alterações populacionais são refletidas na ocorrência e abundância das espécies através da paisagem (ROWE & TERRY, 2014). Valores mais elevados de riqueza em espécies de pequenos mamíferos, especialmente em espécies endêmicas ou especialistas, são reportados para florestas maduras (PARDINI & UMETSU, 2006; MOREIRA *et al.*, 2009; PINOTTI, 2010). Em matas secundárias ou perturbadas, incrementos de abundância e riqueza ocorrem em resposta a fatores que favorecem espécies generalistas e sinantrópicas, não dependentes de recursos restritos ou específicos (PARDINI & UMETSU, 2006; GENTILE *et al.*, 2018). Como a presença de espécies vegetais características de formações secundárias, ou ainda espécies invasoras (CARVALHO *et al.*, 1999; PIVELLO *et al.*, 1999). Por serem melhores competidoras que as nativas, dispersarem-se com muito mais facilidade e resistirem melhor às adversidades ambientais (CARVALHO *et al.*, 1999; PIVELLO *et al.*, 1999), propiciam o aparecimento e maior capacidade de sobrevivência de roedores oportunistas, por exemplo (CARVALHO *et al.*, 1999; RIBEIRO & MARINHO-FILHO, 2005). Espécies oportunistas e/ou generalistas podem então aumentar sua abundância quando há perturbação excessiva, em detrimento de espécies raras ou mais especialistas, que são as primeiras a se extinguirem do ambiente natural (CÁCERES *et al.*, 2008).

Mudanças na composição de espécies ao longo da regeneração florestal condizem com o mecanismo de nicho sucessional, que ocorre em resposta à variação na disponibilidade de recursos como consequência de um *trade-off* entre habilidade competitiva e capacidade de utilização de recursos abundantes (PINOTTI, 2010). Espécies especialistas de floresta e generalistas de habitat são afetadas de maneiras opostas pela regeneração, o que está ligado primariamente à disponibilidade de alimento, como também a transformações no habitat (ALHO, 2005; PARDINI & UMETSU, 2006; PINOTTI, 2010). Espécies que não dependem de características específicas de florestas maduras se beneficiam da maior disponibilidade de alimento ou da heterogeneidade da vegetação das áreas de floresta mais jovem, sendo

favorecidas nos estádios mais iniciais de regeneração de áreas degradadas ou fragmentadas (PAGLIA *et al.*, 1995; LESSA *et al.*, 1999; OLIFIERS *et al.*, 2005; UMETSU & PARDINI, 2007; NAXARA, 2008; PARDINI *et al.*, 2009; PINOTTI, 2010). Com o decorrer da regeneração ocorre a diminuição da abundância e número de espécies generalistas ou características de biomas abertos, e o aumento da abundância e número de espécies especialistas de fauna nativa (PARDINI *et al.*, 2005; PARDINI & UMETSU, 2006; UMETSU & PARDINI, 2007; PINOTTI, 2010).

Na Zona da Mata de Minas Gerais são poucos os estudos relacionados aos pequenos mamíferos não-voadores, tanto em áreas inseridas em unidades de conservação de proteção integral (e.g. BONVICINO *et al.*, 1997; MOREIRA *et al.*, 2009; DELGADO, 2017). Em áreas fragmentadas esses estudos são ainda mais raros (e.g. LESSA *et al.*, 1999; AMORIM & ANDRIOLO, 2011). Fragmentos florestais representam a maioria dos remanescentes no Estado (GALINDO-LEAL & CAMARA, 2005; PENTER *et al.*, 2008; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2018), sendo incipiente o conhecimento acerca de seu *status* de conservação.

Sob a hipótese do uso da análise da composição de comunidades de pequenos mamíferos não-voadores como ferramenta ao diagnóstico do *status* de conservação de ambientes naturais, o presente estudo tem como objetivos:

1. Fornecer informações sobre a história natural das espécies de pequenos mamíferos não-voadores e seus padrões morfológicos ocorrentes em um fragmento de floresta estacional semidecidual submontana localizado na Zona da Mata de Minas Gerais;
2. Apresentar e analisar informações ecológicas referentes à comunidade de pequenos mamíferos não-voadores local, como riqueza em espécies, abundância e diversidade;
3. Como ferramenta de análise, comparar sua composição de espécies à observada em outras localidades com características similares, como fitofisionomias e espécies em comum, e/ou proximidade geográfica com a área de estudo;
4. Comparar o sucesso de captura entre armadilhas dos tipos armadilha falsa, *sherman*, *tomahawk* e *pitfall*, e, sobretudo;
5. Diagnosticar o status de conservação da área de estudo sob a composição de espécies de sua comunidade de pequenos mamíferos não-voadores.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Descrição detalhada da área de estudo e informações sobre o delineamento amostral e metodologias de captura utilizados encontram-se da página 18 à página 21 deste trabalho.

### 2.1 ANÁLISE DOS DADOS

A riqueza em espécies foi considerada como o número total de espécies capturadas, e a abundância como a contagem simples do número de indivíduos capturados por espécie. Recapturas e registros por outras metodologias que não as aqui utilizadas não foram considerados.

Foi elaborado gráfico de ranking de abundância das espécies capturadas. Foi também elaborada a curva de acumulação de espécies, através estimativa de Mao Tau (COLWELL *et al.*, 2012), que indica se a riqueza em espécies foi amostrada de forma representativa para a comunidade (KREBS, 1999).

Para verificar se houve variação no sucesso de captura entre as diferentes metodologias utilizadas (armadilha falsa, *sherman*, *tomahawk* e *pitfall*), e em função das espécies capturadas, foi empregado o teste de Friedman, que não requer que os pressupostos de normalidade e homocedasticidade sejam atendidos, relacionando o número de capturas por metodologia e por espécie (ZAR, 1999; PONTES, 2000). O teste de sinais pareados para múltiplas comparações de grupos foi utilizado de forma complementar, indicando quais pares de metodologias diferiram estatisticamente (PONTES, 2000). Para ambos os testes, foi adotada a significância de 0,05. Para representar graficamente os resultados, foi elaborado gráfico *boxplot*, relacionando as capturas por espécie às respectivas metodologias.

Para a análise de similaridade com resultados obtidos em outros trabalhos, foi utilizado o índice de dissimilaridade de Morisita, que se baseia na abundância relativa dos indivíduos de cada espécie, referindo-se à probabilidade de indivíduos retirados aleatoriamente de cada uma das comunidades pertencerem ou não à mesma espécie (BROWER *et al.*, 1997; KREBS, 1999). Esse índice é pouco afetado pelo tamanho e diversidade das amostras, adequando-se a dados de abundância e é quase independente do tamanho das amostras (BROWER *et al.*, 1997; CADEMARTORI *et al.*, 2008a). O índice varia de 0 a 1, onde 0 representa total similaridade, e 1 total dissimilaridade.

Os trabalhos selecionados para o teste de dissimilaridade foram os de: Moreira *et al.* (2009), com esforço amostral de 4.620 armadilhas-noite, realizado no Parque Estadual da Serra

do Brigadeiro (PESB), em Minas Gerais, por proximidade geográfica, incidência de espécies em comum, e por ser o maior remanescente de floresta estacional semidecidual presente na região. E de Lessa *et al.* (1999), com esforço amostral de 8.676 armadilhas-noite, realizado na Mata do Paraíso (MP), em Viçosa, Minas Gerais, por proximidade geográfica, incidência de espécies em comum e por apresentar histórico de impactos semelhante ao da área de estudo em questão. A identificação taxonômica das espécies ocorrentes na Mata do Paraíso foi corrigida conforme Lessa *et al.* (2014).

Para a elaboração de gráficos e realização de análises estatísticas, foi utilizado o *software* R (R CORE TEAM, 2018).

### 3 RESULTADOS

No decorrer das 22 campanhas de captura foram registrados 913 indivíduos. Foram capturados 660 roedores, distribuídos entre duas famílias (Cricetidae e Echimyidae), três subfamílias (Sigmodontinae, Dactylomyinae e Eumysopinae), três tribos de sigmodontinos (Akodontini, Orizomyini e Phyllotini) e oito espécies. Para a ordem Didelphimorphia foram registrados 253 indivíduos, distribuídos entre uma família (Didelphidae), duas subfamílias (Caluromyinae e Didelphinae), três tribos da subfamília Didelphinae (Didelphini, Marmosini e Thylamyini) e seis espécies. Dentre os roedores os *taxa* mais abundantes foram *Akodon cursor* (Winge, 1887) (N=435) e *Oligoryzomys nigripes* (Olfers, 1818) (N=142). *Didelphis aurita* (Wied-Neuwied, 1826) (N=93) e *Monodelphis americana* (Müller, 1776) (N=69) foram os mais abundantes dentre os marsupiais capturados. As espécies mais raras foram os roedores *Calomys tener* (Winge, 1887) (N=5), *Euryzomatomys spinosus* (Fischer, 1814) (N=1) e *Kannabateomys amblyonyx* (Wagner, 1845) (N=3), e os marsupiais *Caluromys philander* (Linnaeus, 1758) (N=4) e *Philander quica* (Temminck, 1824) (N=6) (Tab. 1). Informações detalhadas sobre a riqueza e a abundância da comunidade, bem como sobre as capturas efetuadas pelas diferentes metodologias utilizadas podem ser consultadas na Tabela 1. As espécies capturadas encontram-se ranqueadas em ordem decrescente de abundância na Figura 1.

De acordo com a curva média de acúmulo de espécies (Fig. 2), a proximidade da assíntota atingida com a riqueza de 14 espécies indica que o esforço amostral foi suficiente para amostrar representativamente a comunidade.

Conforme o resultado do teste de Friedman, houve diferença no sucesso de captura em função das diferentes metodologias utilizadas e espécies capturadas (Tab. 2). Foi revelado pelo teste de sinais pareados para múltiplas comparações de grupos (Tab. 2) o maior sucesso de captura para as *pitfall traps* sobre armadilhas falsas e *sherman*. Não foram verificadas diferenças significativas entre armadilhas falsas e *sherman*, nem entre *sherman* e *tomahawk*, tampouco entre *pitfall* e *tomahawk*, ou *tomahawk* e armadilhas falsas. A representação gráfica da relação entre o sucesso de captura por *taxon* e as metodologias utilizadas pode ser observada na Figura 3.

**Tab. 1** – Número de espécimes capturados, por espécie, sexo e metodologia de captura. Legenda: M = machos; F = fêmeas; X = não sexados; S = sherman; f = armadilha falsa; T = tomahawk; P = pitfall; Y = sem informação.

Abundância por espécie	M	F	X	S	f	T	P	Y	Total
<b>Rodentia – Cricetidae – Sigmodontinae:</b>									
<b>Akodontini</b>									
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)	251	168	16	75	51	65	243	1	435
<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1841)	12	4	0	2	1	0	13	0	16
<b>Orizomyini</b>									
<i>Cerradomys subflavus</i> (Wagner, 1842)	24	23	4	6	0	9	36	0	51
<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827)	7	0	0	0	0	7	0	0	7
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818)	73	66	3	2	1	1	134	4	142
<b>Phyllotini</b>									
<i>Calomys tener</i> (Winge, 1887)	4	1	0	0	0	0	4	1	5
<b>Rodentia – Echimyidae –</b>									
<i>Kannabateomys amblyonyx</i> (Wagner, 1845)	3	0	0	0	0	2	1	0	3
<b>Rodentia – Echimyidae – Eumysopinae:</b>									
<i>Euryzomatomys spinosus</i> (Fischer, 1814)	1	0	0	0	0	0	1	0	1
<b>Didelphimorphia – Didelphidae – Caluromyinae:</b>									
<i>Caluromys philander</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	0	0	1	2	1	0	4
<b>Didelphimorphia – Didelphidae – Didelphinae:</b>									
<b>Didelphini</b>									
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	34	38	21	0	0	71	19	3	93
<i>Philander quica</i> (Temminck, 1824)	3	3	0	1	0	4	1	0	6
<b>Marmosini</b>									
<i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776)	42	26	1	7	0	0	61	1	69
<b>Thylamyini</b>									
<i>Gracilinanus microtarsus</i> (Wagner, 1842)	23	21	0	11	2	5	26	0	44
<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1840)	17	20	0	7	3	7	19	1	37
Riqueza	-	-	-	8	6	10	13	6	-
Abundância	-	-	-	111	59	174	560	11	913

**Tab. 2** – Resultados do teste de Friedman para a influência dos tipos de metodologia de captura utilizados, em função das diferentes espécies capturadas, no sucesso de captura observado, e; resultados do teste de sinais pareados para múltiplas comparações de grupos, revelando, aos pares, quais metodologias de captura tiveram significativo sucesso de captura.

Teste de Friedman	maxT = 4,3301	p-valor = 0,00009199	***
<b>Teste de sinais pareados para múltiplas comparações de grupos</b>			
<i>Pitfall – Sherman</i>		0,0375392972	*
<i>Pitfall – Tomahawk</i>		0,2681627151	
<i>Pitfall – Armadilhas Falsas</i>		0,0001007706	***
<i>Sherman – Tomahawk</i>		0,8223974546	
<i>Sherman – Armadilhas Falsas</i>		0,3487114054	
<i>Tomahawk – Armadilhas Falsas</i>		0,0571124894	
Códigos de significância: '***' < 0,001; '**' < 0,01; '*' < 0,05.			



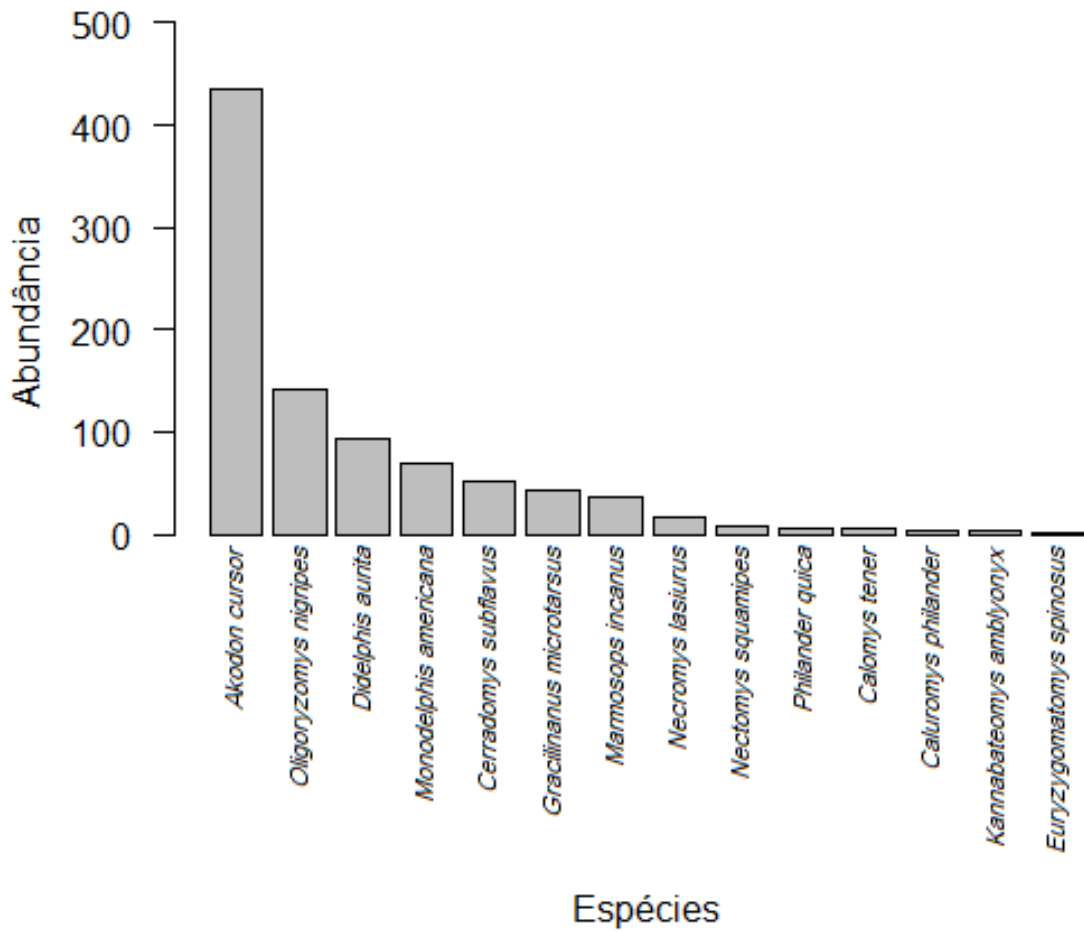


Fig. 1 – Ranking das espécies capturadas, por ordem decrescente de abundância.

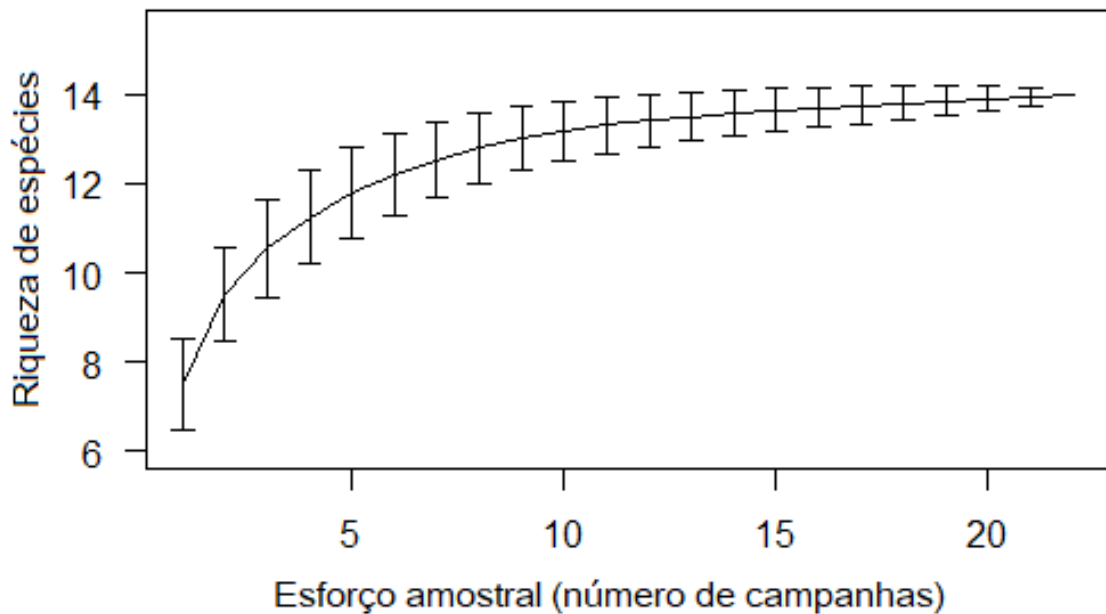
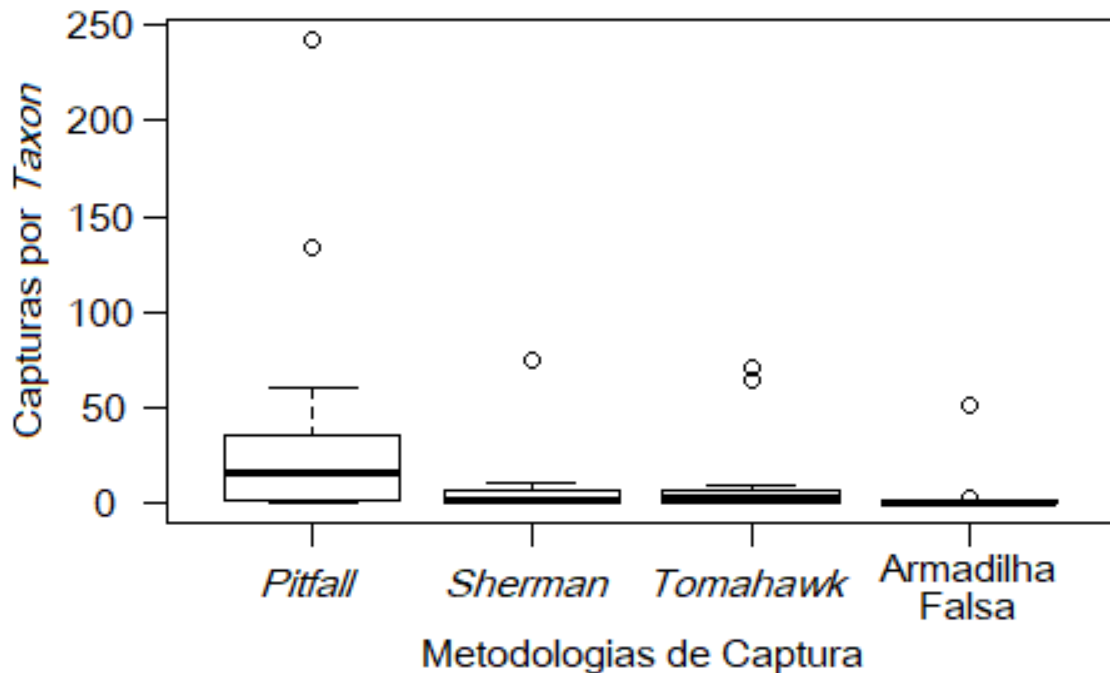


Fig. 2 - Curva de acumulação de espécies, obtida pela taxa em que espécies são adicionadas em função do aumento do esforço amostral.



**Fig. 3** – *Boxplot* representando o sucesso de captura por espécie para cada metodologia de captura utilizada.

As armadilhas *pitfall* tiveram número de espécies e número de indivíduos substancialmente maiores que os capturados em armadilhas falsas, *sherman* e *tomahawk* (Tab. 1). Nenhuma das oito espécies registradas com *sherman* e nenhuma das seis registradas por armadilhas falsas foi capturada exclusivamente por essas metodologias. Das dez espécies registradas com *tomahawk*, apenas uma, *Nectomys squamipes* (Brants, 1827), foi capturada exclusivamente por essa metodologia e somente quando instalada no leito de cursos d'água. Em contrapartida, foram registradas 13 espécies com *pitfall traps*, onde duas, *C. tener* e *E. spinosus*, foram capturadas exclusivamente por essa metodologia, além de sete espécies, *A. cursor*, *Necromys lasiurus* (Lund, 1841), *Cerradomys subflavus* (Wagner, 1842), *O. nigripes*, *Gracilinanus microtarsus* (Wagner, 1842), *Marmosops incanus* (Lund, 1840) e *M. americana*, apresentarem tendência a serem mais capturadas por *pitfall*. A única espécie não capturada por *pitfall traps* foi *N. squamipes*.

A abundância por espécie observada nos trabalhos de Lessa *et al.* (1999) e Moreira *et al.* (2009), juntamente com os resultados dos testes de dissimilaridade encontram-se na Tabela 3.

**Tab. 3** – Abundância por espécie e resultados dos testes de dissimilaridade para as localidades comparadas. Legenda: SBS = Sítio Boa Sorte; MP = Mata do Paraíso; PESB = Parque Estadual da Serra do Brigadeiro; Entre parênteses a porcentagem de abundância em relação ao total (abundância relativa).

Abundância por espécie	SBS	MP	PESB
<b>Rodentia:</b>			
<i>Akodon cursor</i>	435(47,64%)	101(20,70%)	90(23,44%)
<i>Akodon serrensis</i> (Thomas, 1902)	-	-	74(19,27%)
<i>Bibimys labiosus</i> (Winge, 1887)	-	1(0,20%)	-
<i>Necromys lasiurus</i>	16(1,75%)	3(0,60%)	2(0,57%)
<i>Oxymycterus dasytrichus</i> (Schinz, 1821)	-	11(2,25%)	32(8,33%)
<i>Oxymycterus rufus</i> (Fischer, 1814)	-	18(3,69%)	-
<i>Thaptomys nigrita</i> (Lichtenstein, 1829)	-	-	67(17,45%)
<i>Cerradomys subflavus</i>	51(5,58%)	22(4,50%)	1(0,26%)
<i>Nectomys squamipes</i>	7(0,77%)	7(1,43%)	2(0,57%)
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	142(15,55%)	262(53,69%)	24(6,25%)
<i>Oligoryzomys flavescens</i> (Waterhouse, 1837)	-	-	1(0,26%)
<i>Sooretamys angouya</i> (Fischer, 1814)	-	-	10(2,60%)
<i>Calomys tener</i>	5(0,55%)	2(0,41%)	1(0,26%)
<i>Rhipidomys tribei</i> (Costa, Geise, Pereira & Costa, 2011)	-	5(1,02%)	3(0,78%)
<i>Juliomys ossitenuis</i> Costa, 2007	-	-	4(1,04%)
<i>Delomys sublineatus</i> (Thomas, 1903)	-	-	23(5,99%)
<i>Trinomys graciosus</i> (Moojen, 1848)	-	-	2(0,57%)
<i>Holochilus sciureus</i> Wagner, 1842	-	1(0,20%)	-
<i>Phyllomys pattoni</i> (Emmons, Leite, Kock & Costa, 2002)	-	2(0,41%)	-
<i>Kannabateomys amblyonyx</i>	3(0,33%)	-	-
<i>EuryzYGOMATOMYS spinosus</i>	1(0,11%)	1(0,20%)	1(0,26%)
<b>Didelphimorphia</b>			
<i>Caluromys philander</i>	4(0,44%)	-	-
<i>Didelphis aurita</i>	93(10,19%)	30(6,15%)	-
<i>Philander quica</i>	6(0,66%)	6(1,23%)	10(2,60%)
<i>Monodelphis americana</i>	69(7,56%)	7(1,43%)	7(1,82%)
<i>Monodelphis scalops</i> (Thomas, 1888)	-	-	1(0,26%)
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	-	8(1,64%)	7(1,82%)
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	44(4,82%)	-	-
<i>Marmosops incanus</i>	37(3,39%)	1(0,20%)	20(5,21%)
<i>Marmosops paulensis</i> (Tate, 1931)	-	-	3(0,78%)
<b>Total</b>	<b>913(100%)</b>	<b>488(100%)</b>	<b>384(100%)</b>
<b>Dissimilaridade com SBS</b>	<b>-</b>	<b>0,3717845</b>	<b>0,3942401</b>

No Apêndice A (p. 87) são descritas as espécies de pequenos mamíferos não-voadores capturadas no Sítio Boa Sorte, com informações a respeito de padrões morfológicos, distribuição geográfica, habitats, hábitos e ameaças.

## 4 DISCUSSÃO

A riqueza de 14 espécies registrada para o Sítio Boa Sorte, comparável à observada em áreas conservadas, ou em áreas secundárias de grande tamanho na Floresta Atlântica (eg. FONSECA, 1989; STALLINGS, 1989; BERGALLO, 1994; GRELE, 2003), pode refletir a heterogeneidade ambiental e maior disponibilidade alimentar, características de estágios iniciais de sucessão ambiental (FLEMING, 1973; D'ANDREA *et al.*, 1999; PARDINI & UMETSU, 2006; PREVEDELLO *et al.*, 2008; PINOTTI, 2010; GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001; DEWALT *et al.*, 2003). Como também pode ser resultado do grande esforço amostral (19.152 armadilhas/noite), que acrescido ao tempo de amostragem (22 campanhas de uma semana por mês), possibilitou o acesso a espécies raras e de difícil captura, conforme Braga *et al.* (2016), como os roedores equimídeos *Euryzygomatomys spinosus* e *Kannabateomys amblyonyx*.

O uso de *pitfall traps* também se mostrou essencial para a amostragem representativa da riqueza em espécies, com espécies capturadas exclusivamente por essa metodologia, como *Calomys tener* e *E. spinosus*. Assim também, de grande parte da abundância, sendo a principal metodologia de captura para a maioria das espécies da comunidade. Por não utilizarem iscas, as armadilhas de interceptação e queda são menos seletivas quanto aos hábitos alimentares das espécies (UMETSU *et al.*, 2006; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008). Seu sucesso de captura é reportado em outros trabalhos, sobretudo durante a estação chuvosa, na captura de indivíduos juvenis e na amostragem de espécies terrestres que normalmente são menos capturadas por metodologias tradicionalmente utilizadas (*sherman* e *tomahawk*), como *C. tener* e *Monodelphis americana* (PARDINI *et al.*, 2005; UMETSU *et al.*, 2006; CÁCERES *et al.*, 2008; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008; VIEIRA, 2010; BONVICINO *et al.*, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011; GRAIPEL *et al.*, 2017). O sucesso de captura das metodologias utilizadas variou em função das diferentes espécies da comunidade, apesar de não haver diferenças significativas entre *sherman*, *tomahawk* e armadilhas falsas. Como observado por Astúa de Moraes *et al.* (2006), as armadilhas *sherman*, menores e mais sensíveis, tiveram maior sucesso na captura dos *taxa* de menor tamanho com relação às *tomahawk*.

A grande diversidade e endemismo na fauna de pequenos mamíferos sugere que o grupo pode ser utilizado em estudos ambientais, pois espécies endêmicas normalmente são especialistas em relação ao uso do habitat, sensíveis a alterações no ambiente e potenciais indicadores da sanidade dos ecossistemas terrestres (BONVICINO *et al.*, 2002; CÁCERES *et al.*, 2008; PINOTTI, 2010; ROWE & TERRY, 2014; GRAIPEL *et al.*, 2017). Ao contrário das

espécies endêmicas, espécies de ampla distribuição por ocorrerem em áreas conservadas e alteradas, tem valor limitado como bioindicadores de alteração (BONVICINO *et al.*, 2002). Contudo, amostras contendo apenas espécies deste grupo indicam áreas perturbadas (BONVICINO *et al.*, 2002). De fato, a comunidade de pequenos mamíferos não-voadores do Sítio Boa Sorte é majoritariamente composta e dominada por espécies generalistas ou oportunistas e de ampla distribuição geográfica, sendo baixas a riqueza e abundância de espécies raras ou especialistas, respectivamente. Em áreas alteradas ou fragmentadas os gêneros *Akodon* e *Oligoryzomys* tendem a ser mais abundantes (PAGLIA *et al.*, 1995; LESSA *et al.*, 1999; PARDINI & UMETSU, 2006; CADEMARTORI *et al.*, 2008a). No presente estudo, os roedores dominantes foram – *Akodon cursor* e *Oligoryzomys nigripes* –, juntamente com o gambá-de-orelha-preta, do gênero *Didelphis* (*D. aurita*), mais frequente e abundante em fragmentos florestais pequenos e médios ou em áreas perturbadas do que em matas contínuas (D’ANDREA *et al.*, 1999; KAJIN *et al.*, 2008; ESPARTOSA, 2009).

Além dos abundantes *A. cursor* (N=435) e *O. nigripes* (N=142), os roedores registrados *Nectomys squamipes* (N=7), *E. spinosus* (N=1) e *K. amblyonyx* (N=3) também são principalmente florestais, de ampla distribuição ou capazes de ocupar ambientes alterados (FONSECA & KIERUFF, 1989; PAGLIA *et al.*, 1995; EMMONS & FEER, 1997; D’ANDREA, 1999; LESSA *et al.*, 1999; BONVICINO *et al.*, 2002; GEISE *et al.*, 2004; PARDINI, 2004; WEKSLER & BONVICINO, 2005; PARDINI & UMETSU, 2006; GONÇALVES *et al.*, 2007; CADERMATORI *et al.*, 2008a; OLIVEIRA & BONVICINO, 2011; ROSSI, 2011; SILVA *et al.*, 2012; BONVICINO & BEZERRA, 2015; LOSS *et al.*, 2015; CATZEFLIS *et al.*, 2016a; DELCIELLOS *et al.*, 2018; GENTILE *et al.*, 2018). Apesar de *N. squamipes* ser restrito a habitats próximos a corpos d’água, *E. spinosus* ser raro nos ambientes onde ocorre, e *K. amblyonyx* ter dieta especializada (FONSECA & KIERUFF, 1989; PAGLIA *et al.*, 1995; EMMONS & FEER, 1997; D’ANDREA, 1999; LESSA *et al.*, 1999; BONVICINO *et al.*, 2002; GONÇALVES *et al.*, 2007; ROSSI, 2011; SILVA *et al.*, 2012; BONVICINO & BEZERRA, 2015; LOSS *et al.*, 2015; CATZEFLIS *et al.*, 2016a). Os demais roedores que compõem a comunidade da área de estudo, *Necromys lasiurus* (N=16), *Cerradomys subflavus* (N=51) e *C. tener* (N=5), que normalmente podem ocorrer em ambientes florestais, são mais relacionados a habitats abertos do Cerrado, a ecótonos entre Cerrado e Floresta Atlântica e a áreas abertas ou alteradas da Floresta Atlântica (PAGLIA *et al.*, 1995; HENRIQUES *et al.*, 2006; LANGGUTH & BONVICINO, 2002; BRIANI *et al.*, 2004; CARMIGNOTTO, 2004; RIBEIRO & MARINHO-FILHO, 2005; ALMEIDA *et al.*, 2007; BONVICINO *et al.*, 2007; CÁCERES *et al.*, 2008; PERCEQUILLO *et al.*, 2008; MARTIN *et al.*, 2009; BONVICINO *et*

*al.*, 2011; ROSSI, 2011; LESSA & PAULA, 2014; CONDE, 2016; KEENSEN *et al.*, 2016; DELGADO, 2017). Isso faz com que sejam excelentes indicadores ambientais de áreas de mata que suportam assembleias empobrecidas e perturbadas de pequenos mamíferos não-voadores (BONVICINO *et al.*, 2002).

Com exceção de *Marmosops incanus* (N=37), que normalmente apresenta respostas negativas ao desmatamento e à fragmentação da floresta (PARDINI, 2004; NAXARA, 2008; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009; ROSSI, 2011), os demais marsupiais registrados para a comunidade, *Caluromys philander* (N=4), *Philander quica* (N=6), *M. americana* (N=69) e *Gracilinanus microtarsus* (N=44), assim como *D. aurita* (N=93), possuem ampla distribuição e/ou são capazes de ocupar ambientes perturbados (FONSECA & KIERULFF, 1989; FONSECA & ROBINSON, 1990; CERQUEIRA *et al.*, 1993; BERGALLO, 1994; PASSAMANI, 1995; BONVICINO *et al.*, 1997; D'ANDREA *et al.* 1999; LESSA *et al.*, 1999; FOLEY *et al.*, 2000; BONVICINO *et al.*, 2002; PIRES *et al.*, 2002; GRELLE, 2003; VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003; PARDINI, 2004; ANTUNES, 2005; PARDINI *et al.*, 2005; CALDARA & LEITE, 2007; D'ANDREA *et al.*, 2007; LIRA *et al.*, 2007; KAJIN *et al.* 2008; ASFORA & PONTES, 2009; ESPARTOSA 2009; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009; ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011). O marsupial dominante, *D. aurita*, aumenta sua abundância em paisagens mais fragmentadas, e costuma ser a espécie dominante em ambientes perturbados (CALDARA & LEITE, 2007; KAJIN *et al.*, 2008; ASFORA & PONTES, 2009; ESPARTOSA, 2009). E a cuíca *G. microtarsus* aparentemente também é favorecida pela fragmentação da floresta, ocupando maior número de fragmentos quanto mais desmatada a paisagem (ROSSI, 2011), sendo no Sítio Boa Sorte o terceiro marsupial mais capturado.

Mesmo sendo considerada endêmica da Floresta Atlântica, *P. quica* é capaz de ocupar diferentes ambientes perturbados (FONSECA *et al.*, 1996; CERQUEIRA *et al.*, 1993; PAGLIA *et al.*, 1995; BERGALLO, 1994; BONVICINO *et al.*, 1997; PASSAMANI *et al.*, 2000; GEISE *et al.*, 2004; PARDINI & UMETSU, 2006; D'ANDREA *et al.*, 2007; DELCIELLOS *et al.*, 2018; VOSS *et al.*, 2018). E embora *M. incanus* possa ser considerada indicadora ambiental de áreas de mata que suportam assembleias ricas e conservadas de pequenos mamíferos (PARDINI, 2004; NAXARA, 2008; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009; ROSSI, 2011), ser a única espécie da comunidade positivamente relacionada à boa qualidade ambiental reduz seu valor como tal.

Quando comparada a composição da comunidade à observada por Moreira *et al.* (2009) no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) em Minas Gerais, houve pequena dissimilaridade de 0,3942401. O PESB com 13.210 ha de área representa o maior contínuo

florestal conservado na Zona da Mata, o que lhe confere amplos gradientes ambientais, status corroborado pela elevada riqueza de 22 espécies de pequenos mamíferos não-voadores. Sua comunidade é composta tanto por espécies generalistas e de ampla distribuição quanto por espécies especialistas e/ou endêmicas da Floresta Atlântica. Apesar de pequena, a dissimilaridade pode ser explicada tanto pela menor abundância de espécies generalistas e de ampla distribuição que foram relativamente mais abundantes no Sítio Boa Sorte, como *A. cursor* ( $N_{\text{PESB}}=90$ ), *N. lasiurus* ( $N_{\text{PESB}}=2$ ), *C. subflavus* ( $N_{\text{PESB}}=1$ ), *O. nigripes* ( $N_{\text{PESB}}=24$ ) e *C. tener* ( $N_{\text{PESB}}=1$ ), ou pela ausência de *D. aurita*, quanto pela presença de espécies especialistas e/ou endêmicas, como *Akodon serrensis* (Thomas, 1902) ( $N_{\text{PESB}}=74$ ), *Oxymycterus dasytrichus* (Schinz, 1821) ( $N_{\text{PESB}}=32$ ) *Thaptomys nigrita* (Lichtenstein, 1829) ( $N_{\text{PESB}}=67$ ), *Sooretamys angouya* (Fischer, 1814) ( $N_{\text{PESB}}=10$ ), *Rhipidomys tribei* (Costa, Geise, Pereira & Costa, 2011) ( $N_{\text{PESB}}=3$ ), *Juliomys ossitenuis* (Costa, 2007) ( $N_{\text{PESB}}=4$ ), *Delomys sublineatus* (Thomas, 1903) ( $N_{\text{PESB}}=23$ ), *Trinomys graciosus* (Moojen, 1948) ( $N_{\text{PESB}}=2$ ) e *Marmosops paulensis* (Tate, 1931) ( $N_{\text{PESB}}=3$ ), algumas com abundância relativamente elevada.

Quando comparada a comunidade do Sítio Boa Sorte à encontrada por Lessa e colaboradores (1999), na Mata do Paraíso (MP) em Viçosa, Minas Gerais, que também possui longo histórico de perturbação e pequena área, de 194,36 ha, foi constatada dissimilaridade ainda menor, de 0,3717845. A ínfima dissimilaridade explicada principalmente pela presença de espécies endêmicas, raras e/ou de menor distribuição que as observadas no Sítio Boa Sorte, como *Bibimys labiosus* (Winge, 1887) ( $N_{\text{MP}}=1$ ), *Oxymycterus rufus* (Fischer, 1814) ( $N_{\text{MP}}=8$ ), *Oxymycterus dasytrichus* (Schinz, 1821) ( $N_{\text{MP}}=6$ ), *R. tribei* ( $N_{\text{MP}}=5$ ), *Holochillus sciureus* (Wagner, 1842) ( $N_{\text{MP}}=1$ ) e *Phyllomys pattoni* (Emmons, Leite, Kock & Costa 2002) ( $N_{\text{MP}}=1$ ), não é suficiente para indicar sua qualidade ambiental. A relativamente rica comunidade ( $N_{\text{MP}}=17$ ) é dominada pelo mesmo grupo de espécies generalistas e de ampla distribuição dominante no Sítio Boa Sorte, *O. nigripes* ( $N_{\text{MP}}=262$ ), *A. cursor* ( $N_{\text{MP}}=101$ ) e *D. aurita* ( $N_{\text{MP}}=30$ ), além de contar com registros de *N. lasiurus* ( $N_{\text{MP}}=3$ ), *C. subflavus* ( $N_{\text{MP}}=22$ ), *N. squamipes* ( $N_{\text{MP}}=7$ ), *C. tener* ( $N_{\text{MP}}=2$ ), *E. spinosus* ( $N_{\text{MP}}=1$ ), *P. quica* ( $N_{\text{MP}}=6$ ), *M. americana* ( $N_{\text{MP}}=7$ ) e *M. incanus* ( $N_{\text{MP}}=1$ ).

Embora tenham sido observadas pequenas dissimilaridades, quando acrescidas da interpretação da composição das diferentes comunidades de pequenos mamíferos não-voadores, indicam que as três áreas se encontram em diferentes níveis de conservação. O PESB corresponde à área mais conservada, pela maior riqueza em espécies e presença de espécies endêmicas da Floresta Atlântica com relativa abundância (BONVICINO *et al.*, 2002; PARDINI *et al.*, 2005; NAXARA; 2008; MOREIRA *et al.*, 2009; PINOTTI, 2010). A Mata do Paraíso é

uma área secundária, o que é evidenciado pela dominância da comunidade por espécies de roedores e marsupiais generalistas e/ou oportunistas. Contudo, encontra-se mais conservada que a mata do Sítio Boa Sorte, por conta da maior riqueza em espécies endêmicas, de menor distribuição ou raras (BONVICINO *et al.*, 2002; CÁCERES *et al.*, 2008; PINOTTI, 2010). Trabalho mais recente revela a presença de outras espécies, raras e endêmicas da Floresta Atlântica, na Mata do Paraíso, mas pela ausência de dados de abundância, seus resultados não foram comparados aos do presente estudo (eg. LESSA *et al.*, 2014). O Sítio Boa Sorte encontra-se em estágios iniciais de sucessão ecológica, representando a área menos conservada entre as aqui consideradas. Sua comunidade de pequenos mamíferos é composta quase exclusivamente por espécies generalistas, de ampla distribuição, e resistentes a alterações ambientais, onde parte dos roedores é ainda associada a outros biomas e formações abertas (BONVICINO *et al.*, 2002; UMETSU & PARDINI, 2007; PINOTTI, 2010; GRAIPEL *et al.*, 2017).

As tendências na diversidade de espécies estão relacionadas a padrões estruturais do habitat e a fatores históricos, peculiares a cada localidade (O'CONNELL, 1989). No Sítio Boa Sorte, mesmo com riqueza em espécies relativamente elevada e após aproximadamente 50 anos desde o início do processo de regeneração natural, a composição da comunidade é característica de estágios iniciais de sucessão ecológica. São comuns diferenças estruturais e funcionais entre áreas maduras e áreas com até mais de 80 anos de regeneração (PINOTTI, 2010). Assim, a riqueza em espécies pode se recuperar de maneira relativamente rápida, levando apenas de 20 a 40 anos para atingir valores comparáveis aos de áreas maduras, enquanto a composição de espécies se recupera muito mais vagorosamente (DUNN, 2004; PINOTTI, 2010). Florestas secundárias são então capazes de abrigar fauna rica, mas empobrecida em espécies dependentes de características de florestas maduras para se manter (PARDINI *et al.*, 2009; UEHARA-PRADO *et al.*, 2009).

Chiarello (1999) defende que apenas remanescentes florestais de 20 mil hectares ou mais, seriam capazes de garantir a manutenção de comunidades de mamíferos de diferentes guildas, desde consumidores primários até predadores de topo de cadeia. Caso então fosse utilizada no diagnóstico de qualidade ambiental a composição da comunidade de mamíferos de médio e grande porte do Sítio Boa Sorte, registrada por Pacheco *et al.* (2017), possivelmente a interpretação seria mais positiva quanto ao estado de conservação da área, pela riqueza em espécies relativamente elevada (N=16) e principalmente pela presença de predadores de topo de cadeia e espécies ameaçadas de extinção, como os felídeos *Herpailurus yagouaroundi* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803), *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) e *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), e o canídeo *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815). Logo, corroborando



Bonvicino *et al.* (2002), por serem mais sensíveis a mudanças na vegetação e possuírem alta dependência dos micro-habitats onde vivem (BONVICINO *et al.*, 2002; PINOTTI, 2010; ROWE & TERRY, 2014; DELGADO, 2017), verificou-se que o uso de grupos de espécies de pequenos mamíferos não-voadores pode fornecer ideias mais detalhadas acerca de variações tênues encontradas nos ambientes.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise de grupos de espécies de pequenos mamíferos não-voadores é uma potencial ferramenta para a investigação da sanidade ambiental, por sua íntima relação com características estruturais do ambiente e disponibilidade de alimento. Mas é imprescindível o conhecimento sobre a história natural das espécies para diagnósticos precisos.

Elevada riqueza em espécies e abundância de indivíduos não são sinônimos de boa qualidade ambiental. No Sítio Boa Sorte a riqueza e a abundância registradas são comparáveis às observadas em áreas conservadas ou em grandes fragmentos da Floresta Atlântica. Contudo, sua comunidade de pequenos mamíferos é composta por espécies generalistas, de ampla distribuição e/ou características de outros biomas e formações abertas, indicando estágios iniciais de sucessão ecológica. O que foi corroborado quando comparada a comunidades de outras localidades.

É fortemente recomendado o uso de armadilhas de interceptação e queda (*pitfall traps*) em estudos com espécies terrestres de pequenos mamíferos não-voadores. Sua não utilização pode acarretar em subamostragem da comunidade, ou em interpretações errôneas acerca de sua composição.

Apesar de perturbada e em estágios iniciais de regeneração florestal, a mata do Sítio Boa Sorte é capaz de prover recursos espaciais e alimentares à abundante e relativamente rica comunidade de pequenos mamíferos não-voadores. Isso reforça a importância das florestas secundárias como instrumento de conservação da fauna nativa em ambientes alterados, comuns no domínio da Floresta Atlântica.

## CAPÍTULO II

### DINÂMICA TEMPORAL EM UMA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES NA ZONA DA MATA DE MINAS GERAIS

#### RESUMO

Roedores e marsupiais, pequenos mamíferos não-voadores, tem grande importância nos ambientes em que vivem por serviços ecossistêmicos prestados, como a predação e a dispersão de sementes. Contudo, pouco se sabe sobre a dinâmica temporal de suas comunidades. Pequenos mamíferos possuem alta dependência de recursos alimentares e habitat adequado, que se relacionam direta ou indiretamente à disponibilidade hídrica e a variações na temperatura. As rápidas mudanças climáticas têm ameaçado ambientes fragmentados, como a Floresta Atlântica, e a sensibilidade dos pequenos mamíferos aos fatores abióticos os torna excelentes indicadores das perturbações decorrentes. Um evento de seca extrema na região Sudeste do Brasil entre os anos de 2013 e 2014, acrescido da progressiva elevação térmica, ocasionou mudanças no regime hídrico, e possivelmente na disponibilidade alimentar e na qualidade do habitat, em um fragmento de floresta estacional na Zona da Mata de Minas Gerais, com potencial a afetar a composição de sua comunidade de pequenos mamíferos. Assim, os objetivos do presente estudo foram: observar alterações em escala temporal na riqueza e na abundância da comunidade de pequenos mamíferos não-voadores da área de estudo, e; investigar os efeitos do clima sobre as populações locais. A comunidade foi amostrada antes e depois da seca, entre 2011 e 2012, e entre 2017 e 2018. Foram registradas 14 espécies, 12 durante o primeiro período e 14 durante o segundo, em sua maioria generalistas ou oportunistas, onde as maiores variações foram observadas nas abundâncias dos *taxa*. Além da redução na disponibilidade hídrica, foi constatada a elevação da temperatura média em 2,3°C entre os períodos. Em resposta, foram favorecidas as espécies mais generalistas ou capazes de persistir em ambientes alterados, em detrimento das mais sensíveis. A dinâmica observada pode condizer com um padrão histórico de substituição de espécies conforme a temperatura se eleva, que pode conduzir espécies de tolerância climática específica ou dependentes de determinadas características do habitat a extinções locais.

Palavras-chave: Floresta Atlântica. Fatores climáticos. Aquecimento global.

## ABSTRACT

*Rodents and marsupials, small non-flying mammals, are of great importance in environments where they live for ecosystem services, such as predation and seed dispersal. However, little is known about the temporal dynamics of their communities. Small mammals have a high dependence on food resources and adequate habitat, which are directly or indirectly related to water availability and temperature variations. Rapid climate change has threatened fragmented environments such as the Atlantic Forest, and the sensitivity of small mammals to abiotic factors makes them excellent indicators of the resulting disturbances. An extreme drought event in southeastern Brazil between 2013 and 2014, plus progressive thermal elevation, led to changes in water regime, and possibly food availability and habitat quality, in a seasonal forest fragment in the Zona da Mata region of Minas Gerais, with potential to affect the composition of its small mammal community. Thus, the objectives of the present study were: to observe temporal scale changes in the richness and abundance of the non-flying small mammals community of the study area, and; investigate the effects of climate on local populations. The community was sampled before and after the drought, between 2011 and 2012, and between 2017 and 2018. There were 14 species recorded, 12 during the first period and 14 during the second, mostly generalists or opportunists, where the largest variations were observed. in abundances of taxa. In addition to the reduction in water availability, the average temperature increased by 2.3 ° C between periods. In response, the most generalist species or those able to persist in altered environments over the most sensitive ones were favored. The observed dynamics may be consistent with a historical pattern of species substitution as temperatures rise, which may lead species of specific climate tolerance or habitat-dependent species to local extinctions.*

*Keywords: Atlantic Forest. Climatic factors. Global warming.*

## 1 INTRODUÇÃO

“Pequenos mamíferos não-voadores” é um termo genérico que agrupa espécies de mamíferos das ordens Rodentia e Didelphimorphia, quando não ultrapassam 5 kg na fase adulta (PEREIRA & GEISE, 2007; CÁCERES *et al.*, 2008; CADEMARTORI *et al.*, 2008b; MACHADO *et al.*, 2008; PAGLIA *et al.*, 2012). São atuantes em diversos processos ecológicos, como na dispersão e predação de sementes, propágulos de plantas e fungos micorrízicos, na polinização e na dinâmica de troca de energia entre níveis tróficos mais altos e mais baixos, desempenhando papel importante no equilíbrio dos ecossistemas florestais (ALHO, 2005; BREWER & REJMÁNEK, 1999; MOHAMMADI, 2010; KUHNEN *et al.*, 2012; BARROS, 2013). Mas apesar de importantes para a manutenção dos processos ecológicos, a dinâmica temporal das comunidades de pequenos mamíferos é pouco conhecida (MOHAMMADI, 2010; PARDINI & UMETSU, 2006; RAMOS, 2018). Grandes variações interanuais de abundância parecem ser comuns para populações de vários *taxa* (BREWER & REJMÁNEK, 1999; PARDINI & UMETSU, 2006), que podem responder de formas distintas aos mesmos fatores ambientais (O’CONNELL, 1989; RAMOS, 2018).

Roedores e marsupiais possuem histórias de vida espécie-específicas e necessidades ecológicas que os tornam sensíveis a mudanças no clima e na vegetação (BONVICINO *et al.*, 2002; MOHAMMADI, 2010; ROWE & TERRY, 2014). Acrescidas de grandes densidades populacionais e do rápido *turnover* populacional interanual, decorrentes de elevadas taxas reprodutivas e ciclos de vida curtos, fazem com que sejam modelos adequados ao estudo dos impactos de perturbações em ambientes naturais em ampla escala espacial e temporal, gerando respostas representativas em intervalos de tempo relativamente curtos (BONVICINO *et al.*, 2002; RIBEIRO & MARINHO-FILHO, 2005; CADEMARTORI *et al.*, 2008a; BLOIS *et al.*, 2010; BARROS, 2013; ROWE & TERRY, 2014). Sob as mesmas restrições ecológicas, a abundância ou a ocorrência de espécies podem contrair, enquanto outras podem expandir, migrar ou permanecer demograficamente estáveis, em função de seus hábitos alimentares, taxas reprodutivas e interações interespecíficas (HOLMGREN *et al.*, 2001; UMETSU & PARDINI, 2007; MORITZ *et al.*, 2008; LEITE *et al.*, 2016).

Espécies generalistas são comumente favorecidas por alterações no meio abiótico, podendo incrementar suas abundâncias em períodos de oscilações ambientais, enquanto espécies especialistas são adversamente afetadas, podendo ser excluídas das comunidades (UMETSU & PARDINI, 2007; BLOIS *et al.*, 2010; ROWE & TERRY, 2014; GENTILE *et al.*, 2018). Extinções locais podem ocorrer não somente por flutuações físicas diretas nos

ecossistemas, mas, principalmente por seus efeitos acumulados em populações (HOLMGREN *et al.*, 2001; GENTILE *et al.*, 2018), que podem ser ainda observados muitos anos após cessadas as perturbações (HOLMGREN *et al.*, 2001).

Populações de pequenos mamíferos respondem a mudanças na vegetação, tanto por sua alta dependência de micro-habitats adequados (ALHO, 2005; PARDINI & UMETSU, 2006; MORITZ *et al.*, 2008; BONECKER *et al.*, 2009; HONORATO *et al.*, 2015; LEITE *et al.*, 2016), quanto em correspondência ao modelo *bottom-up* de controle ecossistêmico, por sua dinâmica relacionada à disponibilidade de recursos (GENTILE *et al.*, 2000; JAKSIC, 2001; GRAIPEL *et al.*, 2006; BONECKER *et al.*, 2009; BLOIS *et al.*, 2010; LEGENDRE & GAUTHIER, 2014). As estações reprodutivas das espécies são normalmente associadas à fartura de recursos alimentares, relacionando indiretamente suas flutuações populacionais a fatores climáticos que possam interferir na disponibilidade alimentar (ERNEST *et al.*, 2000; GENTILE *et al.*, 2000; JAKSIC, 2001; CERQUEIRA, 2005; GRAIPEL *et al.*, 2006; BONECKER *et al.*, 2009; BARROS *et al.*, 2013a; BARROS *et al.*, 2013b). Isso torna a abundância das espécies sensível a oscilações climáticas (ROWE & TERRY, 2014).

Os componentes do clima podem operar de forma independente ou em interação sobre as comunidades (ROWE & TERRY, 2014). Nos trópicos, pluviosidade, temperatura e duração do fotoperíodo são altamente correlatos (BERGALLO & MAGNUSSON, 1999; BARROS *et al.*, 2015), garantem a produtividade vegetal e, conseqüentemente, influenciam positivamente na disponibilidade de alimento, como frutos e artrópodes (BERGALLO & MAGNUSSON, 1999; CERQUEIRA, 2005; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008; ERNEST *et al.*, 2000; MOHAMMADI, 2010; BARROS *et al.*, 2013a). Com isso, a reprodução sazonal é característica de marsupiais em uma variedade de habitats neotropicais (O'CONNELL, 1989; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008; BARROS *et al.*, 2013b; BARROS *et al.*, 2015). E várias espécies de roedores florestais apresentam picos de atividade reprodutiva nos períodos chuvosos, apesar de normalmente a reprodução ocorrer ao longo de todo o ano (O'CONNELL, 1989; BERGALLO & MAGNUSSON, 1999; PARDINI & UMETSU, 2006; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008; BARROS *et al.*, 2013a; BARROS *et al.*, 2015).

A disponibilidade de frutos e artrópodes é usualmente associada à pluviosidade, podendo esta ser utilizada como medida indireta de disponibilidade de recursos a espécies que consomem majoritariamente estes itens, como roedores e marsupiais, influenciando, sazonalmente, a dinâmica populacional das espécies (BERGALLO & MAGNUSSON, 1999; MORELLATO *et al.*, 2000; PARDINI & UMETSU, 2006; LEINER *et al.*, 2008; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008; NAXARA *et al.*, 2009; PINOTTI, 2010; BARROS *et al.*, 2013a; BARROS *et al.*, 2013b). E

por ser um recurso limitante a plantas, além de afetar a produtividade primária (ERNEST *et al.*, 2000; JAKSIC, 2001), a escassez de água pode modificar comunidades vegetais e subsequentemente comprometer a disponibilidade e a adequabilidade de habitats (ROWE & TERRY, 2014; RAYMUNDO *et al.*, 2019), fazendo com que pequenos mamíferos evitem porções impactadas do ambiente (MOHAMMADI, 2010).

De acordo com o registro fóssil analisado por Rowe & Terry (2014) na Grande Bacia, nos Estados Unidos, durante os últimos 10.000 anos, em escalas de tempo pouco maiores, como décadas, a temperatura possivelmente teve maior importância que a pluviosidade sobre as populações de pequenos mamíferos. E ainda, em períodos mais quentes e secos, a riqueza em espécies registrada foi menor, e espécies especialistas foram mais adversamente afetadas que as generalistas, que aparentemente possuem grande resiliência demográfica às expressivas variações interanuais nas condições climáticas (ROWE & TERRY, 2014). Situação similar foi observada por Blois *et al.* (2010) em comunidades fósseis de pequenos mamíferos na Califórnia, onde a elevação térmica foi expressa principalmente com alterações nas abundâncias das espécies e exclusão de espécies especialistas.

Ações antrópicas têm ocasionado a ascensão e o aceleração de mudanças climáticas no último século, caracterizando as décadas recentes por aumentos na temperatura, e na frequência e intensidade de períodos úmidos e secos (WEISS *et al.*, 2009; BLOIS *et al.*, 2010; ROWE & TERRY, 2014; URBAN, 2015). Fenômenos climáticos de baixa frequência, como El Niño e La Niña, que estão inseridos na variabilidade climática do planeta e influenciam na distribuição pluviométrica e na temperatura, também têm se tornado mais frequentes e severos por impactos antrópicos, favorecendo ainda mais condições de seca ou pluviosidade extremas (GRIMM & TEDESCHI, 2009; HOLMGREN *et al.*, 2001; JAKSIC, 2001; SANTOS *et al.*, 2016).

Não destoando da tendência de aquecimento global (URBAN, 2015; FODEN *et al.*, 2018), com base em dados fornecidos pelo sítio eletrônico do Sistema de Monitoramento Agrometeorológico (Agritempo - <http://www.agritempo.gov.br>), foi constatada a elevação da temperatura média anual no município de Cataguases, em Minas Gerais, Brasil, no decorrer da década de 2010. Em interação com sistemas atmosféricos e com o El Niño, a elevação térmica ocasionou um evento de seca na região a partir de 2012, com ápice entre 2013 e 2014 (SANTOS *et al.*, 2016), que culminou em anomalia da precipitação acumulada na bacia do rio Paraíba do Sul, que drena o município (IGAM, 2015).

Alterações térmicas e hídricas tem grande potencial de perturbação a comunidades de pequenos mamíferos (BLOIS *et al.*, 2010; MOHAMMADI, 2010; BEAUMONT *et al.*, 2011; GOSLING & ARNELL, 2013; ROWE & TERRY, 2014; URBAN, 2015; KIESEL *et al.*, 2019;

FODEN *et al.*, 2018), como em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Cataguases, onde corpos d'água permanentes tornaram-se temporários após a seca (observação pessoal). Assim, com amostras obtidas em campo entre março de 2011 e janeiro de 2012, e entre setembro de 2017 e agosto de 2018, são objetivos do presente estudo:

1. Compreender a dinâmica temporal da comunidade de pequenos mamíferos não-voadores presente no fragmento florestal supracitado e;
2. Investigar os efeitos dos fatores climáticos temperatura e pluviosidade nas variações populacionais das espécies de pequenos mamíferos não-voadores presentes na área de estudo.



## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Descrição detalhada da área de estudo e informações sobre o delineamento amostral e metodologias de captura utilizados encontram-se da página 18 à página 21 deste trabalho.

### 2.1 ANÁLISE DOS DADOS

Abundância e riqueza em espécies foram consideradas separadamente por períodos de amostragem. A riqueza em espécies foi entendida como o número total de espécies capturadas, e a abundância como a contagem simples do número de indivíduos capturados por espécie. Recapturas e registros por outras metodologias que não as aqui utilizadas não foram considerados. Foi elaborado gráfico de ranking de espécies, ordenando as espécies em ordem decrescente de abundância, geral e por período amostrado.

Para verificar a ocorrência de variação na composição da comunidade entre os dois períodos amostrados foi utilizado o índice de dissimilaridade de Morisita (BROWER *et al.*, 1997; KREBS, 1999). O índice se baseia na abundância relativa dos indivíduos de cada espécie, referindo-se à probabilidade de indivíduos retirados aleatoriamente de cada uma das comunidades, separadas no tempo, no caso do presente estudo, pertencerem à mesma espécie. É quase independente do tamanho das amostras e adequa-se a dados de abundância (BROWER *et al.*, 1997; CADEMARTORI *et al.*, 2008a). Varia de 0 a 1, onde 1 representa total dissimilaridade, e 0 total similaridade.

Para verificar se variações nos fatores climáticos, pluviosidade e temperatura, separados ou em interação, influenciaram na dinâmica temporal da comunidade de pequenos mamíferos entre os períodos de amostragem, foi empregada a análise multivariada de permutação (PERMANOVA). A PERMANOVA possui robustez similar à da ANOVA tradicional, mas não requer que os pressupostos de normalidade e homocedasticidade sejam atendidos (ANDERSON, 2001; MCARDLE & ANDERSON, 2001; ANDERSON, 2014). Foram considerados significativos valores de p menores ou iguais a 0,05.

Fatores climáticos considerados significativos às espécies registradas foram relacionados às populações com uso da análise de porcentagem de similaridade (SimPer). O resultado da SimPer consiste em um cumulativo de porcentagem, ranqueando as espécies por ordem decrescente de influência (CLARKE *et al.*, 2014).

Comunidades de pequenos mamíferos não-voadores são normalmente ricas, com *taxa* apresentando diferentes hábitos de vida e necessidades ecológicas, tornando o uso de individual

de espécies como bioindicadores pouco representativo. Bonvicino *et al.* (2002) propõem a utilização de grupos de espécies na investigação ou diagnóstico de impactos no ambiente, pois estes sim seriam representativos às comunidades, onde grupos compostos por espécies generalistas ou de ampla distribuição indicam ambientes perturbados, e os compostos por espécies especialistas ou endêmicas, áreas preservadas. Assim, para organizar os *taxa* em grupos de espécies mais ou menos influenciadas pelos fatores climáticos, foram consideradas insignificantes influências obtidas pela SimPer menores que 5%.

Para todas as análises estatísticas e elaboração de gráfico foi utilizado o *software* R (R CORE TEAM, 2018).

### 3 RESULTADOS

No decorrer das 22 campanhas de captura mensais foram registrados 913 espécimes de pequenos mamíferos não-voadores, distribuídos entre oito espécies pertencentes à ordem Rodentia, e entre seis espécies pertencentes à ordem Didelphimorphia, totalizando 14 espécies (Tab. 1).

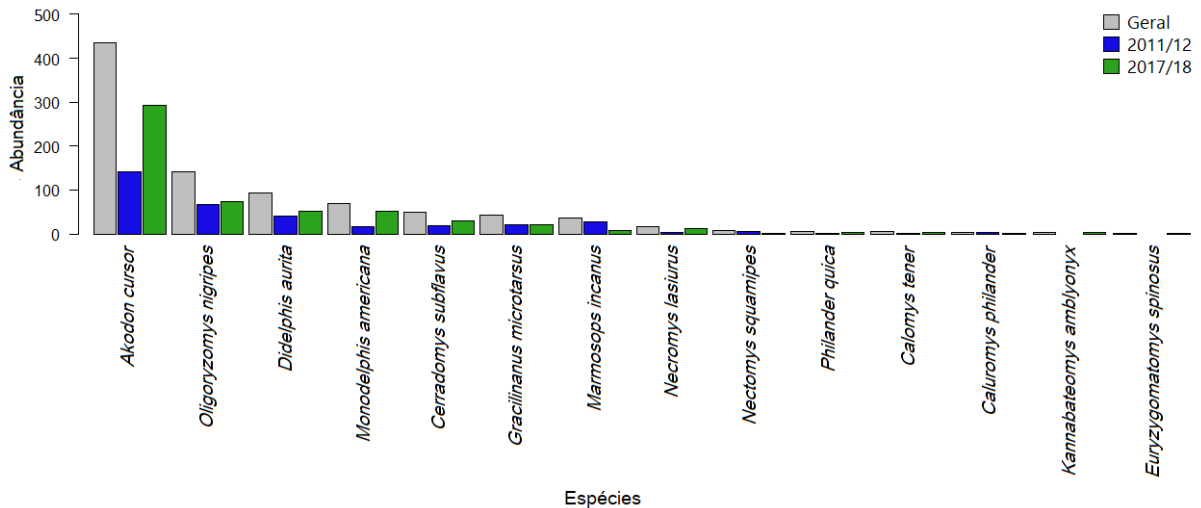
**Tab. 1** – Riqueza e abundância por período de amostragem e resultado de teste de dissimilaridade entre os períodos de amostragem. Entre parênteses a porcentagem de abundância por espécie em relação ao respectivo período amostral (abundância relativa).

Abundância por espécie	2011-12	2017-18	Total
<b>Rodentia – Cricetidae – Sigmodontinae:</b>			
<b>Akodontini</b>			
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)	142(41,16%)	293(51,58%)	435(47,64%)
<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1841)	4(1,16%)	12(2,11%)	16(1,75%)
<b>Orizomyini</b>			
<i>Cerradomys subflavus</i> (Wagner, 1842)	18(5,22%)	33(4,81%)	51(5,58%)
<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827)	5(1,45%)	2(0,35%)	7(0,77%)
<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818)	64(18,55%)	78(13,73%)	142(15,55%)
<b>Phyllotini</b>			
<i>Calomys tener</i> (Winge, 1887)	1(0,29%)	4(0,70%)	5(0,55%)
<b>Rodentia – Echimyidae – Dactylomyinae:</b>			
<i>Kannabateomys amblyonyx</i> (Wagner, 1845)	0	3(0,53%)	3(0,33%)
<b>Rodentia – Echimyidae – Eumysopinae:</b>			
<i>Euryzygomatomys spinosus</i> (Fischer, 1814)	0	1(0,18%)	1(0,11%)
<b>Didelphimorphia – Didelphidae – Caluromyinae:</b>			
<i>Caluromys philander</i> (Linnaeus, 1758)	3(0,87%)	1(0,18%)	4(0,44%)
<b>Didelphimorphia – Didelphidae – Didelphinae:</b>			
<b>Didelphini</b>			
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	42(12,17%)	51(8,98%)	93(10,19%)
<i>Philander quica</i> (Temminck, 1824)	2(0,58%)	4(0,70%)	6(0,66%)
<b>Marmosini</b>			
<i>Monodelphis americana</i> (Müller, 1776)	14(4,06%)	55(9,68%)	69(7,56%)
<b>Thylamyini</b>			
<i>Gracilinanus microtarsus</i> (Wagner, 1842)	21(6,08%)	23(4,05%)	44(4,82%)
<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1840)	29(8,40%)	8(1,41%)	37(3,39%)
Riqueza	12	14	14
Abundância	345(100%)	568(100%)	913(100%)
<b>Dissimilaridade entre os períodos</b>	-	-	<b>0,03633496</b>

De março de 2011 a fevereiro de 2012 foram registrados 345 indivíduos, e de setembro de 2017 a agosto de 2018 a abundância observada foi de 568 indivíduos. Durante os dois

períodos amostrais os roedores dominantes foram *Akodon cursor* (Winge, 1887) ( $N_1=142$ ;  $N_2=293$ ) e *Oligoryzomys nigripes* (Olfers, 1818) ( $N_1=64$ ;  $N_2=78$ ). *Didelphis aurita* (Wied-Neuwied, 1826) ( $N_1=42$ ;  $N_2=51$ ) foi o marsupial dominante em 2011/12 e o segundo mais abundante durante 2017/18, onde *Monodelphis americana* (Müller, 1776), que teve pequena abundância no primeiro período amostral ( $N_1=14$ ), foi o marsupial dominante ( $N_2=55$ ). As espécies mais raras durante o primeiro período foram os roedores *Calomys tener* (Winge, 1887) ( $N_1=1$ ), *Necromys lasiurus* (Lund, 1841) ( $N_1=4$ ) e *Nectomys squamipes* (Brants, 1827) ( $N_1=5$ ), e os marsupiais *Caluromys philander* (Linnaeus, 1758) ( $N_1=3$ ) e *Philander quica* (Temminck, 1824) ( $N_1=2$ ). Durante o segundo período as espécies mais raras foram os roedores *N. squamipes* ( $N_2=2$ ), *C. tener* ( $N_2=4$ ), *Euryzgomatomys spinosus* (Fischer, 1814) ( $N_2=1$ ) e *Kannabateomys amblyonyx* (Wagner, 1845) ( $N_2=3$ ) e os marsupiais *C. philander* ( $N_2=1$ ), *P. quica* ( $N_2=4$ ) e *Marmosops incanus* (Lund, 1840) ( $N_2=8$ ), que no primeiro período foi um dos marsupiais mais abundantes ( $N_1=29$ ). Informações detalhadas acerca da riqueza e da abundância observadas durante os dois períodos de amostragem, e o resultado do teste de dissimilaridade entre os mesmos, encontram-se na Tabela 1.

Foi registrado incremento na abundância total do primeiro para o segundo período. Algumas espécies aumentaram suas abundâncias relativas: *A. cursor*, *N. lasiurus*, *C. tener*, *P. quica* e *M. americana*; enquanto outras experimentaram reduções em suas abundâncias relativas: *Cerradomys subflavus* (Wagner, 1842), *N. squamipes*, *O. nigripes*, *C. philander*, *D. aurita*, *Gracilinanus microtarsus* (Wagner, 1842) e *M. incanus*; e *E. spinosus* só foi registrada no segundo período de amostragem e em baixa densidade. Apesar da ocorrência de *K. amblyonyx* documentada para a localidade por Silva *et al.* (2012), a espécie só foi registrada pelas metodologias aqui utilizadas durante o segundo período amostral. Todas as espécies registradas no primeiro período foram registradas no segundo. Mesmo com diferenças nas abundâncias relativas de *O. nigripes* e *G. microtarsus*, suas abundâncias absolutas mantiveram-se entre os dois períodos. E a redução nas abundâncias relativas de *C. subflavus* e *D. aurita* não reflete o substancial incremento populacional observado no segundo período. As espécies capturadas foram ranqueadas em ordem decrescente de abundância geral e por período de captura, respectivamente, na Figura 1.



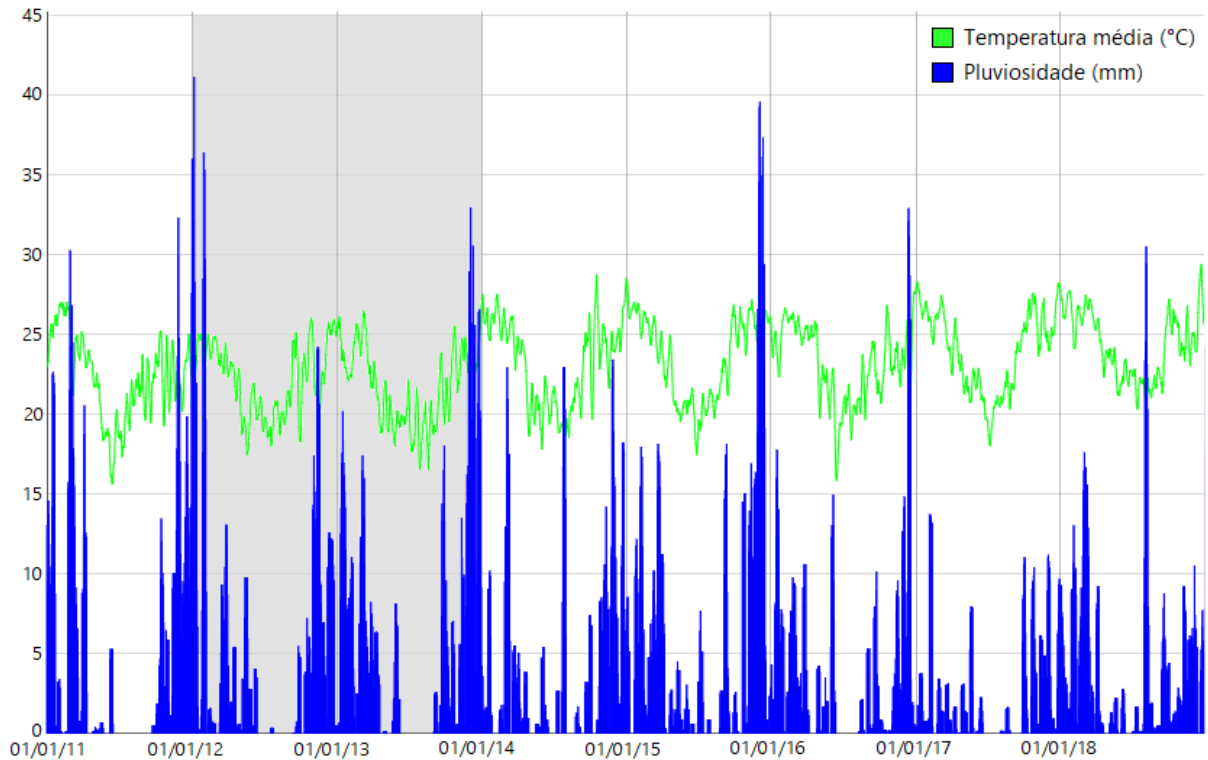
**Fig. 1** – Gráfico de ranking de espécies. Espécies ranqueadas em ordem decrescente de abundância, para todo o período do estudo, e para cada período amostral.

Com exceção de *N. lasiurus*, *N. squamipes*, *O. nigripes* e *C. tener*, que tiveram os registros de indivíduos reprodutivos ou juvenis mais concentrados durante períodos secos, e *E. spinosus*, cujo único indivíduo registrado não apresentava sinais de reprodução, todas as espécies tiveram as estações reprodutivas mais relacionadas ou ocorrendo somente durante períodos úmidos. Do primeiro para o segundo período de amostragem, algumas espécies ampliaram seu tempo de ocorrência sazonal – *N. lasiurus*, *C. subflavus*, *P. quica* e *M. americana* –, enquanto outras reduziram – *N. squamipes*, *C. philander*, *D. aurita*, *G. microtarsus* e *M. incanus* –, e *A. cursor* e *O. nigripes* ocorreram durante todo o ano nos dois períodos (Tab. 2).

Na Figura 2, o diagrama ombrotérmico para o período compreendido entre os anos de 2011 e 2018, com o evento de seca em destaque. Na Tabela 3 são apresentados valores de pluviosidade (mm) e temperatura média (°C) referentes a cada mês amostrado, bem como a média por período de amostragem para estas variáveis. Nota-se sutil redução da pluviosidade média, de 0,7 mm, e elevação de 2,3°C na temperatura média do primeiro para o segundo período amostrados.

**Tab. 2** – Abundância de indivíduos reprodutivos ou juvenis por espécie durante estações secas e estações chuvosas, e meses de ocorrência ou ausência para cada espécie por período de amostragem.

Espécies	Indivíduos reprodutivos ou juvenis		Ocorrência* ou ausência <sup>†</sup>	
	Período seco	Período chuvoso	2011/12	2017/18
<b>Rodentia</b>				
<i>Akodon cursor</i>	58	103	Todo o ano*	Todo o ano*
<i>Necomys lasiurus</i>	3	2	Maio a julho*	Março a novembro*
<i>Cerradomys subflavus</i>	9	19	Maio a agosto <sup>†</sup>	Fevereiro <sup>†</sup>
<i>Nectomys squamipes</i>	2	1	Março a julho*	Março e abril*
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	56	50	Todo o ano*	Todo o ano*
<i>Calomys tener</i>	2	1	Junho*	Maio a julho, e dezembro*
<i>Kannabateomys amblyonyx</i>	0	1	-	Setembro, outubro e janeiro*
<i>Euryzgomatomys spinosus</i>	0	0	-	Abril*
<b>Didelphimorphia</b>				
<i>Caluromys philander</i>	0	2	Junho, outubro e dezembro*	Outubro*
<i>Didelphis aurita</i>	8	10	Novembro <sup>†</sup>	Fevereiro, junho e dezembro <sup>†</sup>
<i>Philander quica</i>	0	1	Maio e junho*	Setembro, outubro, janeiro e junho*
<i>Monodelphis americana</i>	4	26	Junho, julho, dezembro e janeiro <sup>†</sup>	Todo o ano*
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0	9	Abril, agosto e novembro <sup>†</sup>	Abril a junho, e novembro <sup>†</sup>
<i>Marmosops incanus</i>	1	17	Maio e julho <sup>†</sup>	Janeiro e fevereiro, maio a julho, e outubro*



**Fig. 2** – Diagrama ombrotérmico para o período compreendido entre os anos de 2011 e 2018. A região destacada corresponde ao evento de seca. Fonte: Agritempo, 2019.

**Tab. 3** – Pluviosidade (mm) e temperatura média (°C) por mês amostrado, e médias de pluviosidade e temperatura por período amostral.

Meses Amostrados	Pluviosidade (mm)		Temperatura Média (°C)	
	2011/12	2017/18	2011/12	2017/18
Janeiro	506,67	246,90	23,89	26,92
Fevereiro	37,90	135,50	26,59	25,73
Março	292,71	285,30	23,82	26,56
Abril	47,03	40,50	23,15	24,23
Mai	6,61	33,80	20,11	22,85
Junho	9,62	0	17,98	22,55
Julho	0	45,20	19,53	21,98
Agosto	16,36	34,80	22,00	21,50
Setembro	0	4,20	21,43	23,85
Outubro	78,34	39,10	23,14	26,68
Novembro	0	227,90	22,12	25,20
Dezembro	259,22	152,86	22,72	26,08
<b>Média por período</b>	<b>104,54</b>	<b>103,84</b>	<b>22,21</b>	<b>24,51</b>

De acordo com a PERMANOVA apenas a temperatura média demonstrou influência significativa na composição da comunidade, não sendo observados resultados significativos para a pluviosidade e nem para a pluviosidade e a temperatura em interação (Tab. 4).

**Tab. 4** – Resultados da PERMANOVA: valores de P para a influência da pluviosidade e da temperatura média, individualmente ou em interação, sobre as diferenças na composição da comunidade entre os períodos amostrados. Valores significativos de P sinalizados com asterisco (\*).

	Df	Somatório dos Quadrados	Média dos Quadrados	Modelo F	R2	Valor de p
Pluviosidade	1	0,08602	0,086021	0,81676	0,03619	<b>0,53</b>
Temperatura Média	1	0,30776	0,307758	2,92211	0,12946	<b>0,03</b> *
Interação	1	0,08766	0,087665	0,83236		<b>0,57</b>
Resíduos	18	1,89577	0,105321	0,03688		
Total	21	2,37721		0,79748		
				1,00000		

Número de Permutações: 99

Sendo constatada influência significativa somente para a temperatura, foi verificada através da SimPer sua influência às variações temporais nas abundâncias das espécies. Na Tabela 5 são listados por ordem decrescente os percentuais de influência da temperatura sobre as mesmas. Para o diagnóstico dos efeitos da temperatura sobre a comunidade, foram considerados insignificantes percentuais de influência menores que 5%, distinguindo as espécies em dois grupos, um composto por *taxa* significativamente influenciados pela temperatura, e outro pelos insignificamente influenciados.

**Tab. 5** – Resultados da SimPer: porcentagens de influência da temperatura sobre as variações temporais nas abundâncias das espécies de pequenos mamíferos. Valores significativos de influência sinalizados com asterisco (\*).

Espécie	Desvio Padrão	Porcentagem Cumulativa de Influência	Porcentagem Absoluta de Influência
<i>Akodon cursor</i>	0,131903	0,3913	39,13%
<i>Didelphis aurita</i>	0,056762	0,5177	12,64%
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	0,050558	0,6437	12,60%
<i>Monodelphis americana</i>	0,051460	0,7438	10,01%
<i>Marmosops incanus</i>	0,021331	0,8069	6,31%
<i>Cerradomys subflavus</i>	0,022226	0,8679	6,10%
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0,020324	0,9177	4,98%
<i>Necomys lasiurus</i>	0,014126	0,9454	2,77%
<i>Nectomys squamipes</i>	0,010102	0,9605	1,51%
<i>Philander quica</i>	0,006957	0,9717	1,12%
<i>Calomys tener</i>	0,006492	0,9813	0,96%
<i>Caluromys philander</i>	0,006646	0,9906	0,93%
<i>Kannabateomys amblyonyx</i>	0,006507	0,9980	0,74%
<i>Euryzomatomys spinosus</i>	0,003179	1,0000	0,20%



A maioria das espécies não chegou a sofrer individualmente 5% de influência, correspondendo juntas a apenas 13,21% da variação (*G. microtarsus*, *N. lasiurus*, *N. squamipes*, *P. quica*, *C. tener*, *C. philander*, *K. amblyonyx* e *E. spinosus*). As seis espécies cujas porcentagens individuais foram maiores que 5%, sofreram juntas 86,79% de toda a influência da temperatura sobre a comunidade (*A. cursor*, *D. aurita*, *O. nigripes*, *M. americana*, *M. incanus* e *C. subflavus*), com destaque para *A. cursor*, que sofreu 39,13% da influência total.

Descrições detalhadas a respeito de padrões morfológicos, distribuição geográfica, habitats, hábitos e ameaças relativos às espécies de pequenos mamíferos não-voadores capturadas no Sítio Boa Sorte podem ser consultadas no Apêndice A (p. 87).

## 4 DISCUSSÃO

Áreas pequenas e fragmentadas como o Sítio Boa Sorte, podem ser mais vulneráveis às alterações climáticas (BROOKS & KYKER-SNOWMAN, 2008; LAWLER *et al.*, 2013), devido principalmente ao maior efeito de borda, estando sujeitas a aumento da incidência solar, e de distúrbios causados pelo vento e na temperatura do ar, conduzindo a extremos de temperatura e umidade (VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003). O aumento da temperatura somado a eventos secos pode resultar em elevação da transpiração vegetal, levando ecossistemas ao stress hídrico (BEAUMONT *et al.*, 2011).

Na região sudeste do Brasil, a interação de sistemas atmosféricos com o El Niño e com o aumento da temperatura global, ocasionou um evento de seca extrema na década de 2010, a partir de 2012, com ápice entre 2013 e 2014 (SANTOS *et al.*, 2016). Além do observado aumento na temperatura média local entre os períodos de amostragem, a conjunção de fatores climáticos resultou em mudanças no ciclo hidrológico da microbacia hidrográfica do Sítio Boa Sorte. Os riachos e lagoa antes permanentes tornaram-se temporários, disponibilizando água somente durante as estações chuvosas, e uma lagoa temporária extinguiu-se (observação pessoal).

A baixa dissimilaridade obtida no Sítio Boa Sorte, quando comparadas as comunidades de pequenos mamíferos observadas nos dois períodos de amostragem, é explicada pela pequena relevância da diferença na riqueza em espécies entre os períodos. As duas espécies capturadas exclusivamente no segundo período amostral, *Euryzygomatomys spinosus*, com apenas um indivíduo capturado, e *Kannabateomys amblyonyx*, com três indivíduos capturados – apesar de anteriormente ter sido registrada para a localidade por Silva *et al.* (2012) –, tiveram abundâncias inexpressivas. A composição de espécies da comunidade variou de forma pouco significativa, contudo, foi observada grande variação demográfica para a maioria das populações, com taxa experimentando sugestivos incrementos ou decréscimos de abundância.

Favorecidas por perturbações ambientais, características de fitofisionomias abertas, generalistas e/ou oportunistas, as espécies de roedores *Akodon cursor*, *Necomys lasiurus*, *Cerradomys subflavus* e *Calomys tener*, além do marsupial *Didelphis aurita* (FONSECA & KIERUFF, 1989; BERGALLO, 1994; PAGLIA *et al.*, 1995; HENRIQUES *et al.*, 2006; LANGGUTH & BONVICINO, 2002; BONVICINO *et al.*, 2002; CÁCERES, 2003; BRIANI *et al.*, 2004; CARMINGNOTTO, 2004; CÁCERES, 2005; RIBEIRO & MARINHO-FILHO, 2005; GRAIPEL *et al.*, 2006; PARDINI & UMETSU, 2006; ALMEIDA *et al.*, 2007; CALDARA & LEITE, 2007; BONVICINO *et al.*, 2007; CÁCERES *et al.*, 2008; KAJIN *et al.*,

2008; PERCEQUILLO *et al.*, 2008; ASFORA & PONTES, 2009; CÁCERES *et al.*, 2009; MARTIN *et al.*, 2009; BONVICINO *et al.*, 2011; OLIVEIRA & BONVICINO, 2011; ROSSI, 2011; LESSA & PAULA, 2014; CONDE, 2016; KEENSEN *et al.*, 2016; DELGADO, 2017; GENTILE *et al.*, 2018), aumentaram suas abundâncias. O roedor *Oligoryzomys nigripes*, extremamente generalista (BONVICINO *et al.*, 2002; PARDINI, 2004; WEKSLER & BONVICINO, 2005; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009; ROSSI, 2011; GENTILE *et al.*, 2018), e o marsupial *Gracilinanus microtarsus*, capaz de persistir em ambientes perturbados (BONVICINO *et al.*, 2002; PARDINI & UMETSU, 2006; OLIFIERS *et al.*, 2007; ROSSI & BIANCONI, 2011; ROSSI, 2011; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009), mantiveram suas abundâncias relativamente estáveis. E o marsupial florestal *Marmosops incanus*, e o roedor semiaquático *Nectomys squamipes*, dependentes de características específicas do habitat (PARDINI, 2004; GRAIPEL *et al.*, 2006; WEKSLER, 2006; CÁCERES *et al.*, 2008; NAXARA, 2008; SANTORI *et al.*, 2008; BONECKER *et al.*, 2009; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009; PREVEDELLO *et al.*, 2010; ROSSI, 2011; WEKSLER & PERCEQUILLO, 2011; HONORATO *et al.*, 2015), tiveram suas abundâncias reduzidas.

Sazonalmente, nos trópicos, o principal fator relacionado à dinâmica populacional de pequenos mamíferos é a pluviosidade, ou superávit hídrico, juntamente com outros altamente correlatos, como a temperatura e alterações na duração e intensidade do fotoperíodo (BERGALLO & MAGNUSSON, 1999; ERNEST *et al.*, 2000; GENTILE *et al.*, 2000; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008; BARROS *et al.*, 2013). E de fato, grande parte das espécies na área de estudo teve períodos reprodutivos ou registros mais concentrados durante as estações chuvosas. Entretanto em escalas de tempo pouco maiores, a temperatura parece ter maior protagonismo (ROWE & TERRY, 2014), exibindo influência significativa nas populações da comunidade do Sítio Boa Sorte, como demonstrado pela PERMANOVA. Aparentemente a abundância de espécies especialistas declina, enquanto a de espécies generalistas aumenta, conforme a temperatura se eleva ao longo dos anos (MORITZ *et al.*, 2008; BLOIS *et al.*, 2010; ROWE & TERRY, 2014), com incrementos locais na precipitação apenas minimizando essa tendência, em maior ou menor grau, de acordo com o contexto local e requerimentos alimentares e de micro-habitat de espécies em particular (ROWE & TERRY, 2014).

Generalista e com sucesso comprovado em ambientes perturbados (PAGLIA *et al.*, 1995; LESSA *et al.*, 1999; PIRES *et al.*, 2002; PARDINI, 2004; PIRES *et al.*, 2004; PIRES *et al.*, 2010a; GENTILE *et al.*, 2018), *A. cursor*, dominante nos dois períodos distintos, foi a espécie mais influenciada pela temperatura, dobrando sua já elevada abundância. Seguida por *D. aurita*, de grande eficiência adaptativa a vários habitats e também favorecida por perturbações

ambientais (D'ANDREA *et al.*, 1999; ANTUNES, 2005; KAJIN *et al.*, 2008; ESPARTOSA, 2009; ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011), que aumentou sua densidade populacional em mais de 20%. A população de *O. nigripes*, a terceira mais influenciada, manteve-se relativamente estável, condizendo com a esperada resiliência a alterações ambientais por seus hábitos generalistas (BONVICINO *et al.*, 2002; PARDINI, 2004; WEKSLER & BONVICINO, 2005; ROSSI, 2011; ROWE & TERRY, 2014; GENTILE *et al.*, 2018).

O marsupial *Monodelphis americana*, quarta espécie mais influenciada pela temperatura, sofreu uma explosão demográfica, aumentando sua população em aproximadamente 293%, sendo aparentemente o único *taxon* exclusivamente florestal significativamente favorecido. Mas apesar de florestal, a espécie já foi registrada em vegetação antrópica (LESSA *et al.*, 1999; PARDINI, 2004; ROSSI, 2011), e sua distribuição geográfica ao longo de um gradiente latitudinal (GOMES, 1991; WILSON & REEDER, 2005; GARDNER, 2008; MOREIRA *et al.*, 2008; PINE & HANDLEY JR., 2008) sugere que suporta grande amplitude térmica. Já a quinta espécie mais influenciada, *M. incanus*, sofreu a expressiva redução de mais de 72% em sua população. O marsupial, também florestal, normalmente tem preferência por áreas conservadas (PARDINI, 2004; NAXARA, 2008; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009; ROSSI, 2011).

O roedor *C. subflavus* foi a sexta espécie mais influenciada da comunidade, com aumento populacional de mais de 83%. A resposta positiva à temperatura pode estar relacionada à sua preferência por fitofisionomias mais xéricas, como savanas, matas de galeria e cerradão, no Cerrado (LANGGUTH & BONVICINO, 2002; PERCEQUILLO *et al.*, 2008; LESSA & PAULA, 2014; DELGADO, 2017). Em ambientes florestais da Floresta Atlântica normalmente ocorre em baixa densidade (LESSA *et al.*, 1999; MOREIRA *et al.*, 2009).

Para a dinâmica temporal das demais espécies, *G. microtarsus*, *N. lasiurus*, *N. squamipes*, *Philander quica*, *C. tener*, *Caluromys philander*, *K. amblyonyx* e *E. spinosus*, a temperatura foi insignificamente influente, e suas variações demográficas podem estar também relacionadas a outros fatores, como interações intra e interespecíficas. Porém, puderam ser observados entre os períodos o incremento ou a estabilidade populacional para espécies generalistas e/ou características de ambientes mais abertos ou secos, ou capazes de ocupar habitats alterados, *G. microtarsus*, *N. lasiurus*, *P. quica* e *C. tener* (CERQUEIRA *et al.*, 1993; BERGALLO, 1994; PAGLIA *et al.*, 1995; BONVICINO *et al.*, 1997; LESSA *et al.*, 1999; BONVICINO *et al.*, 2002; PIRES *et al.*, 2002; VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003; PARDINI *et al.*, 2005; ALMEIDA *et al.*, 2007; BONVICINO *et al.*, 2007; D'ANDREA *et al.*, 2007; CÁCERES *et al.*, 2008; MARTIN *et al.* 2009; ALHO *et al.*, 2011; BONVICINO *et al.*, 2011; ROSSI, 2011; BRAGA *et al.*, 2016; VOSS *et al.*, 2018).

O roedor equimídeo *K. amblyonyx* foi anteriormente registrado para a localidade por Silva *et al.* (2012) sem o uso de armadilhas iscadas (comunicação pessoal). Durante o presente estudo, as capturas apenas no segundo período sugerem a redução na disponibilidade alimentar, pois a espécie tem dieta especializada no consumo de bambus e taquaras (OLMOS *et al.*, 1993; SILVA, 1993; STALLINGS *et al.*, 1994, SILVA *et al.*, 2008; OLIVEIRA & BONVICINO, 2011). Normalmente não é capturada por armadilhas iscadas como as aqui utilizadas (KIERULFF *et al.*, 1991; SILVA *et al.*, 2012), que, no entanto, podem ter se tornado mais atrativas pela escassez de alimento (VIEIRA, 2010).

O marsupial *C. philander* é associado a habitats florestais, mas pode prosperar em ambientes perturbados (FONSECA & ROBINSON, 1990; PASSAMANI, 1995; FOLEY *et al.*, 2000; GRELE, 2003; LIRA *et al.*, 2007; ROSSI, 2011). Sua redução populacional foi possivelmente causada por diferenças amostrais entre os dois períodos, visto que a espécie foi capturada apenas em um dos transectos rotativos durante o primeiro período, não replicados durante o segundo. E o registro apenas para o segundo período do roedor equimídeo *E. spinosus*, que tem hábitos semifossoriais e normalmente ocorre em baixa abundância (EMMONS & FEER, 1997; EISENBERG & REDFORD, 1999; LESSA *et al.*, 1999; D'ANDREA, 1999; BONVICINO *et al.*, 2002; GONÇALVES *et al.*, 2007; BONVICINO & BEZERRA, 2015; LOSS *et al.*, 2015; DELCIELLOS *et al.*, 2018), pode ser resultado da continuidade temporal da amostragem, que permite acessar espécies raras e de difícil captura (BRAGA *et al.*, 2016).

A dinâmica das populações da comunidade pode condizer com uma tendência histórica de substituição de espécies de pequenos mamíferos em função de fenômenos climáticos e seus efeitos indiretos na disponibilidade de recursos e habitat adequado (HOLMGREN *et al.*, 2001; HOLMGREN *et al.*, 2006a; HOLMGREN *et al.*, 2006b; MORITZ *et al.*, 2008; BLOIS *et al.*, 2010; ROWE & TERRY, 2014). Ademais, a alteração no regime hídrico da microbacia foi refletida diretamente na ocorrência do rato d'água, *N. squamipes*, capturado em estações secas e chuvosas durante o primeiro período, e não registrado durante os meses secos do segundo período amostral, após os corpos d'água se tornarem temporários.

Em paisagens já perturbadas, alterações abióticas podem levar a um aumento da instabilidade temporal das populações de roedores e marsupiais, afetando a dinâmica da comunidade (PARDINI & UMETSU, 2006; DELCIELLOS *et al.*, 2018; GENTILE *et al.*, 2018). Grandes variações demográficas interanuais parecem ser comuns para as espécies da Floresta Atlântica e, em alguns casos, maiores que as variações sazonais (PARDINI & UMETSU, 2006; RAMOS, 2018). Mudanças no ambiente e na disponibilidade de recursos são determinantes para a composição de espécies (ISBELL, 2012; DELCIELLOS *et al.*, 2018),

fazendo com que o clima seja o possível principal fator de influência na diversidade em comunidades de pequenos mamíferos não-voadores (BLOIS *et al.*, 2010).

Projeções para o próximo século sugerem que a temperatura global pode subir em até 2,6°C e a pluviosidade sofrer variações de até 26%, havendo retrações de regiões de clima mais temperado ou úmido e expansões de regiões de clima mais quente ou seco nos trópicos (RUBEL & KOTTEK, 2010; BEAUMONT *et al.*, 2011). As alterações nas zonas climáticas do planeta podem refletir em realocações de fitofisionomias (ASNER *et al.*, 2010; RUBEL & KOTTEK, 2010; SCHLOSS *et al.*, 2012). Forçadas a deslocar suas distribuições geográficas, espécies de tolerância climática específica e pequena capacidade de dispersão, como muitos marsupiais e roedores, poderão ser substituídas (ASNER *et al.*, 2010; BLOIS *et al.*, 2010; BEAUMONT *et al.*, 2011; LAWLER *et al.*, 2013). Vários *taxa* não serão capazes de transitar pelas rápidas mudanças e suas subsequentes alterações no habitat, tornando-se localmente extintos (BLOIS *et al.*, 2010; BEAUMONT *et al.*, 2011; SCHLOSS *et al.*, 2012).

Alterações nas comunidades de pequenos mamíferos podem, por interações diretas ou indiretas, prejudicar serviços ecossistêmicos e afetar o processo de regeneração florestal (ERNEST *et al.*, 2000; BLOIS *et al.*, 2010; PINOTTI, 2010). Em ambientes florestais perturbados ou fragmentados, mais vulneráveis à degradação, a elevação térmica pode ocasionar rápido *turnover* nas populações de pequenos mamíferos, em função de efeitos diretos e indiretos na disponibilidade de habitat adequado e na produtividade primária. Estudos de médio a longo prazo, como o aqui apresentado, são essenciais para o entendimento de como comunidades naturais responderão a médio e longo prazo a flutuações no habitat, sobretudo em face à rápida supressão dos ambientes naturais e às crescentes mudanças climáticas.

## 5 CONCLUSÃO

Apesar da importância da disponibilidade hídrica sobre a dinâmica populacional sazonal das espécies de pequenos mamíferos por sua influência na oferta de recursos alimentares, no Sítio Boa Sorte, a longo prazo, perdeu importância para a temperatura. Contudo, o aquecimento influenciou apenas a abundância total da comunidade e oscilações demográficas de muitas populações, mas não a diversidade.

A elevação térmica conduziu ao incremento na abundância de espécies mais generalistas, oportunistas, ou ainda características de outros biomas, reforçando sua dominância na comunidade, em detrimento das espécies mais sensíveis a perturbações.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALHO, C. J. (2005). Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy Cerrado landscape. *Arquivos do Museu Nacional*, 63(1), 41-48.
- ALHO, C. J., CAMARGO, G., & FISCHER, E. (2011). Terrestrial and aquatic mammals of the Pantanal. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1), 297-310.
- ALHO, C. J., PEREIRA, L. A., & PAULA, A. C. (1986). Patterns of habitat utilization by small mammals population in cerrado of central Brazil. *Mammalia*, 4(50), 447-460.
- ALMEIDA, A. J. D., TORQUETTI, C. G., & TALAMONI, S. A. (2008). Use of space by neotropical marsupial *Didelphis albiventris* (Didelphimorphia: Didelphidae) in an urban forest fragment. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(2), 214-219.
- ALMEIDA, F. C., BONVICINO, C. R., & CORDEIRO-ESTRELA, P. (2007). Phylogeny and temporal diversification of *Calomys* (Rodentia, Sigmodontinae): Implications for the biogeography of an endemic genus of the open/dry biomes of South America. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 42(2), 449-466.
- AMORIM, T. O., & ANDRIOLO, A. (2011). Variáveis ambientais e ocorrência de marsupiais didelfídeos em um fragmento de Mata Atlântica, no município de Juiz de Fora, MG: uma amostragem por armadilhas fotográficas. *Revista Brasileira de Zoociências*, 13(1,2,3), 87-101.
- ANDERSON, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, 26(1), 32-46.
- ANDERSON, M. J. (2014). Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). *Wiley statsref: statistics reference online*, 1-15.
- ANTUNES, G. M. (2005). Diversidade e potencial zoonótico de parasitos de *Didelphis albiventris* Lund, 1841 (Marsupialia: Didelphidae). *Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul*.
- ANTUNES, P. C., CAMPOS, M. A. A., OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R., & GRAIPEL, M. E. (2009). Population dynamics of *Euryoryzomys russatus* and *Oligoryzomys nigripes* (Rodentia, Cricetidae) in an Atlantic forest area, Santa Catarina Island, Southern Brazil. *Biotemas*, 22(2), 143-151.
- ARARIPE, L. O., APRIGLIANO, P., OLIFIERS, N., BORODIN, P., & CERQUEIRA, R. (2006). Comparative analysis of life-history traits in two species of *Calomys* (Rodentia: Sigmodontinae) in captivity. *Mammalia*, 70(1-2), 2-8.



- ASFORA, P. H., & PONTES, A. R. M. (2009). The small mammals of the highly impacted North-eastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco Endemism Center. *Biota Neotropica*, 9(1).
- ASNER, G. P., LOARIE, S. R., & HEYDER, U. (2010). Combined effects of climate and land-use change on the future of humid tropical forests. *Conservation Letters*, 3(6), 395-403.
- ASSIS, C. L., & FEIO, R. N. (2017). Anfíbios do município de Cataguases, Zona da Mata de Minas Gerais. *MG BIOTA*, 10(2), 4-24.
- ASTÚA DE MORAES, D. (2009). Evolution of scapula size and shape in didelphid marsupials (Didelphimorphia: Didelphidae). *Evolution: International Journal of Organic Evolution*, 63(9), 2438-2456.
- ASTÚA DE MORAES, D., CÁCERES, N., BRITO, D., & COSTA, L.P. (2016). *Monodelphis americana*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T96866849A97249006.en>>.
- ASTÚA DE MORAES, D., DE LA SANCHA, N., & COSTA, L. (2015). *Didelphis aurita*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T40500A22175929.en>>.
- ASTÚA DE MORAES, D., MOURA, R. T., GRELLE, C. E. V., & FONSECA M. T. (2006). Influence of baits, trap type and position for small mammal capture in a Brazilian lowland Atlantic Forest. *Boletim do Museu de Zoologia Mello Leitão*, 19, 31-44.
- ASTÚA DE MORAES, D., SANTORI, R. T., FINOTTI, R., CERQUEIRA, R., JONES, M., DICKMAN, C., & ARCHER, M. (2003). Nutritional and fibre contents of laboratory-established diets of neotropical opossums (Didelphidae). *Predators with pouches: the biology of carnivorous marsupials*, 221-237.
- ATRAMENTOWICZ, M. (1982). Influence du milieu sur l'activité locomotrice et la reproduction de *Caluromys philander*. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*, 36, 373-395.
- AURICCHIO, P. (2002). Mamíferos. In: AURICCHIO, P., & SALOMÃO, M. G. (2002). *Técnicas de coleta e preparação de vertebrados para fins científicos e didáticos. 1a ed. Instituto Pau Brasil de História Natural*, 149-194.
- BARROS-BATTESTI, D. M., MARTINS, R., BERTIM, C. R., YOSHINARI, N. H., BONOLDI, V. L., LEON, E. P., MIRETZKI, M., & SCHUMAKER, T. T. (2000). Land fauna composition of small mammals of a fragment of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17(1), 241-249.

- BARROS, C.S. (2013). Dinâmica populacional de pequenos mamíferos no Planalto Atlântico Paulista. *Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia.*
- BARROS, C. S., COULSON, T., BANKS-LEITE, C. PÜTTKER, T. & PARDINI, R. (2013a). Effects of rainfall on population dynamics of Atlantic Forest rodents: Evidence of a trade-off between survival and reproduction. *In: BARROS, C.S. (2013). Dinâmica populacional de pequenos mamíferos no Planalto Atlântico Paulista. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, 8-28.*
- BARROS, C. S., CROUZEILLES, R., & FERNANDEZ, F. A. (2008). Reproduction of the opossums *Micoureus paraguayanus* and *Philander frenata* in a fragmented Atlantic Forest landscape in Brazil: Is seasonal reproduction a general rule for Neotropical marsupials? *Mammalian Biology*, 6(73), 463-467.
- BARROS, C. S., PÜTTKER, T., & PARDINI, R. (2013b). Timing and triggering of reproductive activity in Atlantic Forest marsupials. *In: BARROS, C.S. (2013). Dinâmica populacional de pequenos mamíferos no Planalto Atlântico Paulista. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, 30-48.*
- BARROS, C. S., PÜTTKER, T., & PARDINI, R. (2015). Timing and environmental cues associated with triggering of reproductive activity in Atlantic forest marsupials. *Mammalian Biology*, 80(2), 141-147.
- BEAUMONT, L. J., PITMAN, A., PERKINS, S., ZIMMERMANN, N. E., YOCCOZ, N. G., & THUILLER, W. (2011). Impacts of climate change on the world's most exceptional ecoregions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(6), 2306-2311.
- BECKER, R. G., PAISE, G., BAUMGARTEN, L. C., & VIEIRA, E. M. (2007). Small mammals' community structure and density of *Necromys lasiurus* (Rodentia, Sigmodontinae) in open areas of the Cerrado in central Brazil. *Mastozoologia Neotropical*, 14(2), 157-168.
- BERGALLO, H. G. (1994). Ecology of a small mammal community in an Atlantic Forest area in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 29(4), 197-217.
- BERGALLO, H. G., & MAGNUSSON, W. E. (1999). Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 80(2), 472-486.
- BEVILACQUA, P. D., CARMO, R. F., SILVA, J. C. P., & LESSA, G. (2004). Roedores inventariados em hospital veterinário e fragmento de mata nativa da Zona da Mata de

- Minas Gerais, Brasil: caracterização populacional e infecção por *Leptospira sp.* *Ciência Rural*, 34(5), 1519-1523.
- BLOIS, J. L., MCGUIRE, J. L., & HADLY, E. A. (2010). Small mammal diversity loss in response to late-Pleistocene climatic change. *Nature*, 465(7299), 771-775.
- BONECKER, S. T., PORTUGAL, L. G., COSTA-NETO, S. F., & GENTILE, R. (2009). A long term study of small mammal populations in a Brazilian agricultural landscape. *Mammalian Biology*, 74(6), 467-477.
- BONVICINO, C. R. & BEZERRA, A. M. R. (2015). Genus *Euryzygomatomys* Goeldi, 1901. In: PATTON, J. L., PARDIÑAS, U. F. J., & D'ÉLIA, G. (eds.) (2015). *Mammals of South America, volume 2: rodents. 1a ed. University of Chicago Press*, 937-940.
- BONVICINO, C. R., CASADO, F., & WEKSLER, M. (2014). A new species of *Cerradomys* (Mammalia: Rodentia: Cricetidae) from Central Brazil, with remarks on the taxonomy of the genus. *Zoologia*, 31(6), 525-540.
- BONVICINO, C. R., D'ELIA, G., & TETA, P. (2016). *Oligoryzomys nigripes*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T15253A22358209.en>>.
- BONVICINO, C. R., D'ANDREA, P. S., & LEMOS, E. R. S. (2007). Inventário de pequenos mamíferos não voadores de Pedreira, São Paulo. *Boletim da Sociedade Médica de Mastozoologia*, 49, 6-6.
- BONVICINO, C. R., LANGGUTH, A., LINDBERGH, S. M., & PAULA, A. C. (1997). An elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, southeastern Brazil. *Mammalia*, 61(4): 547-560.
- BONVICINO, C. R., LEMOS, B., & WEKSLER, M. (2005). Small mammals of Chapada dos Veadeiros National Park (Cerrado of Central Brazil): ecologic, karyologic, and taxonomic considerations. *Brazilian Journal of Biology*, 65(3), 395-406.
- 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 potencial use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4B), 765-774.
- BONVICINO, C. R., OLIVEIRA, J. A., & D'ANDREA, P. R. (2008). Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. *Rio de Janeiro: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS*.
- BONVICINO, C. R., PENNA-FIRME, V., TEIXEIRA, B. R., & CARAMASCHI, F. P. (2011). Pequenos mamíferos não voadores (Rodentia, Didelphimorphia) de uma localidade do

- Cerrado do estado de Goiás. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 61, 8-14.
- BONVICINO, C. R., & WEKSLER, M. (1998). A new species of *Oligoryzomys* (Rodentia, Sigmodontinae) from northeastern and central Brazil. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 63(2), 90-103.
- BOVENDORP, R. S., VILLAR, N., ABREU-JUNIOR, E. F., BELLO, C., REGOLIN, A. L., PERCEQUILLO, A. R., & GALETTI, M. (2017). Atlantic small-mammal: a dataset of communities of rodents and marsupials of the Atlantic Forests of South America. *Ecology*, 98(8), 2226-2226.
- BRAGA, C. A. C., DRUMMOND, L. O., & PIRES, M. R. S. (2016). Inventário de pequenos mamíferos (Rodentia e Didelphimorphia) da Serra de Ouro Branco: porção sul da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. *Oecologia Australis*, 20(1), 69-80.
- BREWER, S. W., & REJMÁNEK, M. (1999). Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a Neotropical forest. *Journal of Vegetation Science*, 10(2), 165-174.
- BRIANI, D. C., PALMA, A. R. T., VIEIRA, E. M., & HENRIQUES, R. P. B. (2004). Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 13, 1023-1037.
- BRITO, D., ASTÚA DE MORAES, D., LEW, D. & SORIANO, P. (2015a). *Gracilinanus microtarsus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T9421A22169577.en>>.
- BRITO, D., ASTÚA DE MORAES, D., LEW, D., SORIANO, P., & EMMONS, L. (2015b). *Caluromys philander* (errata version published in 2016). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T3649A22175720.en>>.
- BRITO, D., ASTÚA DE MORAES, D., LEW, D., SORIANO, P., & EMMONS, L. (2015c). *Marmosops incanus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T12822A22178797.en>>.
- BROOKS, R. T., & KYKER-SNOWMAN, T. D. (2008). Forest floor temperature and relative humidity following timber harvesting in southern New England, USA. *Forest Ecology and Management*, 254(1), 65-73.
- BROWER, J. E., ZAR, J. H., & VON ENDE, C. N. (1997). Field and Laboratory Methods for General Ecology. 4a ed. McGraw-Hill.

- BROWN, B. E. (2004). Atlas of new world marsupials. *Field Museum of Natural History Zoology*, 1527(102), 1-308.
- CÁCERES, N. C. (2003). Use of the space by the opossum *Didelphis aurita* Wied-Newied (Mammalia, Marsupialia) in a mixed forest fragment of southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(2), 315-322.
- CÁCERES, N. C. (2004). Diet of three didelphid marsupials (Mammalia, Didelphimorphia) in southern Brazil. *Mammalian Biology*, 69(6), 430-433.
- CÁCERES, N. C. (2005). Comparative lengths of digestive tracts of seven didelphid marsupials (Mammalia) in relation to diet. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(1), 181-185.
- CÁCERES, N. C. (Org.) (2012). Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e conservação. *Campo Grande, Editora UFMS*.
- CÁCERES, N. C., CASELLA, J., VARGAS, C. F., PRATES, L. Z., TOMBINI, A. A., GOULART, C. S., & LOPES, W. H. (2008). Distribuição geográfica de pequenos mamíferos não voadores nas bacias dos rios Araguaia e Paraná, região centro-sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 98(2), 173-180.
- CÁCERES, N. C., & MONTEIRO-FILHO, E. D. A. (1999). Tamanho Corporal em Populações Naturais de *Didelphis* (Mammalia: Marsupialia) do Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59, 461-469.
- CÁCERES, N. C., & MONTEIRO-FILHO, E. L. (2001). Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a forest fragment of southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36(2), 85-92.
- CÁCERES, N. C., PRATES, L. Z., GHIZONI-JUNIOR, I. R., & GRAIPEL, M. E. (2009). Frugivory by the black-eared opossum *Didelphis aurita* in the Atlantic Forest of southern Brazil: Roles of sex, season and sympatric species. *Biotemas*, 22(3), 203-211.
- CADEMARTORI, C. V., MARQUES, R. V., & PACHECO, S. M. (2008a). Estratificação vertical no uso do espaço por pequenos mamíferos (Rodentia, Sigmodontinae) em área de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Zootecias*, 10(3).
- CADEMARTORI, C. V., SARAIVA, M., SARAIVA, C., & DE MIRANDA, J. A. (2008b). Nota sobre a fauna de pequenos roedores em mosaico antropogênico com remanescente florestal do domínio Mata Atlântica, sul do Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, 6(2).
- CALDARA, J., & LEITE, Y. L. R. (2007). Habitat use by small mammals at Parque Estadual da Fonte Grande, Vitória, Espírito Santo, Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, (21), 57-77.

- CÂMARA, E. M. V. C., OLIVEIRA, L. C., & MEYER, R. L. (2003). Occurrence of the mouse opossum, *Marmosops incanus* in Cerrado “*stricto sensu*” area, and new locality records for the Cerrado and Caatinga biomes in Minas Gerais State, Brazil. *Mammalia*, 67(4), 617-619.
- CAMARGO, N. F., GONÇALVES, R. G., & PALMA, A. R. T. (2008). Variação morfológica de pegadas de roedores arborícolas e cursoriais do Cerrado. *Zoologia*, 25(4).
- CARMIGNOTTO, A. P. (2004). Pequenos mamíferos terrestres do Cerrado: Padrões faunísticos locais e regionais. *Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo*.
- CARVALHO, F. M. V., FERNANDEZ, F. A. S., & NESSIMIAN, J. L. (2005). Food habits of sympatric opossums coexisting in small Atlantic Forest fragments in Brazil. *Mammalian Biology*, 70(6), 366-375.
- CARVALHO, F. M. V., PINHEIRO, P. S., DOS SANTOS FERNANDEZ, F. A., & NESSIMIAN, J. L. (1999). Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 1(1, 2).
- CARVALHO, G. A., & SALLES, L. O. (2004). Relationships among extant and fossil echimyids (Rodentia: Hystricognathi). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 142(4), 445-477.
- CATZEFLIS, F., PATTON J., PERCEQUILLO, A., & WEKSLER, M. (2016a). *Euryzygomatomys spinosus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T8418A22205855.en>>.
- CATZEFLIS, F., PATTON J., PERCEQUILLO, A., & WEKSLER, M. (2016b). *Kannabateomys amblyonyx*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T10957A22205666.en>>.
- CERQUEIRA, R. (2005). Fatores ambientais e a reprodução de marsupiais e roedores no leste do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional*, 63(1), 29-39.
- CERQUEIRA, R., GENTILE, R., FERNANDEZ, F. A. S., & D’ANDREA, P. S. (1993). A five-year population study of an assemblage of small mammals in Southeastern Brazil. *Mammalia*, 57(4), 507-518.
- CERQUEIRA, R., & LEMOS, B. (2000). Morphometric differentiation between Neotropical black-eared opossums, *Didelphis marsupialis* and *D. aurita* (Didelphimorphia, Didelphidae). *Mammalia*, 64(3), 319-327.

- CERQUEIRA, R., & TRIBE, C. J. (2008). Genus *Didelphis* Linnaeus, 1758. In: GARDNER, A. L. (ed.) (2008). *Mammals of South America. Vol. 1. Marsupials, xenarthrans, shrews, and bats*. Chicago University Press, 17-25.
- CHEREM, J. J., SIMÕES-LOPES, P. C., ALTHOFF, S., & GRAIPEL, M. E. (2004). Lista dos mamíferos do estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Mastozoología neotropical*, 11(2).
- CHIARELLO, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89(1), 71-82.
- CHRISTOFF, A., GEISE, L., FAGUNDES, V., PARDINAS, U., & D'ELIA, G. (2016). *Akodon cursor* (errata version published in 2017). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T730A22380013.en>>.
- CLARKE, K. R., GORLEY, R. N., SOMERFIELD, P. J., & WARWICK, R. M. (2014). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *3a ed. Primer-E Ltd*.
- COLWELL, R. K., CHAO, A., GOTELLI, N. J., LIN, S. Y., MAO, C. X., CHAZDON, R. L., & LONGINO, J. T. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5, 3-21.
- CONDE, L. O. M. (2016). Riqueza e diversidade de pequenos mamíferos não voadores na mata de tabuleiro capixaba. *Dissertação (Mestrado) - Centro Universitário do Norte do Espírito Santo, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical*.
- COSTA, L. P., LEITE, Y. L. R., & PATTON, J. L. (2003). Phylogeography and systematic notes on two species of gracile mouse opossums, genus *Gracilinanus* (Marsupialia: Didelphidae) from Brazil. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 116(2), 275-292.
- CREIGHTON, G. K., & GARDNER, A. L. (2008). Genus *Gracilinanus* Gardner and Creighton, 1989. In: GARDNER, A. L. (ed.) (2008). *Mammals of South America. Vol. 1. Marsupials, xenarthrans, shrews, and bats*. Chicago University Press, 43-50.
- CUNHA, A. A., & VIEIRA, M. V. (2002). Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic forest of Brazil. *Journal of Zoology*, 258(4), 419-426.
- D'ANDREA, P. S., GENTILE, R., CERQUEIRA, R., GRELLE, C. E. V., HORTA, C., & REY, L. (1999). Ecology of small mammals in a Brazilian rural area. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16(3), 611-620.

- D'ANDREA, P. S., GENTILE, R., MAROJA, L. S., FERNANDES, F. A., COURA, R., & CERQUEIRA, R. (2007). Small mammal populations of an agroecosystem in the Atlantic Forest domain, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(1), 179-186.
- DELICIELLOS, A. C., BORGES-JÚNIOR, V. N. T., PREVEDELLO, J. A., RIBEIRO, S. E., BRAGA, C., VIEIRA, M. V., & CERQUEIRA, R. (2018). Seasonality in metacommunity structure: an empirical test in the Atlantic Forest. *Landscape ecology*, 33(10), 1769-1783.
- DELGADO, M. (2017). Comunidade de pequenos mamíferos no Parque Estadual do Ibitipoca. *Dissertação (Mestrado) – Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora, Programa de Pós-Graduação em Ecologia*.
- DEWALT, S. J., MALIAKAL, S. K., & DENSLOW, J. S. (2003). Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, 182(1-3), 139-151.
- DÍAZ, M. M., FLORES, D. A., & BARQUEZ, R. M. (2002). A new species of gracile mouse opossum, genus *Gracilinanus* (Didelphimorphia: Didelphidae), from Argentina. *Journal of Mammalogy*, 83(3), 824-833.
- DRUMMOND, G. M., MARTINS, C. S., GRECO, M. B., & VIEIRA, F. (Ed.) (2009). Biota Minas: Diagnostico do conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de Minas Gerais- subsidio ao Programa Biota Minas. *Fundação Biodiversitas*.
- DUDA, R., & COSTA, L. P. (2015). Morphological, morphometric and genetic variation among cryptic and sympatric species of southeastern South American three-striped opossums (*Monodelphis*: Mammalia: Didelphidae). *Zootaxa*, 3936(4), 485-506.
- DUNN, R. R. (2004). Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18(2), 302-309.
- EISENBERG, J. F., & REDFORD, K. H. (1999). Mammals of the neotropics: the Central Neotropics (Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil). *The University of Chicago Press*.
- EMMONS, L., & FEER, F. (1997). Neotropical rainforest mammals: a field guide. 2a ed. *University Of Chicago Press*.
- ERNEST, K. A., & MARES, M. A. (1986). Ecology of *Nectomys squamipes*, the neotropical water rat, in central Brazil: home range, habitat selection, reproduction and behaviour. *Journal of Zoology*, 210(4), 599-612.
- ERNEST, S. K. M., BROWN, J. H., & PARMENTER, R. R. (2000). Rodents, plants, and precipitation: spatial and temporal dynamics. *Oikos*, 88, 470- 482.



- ESPARTOSA, K. D. (2009). Mamíferos terrestres de maior porte e a invasão de cães domésticos em remanescentes de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: avaliação da eficiência de métodos de amostragem e da importância de múltiplos fatores sobre a distribuição das espécies. *Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências*.
- FAGUNDES, V., SATO, Y., SILVA, M. J. J., RODRIGUES, F., & YONENAGA-YASSUDA, Y. (2000). A new species of *Calomys* (Rodentia, Sigmodontinae) from Central Brazil identified by its karyotype. *Hereditas*, 133(3), 195-200.
- FLEMING, T. H. (1973). Numbers of mammal species in North and Central American forest communities. *Ecology*, 54(3), 555-563.
- FELICIANO, B. R., FERNANDEZ, F. A. S., FREITAS, D., & FIGUEIREDO, M. S. L. (2002). Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mammalian Biology*, 67, 304-314.
- FODEN, W. B., YOUNG, B. E., AKÇAKAYA, H. R., GARCIA, R. A., HOFFMANN, A. A., STEIN, B. A., THOMAS, C. D., WHEATLEY, C. J., BICKFORD, D., CARR, J. A., HOLE, D. G., MARTIN, T. G., PACIFICI, M., PEARCE-HIGGINS, J. W., PLATTS, P. J., VISCONTI, P., WATSON, J. E. M., & HUNTLEY, B. (2018). Climate change vulnerability assessment of species. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 10(e551), 1-36.
- FOLEY, W. J., CHARLES-DOMINIQUE, P., & JULIEN-LAFERRIERE, D. (2000). Nitrogen requirements of the didelphid marsupial *Caluromys philander*. *Journal of Comparative Physiology B*, 170(5-6), 345-350.
- FONSECA, G. A. (1989). Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revista Brasileira de Zoologia*, 6(3), 381-422.
- FONSECA, G. A., & KIERULFF, M. C. M. (1989). Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. *Bulletin of the Florida State Museum: Biological Sciences*, 34(3), 99-152.
- FONSECA, G. A., & ROBINSON, J. G. (1990). Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological conservation*, 53(4), 265-294.
- FONSECA, G. D., HERRMANN, G., LEITE, Y. L. R., MITTERMEIER, R. A., RYLANDS, A. B., & PATTON, J. L. (1996). Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology*, 4, 1-38.

- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (2017). Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica / Período 2015-2016. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível em: <<http://mapas.sosma.org.br/>>.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (2018). Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica / Período 2016-2017. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- GALINDO-LEAL, C., & CÂMARA, I. D. G. (2005). Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C., & CÂMARA, I. D. G. (Ed.) (2005). *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo. Fundação SOS Mata Atlântica, 3-11.
- GARDNER, A. L. (2008). American Marsupials. In: GARDNER, A. L. (ed.) (2008). *Mammals of South America. Marsupials, xenarthrans, shrews, and bats*. Chicago University Press, 1, 1-11
- GASPAR, D. A. (2005). Comunidade de mamíferos não-voadores de um fragmento de Floresta Atlântica Semidecídua do município de Campinas, SP. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.
- GEISE, L., PARESQUE, R., SEBASTIÃO, H., SHIRAI, L. T., ASTÚA, D., & MARROIG, G. (2010). Non-volant mammals, Parque Nacional do Catimbau, Vale do Catimbau, Buíque, state of Pernambuco, Brazil, with karyologic data. *Check list, Journal of species lists and distribution*, 6(1), 180-186.
- 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(3B), 599-612.
- GENTILE, R., FINOTTI, R., RADEMAKER, V., & CERQUEIRA, R. (2004). Population dynamics of four marsupials and its relation to resource production in the Atlantic forest in southeastern Brazil. *Mammalia*, 68(2-3), 109-119.
- GENTILE, R., CARDOSO, T. S., COSTA-NETO, S. F., TEIXEIRA, B. R., & D'ANDREA, P. S. (2018). Community structure and population dynamics of small mammals in an urban-sylvatic interface area in Rio de Janeiro, Brazil. *Zoologia*, 35.
- GENTILE, R., D'ANDREA, P. S., & CERQUEIRA, R. (1997). Home ranges of *Philander frenata* and *Akodon cursor* in a Brazilian restinga (coastal shrubland). *Mastozoología Neotropical*, 4(2), 105-112.

- GENTILE, R., D'ANDREA, P. S., CERQUEIRA, R., & SANTORO MAROJA, L. (2000). Population dynamics and reproduction of marsupials and rodents in a Brazilian rural area: a five-year study. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 35(1), 1-9.
- GOMES, N. F. (1991). Revisão sistemática do gênero *Monodelphis* (Marsupialia). *Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo*.
- GONÇALVES, G. L., FARIA-CORREA, M. A., CUNHA, A. S., & FREITAS, T. R. (2007). Bark consumption by the spiny rat *Euryzygomatomys spinosus* (G. Fischer) (Echimyidae) on a *Pinus taeda* Linnaeus (Pinaceae) plantation in South Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(1), 260-263.
- GONÇALVES, P. R. (2006). Diversificação dos roedores sigmodontinos em formações altomontanas da Mata Atlântica. *Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional*.
- GOSLING, S. N., & ARNELL, N. W. (2013). A global assessment of the impact of climate change on water scarcity. *Climatic Change*, 134, 371-385.
- GRAIPEL, M. E., CHEREM, J. J., MONTEIRO-FILHO, E. L., & CARMIGNOTTO, A. P. (2017). Mamíferos da Mata Atlântica. *Revisões em Zoologia: Mata Atlântica ELA Monteiro-Filho & CE Conte, org. Editora UFPR*.
- GRAIPEL, M. E., CHEREM, J. J., MONTEIRO-FILHO, E. L., & GLOCK, L. (2006). Dinâmica populacional de marsupiais e roedores no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. *Mastozoología neotropical*, 13(1), 31-49.
- 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.
- GRIMM, A. M., & TEDESCHI, R. G. (2009). ENSO and extreme rainfall events in South America. *Journal of Climate*, 22, 1589-1609.
- GUARIGUATA, M. R., & OSTERTAG, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest ecology and management*, 148(1-3), 185-206.
- GUEDES, J. J. M., ASSIS, C. L., FEIO, R. N., & COSTA, H. C. (2017). Lizards and amphisbaenians of Cataguases, Minas Gerais, Southeastern Brazil. *Oecologia Australis*, 21(4), 431-443.
- HENRIQUES, R. P., BRIANI, D. C., PALMA, A. R., & VIEIRA, E. M. (2006). A simple graphical model of small mammal succession after fire in the Brazilian cerrado. *Mammalia*, 70(3/4), 226-230.

- HOLMGREN, M., SCHEFFER, M., EZCURRA, E., GUTIÉRREZ, J. R., & MOHREN, G. M. (2001). El Niño effects on the dynamics of terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(2), 89-94.
- HOLMGREN, M., STAPP, P., DICKMAN, C. R., GRACIA, C., GRAHAM, S., GUTIÉRREZ, J. R., HICE, C., JAKSIC, F., KELT, D. A., LETNIC, M., LIMA, M., LOPEZ, B. C., MESERVE, P. L., MILSTEAD, W. B., POLIS, G. A., PREVITALI, M. A., RICHTER, M., SABATE, S., & SQUEO, F. A. (2006a). A synthesis of ENSO effects on drylands in Australia, North America and South America. *Advances in Geosciences*, 6, 69-72.
- HOLMGREN, M., STAPP, P., DICKMAN, C. R., GRACIA, C., GRAHAM, S., GUTIÉRREZ, J. R., HICE, C., JAKSIC, F., KELT, D. A., LETNIC, M., LIMA, M., LOPEZ, B. C., MESERVE, P. L., MILSTEAD, W. B., POLIS, G. A., PREVITALI, M. A., RICHTER, M., SABATE, S., & SQUEO, F. A. (2006b). Extreme climatic events shape arid and semiarid ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(2), 87-95.
- HONORATO, R., CROUZEILLES, R., FERREIRA, M. S., & GRELLE, C. E. (2015). The effects of habitat availability and quality on small mammals abundance in the Brazilian Atlantic Forest. *Natureza & Conservação*, 13(2), 133-138.
- ICMBIO - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. (2016). Sumário Executivo do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. *ICMBio - MMA*.
- IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (2015). Informativo – Bacia do rio Paraíba do Sul – jan/2015. *Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável*.
- ISBELL, F. (2012). Causes and consequences of biodiversity declines. *Nature Education Knowledge*, 3(10), 54.
- JAKSIC, F. M. (2001). Ecological effects of El Niño in terrestrial ecosystems of western South America. *Ecography*, 24(3), 241-250.
- KAJIN, M., CERQUEIRA, R., VIEIRA, M. V., & GENTILE, R. (2008). Nine-year demography of the black-eared opossum *Didelphis aurita* (Didelphimorphia: Didelphidae) using life tables. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(2), 206-213.
- KEESEN, F., NUNES, A. V., & SCOSS, L. M. (2016). Updated list of mammals of Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão*, 38(2), 139-162.
- KIERULFF, M. C., STALLINGS, J. R., & SABATO, E. L. (1991). A method to capture the bamboo rat *Kannabateomys amblyonyx* in bamboo forests. *Mammalia*, 55(4), 633-635.

- KIESEL, J., GUSE, B., & BORMANN, H. (2019). Projecting the Consequences of Climate Change on River Ecosystems. In: SABATER, S., ELOSEGI, A., & LUDWIG, R. (eds.) (2019). *Multiple Stressors in River Ecosystems. 1ª ed. Elsevier*, 281-301.
- KÖPPEN, W. (1948). Climatologia: con um estudo de los climas de la Tierra. *México, Fondo de Cultura Econômica*.
- KREBS, C. J. (1999). *Ecological Methodology. 2ª ed. Addison Wesley Longman*.
- KUHNEN, V. V., GRAIPEL, M. E., & PINTO, C. J. C. (2012). Differences in richness and composition of gastrointestinal parasites of small rodents (Cricetidae, Rodentia) in a continental and insular area of the Atlantic Forest in Santa Catarina state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 72(3), 563-567.
- LACHER, T. E., & ALHO, C. J. (2001). Terrestrial Small Mammal Richness and Habitat Associations in an Amazon Forest–Cerrado Contact Zone. *Biotropica*, 33(1), 171-181.
- LANGE, R. B., & JABLONSKI, E. (1998) Mammalia do Estado do Paraná, Marsupialia. *Estudos de Biologia*, 43, 15-224.
- LANGGUTH, A., & BONVICINO, C. R. (2002). The *Oryzomys subflavus* species group, with description of two new species (Rodentia, Muridae, Sigmodontinae). *Arquivos do Museu Nacional*, 60(4), 285-294.
- LAWLER, J. J., RUESCH, A. S., OLDEN, J. D., & MCRAE, B. H. (2013). Projected climate-driven faunal movement routes. *Ecology letters*, 16(8), 1014-1022.
- LEGENDRE, P., & GAUTHIER, O. (2014). Statistical methods for temporal and space-time analysis of community composition data. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1778), 1-8.
- LEINER, N. O., SETZ, E. Z., & SILVA, W. R. (2008). Semelparity and factors affecting the reproductive activity of the Brazilian slender opossum (*Marmosops paulensis*) in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 89(1), 153-158.
- LEITE, Y. L., COSTA, L. P., LOSS, A. C., ROCHA, R. G., BATALHA-FILHO, H., BASTOS, A. C., QUARESMA, V. S., FAGUNDES, V., PARESQUE, R., PASSAMANI, M., & PARDINI, R. (2016). Reply to Raposo do Amaral *et al.*: The “Atlantis Forest hypothesis” adds a new dimension to Atlantic Forest biogeography. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(15), E2099-E2100.
- LEITE, Y. L. R., COSTA, L. P., & STALLINGS, J. R. (1996). Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic forest reserve. *Journal of Tropical Ecology*, 12, 435-440.

- LEITE, Y. L. R., & PATTERSON, B. (2016). *Calomys tener* (errata version published in 2017). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T3617A22335203.en>>.
- LESSA, G., GONÇALVES, P. R., MORAIS JR, M., COSTA, F. M., PEREIRA, R. F., & PAGLIA, A. P. (1999). Caracterização e monitoramento da fauna de pequenos mamíferos terrestres de um fragmento de mata secundária em Viçosa, Minas Gerais. *Bios*, 7(7), 41-49.
- LESSA, G., NASCIMENTO, M. C., BARROS, P. A., & STUMPP, R. (2014). Mamíferos da Mata do Paraíso. In: LIMA, G. S., RIBEIRO, G. A., GONÇALVES, W., MARTINS, S. V., & ALMEIDA, M. P. (eds.) (2014). *Ecologia de Mata Atlântica: estudos ecológicos na Mata do Paraíso. 1a ed.* 11-26.
- LESSA, L. G., & COSTA, F. N. (2010). Diet and seed dispersal by five marsupials (Didelphimorphia: Didelphidae) in a Brazilian cerrado reserve. *Mammalian Biology*, 75(1), 10-16.
- LESSA, L. G., & PAULA, C. S. (2014). Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em uma área de mata ciliar savânica no Parque Estadual do Rio Preto, Minas Gerais, Brasil. *Neotropical Biology & Conservation*, 9(2).
- LIRA, P. K., FERNANDEZ, F. A. S., CARLOS, H. S. A., & CURZIO, P. L. (2007). Use of a fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 23(4), 427-435.
- LORETTO, D., & VIEIRA, M. V. (2008). Use of space by the marsupial *Marmosops incanus* (Didelphimorphia, Didelphidae) in the Atlantic Forest, Brazil. *Mammalian Biology*, 73(4), 255-261.
- LORINI, M. L., OLIVEIRA, J. A., & PERSSON, V. G. (1994). Annual age structure and reproductive patterns in *Marmosa incana* (Lund, 1841) (Didelphidae, Marsupialia). *Zeitschrift fur Saugetierkunde*, 59, 65-73.
- LOSS, A. C., PACHECO, M. A. C., LEITE, Y. L. R., CALDARA-JUNIOR, V., & LESSA, L. G. (2015). Range extension and first record of *Euryzygomatomys spinosus* (Rodentia, Echimyidae) in the Brazilian Cerrado. *Check List*, 11(5), 1742.
- MACHADO, A. B. M., DRUMMOND, G. M., & PAGLIA, A. P. (Org.) (2008). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. *Fundação Biodiversitas/MMA. Belo Horizonte/Brasília*, 2, 840-841.

- MARES, M. A., BRAUN, J. K., & GETTINGER, D. (1989) Observations on the distribution and ecology of the mammals of the Cerrado grasslands of central Brazil. *Annals of Carnegie Museum*, 58(1), 1-60.
- MARINHO-FILHO, J., VIEIRA, E., D'ELIA, G., & PARDIÑAS, U. (2016). *Necomys lasiurus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T2859A22329380.en>>.
- MARTIN, P. S., GHELER-COSTA, C., & VERDADE, L. M. (2009). Microestruturas de pêlos de pequenos mamíferos não-voadores: chave para identificação de espécies de agroecossistemas do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 9(1), 233-241.
- MARTINS, E. G. (2004). Ecologia populacional e área de vida da cuíca *Gracilinanus microtarsus* (Marsupialia: Didelphidae) em um cerradão de Américo Brasiliense, São Paulo. *Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia*.
- MARTINS, E. G., & BONATO, V. (2004). On the diet of *Gracilinanus microtarsus* (Marsupialia, Didelphidae) in Atlantic Rainforest fragment in southeastern Brazil. *Mammalian Biology*, 69(1), 58.
- MARTINS, E. G., BONATO, V., DA-SILVA, C. Q., & DOS REIS, S. F. (2006a). Partial semelparity in the neotropical didelphid marsupial *Gracilinanus microtarsus*. *Journal of mammalogy*, 87(5), 915-920.
- MARTINS, E. G., BONATO, V., DA-SILVA, C. Q., & DOS REIS, S. F. (2006b). Seasonality in reproduction, age structure and density of the gracile mouse opossum *Gracilinanus microtarsus* (Marsupialia: Didelphidae) in a Brazilian cerrado. *Journal of Tropical Ecology*, 22(4), 461-468.
- MCARDLE, B. H., & ANDERSON, M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82(1), 290-297.
- MOHAMMADI, S. (2010). Microhabitat selection by small mammals. *Advances in Biological Research*, 4(5), 283-287.
- MOREIRA, D. 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 Neotropica*, 8(2), 164-173.
- MOREIRA, J. C., MANDUCA, E. G., GONÇALVES, P. R., MORAIS JR, M. D., PEREIRA, R. F., LESSA, G., & DERGAM, 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(1-2), 103-118.

- MORELLATO, L. P. C., TALORA, D. C., TAKAHASI, A., BENCKE, C. C., ROMERA, E. C., & ZIPPARRO, V. B. (2000). Phenology of Atlantic rain forest trees: a comparative study. *Biotropica*, 32(4b), 811–823.
- 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(5899), 261-264.
- MUSSER, G. G. & CARLETON, M. D. (2005). Superfamily Muridea, Family Cricetidae, Subfamily Sigmodontinae. In: Wilson, D. E., & Reeder, D. M. (Eds.). (2005). *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference (Vol. 1)*. JHU Press, 1086-1186.
- MUSTRANGI, M. A., & PATTON, J. L. (1997). Phylogeography and systematics of the slender opossum *Marmosops* (Marsupialia, Didelphidae). *University of California Publications*.
- NAXARA, L. R. C. (2008). Importância dos corredores ripários para a fauna-pequenos mamíferos em manchas de floresta, matriz do entorno e elementos lineares em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. *Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências*.
- NAXARA, L., PINOTTI, B. T., & PARDINI, R. (2009). Seasonal Microhabitat Selection by Terrestrial Rodents in an Old-Growth Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 90(2), 404-415.
- NITIKMAN, L. Z., & MARES, M. A. (1987). Ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *Annals of Carnegie Museum*, 56(2), 75-95.
- NOWAK, R. M., & PARADISO, J. L. (1983). Walker's Mammals of the World. 4a ed. *The John Hopkins University Press*, 1.
- O'CONNELL, M. A. (1989). Population dynamics of neotropical small mammals in seasonal habitats. *Journal of Mammalogy*, 70(3), 532-548.
- OLIFIERS, N., CUNHA, A. A., GRELE, C. E. V., BONVICINO, C. R., GEISE, L., PEREIRA, L. G., VIEIRA, M. V., D'ANDREA, P. S., & CERQUEIRA, R. (2007). Lista de espécies de pequenos mamíferos não-voadores do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. *Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos. Brasília, IBAMA, Centro Nacional de Informação, Tecnologias Ambientais e Editoração*, 183-192.
- OLIFIERS, N., GENTILE, R., & FISZON, J. T. (2005). Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. *Brazilian Journal of Biology*, 65(3), 495-501.



- OLIVEIRA, F. F., NESSIM, R., COSTA, L. P., & LEITE, Y. L. R. (2007). Small mammal ecology in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. *Lundiana*, 8(1), 27-34.
- OLIVEIRA, J. A., & BONVICINO, C. R. (2006). Ordem Rodentia. In: LIMA, I. P. (Org.) (2006). *Mamíferos do Brasil. Universidade Estadual de Londrina*, 347-399.
- OLIVEIRA, J. A., & BONVICINO, C. R. (2011). Roedores. In: REIS, N. R., PERACCHI, A. L., PEDRO, W. A., & DE LIMA, I. P. (Ed.) (2011). *Mamíferos do Brasil. 2a ed. Universidade Estadual de Londrina*, 358-406.
- OLMOS, F. (1991). Observation on the behavior and population dynamics of some Brazilian Atlantic Forest rodents. *Mammalia*, 55(4), 555-565.
- OLMOS, F., GALETTI, M., PASHOAL, M., & MENDES, S. L. (1993). Habits of the southern Bamboo Rat, *Kannabateomys amblyonyx* (Rodentia, Echimyidae) in Southeastern Brazil. *Mammalia*, 57, 325-333.
- ORWELL, G. (1945). A revolução dos bichos. *Círculo do Livro*.
- PACHECO, F. S., RODRIGUES, R., FERREIRA, G. A., AGUIAR, F., & NOBRE, P. H. (2017). Mamíferos de médio e grande porte em fragmento de floresta estacional semidecidual em Minas Gerais. *Anais do XIII Congresso de Ecologia do Brasil e III Simpósio Internacional de Ecologia e Evolução*. Disponível em: <<http://seb-ecologia.org.br/revistas/indexar/anais/2017/anais/>>.
- PAGLIA, A. P., DA FONSECA, G. A., RYLANDS, A. B., HERRMANN, G., AGUIAR, L. M., CHIARELLO, A. G., LEITE, Y. L. R., COSTA, L. P., SICILIANO, S., KIERULFF, M. C. M., MENDES, S. L., TAVARES, V. C., MITTERMEIER, R. A., & PATTON, J. L. (2012). Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2a edição. *Occasional papers in conservation biology*, 6, 1-82.
- PAGLIA, A. P., DE MARCO JR. P., COSTA, F. M., PEREIRA, R. F., & LESSA, G. (1995). Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 12(1), 67-79.
- PARDINI, R. (2004). Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 13, 2567-2586.
- PARDINI, R., FARIA, D., ACCACIO, G. M., LAPS, R. R., MARIANO-NETO, E., PACIENCIA, M. L., DIXO, M., & BAUMGARTEN, J. (2009). The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142(6), 1178-1190.

- PARDINI, R., SOUZA, S. M., BRAGA-NETO, R., & METZGER, J. P. (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.
- PARDINI, R., & UMETSU, F. (2006). Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande-distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropica*, 6(2).
- PASSAMANI, M. (1995). Vertical stratification of small mammals in Atlantic Hill Forest. *Mammalia*, 59(2), 276-279.
- PASSAMANI, M., MENDES, S. L., & CHIARELLO, A. G. (2000). Non-volant mammals of the Estação Biológica de Santa Lúcia and adjacent areas of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 11(12), 201-214.
- PASSAMANI, M., & RIBEIRO, D. (2009). Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2), 305-309.
- PATTON, J. L., & DA SILVA, M. N. F. (2008). Genus *Philander* Brisson, 1762. In: GARDNER, A. L. (ed.) (2008). *Mammals of South America. Vol. 1. Marsupials, xenarthrans, shrews, and bats*. Chicago University Press, 27-35.
- PENTER, C., FABIÁN, M. E., & HARTZ, S. M. (2008). Inventário rápido da fauna de mamíferos do Morro Santana, Porto Alegre, RS. *Revista Brasileira de Biociências*, 6(1).
- PERCEQUILLO, A. R., HINGST-ZAHER, E., & BONVICINO, C. R. (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 Novitates*, (3622), 1-46.
- PERCEQUILLO, A. R., & LANGGUTH, A. (2016). *Cerradomys subflavus* (errata version published in 2017). *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T15614A22338608.en>>.
- PEREIRA, L. G., & GEISE, L. (2007). Karyotype composition of some rodents and marsupials from Chapada Diamantina (Bahia, Brasil). *Brazilian Journal of Biology*, 67(3), 509-518.
- PIMENTEL, D. S., & TABARELLI, M. (2004). Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 36(1), 74-84.
- PINE, R. H., & HANDLEY JR., C. O. (2008). Genus *Monodelphis* Burnett, 1830. In: GARDNER, A. L. (ed.) (2008). *Mammals of South America. Vol. 1. Marsupials, xenarthrans, shrews, and bats*. Chicago University Press, 82-107.

- PINOTTI, B. T. (2010). Pequenos mamíferos terrestres e a regeneração da Mata Atlântica: influência da estrutura do habitat e da disponibilidade de alimento na recuperação da fauna. *Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências*.
- PINOTTI, B. T., NAXARA, L., & PARDINI, R. (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.
- PIRES, A. S., FERNANDEZ, F. A. S., FELICIANO, B. R., & FREITAS, D. (2010a). Use of space by *Necomys lasiurus* (Rodentia, Sigmodontinae) in a grassland among Atlantic Forest fragments. *Mammalian Biology*, 75(3), 270-276.
- PIRES, A. S., LIRA P. K., FERNANDEZ, F. A. S., SCHITTINI, G. M., & OLIVEIRA, L. C. (2002). Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108, 229-237.
- PIRES, M. M., MARTINS, E. G., SILVA, M. N. F., & REIS, S. F. (2010b). *Gracilinanus microtarsus* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Mammalian Species*, 42(851), 33-40.
- PIVELLO, V. R., SHIDA, C. N., & MEIRELLES, S. T. (1999). Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity & Conservation*, 8(9), 1281-1294.
- PONTES, A. C. F. (2000). Obtenção dos níveis de significância dos testes de Kruskal-Wallis, Friedman, e comparações múltiplas não-paramétricas. *Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz*.
- PREVEDELLO, J. A., FERREIRA, P., PAPI, B. S., LORETTO, D., & VIEIRA, M. V. (2008). Uso do espaço vertical por pequenos mamíferos no Parque Nacional Serra dos Órgãos, RJ: um estudo de 10 anos utilizando três métodos de amostragem. *Revista Espaço e Geografia*, 11(1).
- PREVEDELLO, J. A., RODRIGUES, R. G., & MONTEIRO-FILHO, E. L. A. (2010). Habitat selection by two species of small mammals in the Atlantic Forest, Brazil: comparing results from live trapping and spool-and-line tracking. *Mammalian Biology*, 75(2), 106-114.
- R CORE TEAM (2018). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>.
- RAMOS, Y. G. C. (2018). Dinâmicas temporais de populações em resposta a mecanismos estruturadores da comunidade: uma avaliação preliminar da sincronia em pequenos mamíferos não-voadores. *Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes*.

- RAYMUNDO, D., PRADO-JUNIOR, J., CARVALHO, F. A., DO VALE, V. S., OLIVEIRA, P. E., & VAN DER SANDE, M. T. (2019). Shifting species and functional diversity due to abrupt changes in water availability in tropical dry forests. *Journal of Ecology*, 107(1), 253-264.
- RIBEIRO, R., & MARINHO FILHO, J. (2005). Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos (Mammalia, Rodentia) da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4), 898-907.
- ROSSI, N. F. (2011). Pequenos mamíferos não-voadores do Planalto Atlântico de São Paulo: Identificação, história natural e ameaças. *Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências*.
- ROSSI, R. V. & BIANCONI, G. V. (2011). Ordem Didelphiomorpha. In: REIS, N. R., PERACCHI, A. L., PEDRO, W. A., & LIMA, I. P. (2011). *Mamíferos do Brasil*. 2a ed. Universidade Estadual de Londrina, 31-70.
- ROWE, R. J., & TERRY, R. C. (2014). Small mammal responses to environmental change: integrating past and present dynamics. *Journal of Mammalogy*, 95(6), 1157-1174.
- RUBEL, F., & KOTTEK, M. (2010). Observed and projected climate shifts 1901–2100 depicted by world maps of the Köppen-Geiger climate classification. *Meteorologische Zeitschrift*, 19(2), 135-141.
- SABINO, J., & PRADO, P. I. (2003). Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil. *Vertebrados. Versão preliminar. Diretoria de Conservação da Biodiversidade, Brasília. Ministério do Meio Ambiente*.
- SANTORI, R. T., ASTÚA DE MORAES, D., GRELLE, C. E. V., & CERQUEIRA, R. (1997). Natural diet at a restinga forest and laboratory food preferences of the opossum *Philander frenata* in Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 32, 12-16.
- SANTORI, R. T., VIEIRA, M. V., ROCHA-BARBOSA, O., MAGNAN-NETO, J. A., & GOBBI, N. (2008). Water absorption of the fur and swimming behavior of semiaquatic and terrestrial oryzomine rodents. *Journal of Mammalogy*, 89(5), 1152-1161.
- SANTOS-FILHO, M. D., SILVA, D. J. D., & SANAIOTTI, T. M. (2008). Variação sazonal na riqueza e na abundância de pequenos mamíferos, na estrutura da floresta e na disponibilidade de artrópodes em fragmentos florestais no Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica*, 8(1).
- SANTOS, S. R. Q., SANSIGOLO, C. A., & SANTOS, A. P. P. (2016). Dinâmica temporal em múltiplas escalas de tempo dos eventos secos e chuvosos no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 9(5), 1292-1300.

- SCARANO, F. R., & CEOTTO, P. (2015). Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2319-2331.
- SCHLOSS, C. A., NUÑEZ, T. A., & LAWLER, J. J. (2012). Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(22), 8606-8611.
- SILVA, F. A., ASSIS, C. L., DA SILVA, R. A., ANTUNES, V. C., LESSA, G., & QUINTELA, F. M. (2012). Distribution and conservation of the bamboo rat *Kannabateomys amblyonyx* (Rodentia, Echimyidae) in Minas Gerais State, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 7(1), 21-25.
- SILVA, L. F. B. M. (1993). Ecologia do rato do bambu, *Kannabateomys amblyonyx* (Wagner, 1845), na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro. *Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Vertebrados e Manejo da Fauna*.
- SILVA, R. B. (2005). Ecologia do rato-da-taquara (*Kannabateomys amblyonyx*) no Parque Estadual de Itapuã. *Dissertação (Mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos*.
- SILVA, R. B., VIEIRA, E. M., & IZAR, P. (2008). Social monogamy and biparental care of the neotropical southern bamboo rat (*Kannabateomys amblyonyx*). *Journal of Mammalogy*, 89, 1464-1472.
- SMITH, P. (2009). FAUNA Paraguay Handbook of the Mammals of Paraguay, Volume 1: Marsupialia. Disponível em: <<http://www.fauparaguay.com>>.
- STALLINGS, J. R. (1989). Small mammal inventories in an eastern Brazilian park. *Bulletin of the Florida State Museu: Biological Sciences*, 34(4), 153-200.
- STALLINGS, J. R., KIERULFF, M. C. M., & SILVA, L. F. B. M. (1994). Use of space and activity patterns of Brazilian bamboo rats (*Kannabateomys amblyonyx*) in exotic habitat. *Journal of Tropical Ecology*, 10, 431-438.
- TALAMONI, S. A., COUTO, D., JÚNIOR, D. A. C., & DINIZ, F. M. (2008). Diet of some species of Neotropical small mammals. *Mammalian Biology*, 73(5), 337-341.
- THOMAS, C. D., CAMERON, A., GREEN, R. E., BAKKENES, M., BEAUMONT, L. J., COLLINGHAM, Y. C., ERASMUS, B. F. N., SIQUEIRA, M. F., GRAINGER, A., HANNAH, L., HUGHES, L., HUNTLEY, B., VAN JAARVELD, A. S., MIDGLEY, G. F., MILES, L., ORTEGA-HUERTA, M. A., PETERSON, A. T., PHILLIPS, O. L., & WILLIAMS, S. E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145-148.

- TIMM, R. M. (1994). The mammal fauna. In: MCDADE, L. A., BAWA, K. S., HESPENHEIDE, H. A., & HARTSHORN, G. S. (Ed.) (1994). *La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest*. University of Chicago Press, 229-237.
- UEHARA-PRADO, M., FERNANDES, J. O., BELLO, A. M., MACHADO, G., SANTOS, A. J., VAZ-DE-MELO, F. Z., & FREITAS, A. V. L., (2009). Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. *Biology Conservation*, 142(6), 1220-1228.
- 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.
- UMETSU, F., & PARDINI, R. (2007). Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology*, 22(4), 517-530.
- URBAN, M. C. (2015). Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 348(6234), 571-573.
- VIEIRA, A. L. M. (2010). Análise comparativa de comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica ligados por um corredor agroflorestral no município de Seropédica, RJ. *Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais.*
- VIEIRA, E. M., & BAUMGARTEN, L. C. (1995). Daily activity patterns of small mammals in a cerrado area from central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 11(2), 255-262.
- VIEIRA, E. M., BAUMGARTEN, L. C., PAISE, G., & BECKER, R. G. (2010). Seasonal patterns and influence of temperature on the daily activity of the diurnal neotropical rodent *Necomys lasiurus*. *Canadian Journal of Zoology*, 88(3), 259-265.
- VIEIRA, E. M., BONVICINO, C.R., DELIA, G., & PARDIÑAS, U. (2016). *Nectomys squamipes* (errata version published in 2017). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T14475A22343973.en>>.
- VIEIRA, E. M., & IZAR, P. (1999). Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic rainforest. *Plant ecology*, 145(1), 75-82.
- VIEIRA, E. M., & MONTEIRO-FILHO, E. L. (2003). Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 19(5), 501-507.

- VIEIRA, E. M., PAISE, G., & MACHADO, P. H. (2006). Feeding of small rodents on seeds and fruits: a comparative analysis of three species of rodents of the Araucaria forest, southern Brazil. *Acta Theriologica*, 51(3), 311-318.
- VIEIRA, E. M., PIZO, M. A., & IZAR, P. (2003). Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia*, 67(4), 533-540.
- 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, M. V. (2003). Seasonal niche dynamics in coexisting rodents of the Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38(1), 7-15.
- VOSS, R. S., DÍAZ-NIETO, J. F., & JANSA, S. A. (2018). A revision of *Philander* (Marsupialia: Didelphidae), part 1: *P. quica*, *P. canus*, and a new species from Amazonia. *American Museum Novitates*, 2018(3891), 1-71.
- VOSS, R. S., & JANSA, S. A. (2003). Phylogenetic studies on didelphid marsupials II. Nonmolecular data and new IRBP sequences: separate and combined analyses of didelphine relationships with densertaxon sampling. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 276, 1-82.
- VOSS, R. S., LUNDE, D. P., & SIMMONS, N. B. (2001). The mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna, part 2. Nonvolant species. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 263(1-236).
- WEISS, J. L., CASTRO, C. L., & OVERPECK, J. T. (2009). Distinguishing pronounced droughts in the southwestern United States: seasonality and effects of warmer temperatures. *Journal of Climate*, 22(22), 5918-5932.
- 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*, 69(8), 1-150.
- WEKSLER, M. & BONVICINO, C. R. (2005). Taxonomy of pigmy rice rats genus *Oligoryzomys* Bangs, 1900 (Rodentia, Sigmodontinae) of the Brazilian Cerrado, with the description of two new species. *Arquivos do Museu Nacional*, 63(1), 113-130.
- WEKSLER, M., & PERCEQUILLO, A. R. (2011). Key to the genera of the tribe Oryzomyini (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae). *Mastozoología Neotropical*, 18(2), 281-292.
- WILSON, D. E., & REEDER, D. M. (Ed.). (2005). Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference. *JHU Press*, 1.
- YAHNKE, C. J. (2006). Habitat use and natural history of small mammals in the central Paraguayan Chaco. *Mastozoología neotropical*, 13(1).

ZAR, J. H. (1999). Biostatistical Analysis. 4a ed. *Prentice Hall*.



**APÊNDICE A – História natural dos pequenos mamíferos não-voadores do Sítio Boa Sorte**

**Rodentia – Cricetidae – Akodontini**

***Akodon cursor* (Winge, 1887)**

**Tab. 1** – Biometria de *Akodon cursor*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados].  
Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

<b>Biometria</b>	<b>CC (mm)</b>	<b>CA (mm)</b>	<b>O (mm)</b>	<b>PP (mm)</b>	<b>MC (g)</b>
<b>Machos</b>	70 – 130 (100,1) [196]	56 – 108 (81,8) [185]	13 – 21 (16) [190]	21 – 28,5 (25,2) [192]	10 – 72 (36) [167]
<b>Fêmeas</b>	71 – 125 (97,6) [108]	59 – 97 (79,1) [101]	13 – 18 (15,8) [105]	21 – 27 (24,6) [106]	10 – 60 (31,3) [108]
<b>Geral</b>	70 – 130 (99,2) [308]	56 – 108 (80,8) [290]	13 – 21 (16) [299]	21 – 28,5 (25) [302]	10 – 72 (34,2) [278]

*Akodon cursor* é um pequeno mamífero de pequeno porte, com pelagem heterogênea, densa, macia e fina (OLIVEIRA & BONVICINO, 2006; ROSSI, 2011). Na área de estudo os espécimes apresentaram em geral coloração dorsal marrom escura e coloração ventral de base cinza e ápice creme, sem contraste entre dorso e ventre. Os olhos são medianos, e as orelhas grandes tem as bases cobertas por pelos. A cauda é menor que o corpo, com dorso marrom escuro, ventre marrom claro e é pouco pilosa. As patas tem coloração dorsal cinza e garras desenvolvidas (OLIVEIRA & BONVICINO, 2006; ROSSI, 2011).



**Fig. 1** – Espécime de *Akodon cursor*, marcado e solto no local de captura.

Distribui-se pelo leste do Brasil, da Paraíba ao Paraná, invadindo o continente por Minas Gerais até o Distrito Federal, e pela bacia do rio Paraná, atingindo o nordeste da Argentina. Habita ambientes da Floresta Atlântica e do Cerrado, e áreas de transição com a Caatinga (BONVICINO *et al.*, 2002; CARMIGNOTTO, 2004; ALHO, 2005; WILSON & REEDER, 2005; GONÇALVES, 2006; OLIFIERS *et al.*, 2007; PEREIRA & GEISE, 2007; BONVICINO *et al.*, 2008; CÁCERES *et al.*, 2008; OLIVEIRA & BONVICINO, 2011), e é encontrada a até

1500 m (GEISE *et al.*, 2004; OLIFIERS *et al.*, 2007; MOREIRA *et al.*, 2009; DELGADO, 2017).

Foi a espécie mais capturada no Sítio Boa Sorte em todos os sítios de captura (N=435). De fato, por ser habitat-generalista, geralmente é abundante nos ambientes onde ocorre (BONVICINO *et al.*, 2002; PARDINI & UMETSU, 2006; OLIVEIRA & BONVICINO, 2011; GENTILE *et al.*, 2018), sendo mais rara em florestas primárias (BONVICINO *et al.*, 2002), podendo preferir bordas, áreas secundárias ou abertas (PAGLIA *et al.*, 1995; LESSA *et al.*, 1999; PIRES *et al.*, 2002; PARDINI, 2004; PIRES *et al.*, 2010b; GENTILE *et al.*, 2018).

Tem dieta insetívora-onívora (FONSECA & KIERUFF, 1989; CARVALHO *et al.*, 1999). No Sítio Boa Sorte o consumo de sementes de pau-jacaré – *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) Macbr. (Fabaceae, Mimosoideae) –, cupins (ordem Blattodea) e cogumelos basidiomicetos por indivíduos soltos após a triagem, evidencia sua alimentação generalista. Tem hábitos noturnos (OLMOS, 1991) e cursoriais (NITIKMAN & MARES, 1987; CÁCERES *et al.*, 2008; CAMARGO *et al.*, 2008; PREVEDELLO *et al.*, 2008). Neste estudo, quatro capturas ocorreram no sub-bosque, mas em galhos pouco inclinados e com pontos de inserção próximos ao solo, como em outras áreas da Floresta Atlântica, onde um terço das capturas foi realizado acima do chão (FONSECA & KIERUFF, 1989).

A reprodução normalmente ocorre ao longo de todo o ano, sem padrões definidos (D'ANDREA *et al.*, 1999; GENTILE *et al.*, 2000; FELICIANO *et al.*, 2002; BERGALLO & MAGNUSSON, 1999), mas é comum populações apresentarem picos reprodutivos (BERGALLO & MAGNUSSON, 1999; D'ANDREA *et al.*, 1999; D'ANDREA *et al.*, 2007). No presente estudo, apesar da reprodução durante todo o ano, foram registrados 103 indivíduos reprodutivos ou juvenis durante a estação chuvosa, frente aos 58 registrados durante a estação seca, além de maior abundância na estação chuvosa.

Não é citada nas listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção e nem na lista nacional do ICMBio (2016). Na lista da IUCN é considerada de menor preocupação (*least concern*), por apresentar ampla distribuição, população presumivelmente grande, ocorrência em áreas protegidas e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada em alguma categoria de ameaça (CHRISTOFF *et al.*, 2016).

*Necromys lasiurus* (Lund, 1841)

**Tab. 2** – Biometria de *Necromys lasiurus*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

<b>Biometria</b>	<b>CC (mm)</b>	<b>CA (mm)</b>	<b>O (mm)</b>	<b>PP (mm)</b>	<b>MC (g)</b>
<b>Machos</b>	74 – 131 (104,4) [11]	63 – 89 (75,3) [11]	13 – 18 (15,1) [11]	23 – 27 (24,5) [11]	11 – 59 (35,6) [11]
<b>Fêmeas</b>	89 – 120 (103,2) [4]	58 – 90 (75,5) [4]	13 – 18 (15,2) [4]	23 – 25,5 (24,1) [4]	17 – 42 (31,7) [4]
<b>Geral</b>	74 – 131 (104,1) [15]	58 – 90 (75,3) [15]	13 – 18 (15,2) [15]	23 – 27 (24,4) [15]	11 – 59 (34,6) [15]

*Necromys lasiurus* é um pequeno mamífero de pequeno porte, de pelagem heterogênea e pouco densa (BONVICINO *et al.*, 2008; ROSSI, 2011). No Sítio Boa Sorte, apresentou coloração dorsal marrom acinzentada ou marrom escura tracejada de amarelo, e anel claro tênue ao redor dos olhos na maioria dos indivíduos. Os olhos são medianos, e a base das orelhas, que tem aspecto geral piloso, é coberta por pelos. As patas de coloração dorsal cinza são cobertas por pelos longos, e a cauda bicolor mais curta que o corpo exibe coloração dorsal cinza escuro e ventral amarelada, com aspecto piloso (BONVICINO *et al.*, 2008; ROSSI, 2011).



**Fig. 2** – Espécime de *Necromys lasiurus*, marcado e solto no local de captura.

Distribui-se pelo centro do Brasil ao sul do rio Amazonas, do Pará ao Rio Grande do Sul, no Paraguai, no extremo sudeste do Peru e nordeste da Argentina (WILSON & REEDER, 2005; YAHNKE, 2006; ROSSI, 2011). Ocorre no Cerrado, Caatinga, Amazônia, Pantanal, Floresta Atlântica e Chaco, predominantemente associada a vegetações mais abertas (ALHO *et al.*, 2011; ROSSI, 2011; BRAGA *et al.*, 2016).

É abundante e comum em muitos estudos, em ambientes conservados e alterados, sobretudo do Cerrado, ou em áreas de transição com a Floresta Atlântica, (BONVICINO *et al.*, 2002; BONVICINO *et al.*, 2005; RIBEIRO & MARINHO-FILHO, 2005; BONVICINO *et al.*, 2011; ROSSI, 2011). Na Floresta Atlântica ocorre preferencialmente em áreas alteradas e em florestas secundárias, bordas de fragmentos florestais, capoeiras, pastos e vegetação antrópica,

sendo muito comum em áreas abertas e favorecida pela fragmentação florestal, podendo ser rara no interior de fragmentos ou não ser registrada em florestas contínuas (PAGLIA *et al.*, 1995; LESSA *et al.*, 1999; BONVICINO *et al.*, 2002; BONVICINO *et al.*, 2007; BONVICINO *et al.*, 2011; ROSSI, 2011). No Sítio Boa Sorte, apesar da baixa abundância (N = 16), foi registrada em todos os ambientes.

Sua dieta é considerada onívora e generalista (VIEIRA, 2003; TALAMONI *et al.*, 2008), tem hábitos diurnos (NITIKMAN & MARES, 1987) ou crepusculares (VIEIRA & BAUMGARTEN, 1995), e é terrestre (NITIKMAN & MARES, 1987, GEISE *et al.*, 2010; DELGADO, 2017). Na área de estudo, todas as capturas ocorreram no chão, e todos os indivíduos soltos optaram pelo solo como rota de fuga.

A reprodução ocorre ao longo de todo o ano no Cerrado (MARES *et al.*, 1989; BECKER *et al.*, 2007), podendo ser mais concentrada na época seca (VIEIRA *et al.*, 2010). No Parque Estadual do Ibitipoca, área de transição entre Cerrado e Floresta Atlântica em Minas Gerais, foram registrados indivíduos reprodutivos de fevereiro a outubro (DELGADO, 2017). No Sítio Boa Sorte, indivíduos reprodutivos ou juvenis foram registrados em maio, junho, agosto, outubro e novembro.

Não é citada nas listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção ou na lista nacional do ICMBio (2016). Na lista da IUCN é considerada de menor preocupação (“*least concern*”), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, por ocorrer em várias áreas protegidas, ter tolerância a algum grau de modificação de habitat e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça (MARINHO-FILHO *et al.*, 2016).

**Rodentia – Cricetidae – Orizomyini**  
***Cerradomys subflavus* (Wagner, 1842)**

**Tab. 3** – Biometria de *Cerradomys subflavus*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

<b>Biometria</b>	<b>CC (mm)</b>	<b>CA (mm)</b>	<b>O (mm)</b>	<b>PP (mm)</b>	<b>MC (g)</b>
<b>Machos</b>	102 – 148 (124,7) [15]	110 – 191 (142,6) [15]	14 – 22 (16,9) [15]	24,5 – 38 (29,8) [15]	30 – 88 (57,3) [16]
<b>Fêmeas</b>	95 – 132 (114,4) [14]	110 – 190 (140,7) [14]	14 – 22 (16,9) [14]	23 – 37 (29,5) [14]	19 – 82 (44,6) [16]
<b>Geral</b>	95 – 148 (119,8) [30]	110 – 191 (141,5) [30]	14 – 22 (16,9) [30]	23 – 38 (29,6) [30]	19 – 88 (51,2) [33]

*Cerradomys subflavus* é um pequeno mamífero de porte médio a grande (PERCEQUILLO *et al.*, 2008; WEKSLER & PERCEQUILLO, 2011). No Sítio Boa Sorte os indivíduos apresentaram pelagem heterogênea, longa e macia, com a coloração do dorso castanha amarelada ou castanha alaranjada levemente grisalha no ápice e cinza escura na base, laterais mais claras e limite pouco definido com o ventre, de pelos com base cinza e ápice branco a creme; cabeça acinzentada, com olhos medianos e orelhas



**Fig. 3** – Espécime de *Cerradomys subflavus*, marcado e solto no local de captura.

grandes, e; pés claros com almofadas plantares claras e tufos ungueais claros e esparsos. A cauda, mais longa que o corpo, é fracamente bicolor (WEKSLER, 2006; WEKSLER & PERCEQUILLO, 2011; BONVICINO *et al.*, 2014). Os pés são relativamente pequenos, com almofadas hipotenares desenvolvidas e almofadas plantares pequenas (PERCEQUILLO *et al.*, 2008; WEKSLER & PERCEQUILLO, 2011).

Distribui-se da porção oriental do Piauí, passando por Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia, norte do Espírito Santo, grande parte de Minas Gerais, até o norte de São Paulo, e permeia o Centro-Oeste por Goiás atingindo o Pantanal (LANGGUTH & BONVICINO, 2002; BONVICINO *et al.*, 2008; PERCEQUILLO *et al.*, 2008; ALHO *et al.*, 2011; CONDE, 2016; PERCEQUILLO & LANGGUTH, 2016). É usualmente associada aos planaltos interiores de Minas Gerais e São Paulo, e ao Planalto

Central brasileiro (PERCEQUILLO *et al.*, 2008), e ocorre principalmente em habitats do Cerrado, como savanas, matas de galeria e cerradão, e em ecótonos com a Floresta Atlântica (LANGGUTH & BONVICINO, 2002; PERCEQUILLO *et al.*, 2008; LESSA & PAULA, 2014; DELGADO, 2017). Na Floresta Atlântica pode apresentar baixa densidade populacional em ambientes florestais, e ocorre sobretudo em áreas abertas e em fragmentos secundários, podendo ser mais abundante em áreas alteradas (PAGLIA *et al.*, 1995), como no Sítio Boa Sorte (N= 51).

A espécie tem dieta provavelmente herbívora, sendo o principal predador de sementes de dicotiledôneas no Cerrado (VIEIRA, 2003). É predominantemente terrestre (STALLINGS, 1989; BONVICINO *et al.*, 2008; LESSA & PAULA, 2014), mas pode eventualmente ser capturada em estratos mais altos da vegetação (FONSECA & KIERULFF, 1989), corroborando as 44 capturas realizadas no solo em face às sete efetuadas em sub-bosque na área de estudo.

Não são reportados para a Floresta Atlântica padrões reprodutivos de *C. subflavus*. No presente estudo foram registrados 19 indivíduos reprodutivos ou juvenis na estação chuvosa e nove durante a estação seca, com os maiores índices observados em dezembro e os menores entre maio e setembro.

Não é citada nas listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção ou na lista nacional do ICMBio (2016). Na lista da IUCN a espécie é categorizada como “pouco preocupante” (*least concern*), devido à sua ampla distribuição geográfica, sendo capaz de ocupar diferentes habitats e unidades fitogeográficas. Presume-se que tenha grande tolerância à modificação do hábitat e é pouco provável que a população esteja em declínio (PERCEQUILLO & LANGGUTH, 2016).

*Nectomys squamipes* (Brants, 1827)

**Tab. 4** – Biometria de *Nectomys squamipes*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

Biometria	CC (mm)	CA (mm)	O (mm)	PP (mm)	MC (g)
<b>Machos</b>	188 – 217 (200) [6]	189 – 226 (212,7) [6]	20 – 24 (21,8) [6]	44 – 53,5 (49,6) [6]	204 – 274 (237) [6]
<b>Fêmeas</b>	-	-	-	-	-
<b>Geral</b>	188 – 217 (200) [6]	189 – 226 (212,7) [6]	20 – 24 (21,8) [6]	44 – 53,5 (49,6) [6]	204 – 274 (237) [6]

*Nectomys squamipes* é um pequeno mamífero de grande porte, com pelagem homogênea e densa (ROSSI, 2011). Na área de estudo, a coloração observada foi marrom clara a marrom escura brilhante tracejada de amarelo no dorso, mais clara nas laterais, e creme alaranjada no ventre, sem contraste entre coloração dorsal e ventral. Os olhos são medianos (ROSSI, 2011). As patas tem coloração dorsal clara, e os pés possuem franja de pelos



**Fig. 4** – Espécime de *Nectomys squamipes*, marcado e solto no local de captura.

esbranquiçados dividindo dorso e ventre, e membranas interdigitais desenvolvidas. A cauda é unicolor, de comprimento similar ao do corpo, tem coloração marrom escura, com a base coberta por pelos similares aos dorsais do corpo (WEKSLER, 2006; ROSSI, 2011; WEKSLER & PERCEQUILLO, 2011). Os pelos ventrais da cauda são mais longos que os dorsais (ROSSI, 2011).

Distribui-se a partir de Pernambuco, até o sul do Brasil, no norte do Rio Grande do Sul e, pelo interior, nas bacias dos rios do leste e dos rios São Francisco, Paraíba do Sul e Paraná, em Minas Gerais, São Paulo, Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, atingindo o Paraguai a Argentina (CARMIGNOTTO, 2004; WILSON & REEDER, 2005; BONVICINO *et al.*, 2008; CÁCERES *et al.*, 2008; OLIVEIRA & BONVICINO, 2011; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008). Ocorre na Floresta Atlântica, no Cerrado, no Pantanal e no Chaco (CÁCERES *et al.*, 2008; ALHO *et al.*, 2011; ROSSI, 2011), a até 1.400 m de altitude (GEISE *et al.*, 2004; MOREIRA *et al.*, 2009; ROSSI, 2011; DELGADO, 2017). A espécie é comum, ocorrendo em formações florestais e abertas, conservadas e alteradas, podendo ser mais abundante em áreas abertas

(PAGLIA *et al.*, 1995; BONVICINO *et al.*, 2002; CONDE, 2016; DELGADO, 2017; DELCIELLOS *et al.*, 2018) e rara em florestas contínuas (BERGALLO, 1994; ROSSI, 2011), sempre restrita a habitats próximos a corpos d'água (PAGLIA *et al.*, 1995; BONVICINO *et al.*, 2002; GRAIPEL *et al.*, 2006; DELGADO, 2017). No Sítio Boa Sorte, sete indivíduos foram capturados, sempre em armadilhas *tomahawk* dispostas no leito de um riacho, no único sítio contemplado com curso d'água.

A espécie tem dieta onívora (VIEIRA *et al.*, 2003), e os indivíduos forrageiam na água procurando por comida com as mãos (ROSSI, 2011). Tem hábito terrestre com adaptações à vida semiaquática (CÁCERES *et al.*, 2008; PREVEDELLO *et al.*, 2010; WEKSLER & PERCEQUILLO, 2011; ROSSI, 2011), corroborado pela menor absorção de água pela pelagem, postura hidrodinâmica de natação, flutuação sem esforço e capacidade de mergulhar (SANTORI *et al.*, 2008).

A reprodução ocorre ao longo de todo o ano (ERNEST & MARES, 1986; BERGALLO, 1994; PREVEDELLO *et al.*, 2010), mas alguns trabalhos reportam pico de atividade reprodutiva no período úmido (D'ANDREA *et al.*, 1999; GRAIPEL *et al.*, 2006; ROSSI, 2011), ou somente no período úmido (BERGALLO & MAGNUSSON, 1999). Durante o presente estudo, indivíduos reprodutivos foram capturados em março, maio e julho.

Em floresta estacional semidecidual submontana em Mato Grosso, a espécie foi capturada somente na estação chuvosa (SANTOS-FILHO *et al.*, 2008). Já no Sítio Boa Sorte, foi capturada durante todo o ano, exceto em períodos de déficit hídrico após seca extrema.

A espécie não é citada nas listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção, ou na lista nacional do ICMBio (2016). Na lista da IUCN é apresentada na categoria de menor preocupação (*least concern*), pela ampla distribuição, população presumivelmente grande, ocorrência em várias áreas protegidas, tolerância a certo grau de modificação de habitat, e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça (VIEIRA *et al.*, 2016).



***Oligoryzomys nigripes* (Olfers, 1818)**

**Tab. 5** – Biometria de *Oligoryzomys nigripes*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

<b>Biometria</b>	<b>CC (mm)</b>	<b>CA (mm)</b>	<b>O (mm)</b>	<b>PP (mm)</b>	<b>MC (g)</b>
<b>Machos</b>	64 – 99 (83,2) [54]	64 – 123 (105,9) [53]	12 – 17 (14,5) [53]	19,5 – 26 (23,6) [53]	8 – 36 (18,5) [56]
<b>Fêmeas</b>	54 – 100 (78,7) [38]	81 – 123,5 (102,5) [38]	10 – 17 (14) [39]	20 – 26 (22,8) [39]	6 – 30 (15,8) [43]
<b>Geral</b>	54 – 100 (81,4) [92]	64 – 123,5 (104,5) [91]	10 – 17 (14,3) [92]	19,5 – 26 (23,2) [92]	6 – 36 (17,3) [99]

*Oligoryzomys nigripes* é um pequeno mamífero de pequeno porte, com pelagem heterogênea pouco densa (ROSSI, 2011; WEKSLER & PERCEQUILLO, 2011), que no Sítio Boa Sorte exibe em geral coloração dorsal de parda amarelada a castanha acinzentada clara, com alguns indivíduos castanho alaranjados, e a coloração ventral esbranquiçada com a base cinza, com limite bem definido com o ventre. Os olhos são medianos e as orelhas grandes.



**Fig. 5** – Espécime de *Oligoryzomys nigripes*, marcado e solto no local de captura.

As patas tem coloração clara, os pés são longos e finos com garras desenvolvidas. A cauda suavemente bicolor, maior que o comprimento do corpo, exibe coloração dorsal marrom escura e é ventralmente marrom ou creme (WEKSLER, 2006; ROSSI, 2011; WEKSLER & PERCEQUILLO, 2011).

Distribui-se pelo leste do Paraguai, norte da Argentina, Uruguai, nordeste, sudeste, centro e sul do Brasil, de Pernambuco ao Rio Grande do Sul, no Pará e no Piauí, e estendendo-se ao interior por Minas Gerais até Mato Grosso (WEKSLER & BONVICINO, 2005; WILSON & REEDER, 2005; BONVICINO *et al.*, 2008; CADEMARTORI *et al.*, 2008b; ROSSI, 2011). Ocorre na Caatinga, Pantanal, Campos Sulinos, Chaco e Cerrado (RIBEIRO & MARINHO-FILHO, 2005; WEKSLER & BONVICINO, 2005; ALHO *et al.*, 2011; ROSSI, 2011; LESSA & PAULA, 2014; DELGADO, 2017), a até mais de 2.000 m de altitude (GEISE *et al.*, 2004; WEKSLER & BONVICINO, 2005). É amplamente distribuída na Floresta Atlântica, em

praticamente todas as fitofisionomias florestais e abertas (BONVICINO *et al.*, 2002; GEISE *et al.*, 2004; BONVICINO *et al.*, 2007; GONÇALVES *et al.*, 2007; OLIFIERS *et al.*, 2007; CADEMARTORI *et al.*, 2008a; CADEMARTORI *et al.*, 2008b; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009; ROSSI, 2011). É considerada a espécie mais generalista em habitat do gênero no Brasil (BONVICINO *et al.*, 2002; PARDINI, 2004; WEKSLER & BONVICINO, 2005; GENTILE *et al.*, 2018).

Na área de estudo foi a segunda espécie mais abundante (N=142). E de fato, tende a ser mais abundante em áreas perturbadas ou fragmentadas (BONVICINO *et al.*, 2002; PARDINI, 2004; PARDINI & UMETSU, 2006; BONVICINO *et al.*, 2007; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009; DELCIELLOS *et al.*, 2018), tendo potencial como bioindicadora de ambientes perturbados (CADEMARTORI *et al.*, 2008b). Todas as capturas ocorreram no solo, contudo, pode ser eventualmente escansorial (OLMOS, 1991; CADEMARTORI *et al.*, 2008a; ROSSI, 2011; CAMARGO *et al.*, 2008). Sua dieta é frugívora-granívora e insetívora (FONSECA & KIERULFF, 1989; FONSECA *et al.*, 1996; VIEIRA *et al.*, 2006; TALAMONI *et al.*, 2008; PINOTTI *et al.*, 2011). Tem padrão de atividades noturno ou bicrepuscular (OLMOS, 1991).

Diversos períodos reprodutivos são relatados na literatura (GASPAR, 2005; WEKSLER & BONVICINO, 2005; GRAIPEL *et al.*, 2006; ANTUNES *et al.*, 2009; BONECKER *et al.*, 2009; DELGADO, 2017). Neste estudo houveram sinais reprodutivos ao longo de todo o ano, com valores mais elevados em abril, junho e dezembro.

Não é citada nas listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção ou na lista nacional do ICMBio (2016). É incluída na categoria de menor preocupação (*least concern*) na lista da IUCN, por sua ampla distribuição, população presumivelmente grande, ocorrência em várias áreas protegidas, tolerância até certo grau de modificação de habitat e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada em categorias de ameaça (BONVICINO *et al.*, 2016).

**Rodentia – Cricetidae – Phyllotini**

***Calomys tener* (Winge, 1887)**

**Tab. 6** – Biometria de *Calomys tener*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados].  
Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

<b>Biometria</b>	<b>CC (mm)</b>	<b>CA (mm)</b>	<b>O (mm)</b>	<b>PP (mm)</b>	<b>MC (g)</b>
<b>Machos</b>	66 – 91 (77) [4]	53 – 78 (63,7) [4]	12 – 16 (14) [4]	16 – 22,5 (19,1) [4]	10 – 28 (16,2) [4]
<b>Fêmeas</b>	72 [1]	67 [1]	13 [1]	16,5 [1]	12 [1]
<b>Geral</b>	66 – 91 (76) [5]	53 – 78 (64,4) [5]	12 – 16 (13,8) [5]	16 – 22,5 (18,6) [5]	10 – 28 (15,4) [5]

*Calomys tener* é um pequeno mamífero de pequeno porte (ALMEIDA *et al.*, 2007; ROSSI, 2011), de pelagem heterogênea e pouco densa. Na área de estudo os indivíduos apresentaram coloração dorsal marrom clara com laterais mais claras, e coloração ventral de base cinza e ápice creme, com contraste entre coloração dorsal e ventral. Os olhos são medianos, e existe um tufo de pelos claros atrás das orelhas na maioria dos indivíduos. As patas tem coloração clara, e são muito delicadas, pequenas e estreitas. A cauda é levemente bicolor, menor que o comprimento do corpo, de coloração dorsal marrom amarelada e ventral bege (ROSSI, 2011).



**Fig. 6** – Espécime de *Calomys tener*, marcado e solto no local de captura.

Tem distribuição do norte da Argentina e leste da Bolívia ao Brasil, nos estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Bahia, no sul e sudeste de Goiás, e no Distrito Federal (VIEIRA & BAUMGARTEN, 1995; FAGUNDES *et al.*, 2000; WILSON & REEDER, 2005; BONVICINO *et al.*, 2008; CÁCERES *et al.*, 2008). É comum em diversas formações do Cerrado, sobretudo em formações mais abertas (HENRIQUES *et al.*, 2006; BRIANI *et al.*, 2004; CARMINGNOTTO, 2004; RIBEIRO & MARINHO-FILHO, 2005; ALMEIDA *et al.*, 2007; BONVICINO *et al.*, 2007; MARTIN *et al.* 2009; BONVICINO *et al.*, 2011). Na Floresta Atlântica, é associada a áreas abertas (BONVICINO *et al.*, 2002; ALMEIDA *et al.*, 2007; BONVICINO *et al.*, 2007; CÁCERES *et al.*, 2008; MARTIN *et al.* 2009). Pode ser rara, menos abundante ou de ocorrência eventual em formações florestais (BONVICINO *et al.*, 2002; BONVICINO *et al.*, 2007; CÁCERES *et al.*, 2008), como no Sítio Boa Sorte, onde foram capturados apenas cinco indivíduos.

Difícilmente é capturada (CÁCERES *et al.*, 2008; BONVICINO *et al.*, 2011). A baixa incidência da espécie possivelmente reflete a inadequabilidade de metodologias de captura. Sua pequena massa corporal – 10 a 28g no presente estudo – pode ser insuficiente para desarmar armadilhas comumente utilizadas, como *sherman* e *tomahawk*, sendo capturada exclusivamente em armadilhas *pitfall*. Capturas realizadas exclusivamente em *pitfall* também foram registradas em mata de galeria no Cerrado (CÁCERES *et al.*, 2008).

Tem hábitos terrestres (CÁCERES *et al.*, 2008) e noturnos (VIEIRA & BAUMGARTEN, 1995), e sua dieta é considerada frugívora-granívora (FONSECA *et al.*, 1996; ARARIPE *et al.*, 2006). Existem poucas informações acerca de sua reprodução *in situ*. No Cerrado fêmeas em atividade reprodutiva foram capturadas em outubro e janeiro (MARES *et al.*, 1989), e no Sítio Boa Sorte foram capturados uma fêmea lactante em dezembro e machos escrotados em maio e junho.

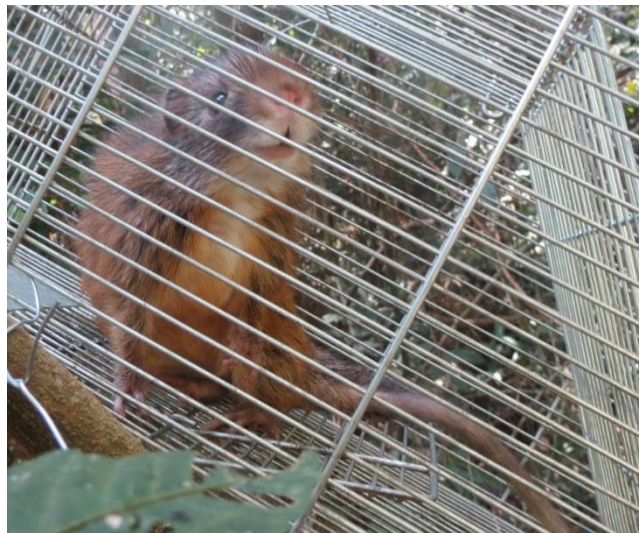
Não é citada nas listas estaduais de espécies ameaçadas ou na lista nacional do ICMBio (2016). Na lista da IUCN é considerada de menor preocupação (*least concern*), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, ocorrência em várias áreas protegidas, tolerância à modificação do habitat, podendo até prosperar em habitats perturbados, e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça (LEITE & PATTERSON, 2016).

**Rodentia – Echimyidae – Dactylomyiinae**  
***Kannabateomys amblyonyx* (Wagner, 1845)**

**Tab. 7** – Biometria de *Kannabateomys amblyonyx*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

<b>Biometria</b>	<b>CC (mm)</b>	<b>CA (mm)</b>	<b>O (mm)</b>	<b>PP (mm)</b>	<b>MC (g)</b>
<b>Machos</b>	256 [1]	328 [1]	21 [1]	55 [1]	440 [1]
<b>Fêmeas</b>	-	-	-	-	-
<b>Geral</b>	256 [1]	328 [1]	21 [1]	55 [1]	440 [1]

*Kannabateomys amblyonyx* é um pequeno mamífero de grande porte, com pelagem heterogênea, abundante e macia, de coloração dorsal marrom tracejada de amarelo e laterais mais amareladas, o ventre é coberto por pelos inteiramente branco amarelados a amarelo avermelhados, a mudança é gradual entre a coloração dorsal e ventral. A cabeça pode ser mais acinzentada, com manchas pós-auriculares branco amareladas. Os olhos são medianos, e as orelhas são pequenas, arredondadas, e com tufo no lobo inferior.



**Fig. 7** – Espécime de *Kannabateomys amblyonyx*, marcado e solto no local de captura.

As patas têm coloração castanha acinzentada e dedos longos, unhas ao invés de garras, e os pés são esquizodáctilos. A cauda pilosa apresenta pincel na extremidade, e é mais longa que o corpo, fortemente bicolor, com coloração dorsal marrom e ventral castanho mais claro, com a porção basal coberta por pelos similares aos pelos dorsais do corpo (BONVICINO *et al.*, 2008; OLIVEIRA & BONVICINO, 2011; ROSSI, 2011).

Distribui-se no Paraguai, no nordeste da Argentina, e no leste do Brasil, do estado do Espírito Santo ao Rio Grande do Sul, e pelo interior em Minas Gerais (EMMONS & FEER, 1997; WILSON & REEDER, 2005; OLIVEIRA & BONVICINO, 2006; BONVICINO *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2012), a até 1.200 m de altitude (GEISE *et al.*, 2004). É considerada endêmica da Floresta Atlântica, mas já foi capturada em áreas de transição com o Cerrado (CARMIGNOTTO, 2004; OLIVEIRA & BONVICINO, 2006; BONVICINO *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2012). Ocorre em diversas formações florestais (EMMONS & FEER, 1997;

GEISE *et al.*, 2004; SILVA *et al.*, 2012), em áreas fragmentadas ou alteradas, no interior ou na borda de fragmentos, e em bambuzais em áreas abertas (SILVA *et al.*, 2012).

No Sítio Boa Sorte foram capturados apenas três indivíduos, todos machos. A espécie é normalmente menos abundante, com populações isoladas ou metapopulações restritas a fragmentos florestais com bambuzais capazes de prover recursos espaciais e alimentares (SILVA *et al.*, 2012). É arborícola e fortemente associada a bambuzais, pois alimenta-se dos brotos, tendo dieta especializada (OLMOS *et al.*, 1993; SILVA, 1993; STALLINGS *et al.*, 1994, SILVA *et al.*, 2008; OLIVEIRA & BONVICINO, 2011). Dificilmente é capturada por armadilhas iscadas, comumente utilizadas em amostragens de pequenos mamíferos, como *sherman* e *tomahawk*, sendo possivelmente subamostrada (KIERULFF *et al.*, 1991; SILVA *et al.*, 2012). Durante o presente estudo, duas das capturas foram realizadas em armadilhas *tomahawk* e uma em *pitfall*.

Tem hábitos noturnos e vive em pequenos grupos familiares, defendendo territórios por meio de vocalizações (SILVA, 1993). O comportamento sexual pode ser monogâmico em pequenas manchas de bambu (SILVA *et al.*, 2008), ou poligâmico em bambuzais extensos (STALLINGS *et al.*, 1994). Gera apenas um filhote por gestação (NOWAK & PARADISO, 1983), e constrói ninhos ou se empoleira nos ramos de bambu (STALLINGS *et al.*, 1994; SILVA *et al.*, 2008). A reprodução ocorre ao longo de todo o ano (SILVA, 2005), ou está relacionada ao período de brotação dos bambus (SILVA, 1993). No Sítio Boa Sorte foi capturado um indivíduo subadulto em outubro, na transição entre as estações seca e chuvosa.

Não é citada nas listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção ou na lista nacional do ICMBio (2016). Na lista da IUCN é considerada de menor preocupação (*least concern*), pela ampla distribuição da espécie, população presumivelmente grande, e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça (CATZEFLIS *et al.* 2016b).

**Rodentia – Echimyidae – Eumysopinae**

***Euryzgomatomys spinosus* (Fischer, 1814)**

**Tab. 8** – Biometria de *Euryzgomatomys spinosus*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

<b>Biometria</b>	<b>CC (mm)</b>	<b>CA (mm)</b>	<b>O (mm)</b>	<b>PP (mm)</b>	<b>MC (g)</b>
<b>Machos</b>	183 [1]	52 [1]	17 [1]	35 [1]	155 [1]
<b>Fêmeas</b>	-	-	-	-	-
<b>Geral</b>	183 [1]	52 [1]	17 [1]	35 [1]	155 [1]

*Euryzgomatomys spinosus* é um pequeno mamífero de porte médio (BONVICINO & BEZERRA, 2015), coberto por pelagem aristiforme, heterogênea e pouco densa, de coloração dorsal marrom escura a preta, tracejada de amarelo, e ventre coberto por pelos inteiramente brancos ou com base branca e ponta ocre, e existe contraste brusco entre a coloração dorsal e ventral. Os olhos são pequenos, e as orelhas são pequenas e apresentam tufo pré-auricular (EISENBERG & REDFORD, 1999; GONÇALVES *et al.*, 2007; BONVICINO *et al.*, 2008; ROSSI, 2011). As patas têm coloração cinza escuro, são largas e curtas, com garras muito desenvolvidas, e



**Fig. 8** – Espécime de *Euryzgomatomys spinosus*, tombado no MZUFV.

existe uma franja escura dividindo o dorso e ventre dos pés. A cauda bicolor, muito menor que a metade do comprimento do corpo, exhibe coloração dorsal marrom e ventral amarelada, e é coberta por pelos longos, especialmente na região ventral (ROSSI, 2011).

Distribui-se no nordeste da Argentina, no Paraguai e no Brasil (EISENBERG & REDFORD, 1999; WILSON & REEDER, 2005), ao sul do rio Doce, do Espírito Santo ao Rio Grande do Sul, atingindo Minas Gerais (GONÇALVES *et al.*, 2007, CARVALHO & SALLES, 2004; BONVICINO *et al.*, 2008; PAGLIA *et al.*, 2012). Encontrada a até 1.100 m de altitude (GEISE *et al.*, 2004), é característica da Floresta Atlântica, ocorrendo em diversas fitofisionomias da mesma, em áreas florestais preservadas e alteradas, contínuas ou fragmentadas, e em campos e florestas antrópicos (PAGLIA *et al.*, 1995; BONVICINO *et al.*, 1997; LESSA *et al.*, 1999; BONVICINO *et al.*, 2002; GEISE *et al.*, 2004; D'ANDREA *et al.*,

2007; GONÇALVES *et al.*, 2007; DELCIELLOS *et al.*, 2018). Contudo, já foi capturada nos Pampas (PAGLIA *et al.*, 2012), em diferentes formações abertas do Cerrado (STALLINGS, 1989; LOSS *et al.*, 2015), em áreas de transição entre Cerrado e Floresta Atlântica (CARMIGNOTTO, 2004), e entre Cerrado e Amazônia (LACHER & ALHO, 2001). Aparentemente é generalista em relação ao habitat (GONÇALVES *et al.*, 2007; BONVICINO & BEZERRA, 2015), mas normalmente ocorre em baixas densidades, sendo rara em trabalhos com pequenos mamíferos (D'ANDREA *et al.*, 1999; LESSA *et al.*, 1999; BONVICINO *et al.*, 2002; LOSS *et al.*, 2015; DELCIELLOS *et al.*, 2018). No Sítio Boa Sorte foi capturado apenas um indivíduo, macho, em abril.

Diversas de suas características corroboram hábitos semifossoriais, como alta sociabilidade, corpo fusiforme, cauda curta, olhos pequenos e garras muito desenvolvidas (EMMONS & FEER, 1997; EISENBERG & REDFORD, 1999; GONÇALVES *et al.*, 2007; BONVICINO & BEZERRA, 2015; LOSS *et al.*, 2015). Tem atividade noturna (GONÇALVES *et al.*, 2007) e dieta onívora, consumindo itens vegetais e insetos, predando inclusive gramíneas e árvores exóticas (GONÇALVES *et al.*, 2007; LOSS *et al.*, 2015). Existem poucas informações acerca de sua reprodução, tendo sido reportados uma fêmea grávida e um macho em estado reprodutivo em maio (BARROS-BATTESTI *et al.*, 2000).

Não é citada como ameaçada nas listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção ou na lista nacional do ICMBio (2016). Na lista da IUCN é considerada de menor preocupação (*least concern*), pela ampla distribuição da espécie, e porque é improvável que a população esteja declinando a uma taxa requerida para ser listada na categoria de ameaça, além de ocorrer com sucesso em áreas perturbadas (CATZEFLIS *et al.*, 2016a).



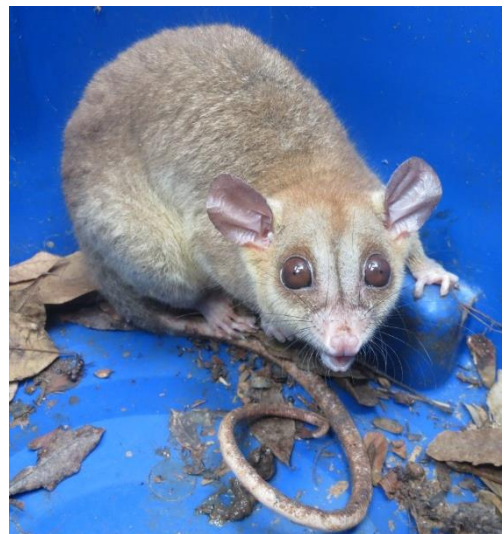
## Didelphimorphia – Caluromyinae

### *Caluromys philander* (Linnaeus, 1758)

**Tab. 9** – Biometria de *Caluromys philander*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

Biometria	CC (mm)	CA (mm)	O (mm)	PP (mm)	MC (g)
<b>Machos</b>	200 [1]	273 [1]	32 [1]	35 [1]	-
<b>Fêmeas</b>	215 [1]	304 [1]	29 [1]	-	-
<b>Geral</b>	200 – 215 (207,5) [2]	273 – 304 (288,5) [2]	29 – 32 (30,5) [2]	35 [1]	-

*Caluromys philander* é um marsupial didelfídeo de porte mediano (LEITE *et al.*, 1996; LANGE & JABLONSKI, 1998; EISENBERG & REDFORD, 1999; ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011), com pelagem heterogênea, densa e macia, cabeça mais clara que o dorso, olhos grandes e circundados por anel pardo, e listra longitudinal escura do rinário ao início do tórax (ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011). Os espécimes capturados no Sítio Boa Sorte apresentaram coloração dorsal parda, gradualmente amarelo-acinzentada nas laterais, e ventre coberto por pelos creme. A cauda preênsil mais longa que o corpo tem a base coberta por pelos similares aos dorsais, tem coloração dorsal amarelada com manchas marrons e despigmentadas, e ventre despigmentado (ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011). A espécie possui marsúpio (VOSS & JANSÁ, 2003).



**Fig. 9** – Espécime de *Caluromys philander*, marcado e solto no local de captura.

Distribui-se da Venezuela ao leste do Brasil (WILSON & REEDER, 2005), nos estados amazônicos, e de Alagoas até o norte de Santa Catarina, estendendo-se para o interior pelo Sudeste até a borda sul do Pantanal (CARMIGNOTTO, 2004; BROWN, 2004; CHEREM *et al.*, 2004; CÁCERES *et al.*, 2008; GARDNER, 2008; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008; ALHO *et al.*, 2011). Florestal, ocorre em áreas de Cerrado, como matas de galeria (CÁCERES *et al.*, 2008), na Floresta Amazônica, e na Floresta Atlântica (CARMIGNOTTO, 2004; GEISE *et al.*, 2004; ALHO, 2005; OLIFIERS *et al.*, 2007; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008).

Possui dieta frugívora-onívora (FONSECA *et al.*, 1996; LEITE *et al.*, 1996; CARVALHO *et al.*, 1999; CÁCERES, 2005; CARVALHO *et al.*, 2005), e hábitos noturnos e arborícolas, ocupando o estrato arbóreo de florestas em diferentes estágios de regeneração (FONSECA & ROBINSON, 1990; PASSAMANI, 1995; LEITE *et al.*, 1996; FOLEY *et al.*, 2000; PASSAMANI *et al.*, 2000; VOSS *et al.*, 2001; GRELE, 2003). Na área de estudo, três das quatro capturas ocorreram no sub-bosque, e o único registro no solo, em armadilha *pitfall*, pode ter sido ocasionado pela ausência de dossel denso no local onde o indivíduo em questão foi capturado

A reprodução tem relação positiva com a disponibilidade de frutos, havendo maior proporção de fêmeas em atividade reprodutiva no período chuvoso (ATRAMENTOWICZ, 1982; PASSAMANI *et al.*, 2000). No Sítio Boa Sorte foram capturados um indivíduo macho e três fêmeas. E de fato, uma das fêmeas foi registrada com sete filhotes no marsúpio em outubro, e uma fêmea juvenil em dezembro, ambas durante a estação chuvosa.

Não é citada na lista de espécies ameaçadas de extinção de Minas Gerais e na lista nacional do ICMBio (2016), e na lista mundial da IUCN é considerada com menor preocupação (*least concern*). Não há ameaças significativas para a espécie, entretanto a perda de habitat ameaça algumas populações, por causa do hábito arborícola e florestal, contudo, pode prosperar em ambientes perturbados (BRITO *et al.*, 2015b).

## Didelphimorphia – Didelphinae – Didelphini

### *Didelphis aurita* (Wied-Neuwied, 1826)

**Tab. 10** – Biometria de *Didelphis aurita*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

Biometria	CC (mm)	CA (mm)	O (mm)	PP (mm)	MC (g)
Machos	-	-	-	-	705 – 1.430 (938,3) [12]
Fêmeas	-	-	-	-	510 – 1.382 (976,6) [14]
Geral	-	-	-	-	510 – 1.430 (917,6) [27]

*Didelphis aurita* é um marsupial didelfídeo de grande porte (VIEIRA, 1997; LANGE & JABLONSKI, 1998; ROSSI, 2011) com pelagem dorsal densa, heterogênea e longa, de coloração geral grisalha, predominantemente preta com fundo amarelado, e o ventre é creme-amarelado, havendo contraste entre a coloração dorsal e ventral. Apresenta três listras pretas na cabeça, duas sobrepondo os olhos e uma no centro da fronte, do rinário à base das orelhas, que são ovais, grandes, e inteiramente negras nos adultos (ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011). A cauda preênsil escura tem a extremidade distal clara e a base coberta por pelos similares aos dorsais (ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011). As fêmeas possuem marsúpio bem desenvolvido (ROSSI & BIANCONI, 2011; GRAIPEL *et al.*, 2017).



**Fig. 10** – Espécime de *Didelphis aurita*, marcado e solto no local de captura.

Distribui-se pelo sudeste do Paraguai, nordeste da Argentina e leste do Brasil (CERQUEIRA & LEMOS, 2000; WILSON & REEDER, 2005; CERQUEIRA & TRIBE, 2008), de Pernambuco ao norte do Rio Grande do Sul, estendendo-se até o Mato Grosso do Sul (CERQUEIRA & LEMOS, 2000; CÁCERES, 2004; GRAIPEL *et al.*, 2006; CERQUEIRA & TRIBE, 2008; ASFORA & PONTES 2009). É característica de formações florestais da Floresta Atlântica (FONSECA *et al.*, 1996), mas ocorre em áreas de transição com o Cerrado (CARMIGNOTTO, 2004), Florestas com Araucárias (GARDNER, 2008), Pampas e Caatinga (ANTUNES, 2005). É uma espécie generalista com relação ao habitat, sendo mais frequente e

abundante em áreas fragmentadas ou perturbadas do que em matas primárias ou contínuas (PAGLIA *et al.*, 1995; D'ANDREA *et al.* 1999; BONVICINO *et al.*, 2002; BONVICINO *et al.*, 2007; KAJIN *et al.* 2008; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009; ROSSI, 2011; GENTILE *et al.*, 2018). No Sítio Boa Sorte foi o marsupial mais abundante (N=93).

Sua dieta é onívora oportunista (LEITE *et al.*, 1996; CARVALHO *et al.*, 1999; CÁCERES & MONTEIRO-FILHO, 2001; CÁCERES, 2003; CÁCERES, 2004; CÁCERES *et al.*, 2009). É excelente dispersora de sementes, com parte permanecendo viável após o consumo (CÁCERES & MONTEIRO-FILHO, 1999). Noturna (CÁCERES & MONTEIRO-FILHO, 2001), tem hábito solitário e escansorial (PASSAMANI, 1995; LEITE *et al.*, 1996; CUNHA & VIEIRA, 2002; GRELE, 2003; PREVEDELLO *et al.*, 2008; ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011). Contudo, o uso dos estratos pode variar entre áreas (ROSSI, 2011) e classes etárias, com juvenis podendo apresentar tendência mais arborícola (PREVEDELLO *et al.*, 2008). No presente estudo, apenas 12 capturas foram realizadas no sub-bosque.

Foram capturados indivíduos reprodutivos ou juvenis de agosto a abril, com maiores índices registrados no fim da estação seca e no início da estação chuvosa. Não foram observados sinais reprodutivos no auge da estação seca, de maio a julho.

Na lista de espécies ameaçadas de extinção da IUCN é categorizada como pouco preocupante (*least concern*), por sua ampla distribuição, tolerância à modificação de habitat, elevado número de ocorrências em áreas protegidas e por ser improvável o declínio populacional (ASTÚA DE MORAES *et al.*, 2015). Não é citada nas listas estaduais ou na lista nacional do ICMBio (2016).

***Philander quica* (Temminck, 1824)**

**Tab. 11** – Biometria de *Philander quica*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

<b>Biometria</b>	<b>CC (mm)</b>	<b>CA (mm)</b>	<b>O (mm)</b>	<b>PP (mm)</b>	<b>MC (g)</b>
<b>Machos</b>	260 – 273 (266,3) [3]	290 – 325 (305,3) [3]	28 – 35 (31,3) [3]	34 – 41 (37,5) [2]	415 [1]
<b>Fêmeas</b>	181 [1]	209 [1]	24 [1]	31 [1]	190 [1]
<b>Geral</b>	181 – 273 (245) [4]	209 – 325 (281,25) [4]	24 – 35 (29,5) [4]	31 – 41 (35,3) [3]	190 – 415 (302,5) [2]

*Philander quica* é um marsupial didelfídeo de porte mediano (ROSSI, 2011), com pelagem curta, densa e heterogênea, de coloração dorsal cinza metálica contrastando com a coloração ventral esbranquiçada ou amarelada. Acima de cada olho há uma mancha creme bem definida (VOSS & JANSÁ, 2003; ROSSI, 2011; VOSS *et al.*, 2018), e as orelhas são ovais com mancha central despigmentada (ROSSI, 2011; VOSS *et al.*, 2018). A cauda preênsil marrom escura é despigmentada na porção distal, e a base tem pelos similares aos do dorso (VOSS & JANSÁ, 2003; SMITH, 2009; ROSSI, 2011). As fêmeas apresentam marsúpio bem desenvolvido (GRAIPEL *et al.*, 2017).



**Fig. 11** – Espécime de *Philander quica*, marcado e solto no local de captura.

Distribui-se do leste ao sul Brasil, da Bahia ao Rio Grande do Sul, atingindo o leste do Paraguai e nordeste da Argentina (WILSON & REEDER, 2005; GARDNER, 2008; PATTON & DA SILVA, 2008; VOSS *et al.*, 2018). É considerada endêmica da Floresta Atlântica (FONSECA *et al.*, 1996), mas ocorre em áreas limítrofes com o Cerrado (BROWN, 2004; CARMIGNOTTO, 2004; VOSS *et al.*, 2018). Comum, ocorre em ambientes florestais a até 2.100 m de altitude, em vegetação perturbada, restingas e em áreas de agricultura (CERQUEIRA *et al.*, 1993; PAGLIA *et al.*, 1995; BERGALLO, 1994; BONVICINO *et al.*, 1997; PASSAMANI *et al.*, 2000; GEISE *et al.*, 2004; PARDINI & UMETSU, 2006; D'ANDREA *et al.*, 2007; DELCIELLOS *et al.*, 2018; VOSS *et al.*, 2018). No Sítio Boa Sorte foram capturados apenas seis indivíduos.

Sua dieta é insetívora-onívora (FONSECA *et al.*, 1996; SANTORI *et al.*, 1997; CARVALHO *et al.*, 1999; CÁCERES, 2004), e as sementes consumidas e expelidas nas fezes normalmente são viáveis (CARVALHO *et al.*, 1999). Tem hábitos noturnos e solitários (EMMONS & FEER, 1997; ROSSI & BIANCONI, 2011), e é escansorial, sendo capturada principalmente no solo (CUNHA & VIEIRA, 2002; VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003; OLIVEIRA *et al.*, 2007; PREVEDELLO *et al.*, 2008; ROSSI & BIANCONI, 2011; DELGADO, 2017). Apenas duas capturas foram realizadas no sub-bosque no presente estudo.

Machos e fêmeas formam sistemas de casais não permanentes (GENTILE *et al.*, 1997), e a reprodução pode acontecer ao longo de todo o ano (BARROS *et al.*, 2008), ou concentrar-se de julho/agosto até março/abril (D'ANDREA *et al.* 1999; GENTILE *et al.* 2000), podendo ocorrer duas ninhadas por época reprodutiva (D'ANDREA *et al.*, 1999). No Sítio Boa Sorte uma fêmea lactante foi capturada em janeiro.

Anteriormente mencionada na literatura sob o binômio *Philander frenatus* (Olfers, 1818), a espécie foi realocada como *P. quica* após recente revisão do gênero realizada por Voss *et al.* (2018), e ainda não é citada nas listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção, na lista nacional do ICMBio, ou na lista global da IUCN.

**Didelphimorphia – Didelphinae – Marmosini**

***Monodelphis americana* (Müller, 1776)**

**Tab. 12** – Biometria de *Monodelphis americana*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

<b>Biometria</b>	<b>CC (mm)</b>	<b>CA (mm)</b>	<b>O (mm)</b>	<b>PP (mm)</b>	<b>MC (g)</b>
<b>Machos</b>	67 – 130 (108,4) [19]	36 – 62 (49,6) [19]	11 – 16 (13,9) [18]	13,5 – 20 (17,8) [18]	11 – 54 (33,2) [23]
<b>Fêmeas</b>	70 – 112 (95) [13]	34 – 47 (38,7) [13]	11,5 – 14 (12,8) [13]	14 – 21 (16,2) [13]	11 – 34 (20,36) [14]
<b>Geral</b>	67 – 130 (102,9) [32]	34 – 62 (35,8) [32]	11 – 16 (13,4) [31]	13,5 – 21 (17,12) [31]	11 – 54 (28,3) [37]

*Monodelphis americana* é um marsupial didelfídeo de pequeno porte (EMMONS & FEER, 1997; ROSSI, 2011). A pelagem heterogênea é pouco densa e curta, com coloração dorsal marrom avermelhada e laterais pouco mais claras, e o ventre tem pelos de base cinza e ápice ocre, com contraste entre coloração dorsal e ventral. No dorso há três listras escuras que gradativamente somem com a idade. As orelhas são pequenas e arredondadas, as patas tem dorso marrom e garras bem desenvolvidas, e a cauda, mais curta que o



**Fig. 12** – Espécime de *Monodelphis americana*, marcado e solto no local de captura.

corpo, tem a base coberta por pelos similares aos pelos dorsais (ROSSI, 2011). A espécie não possui marsúpio (ROSSI & BIANCONI, 2011). Na área de estudo, além das listras dorsais desaparecerem gradativamente com a idade, os indivíduos tendem a se tornar mais claros e alaranjados, como observado por Duda & Costa (2015).

Ocorre no leste do Brasil, do Pará à costa de Santa Catarina, distribuindo-se pelo interior da região Sudeste atingindo o Distrito Federal (ALHO *et al.*, 1986; NITIKMAN & MARES, 1987; GOMES, 1991; WILSON & REEDER, 2005; GARDNER, 2008; MOREIRA *et al.*, 2008; PINE & HANDLEY JR., 2008). Pode ser comum em áreas florestais da Floresta Atlântica e em matas de galeria do Cerrado (ALHO *et al.*, 1986; PARDINI & UMETSU, 2006; ROSSI, 2011; CONDE, 2016), a até 1.000 m de altitude (GEISE *et al.*, 2004). É afetada pela fragmentação da floresta, não estando presente em paisagens muito desmatadas, mas pode ser capturada em bordas de fragmentos, corredores ripários, e em vegetação antrópica (LESSA *et*

*al.*, 1999; PARDINI, 2004; ROSSI, 2011). No Sítio Boa Sorte foi a segunda espécie de marsupial mais abundante (N=69).

É terrestre e provavelmente tem hábitos diurnos (VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003; PARDINI & UMETSU, 2006; ROSSI, 2011; DELGADO, 2017). Sua dieta pode ser classificada como insetívora-onívora (FONSECA *et al.*, 1996; ROSSI & BIANCONI, 2011), e ocasionalmente frugívora (PIMENTEL & TABARELLI, 2004). Raramente é capturada por armadilhas iscadas, como *sherman* e *tomahawk* (ROSSI & BIANCONI, 2011), sendo fundamental na detecção de sua abundância o uso de armadilhas de queda (PARDINI *et al.*, 2005; PARDINI & UMETSU, 2006; ROSSI, 2011; GRAIPEL *et al.*, 2017). Na área de estudo 61 capturas foram efetuadas por *pitfall traps*.

A reprodução ocorre comumente da estação úmida tardia ao início da estação seca (MARES *et al.*, 1989; BARROS *et al.*, 2013b). No Sítio Boa Sorte indivíduos juvenis foram capturados em abundância de janeiro a maio.

Em São Paulo a espécie é considerada quase ameaçada, e não é citada nas demais listas estaduais ou na lista nacional do ICMBio (2016), e na lista da IUCN é categorizada como menos preocupante (*least concern*) (ROSSI, 2011; ASTÚA DE MORAES *et al.*, 2016).



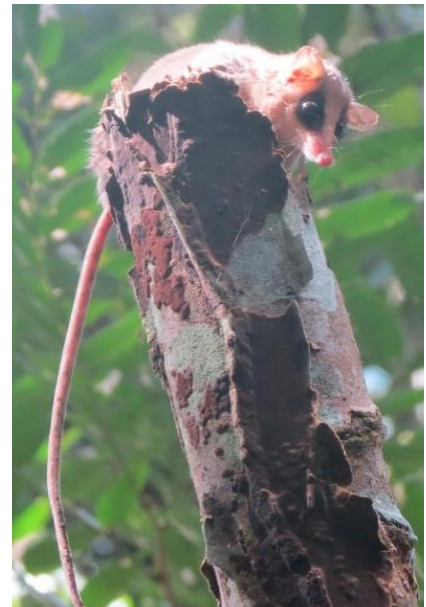
## Didelphimorphia – Didelphinae – Thylamyini

### *Gracilinanus microtarsus* (Wagner, 1842)

**Tab. 13** – Biometria de *Gracilinanus microtarsus*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

Biometria	CC (mm)	CA (mm)	O (mm)	PP (mm)	MC (g)
<b>Machos</b>	76 – 130 (108,9) [19]	115 – 168 (148) [19]	11 – 19 (16,8) [19]	15 – 20 (17,6) [19]	11 – 52 (31,6) [22]
<b>Fêmeas</b>	74 – 107 (93,8) [13]	109 – 160 (134,1) [13]	12 – 18 (15,8) [12]	14 – 18 (16,5) [12]	10 – 32 (19,6) [14]
<b>Geral</b>	74 – 130 (102,6) [32]	109 – 168 (142,4) [32]	11 – 19 (16,4) [31]	14 – 20 (17,2) [31]	10 – 52 (29,9) [36]

*Gracilinanus microtarsus* é um marsupial didelfídeo de porte pequeno (PASSAMANI *et al.*, 2000; COSTA *et al.*, 2003; ROSSI, 2011), com pelagem homogênea e densa, de coloração dorsal marrom-acinzentada clara. O ventre tem pelos de base cinza e ápice creme, do ânus ao pescoço, havendo contraste com a coloração dorsal. No queixo os pelos são inteiramente claros. Os olhos são medianos e circundados por larga e intensa máscara de pelos pretos (ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011). As orelhas são ovais, e nos animais vivos tem coloração amarela vívida na base. As patas têm coloração dorsal castanha clara e almofadas claras desenvolvidas (ROSSI, 2011). A cauda preênsil é castanha no dorso e castanha clara no ventre (ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011). A espécie não apresenta marsúpio (ROSSI & BIANCONI, 2011).



**Fig. 13** – Espécime de *Gracilinanus microtarsus*, marcado e solto no local de captura.

Possui ampla distribuição no leste do Brasil, da Bahia ao Paraná, invade o interior por Minas Gerais e São Paulo (PARDINI 2004; WILSON & REEDER, 2005; CREIGHTON & GARDNER, 2008; PIRES *et al.*, 2010b), estendendo-se a oeste pelas margens do rio Paraná (CÁCERES *et al.*, 2008) até a Argentina (DÍAZ *et al.* 2002). Predominantemente florestal (CÁCERES *et al.*, 2008; ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011), ocorre em áreas preservadas, alteradas (BONVICINO *et al.*, 2002; PARDINI & UMETSU, 2006; OLIFIERS *et al.*, 2007; ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011) e de agricultura (PASSAMANI & RIBEIRO, 2009; ROSSI, 2011), e há registros em fitofisionomias

do Cerrado (CARMIGNOTTO, 2004, MARTINS, 2004, CÁCERES *et al.*, 2008; ROSSI & BIANCONI, 2011; LESSA & PAULA, 2014). É comum, mas pode ser menos abundante ou rara em áreas alteradas (BONVICINO *et al.*, 2002; BONVICINO *et al.*, 2007; ROSSI, 2011; CONDE, 2016). No Sítio Boa Sorte foram capturados 44 indivíduos da espécie.

Sua dieta é insetívora-onívora (FONSECA *et al.*, 1996). Consome principalmente insetos, além de outros invertebrados e frutos (VIEIRA & IZAR, 1999; MARTINS & BONATO, 2004; MARTINS *et al.*, 2006a). Tem hábito preferencialmente arborícola, mas pode ser registrada no solo (PASSAMANI *et al.*, 2000; VIEIRA & MONTEIRO-FILHO, 2003; MARTINS, 2004; CÁCERES *et al.*, 2008; PREVEDELLO *et al.*, 2008; LESSA & PAULA, 2014), como na área de estudo, onde 28 capturas ocorreram no solo e 16 no sub-bosque.

A reprodução sazonal é relacionada ao período quente e úmido (MARTINS, 2004; MARTINS *et al.*, 2006b), concentrando-se normalmente de setembro a março (MARTINS 2004; GASPAR, 2005; ROSSI, 2011; BARROS *et al.*, 2013b). Foram registrados durante o presente estudo indivíduos reprodutivos ou juvenis de dezembro a março.

Não é citada na lista de espécies ameaçada de extinção de Minas Gerais ou na lista nacional do ICMBio (2016). Na lista da IUCN é considerada de menor preocupação (*least concern*) (BRITO *et al.*, 2015a). Tem elevada tolerância à modificação de habitat, podendo ocupar alguns tipos de ambientes alterados (ROSSI, 2011), contudo, é possível que não seja capaz de atravessar matrizes constituídas por gramíneas exóticas (PIRES *et al.*, 2002).

***Marmosops incanus* (Lund, 1840)**

**Tab. 14** – Biometria de *Marmosops incanus*: mínima – máxima (média) [número de indivíduos consultados]. Legenda: CC = comprimento do corpo; CA = comprimento da cauda; O = comprimento interno da orelha; PP = comprimento da pata posterior com unha; MC = massa corporal.

<b>Biometria</b>	<b>CC (mm)</b>	<b>CA (mm)</b>	<b>O (mm)</b>	<b>PP (mm)</b>	<b>MC (g)</b>
<b>Machos</b>	100 – 170 (134,9) [9]	126 – 202 (176,3) [9]	16 – 26 (22,7) [8]	16 – 23,5 (20,9) [9]	15 – 105 (56,2) [9]
<b>Fêmeas</b>	99 – 153 (127,8) [16]	137 – 192 (167,1) [16]	18 – 23,5 (21,3) [16]	17 – 21 (19,2) [16]	18 – 66 (44,2) [16]
<b>Geral</b>	99 – 170 (130,4) [25]	126 – 202 (170,4) [25]	16 – 26 (21,8) [24]	16 – 23,5 (19,8) [25]	15 – 105 (48,5) [25]

*Marmosops incanus* é um marsupial didelfídeo de pequeno porte (MUSTRANGI & PATTON, 1997), com pelagem heterogênea e pouco densa, de coloração dorsal acinzentada e ventre inteiramente branco ou creme, havendo contraste entre coloração dorsal e ventral. Os olhos são medianos e circundados por anéis escuros bem definidos, e as orelhas são ovais (ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011). As patas tem dorso claro, e os machos apresentam tubérculos carpais nos pulsos (ROSSI, 2011). A cauda tem a porção distal despigmentada e a base coberta por pelos similares aos dorsais, tem coloração dorsal marrom com manchas despigmentadas e o ventre amarelado (ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011). Não possui marsúpio (ROSSI & BIANCONI, 2011).



**Fig. 14** – Espécime de *Marmosops incanus*, marcado e solto no local de captura.

Distribui-se pelo leste do Brasil, da Bahia a São Paulo, invadindo o interior até Mato Grosso (MUSTRANGI & PATTON, 1997; LANGE & JABLONSKI, 1998; WILSON & REEDER, 2005; GARDNER, 2008; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008). Habita ambientes florestais da Floresta Atlântica contínuos ou fragmentados, maduros, secundários ou alterados e plantações (BONVICINO *et al.*, 2002; GEISE *et al.*, 2004; PARDINI *et al.*, 2005; PARDINI & UMETSU, 2006; OLIFIERS *et al.*, 2007; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009; CONDE, 2016). Pode ocorrer também em formações florestais de áreas de transição com o Cerrado e com a Caatinga (CÂMARA *et al.*, 2003; CARMIGNOTTO, 2004; PEREIRA & GEISE, 2007; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008).

É comum, mas geralmente não abundante (BONVICINO *et al.*, 2002), e é afetada pela fragmentação florestal, não estando presente em paisagens muito desmatadas (ROSSI, 2011). Tem preferência por matas maduras, com maior abundância em áreas em estágio mais avançado de regeneração (PARDINI, 2004; NAXARA, 2008; PASSAMANI & RIBEIRO, 2009), podendo ser considerada excelente indicadora ambiental (ROSSI, 2011). No Sítio Boa Sorte foram capturados 37 indivíduos.

Tem dieta insetívora-onívora (FONSECA *et al.*, 1996; ASTÚA DE MORAES *et al.*, 2003; PINOTTI *et al.*, 2011), e permanecem viáveis nas fezes sementes consumidas menores que 1 mm (LESSA & COSTA, 2010). É escansorial, mas pode ser preferencialmente mais terrestre (OLIVEIRA *et al.*, 2007; ROSSI, 2011; ROSSI & BIANCONI, 2011; LESSA & PAULA, 2014). No Sítio Boa Sorte, dez capturas ocorreram no sub-bosque e 27 no solo.

Há dimorfismo sexual, com machos apresentando peso e medidas corporais maiores (LORETTO & VIEIRA, 2008; DELGADO, 2017), e a reprodução concentra-se na estação quente e úmida (FONSECA & KIERULFF, 1989; LORINI *et al.*, 1994; PASSAMANI *et al.*, 2000; BARROS *et al.*, 2013b). Na área de estudo, foram observados indícios reprodutivos de outubro a janeiro, com pico em dezembro. A abundância de adultos diminui nas estações chuvosas após dezembro (ALMEIDA *et al.*, 2008), quando ocorre mortalidade dos machos devido à semelparidade (LORINI *et al.*, 1994; ALMEIDA *et al.*, 2008; BARROS *et al.*, 2013b).

A espécie não é citada na lista de espécies ameaçadas de extinção de Minas Gerais ou na lista nacional do ICMBio (2016), e na lista da IUCN é incluída na categoria de menor preocupação (*least concern*) (BRITO *et al.*, 2015c). Contudo, é ameaçada pelo desmatamento, já que é afetada pela fragmentação da floresta, e normalmente não ocupa áreas abertas e muito alteradas (ROSSI, 2011).