# UNIVERSIDADE REGIONAL INTEGRADA DO ALTO URUGUAI E DAS MISSÕES URI – CAMPUS DE ERECHIM DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

ANDRESSA SAMARA VOLINSKI

VARIAÇÕES ESPACIAIS E SAZONAIS NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES, ABUNDÂNCIA RELATIVA E NA DIVERSIDADE BETA DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES (RODENTIA E DIDELPHIMORPHIA) NOS CAMPOS DE ALTITUDE DO PLANALTO DAS ARAUCÁRIAS, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL.

### ANDRESSA SAMARA VOLINSKI

VARIAÇÕES ESPACIAIS E SAZONAIS NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES, ABUNDÂNCIA RELATIVA E NA DIVERSIDADE BETA DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES (RODENTIA E DIDELPHIMORPHIA) NOS CAMPOS DE ALTITUDE DO PLANALTO DAS ARAUCÁRIAS, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia (Área de Concentração: Gestão e Conservação Ambiental).

Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação da Biodiversidade

Orientador:

Dr. Jorge Reppold Marinho

ERECHIM, MAIO DE 2018.

### ANDRESSA SAMARA VOLINSKI

VARIAÇÕES ESPACIAIS E SAZONAIS NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES, ABUNDÂNCIA RELATIVA E NA DIVERSIDADE BETA DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES (RODENTIA E DIDELPHIMORPHIA) NOS CAMPOS DE ALTITUDE DO PLANALTO DAS ARAUCÁRIAS, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia. Área de Concentração: Gestão e Conservação Ambiental.

BANCA EXAMINADORA

# Dr. Jorge Reppold Marinho (Orientador) Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim Dr. Rogério Luis Cansian Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim Dr. Bruno Busnello Kubiak Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Frederico Westphalen Dr. Daniel Galiano

Erechim, maio de 2018.

Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus de Realeza

### **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus, por minha vida e família. Agradeço igualmente ao meu santo anjo da guarda, por me guiar e proteger.

Ao meu orientador Dr. Jorge Reppold Marinho, pelas oportunidades, confiança, cuidado e amizade. Além disso, muito obrigada por ter me dado forças para superar as dificuldades.

Ao corpo docente do PPG Ecologia, pela oportunidade concedida para a realização do mestrado.

Ao Prof. Dr. Rodrigo Fornel, pelos ensinamentos, suporte e empenho dedicado ao PPG Ecologia.

Ao Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp, pelo apoio e suporte no delineamento amostral e na realização das análises estatísticas. Além disso, obrigada por todos os ensinamentos durante esses dois anos.

Aos colegas e amigos do PPG Ecologia, muito obrigada pelo convívio e pelos momentos de descontração.

Aos colegas Elaine Gabriel, Cassiara Bez, Maycon Trentini, Joarez Venancio, Amanda Marengo, João Andriola, Luana Silva, Priscila Mezzomo, Marcelle strapasson, Claudenice dalastra, Rafael Loureiro, Marcelo Malysz e Guilherme Rosa, pelo suporte técnico e/ou logístico durante as coletas de dados.

Ao Laboratório de Geoprocessamento, pela confecção do Mapa da área de estudo.

À E. E. B. Bom Pastor, por autorizar as minhas ausências para a realização de disciplinas.

À Albertina Maggi e toda sua família, pelo acolhimento e pela autorização para desenvolver as coletas de dados na Pousada Fazenda Santa Cruz, município de Bom Jesus/RS.

Ao Daniel José da Silva, pelos ensinamentos, apoio e incentivo durante todo o meu processo de formação. Além disso, muito obrigada pelas inúmeras caronas Chapecó - Erechim.

Aos meus pais Aodete Coser Volinski e Alceri Volinski, pelo amor incondicional.

À minha irmã Vanessa Sabrina Volinski, por me auxiliar nas correções e na confecção dos abstracts.

Por fim, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos concedida.

Na minha terra tudo é alegria
Tenho orgulho em lá morar;
É São Francisco de cima da serra
Onde o touro berra desde o sol raiar.

Passo a semana sempre gauderiando No campo imenso do meu torrão Cavalo bom e cachorro ensinado Que tira o gado lá do restingão.

Numa tropeada se uma res refuga E dando um jeito pra me escapar Desato o laço e meto o meu picaço E dou uma armada para segurar.

E nos domingos lá no povoado

Tomo uns margo com a gauchada

Pego uma gaita e invento uns versos

Tudo certo e não me falta nada.

Em São Francisco todos são amigos Povo que honra sua tradição Eu me despeço e minha gaita eu fecho E levo todos no meu coração.

São Francisco de Cima da Serra (Os Bertussi)

Variações espaciais e sazonais na composição de espécies, abundância relativa e na diversidade beta de pequenos mamíferos não voadores (Rodentia e Didelphimorphia) nos Campos de Altitude do Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil.

Andressa Samara Volinski Orientador: Dr. Jorge Reppold Marinho Data da Defesa: 30/05/2018

Resumo: Compreender como a diversidade beta varia em múltiplas escalas (espacial e sazonal) e quais são os processos responsáveis por seus padrões (aninhamento e substituição de espécies) é essencial para o entendimento das questões ecológicas. O presente estudo teve o objetivo de caracterizar a variação espacial e temporal da fauna de pequenos mamíferos em uma região do Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil. Buscou-se investigar a seguinte questão: a comunidade de pequenos mamíferos em uma região do Planalto das Araucárias está estruturada sob um padrão de aninhamento? O Planalto das Araucárias abrange zonas de elevadas altitudes entre o limite dos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. Foram realizadas duas expedições de 24 dias consecutivos cada (verãofevereiro/março de 2017; inverno-julho/agosto de 2017) no município de Bom Jesus/RS. A amostragem dos pequenos mamíferos foi realizada em três ambientes (Formação Campestre, Floresta com Araucárias e a transição entre estes dois ambientes), sendo analisados três pontos amostrais por ambiente. Para cada ponto amostral foi estabelecido uma grade, composto por 49 armadilhas do tipo Tomahawk. No total foram capturados 325 espécimes (verão: 86; inverno: 239), pertencentes a seis espécies de roedores e duas espécies de marsupiais. A riqueza de espécies e abundância diferiu entre os ambientes, com valores superiores para a floresta em relação ao campo. Em ambos os casos, a transição não diferiu dos demais ambientes. Apenas a abundância diferiu entre as estações climáticas, sendo superior para a floresta no inverno em comparação ao campo no verão e no inverno. A diversidade-β foi explicada pelos dois padrões em diferentes proporções. Durante este estudo, o aninhamento de habitat foi um dos principais fatores que moldou os padrões de aninhamento para a comunidade de pequenos mamíferos na região do Planalto das Araucárias investigada.

**Palavras-chave**: Floresta com Araucárias, transição, partição de diversidade, aninhamento, substituição de espécies.

Spatial and seasonal variation in the species composition and beta diversity of nonvolant small mammals (Rodentia and Didelphimorphia) in the Altitude Fields from Araucaria's Plateau, state of Rio Grande do Sul, Brazil.

Andressa Samara Volinski Orientador: Dr. Jorge Reppold Marinho Data da Defesa: 30/05/2018

Abstract: Comprehending how the beta diversity changes in multiple scales (spatial and temporal) and what are the processes responsible for its patterns (nestedness e turnover) is essential for the understanding of the ecological aspects. The present study has the objective of characterising the spatial and temporal variation of the fauna of small mammals in a region of the Araucaria's Plateau. This study sought to investigate the following question: is the community of small mammals in a region of the Araucaria's Plateau structured under a nestedness pattern? The Araucaria's Plateau covers high altitude zones between the limit of the states Rio Grande do Sul and Santa Catarina. Two expeditions were held in the municipality of Bom Jesus/RS, each one lasting 24 consecutive days (summer-February/March 2017; winter-July/August 2017). The sampling of the small mammals was conducted in three environments (Altitude Fields, Araucaria Forest and the transition between the two environments), being analyzed three sample sites for each of the environments. For each sample site was established one grid, composed of 49 Tomahawk traps. In total, 325 specimens were caught (summer: 86; winter: 239), belonging to six species of rodents and two species of marsupials. The richness and abundance were different between the sampling environments, with higher values for the forest compared with the field. In both cases, the transition did not differ from the other environments. Only the abundance differed between the climatic seasons, being higher to the forest in the winter comparing with the field in the winter and summer. The diversity-β was explained by two patterns in different proportions. During this study, the habitat nestedness was one of the main factors that shaped the nestedness patterns for the small mammals community in the investigated region of the Araucaria's Plateau.

**Key-words:** Araucaria Forest, transition, diversity partitioning, *nestedness*, *turnover*.

# LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Espécies de pequenos mamíferos capturadas nos ambientes de floresta, transição e campo durante as expedições de verão (fevereiro e março de 2017) e inverno (julho e agosto de 2017) no município de Bom Jesus, Rio Grande do Sul, Brasil
Tabela 2: Comparações pareadas da riqueza de pequenos mamíferos por ambientes de amostragem (floresta, transição e campo) e estações climáticas (verão e inverno)41
Tabela 3: Comparações pareadas da abundância relativa de pequenos mamíferos por ambientes de amostragem (floresta, transição e campo) e estações climáticas (verão e inverno)
Tabela 4: Comparações pareadas das interações da abundância relativa de pequenos mamíferos entre os ambientes de amostragem (floresta, transição e campo) e as estações climáticas (verão e inverno)
Tabela 5: Dissimilaridade na abundância relativa de espécies de pequenos mamíferos no verão (superior) e no inverno (inferior) nos ambientes de floresta (Flor.), transição (Trans.) e campo (Camp.). As células com cor de preenchimento cinza escuro determinam comparações entre pontos amostrais de um mesmo ambiente de amostragem e as células com preenchimento cinza claro estabelecem comparações entre pontos amostrais de ambientes distintos. As células com fonte em negrito designam comparações entre pontos amostrais cuja dissimilaridade é $\geq 0.700$

# LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Imagem de satélite da área de estudo localizada no município de Bom Jesus, Rio Grande do Sul, brasil. É conferido destaque para os pontos amostrais nos ambientes de
Floresta com Araucárias (F1, F2 e F3; losango amarelo), Formação Campestre (C1, C2 e C3; losango vermelho) e a transição entre estes dois ambientes (T1, T2 e T3; losango azul), os
quais são destinados à amostragem dos pequenos mamíferos. Os pontos amostrais foram dispostos distantes > 300 m34
Figura 2: Vista geral dos pontos amostrais de Floresta com Araucárias (F1, F2 e F3), Formação Campestre (C1, C2 e C3) e a transição entre estes dois ambientes (T1, T2 e T3) localizados no município de Bom Jesus, Rio Grande do Sul, Brasil
Figura 3: Gráfico de interações da abundância relativa de pequenos mamíferos entre os ambientes de amostragem (floresta, transição e campo) e as estações climáticas (verão e inverno)
Figura 4: Ordenação das comunidades de pequenos mamíferos no verão (superior) e no inverno (inferior) nos ambientes de floresta, transição e campo. Os pontos de campo 1 e de campo 2 mostram-se sobrepostos no verão (superior)

# SUMÁRIO

Agradecimentos	i
Epígrafe	ii
Resumo	iii
Abstract	iv
Lista de tabelas	V
Lista de figuras	vi
1. Introdução geral	11
Composição de espécies, abundância relativa e componente beta de diversidade	11
Diversidade de pequenos mamíferos	14
Planalto das Araucárias	17
Objetivos	20
Objetivo geral	20
Objetivos específicos	20
Referências	21
2. Capítulo I – Variação espacial e temporal na composição de espécies, abundância relati diversidade beta de pequenos mamíferos (Rodentia e Didelphimorphia) nos Campos Altitude do Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil	s de
Resumo	28
Abstract	29
Introdução	29
Material e métodos	32
Área de estudo	32
Amostragem	35
Análises estatísticas	37
Resultados	38
Discussão	45
Referências	50
3. Conclusão geral	55

### 1. INTRODUÇÃO GERAL

### Composição de espécies, abundância relativa e componente beta de diversidade

A investigação da diversidade biológica tem sido um dos principais focos das pesquisas ecológicas (ZAJAC et al., 2013). Profissionais de distintas áreas de atuação possuem interesses comuns sobre o fenômeno da "diversidade biológica" (WHITTAKER, 1972). Segundo Magurran (2004), a diversidade biológica pode ser definida como a variedade e a abundância de espécies presentes em uma determinada unidade de estudo. Nesse caso, verifica-se que a diversidade biológica é composta por dois componentes, a riqueza, que corresponde ao número de espécies, e a repartição, que corresponde à abundância relativa e ao grau de dominância das espécies (ODUM e BARRETT, 2007).

Whittaker (1960, 1972) foi pioneiro na tentativa de descrever e explicar a diversidade biológica e os processos responsáveis por seus padrões. Segundo este autor, a diversidade biológica está estruturada em no mínimo três componentes: os componentes *alpha*, *beta* e *gama*. Neste caso, a diversidade *alpha* (α) refere-se à diversidade de espécies encontradas em localidades individuais e a diversidade *beta* (β) corresponde à variação na composição de espécies entre locais, habitat ou gradientes, considerando-se uma área geográfica de interesse (WHITTAKER, 1960; WHITTAKER, 1972; LEGENDRE et al., 2005; MELO et al., 2009). A diversidade *gama* (γ) engloba todas as diversidades locais, ou seja, é a diversidade total de uma região de interesse (WHITTAKER, 1972; LEGENDRE et al., 2005).

Muitas abordagens recentes têm como foco central o estudo dos padrões e processos relacionados à variação da composição de espécies entre os locais (diversidade-β), tanto em escala espacial como temporal (PECH-CANCHE et al., 2011; ZAJAC et al., 2013; MEDEIROS et al., 2016). As variações na composição de espécies entre os locais implicam em alterações no número, na identidade e/ou na abundância das espécies da comunidade (LEGENDRE et al., 2005). De modo geral, a diversidade-β é mensurada através de métricas de dissimilaridade, as quais levam em consideração as distâncias médias entre os locais de uma dada área geográfica (ANDERSON et al., 2006). Entre as métricas utilizadas para determinar a diversidade-β, destacam-se as que levam em consideração dados de presença-ausência ou de abundância de espécies (ANDERSON et al., 2011). Os dados de abundância de espécies representam de forma mais eficiente às variações da comunidade, ao contrário dos

dados de presença-ausência que consideram exclusivamente as diferenças nas identidades de espécies entre os locais (BARWELL et al., 2015). Como o padrão de abundância das comunidades naturais é frequentemente caracterizado pela ocorrência de poucas espécies abundantes (comuns) e um grande número de espécies menos abundantes (intermediárias e raras), torna-se preferível optar por métricas que incluam a avaliação da equitabilidade (MAGURRAN, 2004). A equitabilidade fornece informações indispensáveis sobre o "quão similar as espécies estão representadas na comunidade" (MELO, 2008, pg. 23).

Sabe-se que diversos processos promovem variação nos padrões de diversidade-β (TELLO et al., 2015). A diferenciação na composição de espécies entre os locais está relacionada, sobretudo a fatores ambientais, incluindo o tamanho e o grau de isolamento da área (PARDINI, 2004; PARDINI e UMETSU, 2006), a heterogeneidade e a complexidade ambiental (WILLIAMS et al., 2002) e a filtragem de habitat (WHITTAKER, 1972; BISHOP et al., 2015). Outros fatores chave que geram diferenciação na composição de espécies entre os locais são os fatores geográficos, como a restrição à dispersão (MELO et al., 2009; WEN et al., 2016), os fatores bióticos, tais como a reprodução (LEGENDRE et al., 2005), a competição interespecífica (WHITTAKER, 1972) e a tolerância das espécies a fatores abióticos (HARRISON et al., 1992) e a teoria neutra (LEGENDRE et al., 2005; SVENNING et al., 2011).

A heterogeneidade ambiental e/ou a complexidade ambiental, os quais se referem respectivamente as alterações verticais e horizontais na estrutura do habitat, geralmente são apontados como os principais fatores que determinam os padrões de diversidade-β para pequenos mamíferos (WILLIAMS et al., 2002; MACHADO, 2011). Impactos resultantes de atividades humanas, tais como a agricultura, a urbanização e a invasão de espécies, interferem decisivamente nos processos que influenciam os padrões de diversidade-β (SOCOLAR et al., 2016). O equilíbrio dos processos que influenciam os padrões de diversidade-β e a extensão das modificações antrópicas ao longo do espaço e do tempo determinam se a composição de espécies se tornará mais homogênea ou heterogênea entre os locais (SOCOLAR et al., 2016).

Há muito tempo que os ecólogos têm sugerido a existência de dois padrões ecológicos para explicar as variações no componente beta de diversidade: o aninhamento (*nestedness*) e a substituição de espécies (*turnover*) (HARRISON et al., 1992; BISHOP et al., 2015). O aninhamento é um padrão que ocorre quando os conjuntos de espécies observados em cada localidade apresentam uma menor riqueza em relação ao *pool* regional, ou seja, trata-se de

subconjuntos de espécies de locais com maior riqueza (WRIGHT e REEVES, 1992). Wang et al. (2010) reconheceu quatro principais fatores como determinantes para o estabelecimento de comunidades aninhadas, sendo a colonização e a extinção seletiva, a amostragem passiva e o aninhamento de habitat. Em alguns casos, os processos que causam o aninhamento podem operar como filtros ambientais (WRIGHT et al., 1998) e atuar selecionando espécies com adaptações para sobreviverem em ambientes com características específicas ou extremas (WHITTAKER, 1972; BISHOP et al., 2015). Isso significa que os ambientes comuns tendem a ser habitados por espécies generalistas, enquanto que os ambientes incomuns tendem a ser ocupados por espécies especialistas, as quais usualmente são restritas a poucos locais (WRIGHT et al., 1998).

De maneira oposta ao aninhamento, a substituição de espécies é um padrão onde se verifica a troca de algumas espécies por outras entre os locais (SVENNING et al., 2011) em consequência de alterações nas condições espaciais e ambientais ou de restrições históricas (QIAN et al., 2005). De modo geral, os principais fatores que podem modular a ocorrência de substituição de espécies são a teoria neutra (por exemplo, dispersão espacialmente limitada), o isolamento geográfico, a classificação ecológica (e.g. gradientes ambientais), os processos históricos (e.g. imigração, colonização, extinção e especiação) (SVENNING et al., 2011), os gradientes latitudinais e de elevação (MAESTRI e PATTERSON, 2016), o nicho (WEN et al., 2016) e os processos bióticos (e.g. interações competitivas e reprodução) (LEGENDRE et al., 2005).

A teoria neutra assume a suposição de "neutralidade" e sugere que as mudanças nas comunidades estão relacionadas exclusivamente com os fatores de dispersão limitada, especiação e de deriva ecológica (HUBBELL, 2001; ROSINDELL et al., 2011). A teoria neutra supõem que todos os indivíduos pertencentes a um determinado nível trófico são competidores equivalentes, ou seja possuem as mesmas taxas *per capita* de natalidade, mortalidade, reprodução, dispersão e de especiação (HUBBELL, 2001; ODUM e BARRETT, 2007). Esta teoria está fundamentada sobre os princípios da teoria da biogeografia de ilhas de MacArthur e Wilson (1963). Segundo os autores, a determinação do número de espécies em ilhas ou manchas de habitat está condicionada a ação recíproca entre extinção local e imigração. Neste caso, verifica-se que um conjunto de comunidades locais está conectado uma com as outras por meio do processo de dispersão de espécies, constituindo assim uma metacomunidade (WILSON, 1992).

Dessa forma, nota-se que além de se tratarem de dois padrões ecológicos distintos, o aninhamento e a substituição de espécies são modulados por processos ecológicos diferentes (SVENNING et al., 2011). Em praticamente todas as situações de comunidades não idênticas, as diferenças podem ser explicadas por aninhamento, substituição de espécies ou pela combinação de ambos os padrões (BASELGA, 2010). Como o aninhamento e a substituição de espécies são padrões complementares, sua análise deve ser realizada simultaneamente, porém particionando-os de maneira independente (BASELGA et al., 2007). O adequado particionamento dos padrões de diversidade-β (aninhamento e substituição de espécies) é fundamental para o entendimento das questões ecológicas (BASELGA et al., 2007).

### Diversidade de pequenos mamíferos

O Brasil abriga uma das maiores diversidades de mamíferos do mundo (REIS et al., 2011), existindo ainda inúmeras espécies por serem descobertas e catalogadas (COSTA et al., 2005). De acordo com O Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil (http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do), 720 espécies de mamíferos possuem ocorrência para o território brasileiro. Destes, 248 espécies pertencem à ordem Rodentia e 54 espécies pertencem à ordem Didelphimorphia (PERCEQUILLO e GREGORIN, 2018). Recentemente, Percequillo et al. (2017) adicionaram duas espécies de roedores a essa lista, totalizando 722 espécies de mamíferos no Brasil.

Os pequenos mamíferos terrestres (roedores e marsupiais) são o grupo de mamíferos com maior número de espécies descritas (WILSON e REDER, 2005). Esta notável diversidade taxonômica deve-se a uma gama de fatores, tais como os atributos das espécies (e.g. capacidade de dispersão), os fatores ambientais, o isolamento e a história biogeográfica dos ambientes (RIBEIRO, 2015). Além de sua relevância numérica, os pequenos mamíferos são determinantes na manutenção de ligações tróficas e na regulação das populações de predadores (LEINER e SILVA, 2012). Ademais, os roedores e os marsupiais atuam como bioindicadores e influenciam a dinâmica das Florestas Neotropicais (PARDINI et al., 2005; PARDINI e UMETSU, 2006).

Muito se tem discutido sobre a importância de ampliar o foco dos estudos ecológicos relacionados exclusivamente à composição de espécies para a compreensão de como as espécies se distribuem no espaço (MAESTRI et al., 2014) e no tempo. Em consequência disso

se tem verificado um aumento considerável no número de estudos relacionados à investigação dos padrões de distribuição espacial e/ou temporal de pequenos mamíferos na região Sul do Brasil (MAESTRI e MARINHO, 2014; MAESTRI et al., 2014), especialmente para a floresta com araucárias (DALMAGRO e VIEIRA, 2005; GALIANO et al., 2013; GALIANO et al., 2014). É importante ressaltar que ainda existem lacunas no conhecimento sobre a diversidade e a distribuição de mamíferos no Brasil, devido à vastidão do território brasileiro (PERCEQUILLO et al., 2017).

O padrão de ocupação espacial por pequenos mamíferos é provavelmente dependente da relação estabelecida entre as características genéticas (GHELER-COSTA, 2006) e morfológicas desses animais e as características estruturais do ambiente (MACHADO, 2011). Por esse motivo, muitos autores têm sugerido que o padrão de ocupação espacial e a estruturação das comunidades de pequenos mamíferos relacionam-se positivamente com a complexidade e/ou heterogeneidade ambiental (WILLIAMS et al., 2002; SANTOS e HENRIQUES, 2010; SILVA, 2013). No estudo realizado por Silva (2013), por exemplo, constatou-se que as fitofisionomias mais complexas abrigam uma maior riqueza de espécies, enquanto que as fitofisionomias menos complexas abrigam uma menor riqueza de espécies.

A maior diversidade de espécies nos ambientes mais complexos e/ou heterogêneos está relacionada à maior variedade de micro-habitat (MACHADO, 2011). Algumas características estruturais do ambiente são fatores decisivos para a seleção do habitat por pequenos mamíferos (CADEMARTORI et al., 2008). Em um estudo realizado por Dalmagro e Vieira (2005) foi constatado que as ocorrências de *Akodon montensis* (Thomas, 1913) e de *Delomys dorsalis* (Hensel, 1872) estão relacionadas à quantidade de abrigos, a presença do sub-bosque e a cobertura do dossel. A cobertura do dossel, por exemplo, interfere na regulação do microclima e, por conseguinte, na regulação metabólica dos pequenos mamíferos (MELO et al., 2013). De fato, Galiano et al. (2014) concluíram que a abundância de pequenos mamíferos está associada à abundância de espécies arbustivo-arbóreas. Os autores sugerem que a presença de espécies arbóreas, provavelmente, ofereça proteção aos pequenos mamíferos contra a predação aérea, especialmente durante o forrageamento. Muitos autores têm destacado que a fuga da predação é um dos principais fatores que influenciam na seleção de micro-habitat, especialmente para pequenos mamíferos terrestres (LIMA et al., 2010; MELO et al., 2013).

Sabe-se que as comunidades de pequenos mamíferos passam por flutuações populacionais ao longo do tempo (GALIANO et al., 2013). As flutuações populacionais são dependentes dos fatores intrínsecos (e.g. dispersão de indivíduos, interações sociais e características reprodutivas) e dos fatores extrínsecos (e.g. clima, disponibilidade de recursos e predação) (GENTILE et al., 2012). De modo geral, os mamíferos mostram sazonalidade em sua reprodução (BRONSON, 1988). A sazonalidade da reprodução é um reflexo à variação de um conjunto de fatores, tais como os fatores dietéticos (e.g. recursos alimentar) e climáticos (e.g. precipitação e temperatura) (BRONSON, 1988). Estudos realizados na floresta com araucárias sugerem que as estações reprodutivas dos marsupiais variam de acordo com a latitude (CERQUEIRA, 2005). Em torno do equador, por exemplo, a reprodução dos marsupiais tende a ser contínua ao longo do ano (CERQUEIRA, 2005). Já em regiões afastadas do equador, verifica-se uma redução na duração do período reprodutivo, com o início da reprodução sendo desencadeado pela mudança da estação climática (CERQUEIRA, 2005).

A reprodução dos mamíferos em locais sazonais ocorre em qualquer época do ano em que o sucesso reprodutivo seja potencializado (BRONSON, 1988). Estudos realizados na Mata Atlântica (PARDINI e UMETSU, 2006; OLIVEIRA et al., 2007) e na Floresta Estacional (MALLMANN et al., 2011) relatam picos populacionais para a maioria das espécies de pequenos mamíferos durante o período chuvoso. Muitos autores atribuem os picos populacionais do período chuvoso à maior disponibilidade de recursos (BERGALLO e MAGNUSSON, 1999; MALLMANN et al., 2011). Entretanto, frequentemente são relatados picos populacionais de pequenos mamíferos para o período seco (GRAIPEL et al., 2006; SANTOS-FILHO et al., 2008). Neste caso, verifica-se uma provável redução da eficiência das iscas e da probabilidade de captura de pequenos mamíferos para o período chuvoso devido à maior disponibilidade de recursos.

Sabe-se que as populações de diferentes espécies respondem de maneira distinta à variação dos fatores extrínsecos, refletindo diferentes padrões sazonais de flutuação (FELICIANO et al., 2002; GALIANO et al., 2013). O estudo de Galiano et al. (2013) sobre a dinâmica populacional de *O. nigripes* e *A. Montensis*, por exemplo, constatou a existência de padrões sazonais de flutuação apenas para *O. nigripes*. A espécie mostrou incremento populacional associado a baixas temperaturas e a maior chuva. Já *A. montensis* mostrou reprodução contínua ao longo das estações. A chuva parece ter efeito direto sobre o ritmo de

atividade dos roedores, sendo constatada maior movimentação dos animais em dias chuvosos (MAESTRI e MARINHO, 2014). Segundo Stokes et al. (2001), a chuva fornece condições mais escuras e seguras para o forrageamento, uma vez que é menor o risco dos pequenos mamíferos serem detectados por predadores. Entretanto, Maestri e Marinho (2014) sugerem que os efeitos da chuva são primariamente prejudiciais aos roedores, uma vez que a chuva os deixa molhados e destrói seus abrigos.

Como observado previamente, a importância dos roedores e dos marsupiais é enaltecida perante a fauna de mamíferos, devido a sua elevada diversidade de espécies e endemismo e devido ao seu considerável papel funcional no ambiente (MACHADO, 2011). Além da perda de habitat, a escassez de conhecimento científico básico (e.g. distribuição, história natural, sistemática e taxonomia) também pode ser considerada uma importante ameaça aos pequenos mamíferos (COSTA et al., 2005). Pesquisas mais detalhadas sobre a estrutura das comunidades e os padrões de distribuição das espécies de pequenos mamíferos em escalas menores são necessárias, principalmente em relação aos gradientes ambientais na Mata Atlântica (PARDINI e UMETSU, 2006).

### Planalto das Araucárias

A Mata Atlântica é a floresta tropical com a segunda maior extensão no continente americano (TABARELLI et al., 2005). Em território brasileiro, o domínio possui área equivalente a 1.306.421 Km² e está presente em 17 estados (CAMPANILI e PROCHNOW, 2006). Originalmente o domínio estendia-se continuamente ao longo da costa brasileira, alcançando o leste do Paraguai e o nordeste da Argentina (TABARELLI et al., 2005). Atualmente a Mata atlântica é considerada um dos ecossistemas mais devastados e ameaçados do mundo (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2003), restando menos de 7,5% de sua cobertura vegetal original (MYERS et al., 2000). Este cenário inclui a Mata Atlântica entre os 25 hotspots de biodiversidade mundiais, devido à convergência da acelerada perda de habitat e alta taxa de endemismo (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2003).

Inúmeras práticas não sustentáveis têm degradado a Mata Atlântica (BOLDRINI, 2002). A degradação da Mata Atlântica teve início em 1500, com a chegada dos primeiros Portugueses e Espanhóis ao Brasil (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2003). Desde a colonização, intensificaram-se os ciclos de exploração e exportação de commodities, tais

como o pau-brasil, a cana-de-açúcar, o cacau e o café (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2003). Recentemente, outros fatores têm contribuído para a perda de biodiversidade (e.g. extrativismo vegetal, atividades agrícolas, silvicultura e construção de barragens) (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2003). Como consequência, uma representativa parcela dos remanescentes de Mata Atlântica é representada por pequenos e isolados fragmentos florestais (GASCON et al., 2000) que estão, muitas vezes, localizados em propriedades privadas (RAMBALDI e OLIVEIRA, 2003).

Condições semelhantes de degradação e fragmentação são registradas para os Campos de Altitude no Rio Grande do Sul. As formações campestres denominadas Campos de Altitude integram o domínio Mata Atlântica (BOLDRINI, 2002). Estas formações campestres predominam em zonas de elevadas altitudes (> 800 m) (BOLDRINI, 2002) no planalto gaúcho e catarinense (Planalto das Araucárias) (FORTES, 1956). No Rio Grande do Sul e em Santa Catarina, os Campos de Altitude ocupam 1.374.000 hectares (BOLDRINI, 2002). Entre 42 e 10 mil anos atrás, a vegetação da região dos Campos de Altitude era predominantemente campestre, devido ao clima frio e seco (BEHLING, 2002; BEHLING et al., 2004). Nesta época, as formações florestais estavam restritas ao fundo dos vales (BEHLING, 2002; BEHLING et al., 2004). Somente há quatro mil anos, que o processo de expansão das formações florestais teve início, quando o clima tornou-se mais úmido (BEHLING, 2002; BEHLING et al., 2004). Como resultado, a região dos Campos de Altitude revela uma complexa fisionomia natural, composta por ambientes de Floresta com Araucárias, campos, cursos d'água e banhados (BOLDRINI et al., 2006).

Recentemente, o ambiente físico dos Campos Altitude tem sido cada vez mais fragmentado e descaracterizado pelas ações antrópicas (BOLDRINI, 2009), tais como a silvicultura, a pecuária extensiva, as atividades econômicas (e.g. atividades agropecuárias), o desmatamento e as queimadas (FREITAS et al., 2009). As consequências das ações antrópicas são severas para a biodiversidade (FREITAS et al., 2009). A fragmentação de habitat, por exemplo, resulta na falta de espaço físico e na escassez de recursos necessários à sobrevivência das espécies (CERQUEIRA et al., 2003). Além disso, a introdução de espécies exóticas (e.g. silvicultura) interfere no equilíbrio ecológico das espécies, em consequência da nova relação interespecífica que é criada (FISZON et al., 2003).

O tamanho e a qualidade das manchas florestais são aspectos que interferem diretamente nos processos ecológicos em nível de população e comunidade (ODUM e

BARRETT, 2007). Neste contexto, o presente estudo busca ampliar os conhecimentos relacionados à variação espacial e temporal na composição de espécies, na abundância relativa e nos padrões de diversidade-β de pequenos mamíferos nos mosaicos de vegetação campestres e florestais em uma região do Planalto das Araucárias. Um ponto crucial é a inexistência de estudos que busquem compreender os padrões de diversidade-β (aninhamento e substituição de espécies) e os processos que explicam estes padrões para a fauna de pequenos mamíferos nos mosaicos de vegetação campestres e florestais sul-rio-grandenses. Acredita-se que o aninhamento de habitat, constatado ao longo do gradiente floresta/campo, esteja moldando a ocorrência de padrões aninhados para a comunidade de pequenos mamíferos nas formações campestres e florestais sul-rio-grandenses (WRIGHT et al., 1998; WANG et al., 2010). O conhecimento dos padrões de diversidade-β são fundamentais para compreender como os pequenos mamíferos estão distribuídos ao longo desses mosaicos de vegetação, principalmente frente às críticas ameaças que as formações campestres e florestais sul-rio-grandenses vêm sofrendo.

### **OBJETIVOS**

### Objetivo geral

• Caracterizar a variação espacial e temporal da fauna de pequenos mamíferos em uma região do Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil.

### **Objetivos específicos**

- Caracterizar a variação espacial na composição de espécies, abundância relativa e nos padrões de diversidade-β da fauna de pequenos mamíferos em diferentes ambientes: floresta, transição e campo.
- Caracterizar a variação temporal na composição de espécies, abundância relativa e nos padrões de diversidade-β da fauna de pequenos mamíferos, considerando-se as estações climáticas de verão e inverno.
- Verificar se o aninhamento é o principal padrão de diversidade-β para pequenos mamíferos em uma região do Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil.

### REFERÊNCIAS

ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, p. 683-693, 2006.

ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; MARK, V.; INOUYE, B. D.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. J.; CORNELL, H. V.; COMITA, L. S.; DAVIES, K. F.; HARRISON, S. P.; KRAFT, N. J. B.; STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G. Navigating the multiple meanings of b diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, p. 19-28, 2011.

BARWELL, L. J.; ISAC, N. J. B.; KUNIN, W. E. Measuring b-diversity with species abundance data. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, p. 1112-1122, 2015.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, p. 134-143, 2010.

BASELGA; A.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; NICCOLINI, G. A multiple-site similarity measure independent of richness. **Biology Letters**, v. 3, p. 642-645, 2007.

BEHLING, H. South and southeast Brazilian grassland during Late Quaternary times: a synthesis. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 177, p. 19-27, 2002.

BEHLING, H.; PILLAR, V.; ORLÓCI, L.; BAUERMANN, S.G. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 203, p. 277-297, 2004.

BERGALLO, H. G., MAGNUSSON, W. E. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 80, n. 2, p. 472-486, 1999.

BISHOP, T. R.; ROBERTSON, M. P.; RENSBURG, B. J. van; PARR, C. L. Contrasting species and functional beta diversity in montane ant assemblages. **Journal of Biogeography**, v. 42, p. 1776-1786, 2015.

BOLDRINI, I. I. Campos sulinos: caracterização e biodiversidade. In: ARAÚJO, E. L.; NOURA, A. N.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GESTINARI, L. M. S.; CARNEIRO, J. M. T. (eds.). **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2002.

BOLDRINI, I. I. (Org.). **Biodiversidade dos campos do planalto das araucárias**. Brasília: MMA, 2009. 240 p.

BOLDRINI, I. I.; LONGHI-WAGNER, H. M.; EGGERS, L.; MENTZ, L. A.; MATZENBACKER, N. I.; MIOTTO, S. T. S. I- Flora. In: BOLDRINI, I. I. (Coord.).

Relatório final do Subprojeto Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias. (MMA/MCT/PROBIO 02/2001). Porto Alegre. 2006. p. 245.

BRONSON, F. H. Mammalian reproductive strategies: genes, photoperiod and latitude. **Reproduction Nutrition Development**, v. 28, n. 2 B, p. 335-347, 1988.

CADEMARTORI, C. V.; MARQUES, R. V.; PACHECO, S. M. Estratificação vertical no uso do espaço por pequenos mamíferos (Rodentia, Sigmodontinae) em área de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. **Zoociências**, v. 10, n. 6, p. 187-194, 2008.

CAMPANILI, O. M.; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica: uma rede pela floresta**. Brasília: RMA, 2006. p. 332.

CERQUEIRA, R. Fatores ambientais e a reprodução de marsupiais e roedores no leste do Brasil. **Arquivos do Museu Nacional**, v. 63, n. 1, p. 29-39, 2005.

CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M. T; PARDINI, R. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de. **Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 510.

COSTA, L. P.; LEITE, Y. L. R.; MENDES, S. L.; DITCHFIELD, A. D. Mammal conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 672-679, 2005.

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

FELICIANO, B. R.; FERNANDEZ, F. A. S.; FREITAS, D.; FIGUEIREDO, M. S. L. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Mammalian Biology**, v. 67, p. 304-314, 2002.

FISZON, J. T; MARCHIORO, N. DE P. X.; BRITEZ, R. M. DE; CABRAL, D. DE C.; CAMELY, N. C.; CANAVESI, V.; CASTELLA, P. R.; CASTRO, E. B. V. DE; CULLENJUNIOR, L.; CUNHA, M. B. S.; FIGUEIREDO, E. O.; FRANKE, I. L.; GOMES, H.; GOMES, L. G.; HREISEMNOU, V. H. V.; LANDAU, E. C.; LIMA, S. M. F.; LOPES, A. T. L.; NETO, E. M.; MELLO, A. L. DE; OLIVEIRA, L. C. DE; ONO, K. Y.; PEREIRA, N. W. V.; RODRIGUES, A. DOS S.; RODRIGUES, A. A. F.; RUIZ, C. R.; SANTOS, L. F. G. L. DOS; SMITH, W. S.; SOUZA, C. R. DE. Causas antrópicas. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de. Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 510.

FORTES, B. A. **Geografia física do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Livraria Globo, 1956. P. 393.

FREITAS, T. R. O. De; GONÇALVES, G. L.; CUNHA, A. S.; STOLZ, J. F.; MARINHO, J. R. Mamíferos. In: BOLDRINI, I. I. (Org.). **Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. 240 p.

- GALIANO, D.; KUBIAK, B. B.; ESTEVAN, C.; MORAES, R. M.; MALYSZ, M.; HEPP, L. U.; MARINHO, J. R.; FREITAS, T. R. O. de. Small mammals in Araucaria rain forest: linking vegetal components and the arthropod fauna with rodent community. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 49, p. 1-6, 2014.
- GALIANO, D.; KUBIAK, B. B.; MARINHO, J. R.; FREITAS, T. R. O. de. Population dynamics of *Akodon montensis* and *Oligoryzomys nigripes* in an Araucaria forest of southern Brazil. **Mammalia**, v. 77, n. 2, p. 173-179, 2013.
- GALINDO-LEAL, C., CÂMARA, I. de G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C., CÂMARA, I. de G. (Eds.). **Mata Atlântica:** biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2003. p. 472.
- GASCON, C.; WILLIAMSON, B.; FONSECA, G. A. B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v. 288, p. 1356-1358, 2000.
- GENTILE, R.; TEIXEIRA, B. R.; BERGALLO, H. G. Dinâmica populacional de marsupiais brasileiros. In: CÁCERES, N. C. (ed.). **Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução**. Editora UFMS, Campo Grande, 2012. p. 530.
- GHELER-COSTA, C. Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em relação à paisagem da bacia do rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil. 2006. 90 f. Tese (Tese em Ecologia de Agroecossistemas) Universidade de São Paulo, USP, Piracicaba, 2006.
- GRAIPEL, M. E.; CHEREM, J. J.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; GLOCK, L. Dinâmica populacional de marsupiais e roedores no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Mastozoología Neotropical**, v. 13, n. 1, p. 31-49, 2006.
- HARRISON, S.; ROSS, S. J.; LAWTON, J. H. Beta-diversity on geographic gradients in Britain. Journal of Animal Ecology. **Oxford**, v. 61, p. 151-158, 1992.
- HUBBELL,S.P. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**. Princeton University Press, 2001. p. 392.
- LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 4, p. 435-450, 2005.
- LEINER, N. O.; SILVA, W. R. Non-volant small mammals at an Atlantic Forest area situated nearby a limestone quarry (Limeira quarry), state of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 4, p. 191-197, 2012.
- LIMA, D. O. de.; AZAMBUJA, B. O.; CAMILOTTI, V. L.; CÁCERES, N. C. Small mammal community structure and micro-hábitat use in the austral bondar of the Atlantic Forest, Brazil. **Zoologia**, v. 27, n. 1, p. 99-105, 2010.

- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution**, v. 17, n. 4, p. 373-387, 1963.
- MACHADO, F. S. Diversidade e estrutura da comunidade de roedores (Cricetidae: Sigmodontinae) em diferentes fitofisionomias na Chapada das Perdizes, Minduri/Carrancas, MG. 2011. 57 f. Dissertação (Dissertação em Ecologia Aplicada) Universidade Federal de Lavras, UFLA, Lavras, 2011.
- MAESTRI, R.; GALIANO, D.; KUBIAK, B. B.; MARINHO, J. R. Diversity of small land mammals in a subtropical Atlantic Forest in the western region of the state of Santa Catarina, southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 4, p. 1-7, 2014.
- MAESTRI, R.; MARINHO, J. R. Singing in the rain. Rainfall and moonlight affect daily activity patterns of rodents in a Neotropical forest. **Acta Theriologica**, v. 59, p. 427-433, 2014.
- MAESTRI, R.; PATTERSON, B. D. Patterns of Species Richness and Turnover for the South American Rodent Fauna. **Plos One**, v. 11, n. 3, p. 1-18, 2016.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science, 2004. 256 p.
- MALLMANN, A. S.; FINOKIET, M.; DALMASO, A. C.; MELO, G. L.; FERREIRA, V. L.; CÁCERES, N. C. Dinâmica populacional e reprodução de pequenos mamíferos de uma Floresta Estacional do Maciço do Urucum, oeste do Pantanal, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, n. 2, p. 94-102, 2011.
- MEDEIROS, C. R.; HEPP, L. U.; PATRÍCIO, J.; MOLOZZI, J. Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. **PLoS ONE**, v. 11, n. 9, p. 1-14, 2016.
- MELO, A. S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.
- MELO, G. L.; MIOTTO, B.; PERES, B.; CÁCERES, N. C. Microhabitat of small mammals at ground and understorey levels in a deciduous, southern Atlantic Forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 2, p. 727-236, 2013.
- MELO, A. S., RANGEL, T. F. L. V. B.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. **Ecography**, v. 32, p. 226-236, 2009.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B. da, KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. Thomson Learning, 2007. 612 p.

- OLIVEIRA, F. F. R.; NESSIM, R.; COSTA, L. P.; LEITE, Y. L. R. Small mammal ecology in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. **Lundiana**, v. 8, n. 1, p. 27-34, 2007.
- PARDINI, R. Effects of Forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, v.13, p. 2567-2586, 2004.
- PARDINI, R.; SOUZA, S. M. de.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. The role of Forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. **Biological Conservation**, v. 124, p. 253-266, 2005.
- PARDINI, R.; UMETSU, F. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1-22, 2006.
- PECH-CANCHE, J. M.; MORENO, C. E.; HALFFTER, G. Additive partitioning of Phyllostomid bat richness at fine and coarse spatial and temporal scales in Yucatan, Mexico. **Écoscience**, v. 18, n. 1, p. 42-51, 2011.
- PERCEQUILLO, A. R.; DALAPICOLLA, J.; ABREU-JÚNIOR, E.F.; ROTH, P. R. O.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CHIQUITO, E. A. How many species of mammals are there in Brazil? New records of rare rodents (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) from Amazonia raise the current known diversity. **PeerJ**, 5:e4071, p. 1-34, 2017.
- PERCEQUILLO, A. R.; GREGORIN, R. Mammalia in **Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil**. PNUD. Disponível em: <a href="http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/64">http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/64</a>>. Acesso em: 29 Jun. 2018.
- QIAN, H.; RICKLEFS, R. E.; WHITE, P. S. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. **Ecology Letters**, v.8, p. 15-22, 2005.
- RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de. **Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 510.
- REIS, N. R. dos.; SHIBATTA, O. A.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. de. Sobre os mamíferos do Brasil. In: REIS, N. R. dos.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. de. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. 2. ed. Londrina, 2011. p. 439.
- RIBEIRO, J. R. Uso de hábitat em diferentes escalas, distribuição da diversidade e nicho isotópico de comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado central. 2015. 189 f. Tese (Tese em Ecologia) Universidade de Brasília, UnB, Brasília, 2015.
- ROSINDELL, J.; HUBBELL, S. P.; ETIENNE, R. S. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography at Age Ten. **Trends in ecology and evolution**, v. 26, n. 7, p. 340-348, 2011.

- SANTOS, R. A. L.; HENRIQUES, R. P. B. Spatial variation and the habitat influence in the structure of communities of small mammals in areas of rocky fields in the Federal District. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 31-38, 2010.
- SANTOS-FILHO, M.; SILVA, D. J.; SANAIOTTI, T. M. 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**, v. 8, p. 115-121, 2008.
- SILVA, A. P. da. Diversidade de comunidades de pequenos mamíferos de três fitofisionomias do cerrado no Brasil central: Partição da diversidade regional em componentes alfa e beta. 2013. 51 f. Dissertação (Dissertação em Ecologia) Universidade de Brasília, UNB, Brasília, 2013.
- SOCOLAR, J. B.; GILROY, J. J.; KUNIN, W. E.; EDWARDS, D. P. How should betadiversity inform biodiversity conservation? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 1, p. 67-80, 2016.
- STOKES, M. K.; SLADE, N. A; BLAIR, S. M. Influences of weather and moonlight on activity patterns of small mammals: a biogeographical perspective. Canadian Journal of **Zoology**, v. 79, n. 6, p. 966-972, 2001.
- SVENNING, J.-C.; FLØJGAARD, C.; BASELGA, A. Climate, history and neutrality as drivers of mammal beta diversity in Europe: insights from multiscale deconstruction. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, p. 393-402, 2011.
- TABARELLI, M; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M.; BEDÊ, L. Challenges and Opportunities for Biodiversity Conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 695-700, 2005.
- TELLO, J. S.; MYERS, J. A.; MACÍA, M. J.; FUENTES, A. F.; CAYOLA, L.; ARELLANO, G.; LOZA, M. I.; TORREZ, V.; CORNEJO, M.; MIRANDA, T. B.; JORGENSEN, P. M. Elevational gradients in β-diversity reflect variation in the strength of local community assembly mechanisms across spatial scales. **PLoS ONE**, v. 10, n. 3, p. 1-17, 2015.
- WANG, Y.; BAO, Y.; YU, M.; XU, G.; DING, P. Nestedness for different reasons: the distributions of birds, lizards and small mammals on islands of an inundated lake. **Diversity and Distributions**, v. 16, p. 862-873, 2010.
- WEN, Z.; QUAN, Q.; DU, Y.; XIA, L.; GE, D.; YANG, Q. Dispersal, niche, and isolation processes jointly explain species turnover patterns of nonvolant small mammals in a large mountainous region of China. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 4, p. 946-960, 2016.
- WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279-338, 1960.
- WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, n. 2/3, p. 213-251, 1972.

WILLIAMS, S. E.; MARSH, H; WINTER, J. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: small mammals in Australian Tropical Rain Forest. **Ecology**, v. 83, n. 5, p. 1317-1329, 2002.

WILSON, D. S. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. **Ecology**, v. 73, p. 1984–2000, 1992.

WILSON, D. E.; REEDER, D. M. (eds.). **Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference**. 3. ed. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 2005. p. 2142.

WRIGHT, D. H.; PATTERSON, B. D.; MIKKELSON, G. M.; CUTLER, A.; ATMAR, W. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. **Oecologia**, v. 13, p. 1-20, 1998.

WRIGHT, D. H.; REEVES, J. H. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. **Oecologia**, v. 92, p. 416-428, 1992.

ZAJAC, R. N; VOZARIK, J. M.; GIBBONS, B. R. Spatial and Temporal Patterns in Macrofaunal Diversity Components Relative to Sea Floor Landscape Structure. **PLoS ONE**, v. 8, n. 6, p. 1-11, 2013.

### 2. CAPÍTULO I

# VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES, ABUNDÂNCIA RELATIVA E DIVERSIDADE BETA DE PEQUENOS MAMÍFEROS (RODENTIA E DIDELPHIMORPHIA) NOS CAMPOS DE ALTITUDE DO PLANALTO DAS ARAUCÁRIAS, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL.

Andressa Samara Volinski¹; Jorge Reppold Marinho²

Resumo: Compreender como a diversidade beta varia em múltiplas escalas (espacial e sazonal) e quais são os processos responsáveis por seus padrões (aninhamento e substituição de espécies) é essencial para o entendimento das questões ecológicas. O presente estudo teve o objetivo de caracterizar a variação espacial e temporal da fauna de pequenos mamíferos em uma região do Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil. Buscou-se investigar a seguinte questão: a comunidade de pequenos mamíferos em uma região do Planalto das Araucárias está estruturada sob um padrão de aninhamento? O Planalto das Araucárias abrange zonas de elevadas altitudes entre o limite dos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. Foram realizadas duas expedições de 24 dias consecutivos cada (verãofevereiro/março de 2017; inverno-julho/agosto de 2017) no município de Bom Jesus/RS. A amostragem dos pequenos mamíferos foi realizada em três ambientes (Formação Campestre, Floresta com Araucárias e a transição entre estes dois ambientes), sendo analisados três pontos amostrais por ambiente. Para cada ponto amostral foi estabelecido uma grade, composto por 49 armadilhas do tipo Tomahawk. No total foram capturados 325 espécimes (verão: 86; inverno: 239), pertencentes a seis espécies de roedores e duas espécies de marsupiais. A riqueza de espécies e abundância diferiu entre os ambientes, com valores superiores para a floresta em relação ao campo. Em ambos os casos, a transição não diferiu dos demais ambientes. Apenas a abundância diferiu entre as estações climáticas, sendo superior para a floresta no inverno em comparação ao campo no verão e no inverno. A diversidade-β foi explicada pelos dois padrões em diferentes proporções. Durante este estudo, o aninhamento de habitat foi um dos principais fatores que moldou os padrões de

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus Erechim, Av. Sete de Setembro, 1621, CEP 99709910, Erechim, RS, Brasil. Email: andressa.v@unochapeco.edu.br.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Departamento de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus Erechim, Av. Sete de Setembro, 1621, CEP 99709910, Erechim, RS, Brasil. Email: jreppold@uricer.edu.br.

aninhamento para a comunidade de pequenos mamíferos na região do Planalto das Araucárias investigada.

**Palavras-chave**: Floresta com Araucárias, transição, partição de diversidade, aninhamento, substituição de espécies.

Abstract: Comprehending how the beta diversity changes in multiple scales (spatial and temporal) and what are the processes responsible for its patterns (nestedness e turnover) is essential for the understanding of the ecological aspects. The present study has the objective of characterising the spatial and temporal variation of the fauna of small mammals in a region of the Araucaria's Plateau. This study sought to investigate the following question: is the community of small mammals in a region of the Araucaria's Plateau structured under a nestedness pattern? The Araucaria's Plateau covers high altitude zones between the limit of the states Rio Grande do Sul and Santa Catarina. Two expeditions were held in the municipality of Bom Jesus/RS, each one lasting 24 consecutive days (summer-February/March 2017; winter-July/August 2017). The sampling of the small mammals was conducted in three environments (Altitude Fields, Araucaria Forest and the transition between the two environments), being analyzed three sample sites for each of the environments. For each sample site was established one grid, composed of 49 Tomahawk traps. In total, 325 specimens were caught (summer: 86; winter: 239), belonging to six species of rodents and two species of marsupials. The richness and abundance were different between the sampling environments, with higher values for the forest compared with the field. In both cases, the transition did not differ from the other environments. Only the abundance differed between the climatic seasons, being higher to the forest in the winter comparing with the field in the winter and summer. The diversity-β was explained by two patterns in different proportions. During this study, the habitat nestedness was one of the main factors that shaped the nestedness patterns for the small mammals community in the investigated region of the Araucaria's Plateau.

**Key-words:** Araucaria Forest, transition, diversity partitioning, *nestedness*, *turnover*.

# INTRODUÇÃO

Os conceitos de diversidade *alpha*, *beta* e *gama* foram relatados primeiramente por Whittaker (1960, 1972). Segundo propostas recentes, diversidade-α e diversidade-β correspondem, respectivamente, às diversidades encontradas em localidades individuais e entre os locais (WHITTAKER, 1960; WHITTAKER, 1972; LEGENDRE et al., 2005; MELO et al., 2009), enquanto que a diversidade-γ refere-se à diversidade total de uma área geográfica de interesse (WHITTAKER, 1972; LEGENDRE et al., 2005). A diversidade-β, em especial, é uma métrica que permite a comparação entre duas escalas de diversidade distintas: a diversidade-α e a diversidade-γ (BASELGA, 2010).

Basicamente podem-se reconhecer dois padrões ecológicos para o componente beta de diversidade, o aninhamento (nestedness) e a substituição de espécies (turnover) (HARRISON et al., 1992; BISHOP et al., 2015). O aninhamento é um padrão encontrado nas comunidades em que os conjuntos de espécies de locais menos ricos são subconjuntos aninhados de locais mais ricos (WRIGHT e REEVES, 1992). Neste caso, a dessemelhança na composição de espécies se deve a um processo de perda de espécies (ALMEIDA-NETO et al., 2012). O processo de perda de espécies é dinâmico (WRIGHT e REEVES, 1992) e possui relação direta com o modelo determinístico de filtros ambientais (WRIGHT et al., 1998). Segundo o modelo determinístico, um conjunto de condições ambientais pode atuar filtrando seletivamente as espécies que são capazes de sobreviverem em ambientes com características específicas ou extremas (WHITTAKER, 1972; BISHOP et al., 2015). Wright et al. (1998) sugerem uma série de fatores que podem atuar como filtros ambientais e conduzir à padrões de aninhamento (por exemplo, amostragem passiva, aninhamento de habitat, distância e área). Segundo o autor, se os ambientes estiverem aninhados provavelmente às espécies também ocorrerão aninhadas. Já na substituição de espécies, as espécies existentes em alguns locais são substituídas por outras em novos locais em consequência de alterações nas características ambientais e espaciais ou de restrições históricas (QIAN et al., 2005). Os efeitos mais pronunciados do isolamento geográfico e dos processos históricos estão, em geral, restritos às regiões onde os eventos climáticos e geológicos ocorrem frequentemente (WEN et al., 2016).

Os padrões de distribuição espacial e/ou temporal de pequenos mamíferos têm recebido muito interesse da comunidade científica nas últimas décadas, com inúmeros trabalhos desenvolvidos no domínio Mata Atlântica na região Sul do Brasil (DALMAGRO e VIEIRA, 2005; GALIANO et al., 2013; GALIANO et al., 2014; MAESTRI et al., 2014; MAESTRI e MARINHO, 2014). Acompanhando a tendência mundial, os roedores representam o grupo de mamíferos mais especiosos do Brasil (PAGLIA et al., 2012), totalizando 34,6 % das espécies descritas (PERCEQUILLO et al., 2017; PERCEQUILLO e GREGORIN, 2018). Os marsupiais, por outro lado, representam 7,5 % das espécies de mamíferos brasileiros (PERCEQUILLO et al., 2017; PERCEQUILLO e GREGORIN, 2018). Apesar dos pequenos mamíferos serem o grupo de mamíferos com maior biodiversidade (WILSON e REDER, 2005), pouco se conhece sobre a composição das comunidades e os padrões de distribuição das espécies e da diversidade em escalas menores nos gradientes ambientais da Mata Atlântica (PARDINI e UMETSU, 2006).

As espécies de mamíferos frequentemente exibem padrões sazonais de flutuação populacional que estão relacionados à reprodução (BRONSON, 1988). A sazonalidade da reprodução é um reflexo à variação de um conjunto de fatores, tais como os fatores dietéticos (e.g. recursos alimentar) e climáticos (e.g. precipitação e temperatura) (BRONSON, 1988). As espécies de pequenos mamíferos que habitam ambientes sazonais frequentemente exibem estratégias reprodutivas a fim de viabilizar a manutenção das populações em longo prazo (ANDREAZZI et al., 2011). Uma das principais estratégias está relacionada ao aumento da frequência reprodutiva em qualquer época do ano em que exista uma maior disponibilidade de recursos (ANDREAZZI et al., 2011). Neste contexto, ao mesmo tempo em que alguns estudos relatam a existência de uma maior abundância de pequenos mamíferos para os períodos chuvosos (PARDINI e UMETSU, 2006; OLIVEIRA et al., 2007; MALLMANN et al., 2011), outros estudos encontram maiores abundâncias para os períodos secos (GRAIPEL et al., 2006; SANTOS-FILHO et al., 2008). Os padrões de distribuição espacial de pequenos mamíferos, por outro lado, são provavelmente dependentes da relação estabelecida entre as características genéticas (GHELER-COSTA, 2006) e morfológicas desses animais e as características estruturais do ambiente (MACHADO, 2011). Por esse motivo, muitos autores têm sugerido que o padrão de ocupação espacial e a estruturação das comunidades de pequenos mamíferos relacionam-se positivamente com a complexidade e/ou heterogeneidade ambiental (WILLIAMS et al., 2002; SANTOS e HENRIQUES, 2010; SILVA, 2013).

A fauna de mamíferos dos Campos de Altitude do Planalto das Araucárias permanece pouco conhecida (BOLDRINI, 2009). Entre os poucos estudos realizados na região com pequenos mamíferos, podem ser destacados os trabalhos de Cademartori et al. (2004), Cademartori et al. (2008), Freitas et al. (2009), Freitas e Stolz (2010) e Marques et al. (2011). Os Campos de Altitude nos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina abrangem uma área de aproximadamente 1.374.000 hectares (BOLDRINI, 2002) e caracterizam-se pela típica paisagem composta por mosaicos de campos entremeados por florestas (BOLDRINI, 2009). Estima-se que a perda de área campestre no Rio Grande do Sul gire em torno de 130.000 ha/ano (NABINGER, 2009). Essa perda de área campestre está relacionada, principalmente à conversão dos campos para diferentes usos (e.g. silvicultura, pecuária extensiva, atividades agropecuárias, desmatamento e queimadas) (BOLDRINI, 2009; FREITAS et al., 2009). Como resultado das ações antrópicas, verifica-se uma contínua e acelerada substituição, fragmentação e descaracterização das formações campestres

(BOLDRINI, 2009). As consequências da fragmentação são particularmente severas para a fauna de pequenos mamíferos, pois promovem o aumento da possibilidade de isolamento genético das populações (FREITAS et al., 2009).

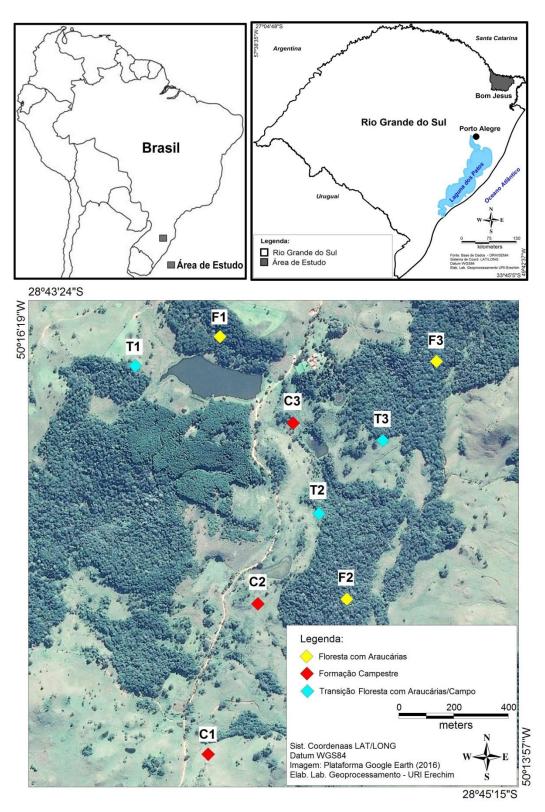
Neste contexto, o presente estudo busca investigar a seguinte questão de estudo: a comunidade de pequenos mamíferos em uma região do Planalto das Araucárias está estruturada sob um padrão de aninhamento? Desta forma, espera-se que o aninhamento de habitat, constatado ao longo do gradiente floresta/campo, esteja moldando a ocorrência de padrões aninhados para a comunidade de pequenos mamíferos nas formações campestres e florestais sul-rio-grandenses (WRIGHT et al., 1998; WANG et al., 2010). São objetivos deste estudo: I) Caracterizar a variação espacial na composição de espécies, abundância relativa e nos padrões de diversidade-β da fauna de pequenos mamíferos em diferentes ambientes (floresta, transição e campo), II) Caracterizar a variação temporal na composição de espécies, abundância relativa e nos padrões de diversidade-β da fauna de pequenos mamíferos, considerando-se as estações climáticas de verão e inverno e III) Verificar se o aninhamento é o principal padrão de diversidade-β para pequenos mamíferos em uma região do Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil.

### MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi conduzido no município de Bom Jesus, Rio Grande do Sul, Brasil (28°44'08.12"S; 50°14'58,39"W) (Figura 1). A região está inserida em uma área de formação campestre denominada Campos de Altitude. Os Campos de Altitude estão situados em uma região conhecida como Planalto das Araucárias, a qual engloba zonas de elevadas entre o limite dos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (FORTES, 1956). Os Campos de Altitude abrangem uma vegetação do tipo transicional que intercala campo e Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucárias) (PORTO, 2002). As espécies predominantes na fitofisionomia de campo pertencem principalmente aos gêneros Poaceae, Compositae, Cyperaceae, Leguminoseae, Rubiaceae e Umbelliferae (QUADROS e PILLAR, 2002). Para a fitofisionomia de Floresta com Araucárias, são características as espécies *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze., *Matayba elaeagnoides* (Radlk.), *Cupania vernalis* (Cambess.),

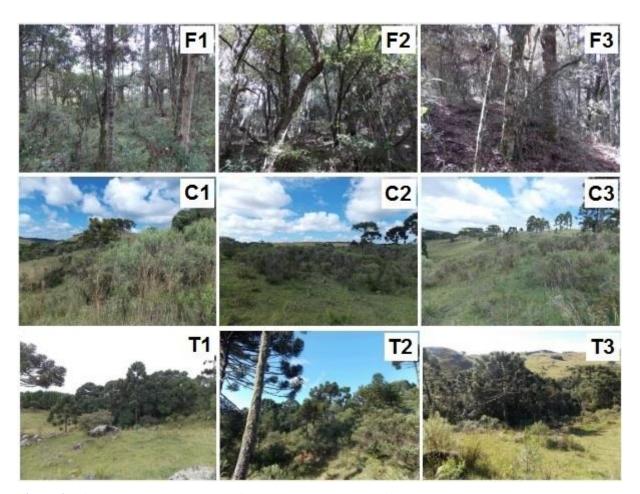
*Ilex paraguariensis* (St. Hil), *Podocarpus lambertii* (Klotz.) e *Mimosa scrabella* (Benth.) (QUADROS e PILLAR, 2002). Conforme classificação climática de Köppen, a região de estudo classifica-se como subtropical úmido do tipo Cfb, com médias anuais de temperatura variando entre 14 e 18 C°, precipitação entre 1600 mm a 2200 mm e elevação entre 600 a 1000 m (ALVARES et al., 2013).



**Figura 1:** Imagem de satélite da área de estudo localizada no município de Bom Jesus, Rio Grande do Sul, Brasil. É conferido destaque para os pontos amostrais nos ambientes de Floresta com Araucárias (F1, F2 e F3; losango amarelo), Formação Campestre (C1, C2 e C3; losango vermelho) e a transição entre estes dois ambientes (T1, T2 e T3; losango azul), os quais são destinados à amostragem dos pequenos mamíferos. Os pontos amostrais foram dispostos distantes > 300 m.

### Amostragem

Para a amostragem dos pequenos mamíferos foram realizadas duas expedições com duração de 24 dias consecutivos cada. A primeira expedição foi realizada no período de fevereiro e março de 2017 (verão) e a segunda expedição no período de julho e agosto de 2017 (inverno). A amostragem foi realizada em três ambientes, sendo Floresta com Araucárias (Floresta), Formação Campestre (Campo) e a transição entre estes dois ambientes (Transição). Cada ambiente foi analisado em triplicata, sendo três pontos amostrais por ambiente, totalizando nove pontos amostrais (Figuras 1 e 2).



**Figura 2:** Vista geral dos pontos amostrais de Floresta com Araucárias (F1, F2 e F3), Formação Campestre (C1, C2 e C3) e a transição entre estes dois ambientes (T1, T2 e T3) localizados no município de Bom Jesus, Rio Grande do Sul, Brasil.

Para cada ponto amostral foi estabelecido uma grade (60 x 60 m) composta de sete linhas paralelas de 60 m e sete estações de amostragem por linha. Tanto as estações de

amostragem como as linhas paralelas foram dispostas distantes 10 metros. Uma armadilha de captura viva (live-*trap*) do tipo Tomahawk (14 x 14 x 30 cm) foi colocada em cada estação de amostragem ao nível do solo, totalizando 49 armadilhas por grade. As armadilhas foram iscadas com uma mistura de banana, sardinha, pasta de amendoim e farinha de milho, sendo colocadas sobre uma rodela de milho-verde ou de batata-doce. As armadilhas foram armadas ao entardecer e revisadas ao amanhecer, com substituição das iscas quando necessário. Dessa forma, foi obtido um esforço amostral de 3.528 armadilhas-noite por ambiente de amostragem (Floresta, Transição e Campo), sendo 10.584 armadilhas-noite em cada estação climática (verão e inverno), perfazendo um esforço amostral de 21.168 armadilhas-noite em todo o estudo.

As grades estabelecidas no ambiente de transição tiveram suas linhas dispostas da seguinte maneira: uma linha paralela central localizada na região de transição entre o ambiente florestal e campestre, três linhas paralelas partindo da linha central para o interior do fragmento florestal e três linhas paralelas partindo da linha central para o ambiente campestre. As grades foram dispostas distantes > 300 m para garantir a independência amostral. Segundo Püttker et al. (2006), a distância média de movimentação para cinco espécies de roedores da Mata Atlântica não excedem os 50 metros em 80 % das vezes. Este é o caso dos roedores A. M0. M1. M2. M3. M3. M4. M5. M4. M6. M6. M6. M6. M6. M8. M9. M9.

Todos os espécimes de pequenos mamíferos capturados foram eutanasiados através de tiopental sódico sobredosagem de 100 mg/kg, associado a lidocaína (10 mg/ml) por via intraperitoneal, conforme recomendado nas diretrizes da prática de eutanásia do Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal (CONCEA, 2013). Foi realizada a coleta dos espécimes devido à variação morfológica presente no grupo dos pequenos mamíferos. A identificação dos espécimes foi realizada a partir da análise das características morfológicas, com base nos guias de identificação de Bonvicino et al. (2009), Miranda et al. (2009), Santos e Santori (2009), Fernandes et al. (2014) e Lob e Stolz (2014). As coletas foram realizadas por meio da licença permanente de coleta de material zoológico do SISBIO número 15224-2 (J. R. M.).

### Análises estatísticas

O sucesso de captura foi calculado dividindo-se o número de capturas pelo esforço amostral (armadilhas-dia) e multiplicando por cem. Foi realizada análise de variância de dois fatores (*two-way* ANOVA) para verificar se existe diferença na riqueza de espécies e na abundância relativa de espécies entre os ambientes de amostragem e entre as estações climáticas, seguido de um teste de Tukey *a posteriori*, a fim de verificar quais grupos possuem médias estatisticamente diferentes. Os dois fatores considerados para a ANOVA foram: ambientes de amostragem (floresta, transição e campo) e estação climática (verão e inverno). A normalidade dos dados foi testada através do teste de Shapiro–Wilk. Os dados de riqueza de espécies foram transformados em log (x + 1).

Foi utilizado o método de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) a partir do índice de Bray-Curtis para verificar agrupamentos na abundância relativa de espécies entre os ambientes de amostragem em cada estação climática (verão e inverno). Além disso, foi utilizado o índice de Bray-Curtis como uma proporção de dissimilaridade (distância) na abundância relativa de espécies entre cada par de pontos amostrais para cada estação climática. Para a realização do método de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) e do índice de Bray-Curtis, utilizaram-se matrizes de abundância relativa de espécies.

Para a partição dos componentes aditivos de diversidade-β (aninhamento e substituição de espécies) considerou-se o índice de dissimilaridade de Sørensen como dissimilaridade total (βSOR), o índice de Simpson como medida de substituição de espécies (βSIM) e a diferença entre o índice de Sørensen e de Simpson como medida de aninhamento (BNES = BSOR – BSIM) (BASELGA, 2010). A partir do modelo aditivo de diversidade-β foi possível determinar a proporção da dissimilaridade total que ocorreu pela troca de algumas espécies por outras em novos locais (βsim) e à proporção que ocorreu por aninhamento (βnes), ou seja pela formação de subconjuntos aninhados de locais mais ricos (BASELGA, 2010). Para a realização partição dos componentes aditivos de diversidade-β, utilizou-se matrizes de presença e ausência de espécies. As análises foram realizadas no ambiente estatístico R versão 3.4.0, utilizando-se funções dos pacotes "Vegan", "BiodiversityR" e "Betapart" (R CORE TEAM, 2017).

### **RESULTADOS**

Foi capturado um total de 325 espécimes pertencentes a oito espécies de pequenos mamíferos. Destes, duas espécies pertencem à ordem Didelphimorphia, família Didelphidae, e seis espécies pertencem à ordem Rodentia, família Cricetidae e subfamília Sigmodontinae. No verão, houve a captura de 86 espécimes pertencentes às oito espécies de pequenos mamíferos. Já no inverno, foi capturado um total de 239 espécimes pertencentes a cinco espécies de pequenos mamíferos. Todas as espécies registradas no inverno pertencem à ordem Rodentia, família Cricetidae e subfamília Sigmodontinae (Tabela 1). O sucesso de captura foi de 1,53 %.

As espécies comuns entre todos os ambientes foram *O. flavescens*, *O. nigripes*, *A. montensis* e *E. russatus*, sendo que *O. flavescens* (n = 199) e *O. nigripes* (n = 88) apresentaram as maiores abundâncias relativas, totalizando aproximadamente 88 % das capturas. O ambiente campestre apresentou apenas o registro das espécies que foram comuns entre todos os ambientes. A composição de espécies do ambiente transicional mostrou-se similar ao ambiente campestre, porém sendo acrescido o registro de *Juliomys* sp. O ambiente florestal foi o mais distinto na composição de espécies, sendo verificado a ocorrência de sete espécies, com exceção do *Juliomys* sp. (Tabela 1).

**Tabela 1:** Espécies de pequenos mamíferos capturadas nos ambientes de floresta, transição e campo durante as expedições de verão (fevereiro e março de 2017) e inverno (julho e agosto de 2017) no município de Bom Jesus, Rio Grande do Sul, Brasil.

Espécies		Floresta		Transição			Campo			Total
Especies	Verão	Inverno	Subtotal	Verão	Inverno	Subtotal	Verão	Inverno	Subtotal	Total
Didelphimorphia										
Família Didelphidae										
Didelphis albiventris (Lund, 1840)	7	0	7	0	0	0	0	0	0	7
Monodelphis dimidiata (Wagner, 1847)	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Rodentia										
Família Cricetidae										
Akodon montensis (Thomas, 1913)	1	7	8	0	2	2	0	1	1	11
Oligoryzomys flavescens (Waterhouse, 1837)	26	94	120	16	38	54	10	15	25	199
Oligoryzomys nigripes (Olfers, 1818)	5	43	48	11	20	31	3	6	9	88
Sooretamys angouya (Fischer, 1814)	1	3	4	0	0	0	0	0	0	4
Euryoryzomys russatus (Wagner, 1848)	2	5	7	1	4	5	0	1	1	13
Juliomys sp. (González, 2000)	0	0	0	2	0	2	0	0	0	2
Total	43	152	195	30	64	94	13	23	36	325

A riqueza de espécies diferiu significativamente entre os ambientes de amostragem (ANOVA: Df = 2; F = 6,355; p = 0,013), sendo superior para o ambiente de floresta quando em comparação ao ambiente de campo (Tabela 2). Entretanto, a riqueza de espécies não diferiu entre as estações climáticas (ANOVA: Df = 1; F = 0.594; p = 0.456) (Tabela 2). A abundância relativa de espécies também foi diferente entre os ambientes de amostragem (ANOVA: Df = 2; F = 4,593; p = 0,033), existindo incremento na abundância relativa para o ambiente de floresta quando em comparação ao ambiente de campo (Tabela 3). Além disso, a abundância relativa diferiu entre as estações climáticas (ANOVA: Df = 1; F = 5,535; p =0,037) (Tabela 3). Apesar de a abundância relativa ser diferente entre os ambientes de amostragem e entre as estações climáticas, o efeito de interação entre os mesmos não foi significativo (ANOVA: Df = 2; F = 1,892; p = 0,193) (Figura 3). Contudo, constataram-se diferenças significativas para o ambiente de floresta no inverno quando em comparação aos ambientes de campo no verão e de campo no inverno (Tabela 4). O método de ordenação por nMDS evidenciou a existência de segregação na abundância relativa de espécies entre os ambientes de amostragem e não entre pontos amostrais de um mesmo ambiente de amostragem (Figura 4).

**Tabela 2:** Comparações pareadas da riqueza de pequenos mamíferos por ambientes de amostragem (floresta, transição e campo) e estações climáticas (verão e inverno).

Ambientes de Amostragem	Nível de Significância (p)				
Floresta x Campo	0,008 *				
Transição x Campo	0,224				
Transição x Floresta	0,213				
Estações Climáticas	Nível de Significância (p)				
Verão x Inverno	0,456				

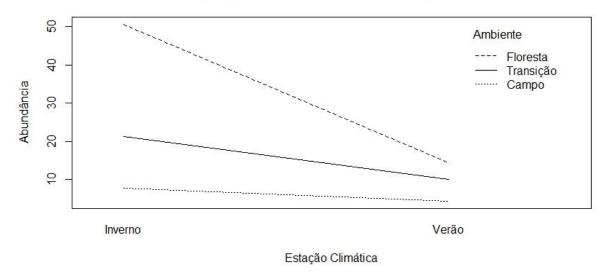
<sup>\*</sup> *p* < 0,05

**Tabela 3:** Comparações pareadas da abundância relativa de pequenos mamíferos por ambientes de amostragem (floresta, transição e campo) e estações climáticas (verão e inverno).

Ambientes de Amostragem	Nível de Significância (p)				
Floresta x Campo	0,028 *				
Transição x Campo	0,537				
Transição x Floresta	0,180				
Estações Climáticas	Nível de Significância (p)				
Verão x Inverno	0,037 *				

<sup>\*</sup> *p* < 0,05

### Abundância Relativa por Ambiente e Estação Climática

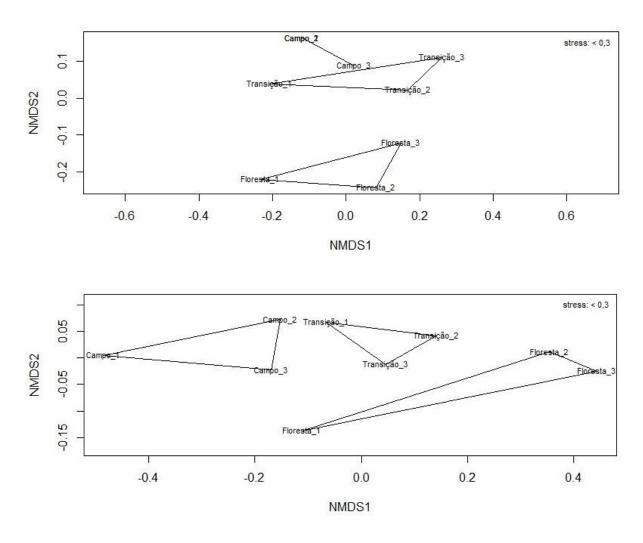


**Figura 3:** Gráfico de interações da abundância relativa de pequenos mamíferos entre os ambientes de amostragem (floresta, transição e campo) e as estações climáticas (verão e inverno).

**Tabela 4:** Comparações pareadas das interações da abundância relativa de pequenos mamíferos entre os ambientes de amostragem (floresta, transição e campo) e as estações climáticas (verão e inverno).

Estações Climáticas			Inverno		Verão				
Ambientes		Floresta	Transição	Campo	Floresta	Transição	Campo		
	Floresta	0,106	0,992	0,994		0,999	0,962		
Verão	Transição	0,060	0,938	1,000			0,997		
	Campo	0,028 *	0,749	1,000					
0	Floresta								
Inverno	Transição	0,249							
	Campo	0,044 *	0,875						

<sup>\*</sup> p < 0.05



**Figura 4:** Ordenação das comunidades de pequenos mamíferos no verão (superior) e no inverno (inferior) nos ambientes de floresta, transição e campo. Os pontos de campo 1 e de campo 2 mostram-se sobrepostos no verão (superior).

Comparações pareadas realizadas a partir do índice de Bray-Curtis, também indicaram a existência de uma maior dissimilaridade entre os pontos amostrais de ambiente distintos (Tabela 5). No caso do verão, verificou-se uma pequena quantidade de dissimilaridades ≧ 0,700, as quais ocorreram entre pontos amostrais de ambientes distintos (campo/floresta). Em contrapartida, verificou-se uma quantidade maior de dissimilaridades ≧ 0,700 no inverno, sendo que a maior parte das diferenças ocorreu entre pontos amostrais de ambientes distintos, com destaque para campo e floresta, mas abrangeram todos os ambientes de amostragem (floresta, transição e campo).

**Tabela 5:** Dissimilaridade na abundância relativa de espécies de pequenos mamíferos no verão (superior) e no inverno (inferior) nos ambientes de floresta (Flor.), transição (Trans.) e campo (Camp.). As células com cor de preenchimento cinza escuro determinam comparações entre pontos amostrais de um mesmo ambiente de amostragem e as células com preenchimento cinza claro estabelecem comparações entre pontos amostrais de ambientes distintos. As células com fonte em negrito designam comparações entre pontos amostrais cuja dissimilaridade  $\epsilon \ge 0.700$ .

	Flor.1	Flor.2	Flor.3	Trans.1	Trans.2	Trans.3	Camp.1	Camp.2	Camp.3
Flor.1	0								
Flor.2	0,586	0							
Flor.3	0,600	0,188	0						
Trans.1	0,467	0,636	0,667	0					
Trans.2	0,652	0,400	0,308	0,625	0				
Trans.3	0,680	0,438	0,357	0,667	0,077	0			
Camp.1	0,571	0,714	0,647	0,143	0,600	0,647	0		
Camp.2	0,571	0,714	0,647	0,143	0,600	0,647	0	0	
Camp.3	0,556	0,440	0,333	0,455	0,263	0,333	0,400	0,400	0

	Flor.1	Flor.2	Flor.3	Trans.1	Trans.2	Trans.3	Camp.1	Camp.2	Camp.3
Flor.1	0								
Flor.2	0,690	0							
Flor.3	0,761	0149	0						
Trans.1	0,360	0,622	0,705	0					
Trans.2	0,450	0,371	0,473	0,349	0				
Trans.3	0,313	0,481	0,588	0,257	0,200	0			
Camp.1	0,571	0,905	0,929	0,647	0,813	0,750	0		
Camp.2	0,364	0,690	0,761	0,120	0,450	0,375	0,571	0	
Camp.3	0,200	0,739	0,800	0,217	0,526	0,400	0,500	0,200	0

A dissimilaridade na composição de espécies ( $\beta$ SOR = 0,586) ocorreu tanto por aninhamento ( $\beta$ NES = 0,311) quanto por substituição de espécies ( $\beta$ SIM = 0,275). De maneira geral, a dissimilaridade total foi levemente superior no verão quando em comparação ao inverno. No verão o aninhamento representou 0,344 ( $\beta$ NES) da dissimilaridade total ( $\beta$ SOR = 0,630) e a substituição de espécies representou 0,286 ( $\beta$ SIM). Nas comparações

pareadas, verificou-se que todos os pares de pontos campestres e transicionais estiveram aninhados em floresta. Adicionalmente, houve aninhamento entre alguns pares de pontos campestres e transicionais no ambiente de transição. A substituição de espécies foi verificada entre todos os pares de pontos florestais e entre alguns pares de pontos transicionais em relação aos ambientes de transição e de floresta.

No inverno a dissimilaridade em sua totalidade ( $\beta$ SOR = 0,5) ocorreu por aninhamento ( $\beta$ NES = 0,5;  $\beta$ SIM = 0). As comparações pareadas evidenciaram a ocorrência de aninhamento entre todos os ambientes amostrados. Isso significa que houve pontos amostrais aninhados tanto entre comunidades de um mesmo ambiente como entre ambientes distintos. Os pontos que apresentaram os aninhamentos mais representativos (> 0,333) foram os pontos campestres 1 e 3 em relação aos ambientes de floresta (pontos 2 e 3), de transição (pontos 1 e 2) e de campo (ponto 2). Além disso, o ponto de floresta 1 também mostrou-se aninhado (> 0,333) nos ambientes de floresta (pontos 2 e 3), de transição (pontos 1, 2 e 3) e de campo (ponto 2).

# DISCUSSÃO

O número de espécies e o sucesso de captura de pequenos mamíferos registrados no presente estudo foram relativamente baixos, principalmente quando levado em consideração o esforço de captura investido (21.168 armadilhas-noite). No total, apenas oito espécies foram identificadas, das quais seis roedores da subfamília Sigmodontinae e dois marsupiais da família Didelphidae, com um sucesso de captura de 1,53 %. Um estudo similar, realizado por Cademartori et al. (2008), também registrou um baixo número de espécies para os Campos de Altitude do Planalto das Araucárias. Neste caso, foram registradas apenas sete espécies de roedores Sigmodontinae, com um sucesso de captura de 16,56% (960 armadilhas-noite). Em contrapartida, o estudo realizado por Marques et al. (2011) registrou elevada riqueza de pequenos mamíferos para os Campos de Altitude do Planalto das Araucárias, sendo encontrado 21 espécies (13.116 armadilhas-noite). O método de captura é um dos fatores que explicam os valores relativamente baixos de número de espécies e de sucesso de captura. As armadilhas de captura viva (*live-trap*) são consideradas um método seletivo e menos aleatório comparativamente às armadilhas de queda (*pitfall traps*) (ARDENTE et al., 2017). Neste caso, os animais são atraídos pelas iscas, pelo cheiro dos outros animais ou pela curiosidade

(ARDENTE et al., 2017). Já o maior número de espécies de roedores pode ser explicado por dois fatores. Segundo Uchôa (2006), a utilização de armadilhas de único tamanho impossibilita a captura de marsupiais de diferentes portes. Além disso, os roedores parecem ser atraídos de forma mais eficiente por armadilhas com iscas quando em relação aos marsupiais (UCHÔA, 2006).

Esta baixa diversidade de espécies pode ser explicada por uma gama de fatores. Muitos autores conferem destaque especial à estrutura do ambiente/vegetação como um importante fator de estruturação das comunidades de pequenos mamíferos dentro e entre habitats (WILLIAMS et al., 2002; SANTOS e HENRIQUES, 2010; MACHADO 2011). Na área de estudo, é possível verificar a ocorrência de uma nítida separação na riqueza e abundância relativa de espécies entre os ambientes florestais e não florestais, corroborando com os resultados obtidos por Machado (2011). Em todos os ambientes amostrados, por exemplo, houve o registro dos roedores A. montensis, O. flavescens, O. nigripes e E. russatus, sendo as únicas espécies com ocorrência para o ambiente campestre. Já o roedor Juliomys sp. foi encontrado exclusivamente em ambiente de transição e o roedor S. angouya e os marsupiais D. albiventris e M. dimidiata foram encontrados exclusivamente em ambiente de floresta. Dos ambientes avaliados, percebeu-se que as maiores diferenças na riqueza de espécies e na abundância relativa ocorreram entre os ambientes florestal e campestre, evidenciando a existência de um ambiente transicional. O ambiente estruturalmente mais homogêneo, representado neste estudo pelo ambiente campestre, apresentou baixos valores de riqueza de espécies e de abundância relativa. Já o ambiente de floresta, ambiente estruturalmente mais heterogêneo, apresentou valores relativamente superiores para riqueza de espécies e abundância relativa de espécies.

Foi constatado que a dissimilaridade na abundância relativa de espécies ocorreu entre ambientes distintos, apesar da existência de uma baixa diversidade-β para a região amostrada. Como previamente observado, este resultado está diretamente relacionado com os componentes de heterogeneidade e/ou complexidade ambiental. A relação positiva entre a diversidade de espécies e a complexidade e/ou heterogeneidade ambiental têm sido relatada por diversos autores (WILLIAMS et al., 2002; SANTOS e HENRIQUES, 2010; SILVA, 2013). Silva (2013), por exemplo, constatou relação direta entre riqueza de espécies de pequenos mamíferos e complexidade ambiental para três fitofisionomias (mata de galeria, cerrado sensu stricto e cerradão) no Cerrado. Segundo o autor, as maiores riquezas de

espécies foram registradas para as fitofisionomias mais complexas (mata de galeria e cerradão) e a menor diversidade de espécies ocorreu na fitofisionomia menos complexa (cerrado *sensu stricto*). Aparentemente, os ambientes mais complexos e heterogêneos oferecem uma maior variedade de micro-habitat e, por conseguinte, permitem a manutenção de uma maior diversidade de espécies (MACHADO, 2011).

A variação temporal também se mostrou decisiva na estruturação das comunidades de pequenos mamíferos na região investigada. A escala temporal (verão e inverno) promoveu variações tanto nos padrões de diversidade-β como nas abundâncias relativas. No caso das abundâncias relativas, as mesmas foram significativamente superiores para a floresta no inverno em relação aos ambientes campestres no inverno e no verão. As flutuações nas abundâncias relativas dos pequenos mamíferos estão condicionadas principalmente à sazonalidade do clima, a qual possui influência direta sobre a disponibilidade de recursos (GRAIPEL et al., 2006) e nos padrões reprodutivos destes animais (MALLMANN et al., 2011). Um estudo realizado por Graipel et al. (2006) em uma área de Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa Submontana) constatou que a maior parte das espécies de pequenos mamíferos experimenta um aumento contínuo nos níveis populacionais a partir do verão, alcançando picos populacionais até o início do inverno. Entretanto, na Floresta com Araucárias verifica-se um súbito aumento no tamanho das populações de pequenos mamíferos outono-inverno, em consequência da elevada oferta pinhões no (CADEMARTORI et al., 2004). O acréscimo nas abundâncias relativas proporciona um aumento natural na capturabilidade de pequenos mamíferos (PARDINI e UMETSU, 2006). Essa condição provavelmente conduziu a uma maior quantidade de dissimilaridades entre os pontos amostrais no inverno, com destaque para as dessemelhanças entre os ambientes de Floresta com Araucárias e os ambientes campestres.

O acréscimo nas abundâncias relativas e o aumento na capturabilidade de pequenos mamíferos no inverno não conduziram, necessariamente, a um incremento no número de espécies capturadas. Na prática, essa condição refletiu em um padrão de aninhamento no inverno, com uma total ausência de substituição de espécies. De modo geral, as oscilações na disponibilidade de recursos que ocorrem sazonalmente na Floresta com Araucárias tornam o ambiente mais restritivo, com boas condições de sobrevivência na época de disponibilidade de pinhões maduros (CADEMARTORI et al., 2004). De fato, a *A. angustifolia* é uma importante fonte de alimento durante a época do outono-inverno (CADEMARTORI et al., 2004), período

em que a oferta de frutos é escassa (MARQUES et al., 2011). Entretanto, a maior oferta de pinhão parece beneficiar as espécies que possuem dieta predominantemente granívora, como é o caso das espécies *O. flavescens*, *O. nigripes*, *S. angouya* e *E. russatus*. O roedor *O. nigripes*, por exemplo, destaca-se como um dos principais consumidores de pinhões, fato que explica sua elevada abundância na área de estudo (FERNANDES et al., 2014). As baixas abundâncias relativas de *A. montensis* provavelmente se devem a dieta mais diversificada (CADEMARTORI et al., 2004).

Apesar da comunidade de pequenos mamíferos mostrar-se predominantemente aninhada no inverno, em ambas as estações climáticas o aninhamento ocorreu devido ao aninhamento de habitat. No verão, os ambientes de campo e de transição mostraram-se aninhados no ambiente florestal. Já no inverno, ocorreu o aninhamento do ambiente campestre em relação aos ambientes transicionais e florestais. Neste contexto, o aninhamento de habitat pode ser considerado um dos principais fatores que moldaram os padrões de aninhamento das comunidades de pequenos na região investigada (WRIGHT et al., 1998; WANG et al., 2010). Segundo Harrison et al. (1992), a predominância de aninhamento nas comunidades naturais não é uma condição favorável, uma vez que a troca de espécies precisa ocorrer por renovação de espécies e não por ausência de espécies. Na prática, apenas uma parcela da dissimilaridade no verão foi atribuída à substituição de espécies, sendo que a rotatividade de espécies ocorreu tanto entre comunidades de um mesmo ambiente como entre ambientes distintos. Muito provavelmente a substituição de espécies se deve às alterações nas características ambientais (e.g. gradientes ambientais) (SVENNING et al., 2011). Em um estudo desenvolvido por Wang e Foster (2015) foi constatado que os ambientes florestais abrigam uma maior diversidade beta de formigas quando em relação às plantações de palmeiras para a produção de óleo (WANG e FOSTER, 2015). Segundo os autores, as manchas florestais são ambientes relativamente mais heterogêneos devido à presença de espécies raras. A ocorrência de espécies raras e, por conseguinte, de substituição de espécies apenas nos ambientes florestais e nas bordas dos fragmentos é um indicativo de que as manchas florestais abrigam comunidades de pequenos mamíferos relativamente mais heterogêneas do que os ambientes campestres.

Finalmente, foi constatada uma baixa diversidade de pequenos mamíferos na região de Planalto das Araucárias investigada. A estrutura do ambiente/vegetação influenciou fortemente a diversidade de pequenos mamíferos, com valores de riqueza de espécies e

abundância relativa de espécies superiores no ambiente estruturalmente mais heterogêneo (Floresta) quando em reação ao ambiente estruturalmente mais homogêneo (Campo). A diversidade-β foi explicada pelos dois padrões (aninhamento e substituição de espécies) em diferentes proporções. Tanto os padrões de diversidade-β (aninhamento e substituição de espécies) quando as abundâncias relativas de espécies foram influenciadas pela sazonalidade do clima. No inverno, a comunidade de pequenos mamíferos mostrou-se estruturada sob um padrão de aninhamento. Já no verão, a comunidade de pequenos mamíferos foi estruturada pela ocorrência simultânea dos dois padrões (aninhamento e substituição de espécies). Contudo, em ambas as estações o aninhamento ocorreu devido ao aninhamento de habitat (verão: campo e transição aninhados em floresta; inverno: campo aninhado em transição e floresta). O principal fator que moldou a ocorrência de substituição de espécies foi à classificação ambiental (e.g. gradientes ambientais), uma vez que a rotatividade de espécies ocorreu apenas nos ambientes florestais e nas bordas dos fragmentos. Neste contexto, a hipótese de que a comunidade de pequenos mamíferos está estruturada sob um padrão de aninhamento foi confirmada. Assim, confirmou-se que o aninhamento de habitat foi um dos principais fatores que moldou os padrões de aninhamento para a comunidade de pequenos mamíferos na região do Planalto das Araucárias durante este estudo.

# **REFERÊNCIAS**

ALMEIDA-NETO, M.; FRENSEL, D. M. B.; ULRICH, W. Rethinking the relationship between nestedness and beta diversity: a comment on Baselga (2010). **Global Ecology and Biogeography**, v.21, p. 772-777, 2012.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, n.6, p. 711-728, 2013.

ANDREAZZI, C. S.; RADEMAKER, V.; GENTILE, R.; HERRERA, H. M.; JANSEN, A. M.; D'ANDREA, P. S. Population ecology of small rodents and marsupials in a semi-deciduous tropical forest of the southeast Pantanal, Brazil. **Zoologia**, v. 28, n. 6, p. 762-770, 2011.

ARDENTE, N. C.; FERREGUETTI, A. C.; GETTINGER, D.; LEAL, P.; MARTINS-HATANO, F.; BERGALLO, H. G. **Differencial efficiency of two sampling methods in capturing non-volant small mammals in an area in eastern Amazonia.** Acta Amazonica, V. 47, n. 2, p. 123-132, 2017.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v.19, p. 134-143, 2010.

BISHOP, T. R.; ROBERTSON, M. P.; RENSBURG, B. J. van; PARR, C. L. Contrasting species and functional beta diversity in montane ant assemblages. **Journal of Biogeography**, v.42, p. 1776-1786, 2015.

BOLDRINI, I. I. Campos sulinos: caracterização e biodiversidade. In: ARAÚJO, E. L.; NOURA, A. N.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GESTINARI, L. M. S.; CARNEIRO, J. M. T. (eds.). **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2002.

BOLDRINI, I. I. (Org.). **Biodiversidade dos campos do planalto das araucárias**. Brasília: MMA, 2009. 240 p.

BONVICINO, C. B.; REIS, N. R. dos; ROSSANEIS, B. K.; FREGONEZI, M. N. Ordem Rodentia. In: REIS, N. R. dos; PERACCHI, A. L.; FREGONEZI, M. N.; ROSSANEIS, B. K. **Guia ilustrado mamíferos do Paraná - Brasil**. Pelotas: Editora USEB, 2009. 220p.

BRONSON, F. H. Mammalian reproductive strategies: genes, photoperiod and latitude. **Reproduction Nutrition Development**, v. 28, n. 2 B, p. 335-347, 1988.

CADEMARTORI, C. V.; FABIÁN, M. E.; MENEGHETI, J. O. Variações na abundância de roedores (Rodentia, Sigmodontinae) em duas áreas de floresta ombrófila mista, Rio Grande do Sul, Brasil. **Zoociências**, v.6, n.2, p. 147-167, 2004.

CADEMARTORI, C. V.; MARQUES, R. V.; PACHECO, S. M. Estratificação vertical no uso do espaço por pequenos mamíferos (Rodentia, Sigmodontinae) em área de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. **Zoociências**, v.10, n.6, p. 187-194, 2008.

CONCEA. Diretrizes da Prática de Eutanásia do CONCEA. Brasília, 2013. 54p.

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

FERNANDES, F. A.; QUINTELA, F. M.; FERNÁNDEZ, G. P.; GONÇALVES, G. L. Os roedores. In: GONÇALVES, G. L.; QUINTELA, F. M.; FREITAS, T. R. O. de (Orgs.). **Mamíferos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Pacartes, 2014. 212p.

FORTES, B. A. **Geografia física do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Livraria Globo, 1956. P. 393.

FREITAS, T. R. O. De; GONÇALVES, G. L.; CUNHA, A. S.; STOLZ, J. F.; MARINHO, J. R. Mamíferos. In: BOLDRINI, I. I. (Org.). **Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. 240p.

FREITAS, T. O. de; STOLZ, J. F. B. Mamíferos. In: BOND-BUCKUP, G. (Org.). **Biodiversidade dos campos de Cima da Serra**. Porto Alegre: Libretos, 2010. 196 p.

GALIANO, D.; KUBIAK, B. B.; ESTEVAN, C.; MORAES, R. M.; MALYSZ, M.; HEPP, L. U.; MARINHO, J. R.; FREITAS, T. R. O. de. Small mammals in Araucaria rain forest: linking vegetal components and the arthropod fauna with rodent community. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 49, p. 1-6, 2014.

GALIANO, D.; KUBIAK, B. B.; MARINHO, J. R.; FREITAS, T. R. O. de. Population dynamics of *Akodon montensis* and *Oligoryzomys nigripes* in an Araucaria forest of southern Brazil. **Mammalia**, v. 77, n. 2, p. 173-179, 2013.

GHELER-COSTA, C. Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em relação à paisagem da bacia do rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil. 2006. 90 f. Tese (Tese em Ecologia de Agroecossistemas) - Universidade de São Paulo, USP, Piracicaba, 2006.

GRAIPEL, M. E.; CHEREM, J. J.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; GLOCK, L. Dinâmica populacional de marsupiais e roedores no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Mastozoología Neotropical**, v.13, n.1, p. 31-49, 2006.

HARRISON, S.; ROSS, S. J.; LAWTON, J. H. Beta-diversity on geographic gradients in Britain. Journal of Animal Ecology. **Oxford**, v.61, p. 151-158, 1992.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological Monographs**, v.75, n.4, p. 435-450, 2005.

- LOB, G.; STOLZ, J. F. B. As cuícas, as guaiquicas e os gambás. In: GONÇALVES, G. L.; QUINTELA, F. M.; FREITAS, T. R. O. de (Orgs.). **Mamíferos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Pacartes, 2014. 212p.
- MACHADO, F. S. Diversidade e estrutura da comunidade de roedores (Cricetidae: Sigmodontinae) em diferentes fitofisionomias na Chapada das Perdizes, Minduri/Carrancas, MG. 2011. 57 f. Dissertação (Dissertação em Ecologia Aplicada) Universidade Federal de Lavras, UFLA, Lavras, 2011.
- MAESTRI, R.; GALIANO, D.; KUBIAK, B. B.; MARINHO, J. R. Diversity of small land mammals in a subtropical Atlantic Forest in the western region of the state of Santa Catarina, southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 4, p. 1-7, 2014.
- MAESTRI, R.; MARINHO, J. R. Singing in the rain. Rainfall and moonlight affect daily activity patterns of rodents in a Neotropical forest. **Acta Theriologica**, v. 59, p. 427-433, 2014.
- MALLMANN, A. S.; FINOKIET, M.; DALMASO, A. C.; MELO, G. L.; FERREIRA, V. L.; CÁCERES, N. C. Dinâmica populacional e reprodução de pequenos mamíferos de uma Floresta Estacional do Maciço do Urucum, oeste do Pantanal, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v.6, n.2, p. 94-102, 2011.
- MARQUES, R. V.; CADEMARTORI, C. V.; PACHECO, S. M. Mastofauna no Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista brasileira de Biociências**, v.9, n.3, p.278-288, 2011.
- MELO, A. S., RANGEL, T. F. L. V. B.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. **Ecography**, v.32, p. 226-236, 2009.
- MIRANDA, J. M. D.; RABELO, G. P.; MORO-RIOS, R. F.; SILVA-PEREIRA, J. E.; ABREU, K. C.; BILSKI, D. R. Ordens Didelphimorphia e Rodentia. In: MIRANDA, J. M. D.; MORO-RIOS, R. F.; SILVA-PEREIRA, J. E.; PASSOS, F. C. Guia Ilustrado Mamíferos da Serra de São Luiz do Purunã Paraná, Brasil. Pelotas: Ed. USEB, 2009. 200 p.
- NABINGER, C. Campos sulinos: manejo sustentável de um ecossistema pastoril. In: ARAÚJO, E. L. de.; MOURA, A. do N.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GESTINARI, L. M. de S.; CARNEIRO, J. de M. T. **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. Sociedade Botânica do Brasil: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2002. 262p.
- OLIVEIRA, F. F. R.; NESSIM, R.; COSTA, L. P.; LEITE, Y. L. R. Small mammal ecology in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. **Lundiana**, v. 8, n. 1, p. 27-34, 2007.
- PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A. B. da; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. da C.; MITTERMEIER, R. A.; PATTON, J. L.

**Annotated Checklist of Brazilian Mammals**. Occasional Papers in Conservation Biology, 2. ed. n.6. Arlington: Conservation International, 2012. p.76.

PARDINI, R.; UMETSU, F. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande - distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, v.6, n.2, p. 1-22, 2006.

PERCEQUILLO, A. R.; DALAPICOLLA, J.; ABREU-JÚNIOR, E.F.; ROTH, P. R. O.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CHIQUITO, E. A. How many species of mammals are there in Brazil? New records of rare rodents (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) from Amazonia raise the current known diversity. **PeerJ**, 5:e4071, p. 1-34, 2017.

PERCEQUILLO, A. R.; GREGORIN, R. Mammalia in **Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil**. PNUD. Disponível em: <a href="http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/64">http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/64</a>>. Acesso em: 29 Jun. 2018.

PORTO, M. L. Os campos sulinos: sustentabilidade e manejo. In: Fitogeografia do Sul da América. **Ciência & Ambiente**, v.1, n.1, p. 152, 2002.

PÜTTKER, T.; MEYER-LUCHT, Y.; SOMMER, S. Movement distances of five rodent and two marsupial species in forest fragments of the Coastal Atlantic Rainforest, Brazil. **Ecotropica**, v.12, p. 131-139, 2006.

QUADROS, F. L. F. de; PILLAR, V. de P. Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul. In: Fitogeografia do Sul da América. **Ciência & Ambiente**, v.1, n.1, p. 152, 2002.

QIAN, H.; RICKLEFS, R. E.; WHITE, P. S. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. **Ecology Letters**, v.8, p. 15-22, 2005.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: http://www.R-project.org. Acesso em 23 abr. 2017.

SANTOS, R. A. L.; HENRIQUES, R. P. B. Spatial variation and the habitat influence in the structure of communities of small mammals in areas of rocky fields in the Federal District. **Biota Neotropica**, v.10, n.1, p. 31-38, 2010.

SANTOS, L. B.; SANTORI, R. T. Ordem Didelphimorphia. In: REIS, N. R. dos; PERACCHI, A. L.; FREGONEZI, M. N.; ROSSANEIS, B. K. **Guia ilustrado mamíferos do Paraná - Brasil**. Pelotas: Editora USEB, 2009. 220p.

SANTOS-FILHO, M.; SILVA, D. J.; SANAIOTTI, T. M. 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**, v.8, p. 115-121, 2008.

- SILVA, A. P. da. Diversidade de comunidades de pequenos mamíferos de três fitofisionomias do cerrado no Brasil central: Partição da diversidade regional em componentes alfa e beta. 2013. 51 f. Dissertação (Dissertação em Ecologia) Universidade de Brasília, UNB, Brasília, 2013.
- SVENNING, J.-C.; FLØJGAARD, C.; BASELGA, A. Climate, history and neutrality as drivers of mammal beta diversity in Europe: insights from multiscale deconstruction. **Journal of Animal Ecology**, v.80, p. 393-402, 2011.
- UCHÔA, T. Comunidades dos pequenos mamíferos em dois estágios sucessionais de floresta atlântica e suas implicações à ecologia e conservação. 2006. 98 f. Dissertação (Dissertação em Ciências Biológicas) Universidade Federal do Paraná, UFPR, Curitiba, 2006.
- WANG, Y.; BAO, Y.; YU, M.; XU, G.; DING, P. Nestedness for different reasons: the distributions of birds, lizards and small mammals on islands of an inundated lake. **Diversity and Distributions**, v.16, p.862-873, 2010.
- WANG, W. Y.; FOSTER, W. A. The effects of forest conversion to oil palm on ground-foraging ant communities depend on beta diversity and sampling grain. **Ecology and Evolution**, v.5, n.15, p. 3159-3170, 2015.
- WEN, Z.; QUAN, Q.; DU, Y.; XIA, L.; GE, D.; YANG, Q. Dispersal, niche, and isolation processes jointly explain species turnover patterns of nonvolant small mammals in a large mountainous region of China. **Ecology and Evolution**, v.6, n.4, p. 946-960, 2016.
- WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v.30, p. 279-338, 1960.
- WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v.21, n.2/3, p. 213-251, 1972.
- WILLIAMS, S. E.; MARSH, H; WINTER, J. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: small mammals in Australian Tropical Rain Forest. **Ecology**, v.83, n.5, p. 1317-1329, 2002.
- WILSON, D. E.; REEDER, D. M. (eds.). **Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference**. 3. ed. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 2005. p. 2142.
- WRIGHT, D. H.; PATTERSON, B. D.; MIKKELSON, G. M.; CUTLER, A.; ATMAR, W. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. **Oecologia**, v.13, p. 1-20, 1998.
- WRIGHT, D. H.; REEVES, J. H. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. **Oecologia**, v.92, p. 416-428, 1992.

# 3. CONCLUSÃO GERAL

Foi verificada a existência de uma baixa diversidade de pequenos mamíferos para a região investigada. Os maiores valores de riqueza de espécies e abundâncias relativa foram obtidos no ambiente florestal. Como o ambiente florestal é o ambiente mais heterogêneo, foi verificada a ocorrência de sete espécies de pequenos mamíferos (*A. montensis*, *O. flavescens*, *O. nigripes*, *S. angouya*, *E. russatus*, *D. albiventris*, *M. dimidiata*). Já no ambiente campestre, ambiente estruturalmente mais homogêneo, foram registradas apenas quatro espécies de pequenos mamíferos, sendo *O. flavescens*, *O. nigripes*, *A. montensis* e *E. russatus*. Além disso, no ambiente campestre foram obtidos os menores valores de abundância relativa.

A diversidade-β de pequenos mamíferos nos Campos de Altitude do Planalto das Araucárias pode ser explicada pelos dois padrões (aninhamento e substituição de espécies) em diferentes proporções. Tanto os padrões de diversidade-β, quanto às abundâncias relativas, foram influenciadas pela sazonalidade do clima. No verão, verificou-se a ocorrência simultânea dos dois padrões. Já no inverno, a comunidade de pequenos mamíferos esteve completamente aninhada. Na área de estudo, os padrões de aninhamento aparentemente foram influenciados pelos filtros ambientais (e.g. aninhamento de habitat). Este é um dos fatores que contribuiu para a acentuada perda de espécies ao longo do gradiente floresta/campo.

As alterações nas características ambientais aparentemente moldaram a ocorrência de substituição de espécies na região investigada. A substituição de espécies, constatada apenas no verão, ocorreu somente em ambientes florestais e nas bordas dos fragmentos. As comunidades de pequenos mamíferos nesses ambientes foram relativamente mais ricas do que as comunidades presentes em ambientes campestres. As espécies *S. angouya*, *D. albiventris* e *M. dimidiata*, por exemplo, apresentaram preferência por ambientes florestais. *Juliomys* sp. foi registrado exclusivamente na região de transição entre os ambientes florestais e campestres. Já os roedores *A. montensis*, *O. flavescens*, *O. nigripes* e *E. russatus*, ocorreram tanto em ambientes florestais quanto em ambientes campestres.

Neste contexto, verifica-se que inúmeros processos podem ter influenciado os padrões de diversidade-β nos mosaicos de vegetação nos Campos de Altitude do Planalto das Araucárias, sendo conferido destaque para a heterogeneidade ambiental, a complexidade ambiental e o aninhamento de habitat. O Planalto das Araucárias vêm sofrendo drasticamente com a substituição, fragmentação e descaracterização dos ambientes que o compõe, devido às

ações antropogênicas (BOLDRINI, 2009). Este cenário provavelmente contribuiu para a estruturação dos padrões de aninhamento na região investigada. A prevalência de aninhamento é uma condição preocupante, uma vez que os habitats que possuem padrões aninhados tendem a perder espécies que são incomuns na paisagem (WRIGHT e REEVES, 1992).