

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL**

**BIOGEOGRAFIA DE MORCEGOS (CHIROPTERA) EM  
ÁREA DE TRANSIÇÃO FLORESTA-CAMPO NO  
SUDESTE DA AMÉRICA DO SUL**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Marcelo de Moraes Weber**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2009**

**BIOGEOGRAFIA DE MORCEGOS (CHIROPTERA) EM ÁREA  
DE TRANSIÇÃO FLORESTA-CAMPO NO SUDESTE DA  
AMÉRICA DO SUL**

**por**

**Marcelo de Moraes Weber**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Área de Concentração em Ecologia de Mamíferos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências Biológicas**.

**Orientador: Nilton Carlos Cáceres**

Santa Maria, RS, Brasil

2009

**Universidade Federal de Santa Maria  
Centro de Ciências Naturais e Exatas  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada, aprova a dissertação  
de mestrado

**BIOGEOGRAFIA DE MORCEGOS (CHIROPTERA) EM ÁREA DE  
TRANSIÇÃO FLORESTA-CAMPO NO SUDESTE DA AMÉRICA  
DO SUL**

elaborada por  
**Marcelo de Moraes Weber**

como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em  
Biodiversidade Animal.

**Comissão Examinadora**



**Dr. Nilton Carlos Cáceres  
(Presidente/Orientador)**



**Dr. Carlos Eduardo de Viveiros Grelle (UFRJ)**



**Dra. Sandra Maria Hartz (UFRGS)**

Santa Maria, 10 de março de 2009.

---

© 2009

Todos os direitos autorais reservados a Marcelo de Moraes Weber. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita com autorização por escrito do autor.

Endereço: Rua Isidoro Grassi, n. 23, bloco 08, ap. 229, Bairro Medianeira, Santa Maria, RS, 97060-310

Fone (0xx) 55 99030034; End. Eletr: [marcelo\\_weber@yahoo.com.br](mailto:marcelo_weber@yahoo.com.br)

---

## *DEDICATÓRIA*

*Dedico esta dissertação aos meus pais, verdadeiros exemplos de bondade e humanidade, em um mundo caótico e desumano. Obrigado por tudo!*

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer em primeiro lugar a minha família: meu pai Dorival, minha mãe Neli e meus irmãos Neilo, Claudiomiro e Cleonice pelo apoio integral a minha vontade de seguir nos estudos, mesmo não entendendo muito bem o que exatamente eu fazia.

Aos colegas de mestrado pelos bons momentos, em especial ao Cassiano e ao Jéferson pelo apoio mútuo nos momentos difíceis e por compartilharem das mesmas angústias e incertezas sobre o futuro.

Aos meus amigos Ana, Daia, Maicon e Vinícius, pelos momentos de descontração, tão necessários durante esse período e por agüentarem o meu mau humor. Aos amigos Dani, Bethânia e Vagner, que mesmo longe, contribuíram para a conclusão desse trabalho.

À coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal Sonia Cechin pelo apoio inicial e por estar sempre disposta a ouvir os alunos do PPG.

Ao seu Paulo, secretário do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, sempre resolvendo os pepinos da gurizada.

Aos curadores das coleções científicas: João Alves e Stela Franco, do Museu Nacional no Rio de Janeiro; Márcia Jardim, do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul em Porto Alegre e Carla Fontana do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, em Porto Alegre, por permitirem o acesso ao material tombado nos referidos museus.

A todos os pesquisadores que trabalham com morcegos e publicam os seus dados, tornando esse tipo de estudo possível.

A Larry Page e Sergey Brin por terem criado o Google e facilitado imensamente a minha vida.

Aos membros examinadores da banca, Carlos Eduardo de Viveiros Grelle (UFRJ), Sandra Maria Hartz (UFRGS) e Susi Missel Pacheco (Instituto Sauver) pelas sugestões e críticas, que com certeza melhorarão a qualidade deste trabalho.

Ao Nilton pela orientação e por me apresentar a Biogeografia, e a CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Eu que já não sou assim  
Muito de ganhar  
Junto as mãos ao meu redor  
Faço o melhor que sou capaz  
Só pra viver em paz.

(Marcelo Camelo)

## RESUMO

Dissertação de Mestrado  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal  
Universidade Federal de Santa Maria

### **BIOGEOGRAFIA DE MORCEGOS (CHIROPTERA) EM ÁREA DE TRANSIÇÃO FLORESTA-CAMPO NO SUDESTE DA AMÉRICA DO SUL**

AUTOR: MARCELO DE MORAES WEBER

ORIENTADOR: NILTON CARLOS CÁCERES

Data e local da defesa: Santa Maria, 10 de março de 2009.

A variação da riqueza de espécies em escala regional tem sido intensivamente discutida. Três das principais hipóteses que buscam explicar esse padrão de variação são as hipóteses energética, climática e de heterogeneidade do habitat. Estudos em meso-escala são importantes para descobrir padrões diferentes que influenciam a variação na riqueza de espécies. Como os morcegos são muito abundantes globalmente e bem diversificados ecologicamente, esses organismos são ótimos caracterizadores ambientais. Com base nisso, os objetivos deste estudo foram relacionar a composição das espécies de morcegos com a vegetação em área de transição floresta-campo no sudeste da América do Sul e avaliar a influência do espaço sobre a riqueza de morcegos através de variáveis ambientais. A área de estudo compreende a porção sudeste da América do Sul. Os dados de distribuição das espécies foram coletados através de visita a museus, revisão bibliográfica e consulta a bancos de dados *on line*. Foi feita a estimativa de distribuição para cada espécie sobre um mapa contendo 139 quadrículas de 1° de latitude por 1° de longitude. Foram obtidos dados de distribuição para 79 espécies de morcegos. Áreas de Floresta Ombrófila Densa e de Floresta Estacional possuíram a maior riqueza de espécies. A análise de agrupamento com base nas quadrículas formou três grupos nítidos: grupo Florestal (ao norte), Araucária (intermediário) e Campestre (ao sul). O grupo Araucária ficou associado ao grupo Campestre. A análise de agrupamento com base nas regiões fitogeográficas formou quatro grupos nítidos, sendo que a Floresta de Araucária ficou associada às formações florestais. A hipótese climática foi a que melhor explicou a variação dos dados de riqueza, sendo a temperatura média anual a principal variável preditora, seguida pela amplitude da altitude e pela AET, respectivamente. Considerando todas as variáveis, a regressão OLS também apontou a temperatura média anual como a principal variável preditora, seguida pela AET. Essas variáveis também explicaram a variação na riqueza de espécies das famílias Phyllostomidae, Molossidae e Vespertilionidae. A Floresta de Araucária é uma área filtro para a dispersão de espécies tropicais para as regiões subtropicais e temperadas da América do Sul, devido aos invernos rigorosos presentes nessa área, o que pode ser explicado principalmente pela intolerância de algumas espécies a climas mais frios.

Palavras-chave: área filtro, Floresta com Araucária; gradiente climático; gradiente latitudinal; macroecologia.



**ABSTRACT**

Master Dissertation  
Post-Graduation in Animal Biodiversity  
Universidade Federal de Santa Maria

**BIOGEOGRAPHY OF BATS (CHIROPTERA) IN FOREST-GRASSLAND TRANSITION AREA IN THE SOUTHEASTERN OF SOUTH AMERICA**

AUTHOR: MARCELO DE MORAES WEBER

ADVISER: NILTON CARLOS CÁCERES

The variation on the richness species in regional scales has been debated a lot. Three of the hypotheses not frequently discussed as determinants of regional variability in richness species are energy, contemporary climatic conditions and habitat heterogeneity. Studies at mesoscale are very important to discover different patterns that underlying the variability in richness species. As the bats are so common in whole world and ecologically diverse, these organisms are excellent environmental characterized. On this basis, the goals of this study were to link the bat species composition with the vegetation in forest-grassland transition area in the Southeastern of South America and to assess the space influence on the bat species richness by environmental variables. The study area includes the southeastern of South America. Species distribution data were obtained by museums, review and database on line. The distribution's estimate for each species was done on a map with 139 cells 1° latitude by 1° longitude. It was collected distribution data to 79 bat species. Rain Forest and Seasonal Forest had the largest species richness. The cluster analysis based on the cells revealed three major clusters: the Forest cluster (at north), the Araucaria cluster (at middle), and the Grassland cluster (at south). The Araucaria cluster was associated to the Grassland cluster. The cluster analysis based in the phytogeographic zones revealed four clusters, where the Araucaria Forest was associated with the forested regions. The contemporary climatic conditions hypothesis was the best explained the variability on the richness data, where the mean annual temperature the main predictor variable, followed by extent of relief and AET, respectively. With the whole variables, the OLS regression also indicated the mean annual temperature as the main predictor variable, followed by AET. These same variables also explained the variability in the species richness in Phyllostomidae, Molossidae and Vespertilionidae. The Araucaria Forest is a filter area to the dispersal of tropical species into subtropical and temperate areas of South America, because the hard winters in that area, what may be explained likely for the intolerance of some species in colder climates.

Key-words: filter area, Araucarian forest; climatic gradient; latitudinal gradient; macroecology.

## SUMÁRIO

|   |    |
|---|----|
| <b>1. INTRODUÇÃO</b> .....  | 11 |
| <b>2. MÉTODOS</b> .....   | 16 |
| <b>2.1 Área de estudo</b> .....   | 16 |
| <b>2.2 Dados de distribuição das espécies</b> .....   | 20 |
| <b>2.3 Variáveis ambientais</b> .....   | 22 |
| <b>2.4 Análises estatísticas</b> .....  | 23 |
| 2.4.1 Análise de agrupamento.....   | 23 |
| 2.4.2 Análise de componentes principais.....  | 23 |
| 2.4.3 Análises de regressão e autocorrelação espacial.....  | 24 |
| <b>3. RESULTADOS</b> .....  | 27 |
| <b>3.1 Descrição geral da riqueza e composição das espécies de morcegos</b> .....                         | 27 |
| <b>3.2 Análise de agrupamento</b> .....   | 31 |
| <b>3.3 Análise de componentes principais</b> .....  | 34 |
| <b>3.4 Análises de regressão e autocorrelação espacial</b> .....  | 35 |
| <b>4. DISCUSSÃO</b> .....   | 40 |
| <b>4.1 Riqueza e composição de espécies de morcegos</b> .....   | 40 |
| <b>4.2 Formações de regiões biogeográficas com base na composição de espécies de morcegos</b> .....       | 43 |
| <b>4.3 Testes de hipóteses sobre a variação na riqueza de espécies de morcegos</b> .....                  | 47 |
| <b>5. CONCLUSÕES</b> .....  | 52 |
| <b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....  | 53 |
| <b>7. ANEXO</b> .....   | 63 |
| <b>7.1 Anexo A - Referências bibliográficas utilizadas para os dados de distribuição geográfica</b> ..... | 64 |

## 1. INTRODUÇÃO

A diversidade de espécies dentro de uma área de um habitat reflete uma variedade de processos que operam localmente dentro dessa área. Em geral, processos locais reduzem a diversidade através da exclusão competitiva, sobreexploração e extinção estocástica. Já processos regionais aumentam a diversidade através de movimentos de indivíduos entre habitats e fragmentos de habitats, da produção de novas espécies dentro das regiões e do intercâmbio de espécies entre regiões (Ricklefs & Schluter, 1993).

A riqueza regional de espécies pode ser influenciada por diversos fatores, sendo o clima, estabilidade ambiental, área de biomas, heterogeneidade do habitat, influências históricas (tais como as glaciações) e a disponibilidade de energia ambiental os fatores mais discutidos recentemente (Pianka, 1966; Rosenzweig, 1992; Kerr & Packer, 1997; Rahbek & Graves, 2001; H-Acevedo & Currie, 2003; Hawkins et al., 2003a, Hawkins et al., 2003b; Currie et al., 2004; Ruggiero & Kitzberger, 2004). Há mais de cem hipóteses que tentam explicar o padrão de variação na riqueza regional de espécies (Rahbek & Graves, 2001). Três das hipóteses mais frequentemente discutidas como determinantes dessa variação são: energia (Hawkins et al., 2003a), condições climáticas contemporâneas (Rahbek & Graves, 2001) e a heterogeneidade do habitat (Keer & Packer, 1997).

A hipótese energética geralmente é avaliada utilizando-se a evapotranspiração real (AET, *actual evapotranspiration*), evapotranspiração potencial (PET, *potential evapotranspiration*) e produtividade primária líquida (NPP, *net primary production*) como as principais variáveis descritoras da variação da riqueza de espécies. A evapotranspiração real é uma medida direta de energia ambiental. Ela representa a quantidade de água que evaporou de uma superfície em uma determinada área, considerando que para a evaporação é necessário que haja disponibilidade de água e energia suficiente para que a evapotranspiração possa ocorrer. Sendo assim, em um lugar úmido e frio é tão improvável que ocorra evaporação quanto em um lugar quente e seco. Dessa forma, a AET é uma forma direta de se medir o balanço entre a disponibilidade de água e energia no ambiente (balanço água-energia). A evapotranspiração potencial é uma variável estimada, sendo impossível de ser determinada na prática. Ela está mais diretamente relacionada com a disponibilidade energética por si só, já que representa o quanto de água teria sido evaporado e transpirado caso houvesse uma superfície sempre

saturada. Outras variáveis utilizadas para as medições de energia ambiental são as variáveis de produtividade. A produtividade primária bruta representa o quanto de moléculas orgânicas foi sintetizado pelos organismos produtores, normalmente em escala de peso/área/tempo. Como o metabolismo vegetal consome parte dessas moléculas orgânicas, a porção que fica disponível para os consumidores é conhecida como produtividade primária líquida. Desta forma, a produtividade primária líquida passa a ser a variável de maior interesse e influência sobre a abundância e diversidade das espécies consumidoras (Begon et al., 2007).

A hipótese energética afirma que a disponibilidade de energia gera e mantém os gradientes de riqueza de espécies. Dentro da hipótese energética há outras hipóteses que tentam explicar a influência da energia sobre a riqueza de espécies (ver Hawkins et al., 2003a). Segundo Wright (1983), esses gradientes de riqueza são regulados via cascatas tróficas. Nessa abordagem, a riqueza de plantas é limitada pela energia solar e disponibilidade de água. A riqueza de herbívoros, por sua vez, é limitada pela produção primária líquida das plantas, a riqueza de predadores é limitada pela produção secundária dos herbívoros e assim por diante na cadeia alimentar. Já Currie (1991) argumentou sobre as necessidades termorregulatórias que influenciam a riqueza de espécies de vertebrados. Para animais endotérmicos, como mamíferos e aves, um aumento na energia ambiental levaria a um aumento na produção e consumo de recursos, o que garantiria os custos energéticos na manutenção da endotermia. Assim, maior quantidade de energia ficaria disponível para a reprodução. Neste cenário, de energia ambiental e taxas reprodutivas elevadas, para as espécies persistirem no ambiente, estas deverão possuir nichos ecológicos mais estreitos, o que acarretaria, por fim, em um aumento na riqueza de espécies em ambientes produtivos (Turner et al., 1996).

A hipótese climática considera que a variação no clima pode determinar direta ou indiretamente a riqueza de espécies de plantas e animais, através da produtividade primária (Wright et al., 1993). As variáveis climáticas podem mudar tanto sazonalmente, como por grandes períodos, como os ciclos glaciais. As flutuações sazonais na temperatura e/ou precipitação são muito intensas em muitas áreas do mundo, e a riqueza de espécies pode acompanhar essas mudanças sazonais através de migração e/ou hibernação/dormência (H-Acevedo & Currie, 2003). De uma forma geral é também esperado, segundo essa hipótese, que regiões com climas mais estáveis sejam mais favoráveis às taxas evolutivas, por meio de

especializações e adaptações locais, que levariam as espécies a possuírem nichos mais estreitos. Desta forma, espera-se que as espécies sejam mais flexíveis e generalistas nas regiões temperadas do que nos trópicos, já que estas últimas devem conviver com competidores, tornando-se cada vez mais especialistas (Klopfer & MacArthur, 1960; Pianka, 1966). Contudo, recentemente, tem sido proposto que espécies de aves mais basais filogeneticamente, originadas em climas quentes e úmidos no início do Terciário, estariam excluídas atualmente das zonas temperadas em resposta ao resfriamento global no Mioceno e Oligoceno (Hawkins et al., 2006). Sendo assim, espécies mais derivadas radiaram para climas mais frios e secos em resposta a mudanças climáticas. De fato, os desertos da Austrália abrigam aves de famílias mais derivadas filogeneticamente do que em áreas úmidas (Hawkins et al., 2005), o mesmo ocorrendo no Novo Mundo, onde clados basais de aves estão confinados aos trópicos, enquanto os clados derivados são relativamente ricos nas zonas temperadas do norte e nos Andes, onde o clima é mais frio (Hawkins et al., 2006). Globalmente, essa tendência também é seguida, a riqueza de aves de clados basais é concentrada nos trópicos não-áridos (Hawkins et al., 2007a).

A hipótese da heterogeneidade do habitat é baseada na variação espacial das condições ambientais e físicas, as quais, presumivelmente permitem maior diferenciação de habitats, e deste modo, maior riqueza de espécies, levando a comunidades mais ricas tanto em escala local quanto regional. A heterogeneidade do habitat tem sido quantificada, geralmente, como variabilidade topográfica, número de ecossistemas presentes em uma dada área ou ambos (Kerr & Packer, 1997; Keer, 2001). A mudança de habitats ao longo de um gradiente altitudinal produz maior diversidade de habitats entre regiões com maior variabilidade topográfica (Rahbek, 1995), levando a um aumento na riqueza regional de espécies (Kerr & Packer, 1997). Embora a hipótese energética seja a que explica a maioria da variação observada na riqueza regional de espécies (Wright et al., 1993), em ambientes ricos em energia a heterogeneidade ambiental pode se tornar a principal determinante sobre os padrões de riqueza de espécies (Keer & Packer, 1997). Na América do Sul, a alta complexidade do habitat e o forte gradiente altitudinal associados com as cadeias de montanhas dos Andes são associados a uma alta riqueza de mamíferos (Patterson, 1994; Patterson et al., 1996).

Entre todas as hipóteses, a que tem recebido maior confirmação empírica é a hipótese energética, a qual possui coeficientes de determinação entre 70 e 90% dos

padrões de variação na riqueza de espécies (Wright et al., 1993; Hawkins et al., 2003a). As variáveis climáticas, tais como temperatura média anual e precipitação, frequentemente possuem correlação positiva com a riqueza de espécies e influenciam diretamente as variáveis energéticas como a evapotranspiração real e potencial (Wright et al., 1993). Dessa forma, as hipóteses preditoras da riqueza de espécies não são mutuamente excludentes, mas interagem de forma complementar.

As análises de riqueza regional de espécies geralmente envolvem grupos com grande diversidade de espécies, como borboletas (Keer, 2001), aves (Bohning-Gaese, 1997; Rahbek & Graves, 2001; Hawkins et al., 2003b) e mamíferos (Willig & Lyons, 1998; Ruggiero & Kitzberger, 2004; Hortal et al., 2008). Entre os mamíferos, um grupo que se destaca por possuir características únicas dentro do grupo são os morcegos. Essas características são: a capacidade para o voo e a grande diversidade de hábitos alimentares, incluindo espécies frugívoras, nectarívoras, onívoras, hematófagas, carnívoras e insetívoras, o que os tornam ecologicamente diversificados em relação aos demais grupos de mamíferos (Marinho-Filho & Sazima, 1998). Os morcegos constituem a segunda ordem de mamíferos em número de espécies, com aproximadamente 1113 espécies (Wilson & Reeder, 2005), e são cosmopolitas, existindo em todos os continentes, com exceção dos pólos. Em muitos ecossistemas tropicais, os morcegos podem representar mais de 50% das espécies de mamíferos (Eisenberg, 1989). Devido ao grande número de espécies, diversidade de hábitos alimentares e por estarem distribuídos amplamente pelo globo terrestre, esses organismos podem ser considerados bons caracterizadores ambientais (Fleming, 1988; Avilla et al., 2007). Portanto, a distribuição das espécies de morcegos pode servir para descrever padrões e investigar os processos que determinam tal distribuição. Estudos em meso-escala têm observado uma forte associação entre a composição da vegetação e a composição das comunidades de morcegos (Willig et al., 2000; Aguirre, 2002; López-González, 2004). Espécies frugívoras são mais restritas a áreas florestais, enquanto que as espécies insetívoras ocorrem em muitos tipos de vegetação (Willig et al., 2000; López-González, 2004). Dessa maneira, cada categoria trófica atinge um pico na riqueza de espécies sob condições ambientais particulares (Badgley & Fox, 2000). Mesmo a família Phyllostomidae, que possui a maior diversidade de guildas tróficas, possui algumas subfamílias, como Stenodermatinae, Glossophaginae e Carollinae que estão associadas a áreas florestais (López-

González, 2004), enquanto as famílias de morcegos insetívoros como Molossidae e Vespertilionidae ocorrem em diversos habitats e regiões (Willig & Selcer, 1989; Willig et al., 2000).

A partir disso, formulei duas hipóteses sobre a distribuição e o padrão de composição e riqueza de espécies de morcegos em uma região de transição floresta-campo no sudeste da América do Sul. As hipóteses e os objetivos dentro de cada hipótese são apresentados a seguir.

*Hipótese 1:* “A composição de espécies de morcegos está relacionada com a vegetação.”

Objetivos:

1. Relacionar a composição das comunidades de morcegos em área de transição floresta-campo no sudeste da América do Sul com a vegetação:
  - 1.1 Verificar se há formação de grupos de regiões geográficas distintas com base na distribuição das espécies de morcegos;
  - 1.2 Comparar a riqueza de espécies por guilda trófica entre os grupos formados pela análise anterior;
  - 1.3 Comparar a variação da riqueza de espécies entre famílias dentro de cada grupo formado;
  - 1.4 Verificar quais regiões fitogeográficas são mais similares entre si, com base na presença/ausência das espécies de morcegos.

*Hipótese 2:* “A riqueza de espécies de morcegos é influenciada por variáveis climáticas, energéticas e descritoras da heterogeneidade do habitat”.

Objetivos:

2. Avaliar a influência do espaço sobre a riqueza de espécies de morcegos em área de transição floresta-campo, através de variáveis descritoras do clima, energia ambiental e heterogeneidade do habitat:
  - 2.1 Descrever o padrão de riqueza de espécies de morcegos;
  - 2.2 Examinar qual hipótese de variação na riqueza de espécies de morcegos melhor explica os padrões observados;
  - 2.3 Examinar qual(is) variável(is) descritora(s) do ambiente, considerando o modelo geral, com todas as variáveis, melhor explica os padrões observados de riqueza de morcegos.

2.4 Examinar a influência das variáveis preditoras sobre a variação na riqueza de espécies das famílias Molossidae, Phyllostomidae e Vespertilionidae.

## **2. MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo**

A área de estudo compreende a região localizada a leste do rio Paraná, em uma interface entre as regiões tropical e subtropical a leste da América do Sul, formada pelos estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul no Brasil, pelas províncias de Misiones, Corrientes e Entre Rios na Argentina, e pela República Oriental do Uruguai. Esta região apresenta um mosaico de formações vegetais, incluindo cerrado e florestas ombrófilas e estacionais ao norte e campos de diferentes formações ao sul, representando em meso-escala uma transição floresta-campo (Figura 1).



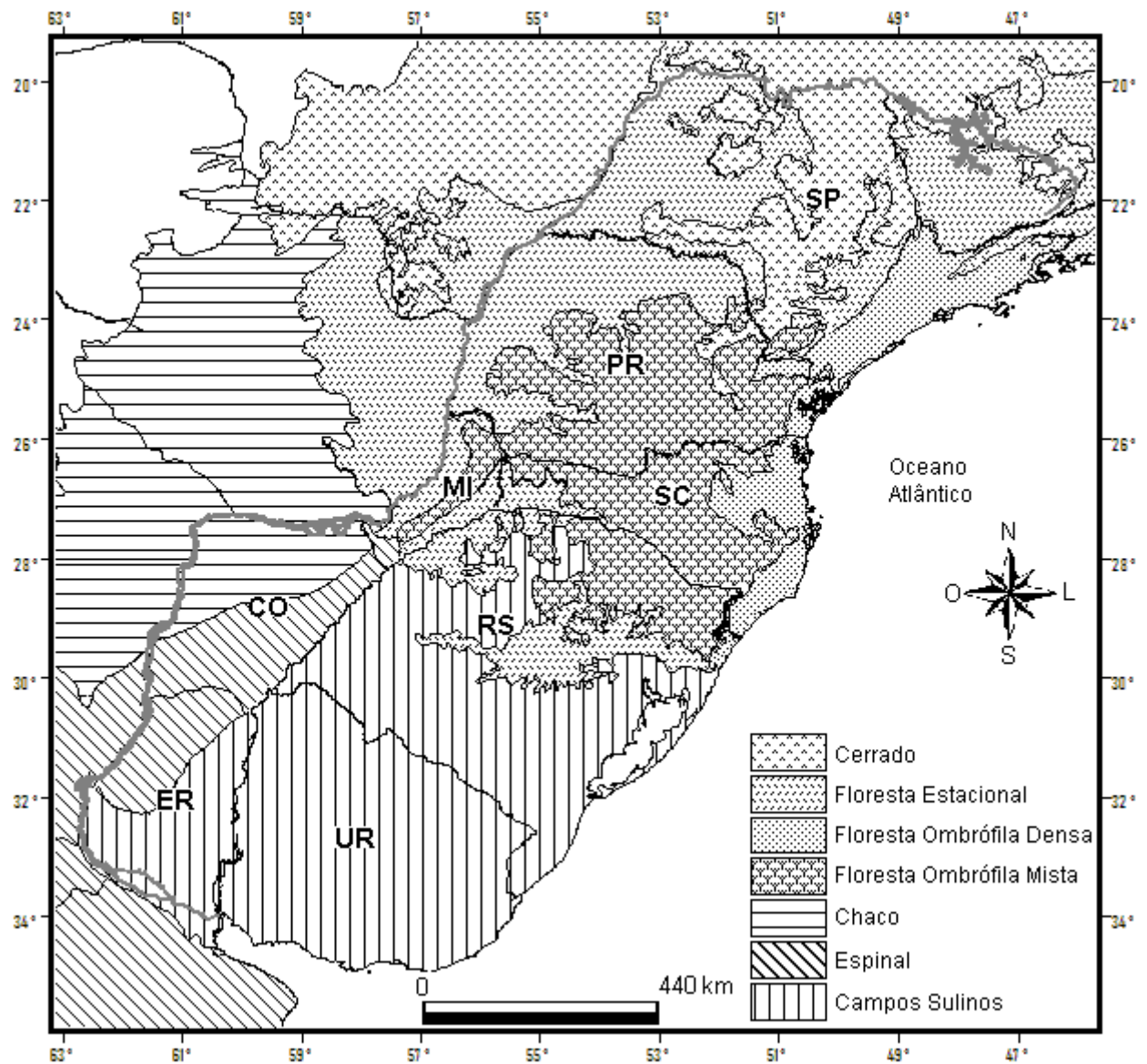


Figura 1 - Mapa da área de estudo mostrando as diferentes regiões fitogeográficas e políticas incluídas neste estudo: estados de São Paulo (SP), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS) no Brasil; províncias de Misiones (MI), Corrientes (CO) e Entre Rios (ER) na Argentina e a República Oriental do Uruguai (UR). Em cinza está o rio Paraná utilizado como limite fisiográfico para a delimitação da área deste estudo. Regiões fitogeográficas de acordo com IBGE (2004) e Cabrera & Willink (1980).

Dois conjuntos de dados diferentes foram utilizados para a classificação das formações fitogeográficas. Para os estados brasileiros foi considerada a classificação do IBGE (2004), com modificações, e para o restante da área foi considerada a classificação de Cabrera & Willink (1980). As regiões fitogeográficas consideradas neste estudo e suas caracterizações são descritas a seguir:

1. *Cerrado*: A área nuclear está distribuída, principalmente, pelo Planalto Central Brasileiro, nos estados de Goiás, Tocantis, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, parte de Minas Gerais, Bahia e Distrito Federal. As áreas de Cerrado consideradas neste estudo se encaixam em regiões periféricas ou ecótonos com o bioma Mata Atlântica. É uma formação caracterizada por árvores relativamente baixas (até 20 m de altura), esparsas, disseminadas em meio a arbustos e uma vegetação baixa, constituída em geral por gramíneas (IBAMA, 2008).

2. *Floresta Ombrófila Densa*: Essa formação cobre uma extensa e estreita faixa ao longo da faixa litorânea, desde Natal, no Rio Grande do Norte, até Osório, no Rio Grande do Sul. Influenciadas diretamente pelas massas de ar quente e úmida do Oceano Atlântico, as chuvas são relativamente intensas e bem distribuídas ao longo do ano (Leite, 2002).

3. *Floresta Ombrófila Mista*: Também conhecida como Floresta com Araucária, distribui-se desde o sul do estado de São Paulo até o limite da Serra Geral no Rio Grande do Sul. É uma formação típica do Planalto Meridional, com altitude variando entre 800 e 1200 m, não sofre influência direta do oceano, mas possui chuvas bem distribuídas ao longo do ano (Roderjan et al., 2002). A composição florística é fortemente influenciada pelas baixas temperaturas e pela ocorrência regular de geadas no inverno, sendo uma das regiões mais frias. Caracteriza-se pela ausência de período seco e ocorrência de longo período frio (Leite, 2002).

4. *Floresta Estacional*: Essa formação se estende desde as encostas da Serra da Mantiqueira e Vale do Paraíba, atravessa as regiões norte e oeste do planalto em São Paulo e Paraná, e atinge o leste do Paraguai e extremo nordeste da Argentina, até o limite sul do Planalto das Araucárias no Rio Grande do Sul. Possui estação seca bem definida, geralmente com baixas temperaturas, o que ocasiona a queda das folhas do estrato superior, mudando a fisionomia do ambiente.

5. *Campos Sulinos*: Ocorre na região sul do rio Grande do Sul, no Uruguai e nas províncias argentinas de Entre Rios, Buenos Aires e sul de Santa Fé (Ribichich, 2002). O clima possui forte influencia da latitude e da continentalidade. No verão, as temperaturas são elevadas e, no inverno, baixas e muitas vezes acentuadas por ventos fortes. Apresentam marcada sazonalidade, com a maior concentração das chuvas nos meses de inverno, provocando, muitas vezes, a ocorrência de períodos secos eventuais, quando a estação menos chuvosa (verão) se prolonga mais que o

habitual (Porto, 2002). É formado por terras baixas, com algumas coxilhas e várzeas, sendo a vegetação constituída por pastagens com bosques associados em alguns locais (Garcia et al., 2007).

6. *Chaco*: Na Argentina, está restrita ao sudeste da província de Misiones e a leste de Corrientes. O clima é quente e úmido, com chuvas regulares ao longo do ano. A vegetação predominante é de campos de gramíneas com 1 a 1,5 m de altura, havendo matas de galeria nas margens dos rios e lagoas, ou capões nas áreas de solo úmido (Burkart et al., 1999).

7. *Espinal*: Constitui uma unidade fitogeográfica que descreve um grande arco irregular no território argentino, desde o centro de Corrientes e Entre Rios, até o litoral atlântico, ao sul da província de Buenos Aires, passando pela região central de Santa Fé, Córdoba, San Luís e La Pampa (Marchiori, 2004). O clima varia desde quente e úmido no norte a temperado e seco no sul, com as chuvas em maior intensidade no verão. Possui planícies com poucas serras baixas e dispersas (Garcia et al., 2007).

A área de estudo foi dividida em quadrículas de 1° de latitude (110 km) por 1° de longitude (110 km), em um total de 139 quadrículas, cobrindo uma área aproximada de 1.200.000 km<sup>2</sup> (Figura 2).

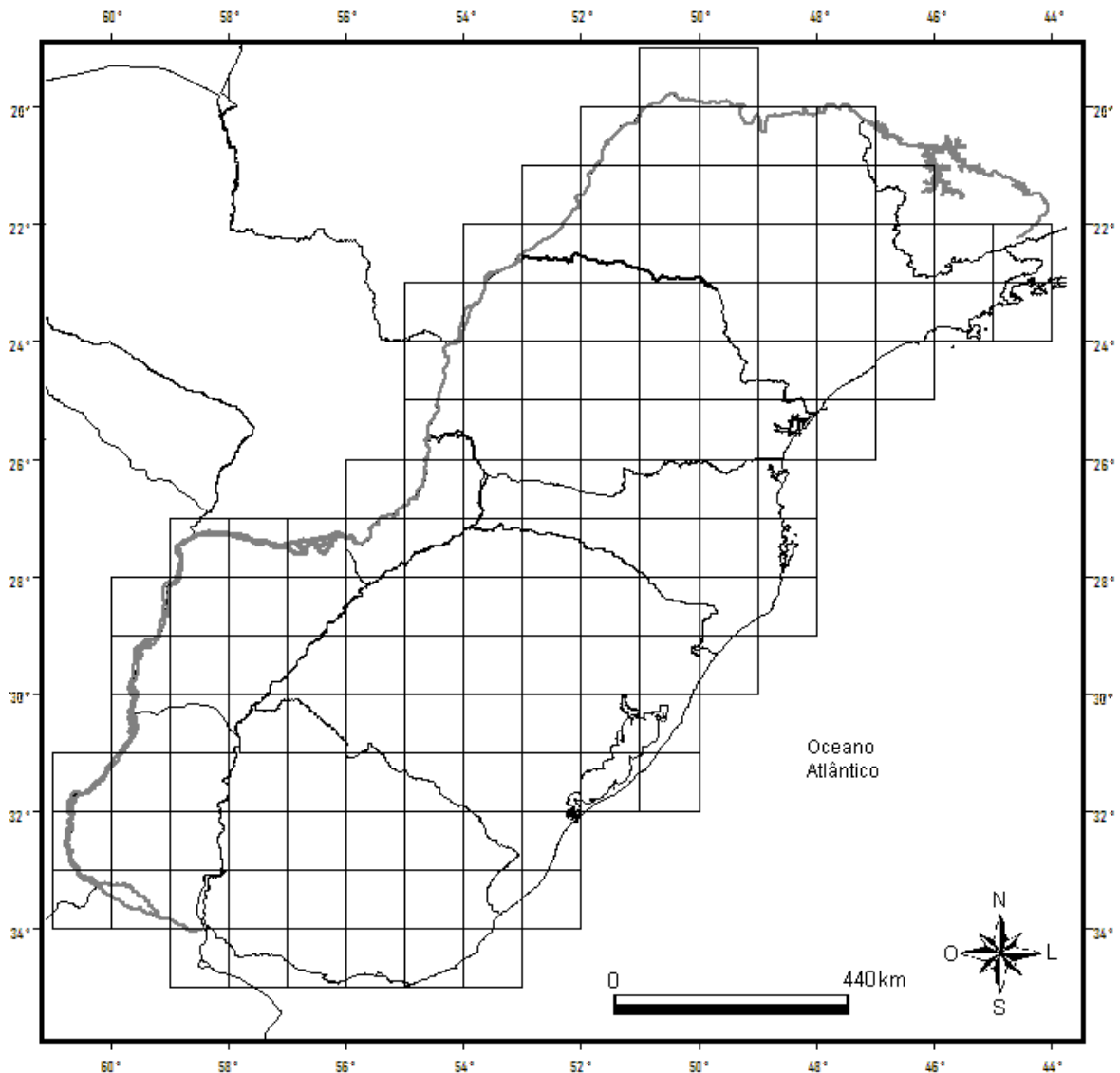


Figura 2 - Mapa da área de estudo, região a leste do rio Paraná (em cinza), incluindo os estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul no Brasil, províncias de Misiones, Corrientes e Entre Ríos na Argentina e a República Oriental do Uruguai, sobreposta com a malha composta por 139 quadrículas de 1° de latitude por 1° de longitude.

## 2.2 Dados de distribuição das espécies

Os dados de presença das espécies de morcegos foram obtidos a partir de três métodos:

1. Revisão da literatura em artigos científicos publicados até agosto de 2008 (ver referências utilizadas no Anexo 1);
2. Visitas às coleções científicas da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Museu de Ciências da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS), Museu de Ciências Naturais da Fundação

Zoobotânica (FZB) em Porto Alegre e Museu Nacional (MN) no Rio de Janeiro;

3. Banco de dados do “SpeciesLink” e do Sistema de Informação Ambiental (*Sinbiota*). “SpeciesLink” é um sistema de informação que integra dados primários de coleções científicas. O sistema foi desenvolvido pelas instituições FAPESP, GBIF, JRS Foundation e CRIA, onde estão disponíveis 159 coleções e sub-coleções científicas. Os dados estão disponíveis na página <http://splink.cria.org.br>. Já o banco de dados do *Sinbiota* foi gerado pelos pesquisadores vinculados ao Programa Biota/Fapesp com o objetivo de relacionar as informações geradas a uma base cartográfica digital, fornecendo, dessa forma, mecanismos de difusão de informação sobre a biodiversidade de São Paulo para a comunidade científica, tomadores de decisão, formuladores de políticas ambientais e educadores. As informações estão disponíveis na página <http://sinbiota.cria.org.br>.

Foi feita uma revisão nomenclatural das espécies de morcegos com base nos estudos de Wilson & Reeder (2005) e Larsen et al. (2007).

Considerando que geograficamente nem todas as áreas são amostradas igualmente, foi feita a estimativa da distribuição das espécies de morcegos na área de estudo com base em mapas feitos com os dados originais oriundos dos três métodos descritos acima. A estimativa foi feita com base em quatro premissas básicas:

1. *Tipo de vegetação*: Foi avaliada a distribuição das espécies nas diferentes formações vegetais, levando em consideração a presença e a ausência da espécie em determinado tipo de vegetação. Para quadrículas que continham mais de uma formação, a presença da espécie nessa região foi considerada somente quando a formação de ocorrência original da espécie cobria mais de 50% da área terrestre da quadrícula. Isto foi feito para não superestimar a distribuição geográfica da espécie em questão.
2. *Limite latitudinal e longitudinal*: Devido à forte influência da latitude e da longitude nos padrões de distribuição das espécies, os limites de distribuição para cada espécie foram considerados como o registro conhecido mais ao sul e a oeste, independente do limite da região fitogeográfica.

3. *Distribuição externa*: Como as espécies e as formações vegetais não estão restritas a área de estudo, levou-se em consideração a distribuição da espécie fora dessa área, de modo a não subestimar a sua distribuição. Exceção feita para as áreas de Cerrado, já que a área de estudo inclui somente uma pequena parte do limite sul dessa formação. O Cerrado é uma formação muito heterogênea, e essa variação na fisionomia influencia fortemente a distribuição de espécies de pequenos mamíferos dentro do Cerrado (Carmignotto, 2004). A distribuição externa foi consultada seguindo Eisenberg (1989), Fonseca et al. (1996) e Emmons & Feer (1997).
4. *Espécies com poucos registros*: Quando uma determinada espécie possuía somente um ou dois registros e não havia dados sobre a distribuição e ecologia da espécie, a estimativa da distribuição foi feita considerando as quadrículas imediatamente próximas e que continham a mesma vegetação à quadrícula com o registro empírico. Isso foi feito quando o método permitia incluir na distribuição no mínimo três quadrículas, caso contrário a espécie foi excluída da análise.

### 2.3 Variáveis ambientais

Foram testadas as três hipóteses mais discutidas sobre a variação da riqueza de espécies em gradientes ambientais (Tognelli & Kelt, 2004) utilizando-se nove variáveis ambientais. As variáveis ambientais descritoras de cada uma das hipóteses testadas foram:

1. *Hipótese climática*:

Precipitação anual;

Temperatura média anual;

Amplitude de variação da temperatura.

2. *Hipótese energética*:

Evapotranspiração potencial (PET);

Evapotranspiração real (AET);

Produção primária líquida (NPP).

3. *Hipótese da heterogeneidade do habitat*:

Altitude média;

Amplitude de variação da altitude;

Número de regiões fitogeográficas.

As variáveis ambientais foram obtidas a partir do “*Bioclim*” (<http://cres.anu.edu.au/outputs/anuclim/doc/bioclim.html>) e do “*Atlas of Biosphere*” (<http://www.sage.wisc.edu./atlas/>).

## 2.4 Análises estatísticas

### 2.4.1 Análise de agrupamento

Foi realizada análise de agrupamento (*cluster analysis*) para verificar a semelhança na riqueza de espécies de morcegos entre quadrículas e entre regiões fitogeográficas. Para a análise de agrupamento foi utilizado o Método de Ward (também conhecido como Método da Variância Mínima). Neste método, um grupo será reunido a outro se essa reunião proporcionar a menor variância dentro desse grupo. Dessa forma, a variância intragrupo é calculada para todos os agrupamentos possíveis, sendo escolhido o que proporciona a menor variância (Legendre & Legendre, 1998). Em geral, este método é muito eficiente, mas tende a criar grupos de menor tamanho (Valentin, 2000). O nível de significância dos grupos nítidos formados foi verificado através de autorreamostragem com 1000 iterações sobre a análise de agrupamento (Pillar, 1999), utilizando o software Multiv 2.4 (Pillar, 2005). O número de grupos nítidos foi determinado quando o valor de p foi próximo, mas não inferior, a 0.1 (conforme Pillar, 1999).

Para avaliar diferenças quanto à riqueza de espécies em cada guilda trófica entre os grupos formados, utilizou-se o Teste U de Mann-Whitney. A classificação das guildas tróficas de morcegos seguiu Findley (1993). As análises da variação na riqueza de espécies por guilda trófica entre os grupos foram realizadas para insetívoros aéreos, insetívoros florestais, insetívoros/carnívoros/onívoros e frugívoros de dossel.

### 2.4.2 Análise de componentes principais

Para reduzir a dimensionalidade das variáveis descritoras do ambiente foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) sobre as variáveis ambientais ao longo de todas as quadrículas. Para esta análise foi utilizada uma

matriz de correlação já que algumas variáveis foram medidas em unidades diferentes. Neste método, o primeiro eixo da PCA, sobre o qual serão ordenadas as amostras, representará a maior parte da variação na riqueza de espécies de morcegos. Como cada componente corresponde a um autovetor da matriz, muitos eixos são gerados. Dessa forma, a significância estatística do número de eixos foi avaliada pelo critério de “*broken-stick*”. Este critério assume que a variância total (a soma dos autovalores) é dividida aleatoriamente entre os vários autovalores, e os autovalores observados são considerados importantes somente se eles excederem o autovalor esperado pela distribuição “*broken stick*”. A comparação entre os autovalores observados e o esperado (“*broken stick*”) fornece a melhor combinação de simplicidade do cálculo e avaliação acurada da dimensionalidade (Jackson, 1993).

#### 2.4.3 Análises de regressão e autocorrelação espacial

Para testar o poder de explicabilidade de cada uma das variáveis preditoras da variação de riqueza de espécies, utilizou-se a análise de regressão simples. Após essas análises, todas as variáveis descritoras de cada hipótese foram submetidas à análise de regressão múltipla. Por fim, foram realizadas análises de regressão múltipla com todas as variáveis das três hipóteses testadas, sendo esta a análise do modelo geral.

Foram utilizados três modelos de regressão múltipla para avaliar qual modelo melhor ajusta os dados de riqueza de espécies de morcegos (de acordo com Tognelli & Kelt, 2004), considerando todas as variáveis preditoras. O primeiro modelo utilizado foi a regressão OLS (*ordinary least squares regression*). Este modelo não leva em consideração a autocorrelação espacial e assim os resultados gerados por essa análise podem ser enviesados. Os outros dois modelos são modelos autoregressivos espaciais e estes tendem a ajustar melhor o modelo gerado e geralmente, apresentam menores níveis de autocorrelação espacial (Tognelli & Kelt, 2004). Assim, foram utilizados os modelos de Autoregressão Condicional (CAR) e Autoregressão Simultânea (SAR). Ambos os modelos assumem que a resposta em cada quadrícula  $i$  ocorre em função não somente da variável preditora em  $i$ , mas também dos valores da resposta nas quadrículas vizinhas  $j$  (Lichstein et al., 2002). A relação de vizinhança é expressa em uma matriz



$n \times n$  de pesos espaciais ( $W$ ) com elementos  $w_{ij}$ , representando uma medida de conexão entre os locais  $i$  e  $j$ . Deste modo,  $W$  possuirá zeros na diagonal e os pesos para as quadrículas vizinhas  $w_{ij}$  nas posições fora da diagonal. O modelo é definido por

$$Y = X\beta + \rho W(y - X\beta) + \varepsilon$$

onde  $Y$  é o vetor e observações da variável resposta,  $X$  é a matriz das variáveis preditoras,  $\beta$  é o vetor dos coeficientes de regressão,  $\rho$  é o coeficiente de autoregressão espacial,  $W$  é a matriz de conexões entre quadrículas vizinhas e  $\varepsilon$  é o vetor de erros aleatórios. Deste modo, o modelo autoregressivo é similar ao modelo OLS, com a adição do componente autoregressivo  $\rho W(Y - X\beta)$ .

Geralmente esse modelo assume que o local será mais fortemente correlacionado com locais adjacentes do que com aqueles distantes. Portanto, os pesos dos elementos  $w_{ij}$  da matriz  $W$  geralmente diminuem com o aumento da distância  $d$  entre os locais  $i$  e  $j$  (e.g.  $w_{ij}=1/d_{ij}$ ), e serão zero se  $i$  e  $j$  estiverem dentro de uma distância máxima de vizinhança (Lichstein et al., 2002).

No modelo SAR, a covariância espacial entre células ( $C$ ) é definida como

$$C = \sigma^2 [(I - \rho W)^T]^{-1} [(I - \rho W)]^{-1}$$

E no modelo CAR,

$$C = [(\sigma^2 W)I] (I - \rho W)^{-1}$$

onde  $\sigma^2$  é a variância dos resíduos,  $\rho$  é o parâmetro autoregressivo e  $I$  é uma matriz identidade  $n \times n$ . A matriz  $W$  contém as relações espaciais entre as unidades amostrais, com elementos dados pela distância geográfica inversa ( $d_{ij}$ ) entre elas, expressa como  $1/d_{ij}^\alpha$ , onde  $\alpha=1$ .

Após a obtenção dos três modelos gerados, OLS, SAR e CAR, foram utilizados o critério de Akaike (AICc) e análise visual do correlograma do índice de Moran para avaliação do melhor modelo.

A seleção de modelos através do critério de Akaike possui duas vantagens: (1) os diferentes modelos gerados são comparados uns aos outros, avaliando o suporte que cada modelo oferece aos dados observados e (2) cada modelo oferece uma medida quantitativa de quão provável seja o melhor modelo estimado (Johnson & Omland, 2004). Cada modelo construído possuirá um valor de AIC, sendo que os modelos com os menores valores de AIC serão considerados os melhores modelos

para explicar um determinado padrão ecológico, entre todos aqueles que foram considerados. Os valores individuais do AIC para cada modelo são pouco explicativos, exceto quando comparados uns aos outros, já que esses valores são afetados por constantes de escalas desconhecidas, pelo tamanho da amostra e podem conter um amplo intervalo de valores. Para realizar a comparação entre os valores de cada modelo, foi utilizado o critério de Burnham & Anderson (2003). A comparação é feita com base no cálculo,

$$\Delta_i = AIC_i - AIC_{MIN},$$

no qual  $AIC_{MIN}$  é o menor valor de AIC entre todos os modelos considerados. Neste caso, o melhor modelo terá um valor  $\Delta$  igual a zero e os outros modelos terão valores positivos. Valores de  $\Delta AIC$  menores que 2 são considerados modelos que oferecem os melhores suportes relativos aos dados e devem ser usados para fazer inferências sobre o processo ecológico em questão.

A análise de autocorrelação espacial foi necessária porque dados de riqueza de espécies em escala geográfica tendem a apresentar forte influência espacial. Dessa forma, os dados são autocorrelacionados espacialmente, ou seja, quadrículas próximas não representam unidades de amostragem independentes e essa autocorrelação pode criar resultados falsos positivos. Foi investigada a presença de autocorrelação espacial no modelo de regressão total, de acordo com a técnica de Diniz-Filho et al. (2003). A análise de autocorrelação pode ser útil para fornecer uma descrição mais detalhada da estrutura espacial na riqueza de espécies e permitir uma melhor compreensão dos processos ecológicos que influenciam a riqueza de espécies (Legendre, 1993). Essa análise mede a similaridade entre as unidades amostrais para uma dada variável em função da distância espacial.

O padrão de autocorrelação espacial foi quantificado para 14 classes de distâncias geográficas através do Índice de Moran ( $I$  de Moran), o coeficiente mais utilizado em análise de autocorrelação espacial, dado pela fórmula:

$$I = \left( \frac{n}{S} \right) \left[ \frac{\sum_i \sum_j (y_i - \bar{y})(y_j - \bar{y})w_{ij}}{\sum_i (y_i - \bar{y})^2} \right]$$

onde  $n$  é o número de células ou quadrículas,  $y_i$  e  $y_j$  são os valores da riqueza de espécies nas células  $i$  e  $j$ ,  $\bar{y}$  é a média de  $y$  e  $w_{ij}$  é um elemento da matriz  $W$ . Nesta matriz,  $w_{ij} = 1$  se o par  $i, j$  das células estiver dentro de uma dada classe de distâncias

(indicando que as células estão “conectadas” nesta classe), caso contrário  $w_{ij} = 0$ .  $S$  indica o número de conexões da matriz  $W$ . O valor esperado sob a hipótese nula de ausência de autocorrelação espacial é  $-1/(n-1)$ .

Este índice produz um correlograma espacial dos resíduos do modelo gerado e as análises fornecidas por esse correlograma dão uma descrição do padrão espacial dos dados. O Índice  $I$  de Moran geralmente varia entre -1.0 e 1.0 para máxima autocorrelação negativa e positiva, respectivamente. Valores diferentes de zero do Índice  $I$  de Moran indicam que a riqueza de espécies nas quadrículas adjacentes de uma dada distância geográfica são mais similares (autocorrelação positiva) ou menos similares (autocorrelação negativa) do que esperado para pares de quadrículas associadas ao acaso.

A análise das variáveis preditoras sobre a variação na riqueza de espécies das famílias Molossidae, Phyllostomidae e Vespertilionidae foi feita usando o modelo que melhor ajustou os dados. Todas as análises de regressão OLS, SAR e CAR e de autocorrelação espacial foram feitas utilizando-se o software SAM 3.0 (Rangel et al., 2006).

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1 Descrição geral da riqueza de espécies de morcegos**

Foram obtidos 2591 registros de 79 espécies de morcegos pertencentes a oito famílias (Tabela 1). Foram excluídas das análises de agrupamento seis espécies com ampla ocorrência na área de estudo (*Desmodus rotundus*, *Lasiurus blossevilli*, *L. cinereus*, *L. ega*, *Molossus molossus* e *Tadarida brasiliensis*) e *Lasiurus ebenus*, por estar restrita a Ilha do Cardoso, em São Paulo.

Tabela 1 - Lista de espécies de morcegos registradas na região sudeste da América do Sul apresentadas por região fitogeográfica, conforme revisão de literatura, espécimes tombados em museus e consulta aos bancos de dados "SpeciesLink" e SinBiota. Legendas: CER=Cerrado; FOD=Floresta Ombrófila Densa; FOM=Floresta Ombrófila Mista; FES=Floresta Estacional; CSU=Campos Sulinos; ESP=Espinal; CHA=Chaco. A classificação das guildas tróficas segue Findley (1993): 1. Insetívoros florestais; 2. Insetívoros de áreas abertas; 3. forrageador sobre corpos d'água; 4. frugívoros de sub-bosque; 5. hematófagos; 6. nectarívoros; 7. insetívoros e carnívoros/onívoros; 8. frugívoros de dossel.

|                                  | Guilda trófica | CER | FOD | FOM | FES | CSU | ESP | CHA |
|----------------------------------|----------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| <b>Emballorunidae</b>            |                |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Diclidurus scutatus</i>       | 1              |     | x   |     |     |     |     |     |
| <i>Peropteryx kappleri</i>       | 1              |     | x   |     |     |     |     |     |
| <i>Peropteryx macrotis</i>       | 1              | x   | x   | x   |     |     |     |     |
| <b>Furipteridae</b>              |                |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Furipterus horrens</i>        | 1              |     | x   |     |     |     |     |     |
| <b>Molossidae</b>                |                |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Cynomops abrasus</i>          | 2              | x   | x   |     | x   |     |     |     |
| <i>Cynomops paranus</i>          | 2              |     |     |     |     |     |     | x   |
| <i>Cynomops planirostris</i>     | 2              | x   |     | x   | x   |     |     |     |
| <i>Eumops auripendulus</i>       | 2              | x   | x   | x   | x   |     |     | x   |
| <i>Eumops bonariensis</i>        | 2              | x   | x   | x   | x   | x   |     |     |
| <i>Eumops glaucinus</i>          | 2              | x   | x   |     | x   |     |     |     |
| <i>Eumops hansae</i>             | 2              |     | x   |     |     |     |     |     |
| <i>Eumops patagonicus</i>        | 2              |     |     |     |     | x   | x   | x   |
| <i>Eumops perotis</i>            | 2              | x   | x   | x   | x   |     |     | x   |
| <i>Molossops neglectus</i>       | 2              |     | x   |     | x   |     |     |     |
| <i>Molossops temminckii</i>      | 2              | x   |     |     | x   | x   |     | x   |
| <i>Molossus currentium</i>       | 2              |     |     |     |     | x   | x   | x   |
| <i>Molossus molossus</i>         | 2              | x   | x   | x   | x   | x   | x   | x   |
| <i>Molossus rufus</i>            | 2              | x   | x   |     | x   |     |     | x   |
| <i>Nyctinomops aurispinosus</i>  | 2              | x   | x   |     |     |     |     |     |
| <i>Nyctinomops laticaudatus</i>  | 2              | x   | x   | x   | x   | x   |     |     |
| <i>Nyctinomops macrotis</i>      | 2              |     | x   |     | x   | x   |     |     |
| <i>Promops nasutus</i>           | 2              | x   | x   | x   | x   |     |     | x   |
| <i>Tadarida brasiliensis</i>     | 2              | x   | x   | x   | x   | x   | x   | x   |
| <b>Natalidae</b>                 |                |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Natalus stramineus</i>        | 1              |     | x   |     |     |     |     |     |
| <b>Noctilionidae</b>             |                |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Noctilio albiventris</i>      | 3              |     |     |     | x   |     |     | x   |
| <i>Noctilio leporinus</i>        | 3              |     | x   | x   | x   |     | x   | x   |
| <b>Phyllostomidae</b>            |                |     |     |     |     |     |     |     |
| Carolliinae                      |                |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Carollia perspicillata</i>    | 4              | x   | x   | x   | x   |     |     |     |
| Desmodontinae                    |                |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Desmodus rotundus</i>         | 5              | x   | x   | x   | x   | x   | x   | x   |
| <i>Diaemus youngi</i>            | 5              | x   | x   | x   |     |     |     |     |
| <i>Diphylla ecaudata</i>         | 5              | x   | x   | x   |     |     |     |     |
| Glossophaginae                   |                |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Anoura caudifer</i>           | 6              | x   | x   | x   | x   |     |     |     |
| <i>Anoura geoffroyi</i>          | 6              | x   | x   | x   |     |     |     |     |
| <i>Glossophaga soricina</i>      | 6              | x   | x   | x   | x   |     |     |     |
| Phyllostominae                   |                |     |     |     |     |     |     |     |
| <i>Chrotopterus auritus</i>      | 7              | x   | x   | x   | x   |     |     |     |
| <i>Glyphonycteris sylvestris</i> | 7              |     | x   |     | x   |     |     |     |
| <i>Lonchorrhina aurita</i>       | 7              | x   | x   |     |     |     |     |     |

|                                  |   |    |    |    |    |    |   |    |
|----------------------------------|---|----|----|----|----|----|---|----|
| <i>Macrophyllum macrophyllum</i> | 7 | x  |    | x  | x  |    |   |    |
| <i>Mycronycteris megalotis</i>   | 7 |    | x  | x  | x  |    |   |    |
| <i>Micronycteris microtis</i>    | 7 |    | x  |    |    | x  |   |    |
| <i>Mimon bennettii</i>           | 7 | x  | x  | x  | x  |    |   |    |
| <i>Phylloderma stenops</i>       | 7 | x  | x  |    |    | x  |   |    |
| <i>Phyllostomus discolor</i>     | 7 | x  | x  |    |    | x  |   |    |
| <i>Phyllostomus hastatus</i>     | 7 | x  | x  |    |    | x  |   |    |
| <i>Tonatia bidens</i>            | 7 | x  | x  |    |    | x  |   |    |
| <i>Trachops cirrhosus</i>        | 7 | x  | x  |    |    | x  |   |    |
| <b>Stenodernatinae</b>           |   |    |    |    |    |    |   |    |
| <i>Artibeus cinereus</i>         | 8 |    | x  |    |    |    |   |    |
| <i>Artibeus fimbriatus</i>       | 8 |    | x  | x  | x  |    |   |    |
| <i>Artibeus lituratus</i>        | 8 | x  | x  | x  | x  |    |   | x  |
| <i>Artibeus obscurus</i>         | 8 |    | x  | x  | x  |    |   |    |
| <i>Artibeus planirostris</i>     | 8 | x  | x  | x  | x  |    |   |    |
| <i>Chiroderma doriae</i>         | 8 | x  | x  |    |    | x  |   |    |
| <i>Chiroderma villosum</i>       | 8 | x  | x  |    |    | x  |   |    |
| <i>Platyrrhinus lineatus</i>     | 8 | x  | x  |    |    | x  |   | x  |
| <i>Platyrrhinus recifinus</i>    | 8 |    | x  |    |    | x  |   |    |
| <i>Pygoderma bilabiatum</i>      | 8 |    | x  | x  | x  |    |   |    |
| <i>Sturnira lilium</i>           | 8 | x  | x  | x  | x  | x  |   | x  |
| <i>Sturnira tildae</i>           | 8 |    | x  | x  |    |    |   |    |
| <i>Uroderma bilobatum</i>        | 8 | x  | x  |    |    | x  |   |    |
| <i>Vampyressa pusilla</i>        | 8 | x  | x  |    |    | x  |   |    |
| <b>Thyropteridae</b>             |   |    |    |    |    |    |   |    |
| <i>Thyroptera tricolor</i>       | 1 |    | x  |    |    |    |   |    |
| <b>Vespertilionidae</b>          |   |    |    |    |    |    |   |    |
| <i>Eptesicus brasiliensis</i>    | 1 | x  | x  | x  | x  | x  |   | x  |
| <i>Eptesicus diminutus</i>       | 1 | x  | x  | x  | x  | x  |   | x  |
| <i>Eptesicus furinalis</i>       | 1 | x  | x  | x  | x  | x  |   | x  |
| <i>Eptesicus taddeii</i>         | 1 |    | x  | x  |    |    |   |    |
| <i>Histiotus alienus</i>         | 1 |    | x  |    |    |    |   |    |
| <i>Histiotus laephotis</i>       | 1 |    |    | x  |    |    |   |    |
| <i>Histiotus montanus</i>        | 1 |    |    | x  | x  | x  |   |    |
| <i>Histiotus velatus</i>         | 1 | x  | x  | x  | x  | x  |   |    |
| <i>Lasiurus blossevilli</i>      | 1 | x  | x  | x  | x  | x  | x | x  |
| <i>Lasiurus cinereus</i>         | 1 | x  | x  | x  | x  | x  | x | x  |
| <i>Lasiurus ebenus</i>           | 1 |    | x  |    |    |    |   |    |
| <i>Lasiurus ega</i>              | 1 | x  | x  | x  | x  | x  | x | x  |
| <i>Myotis albescens</i>          | 1 | x  | x  | x  | x  | x  |   | x  |
| <i>Myotis levis</i>              | 1 |    | x  | x  | x  | x  |   |    |
| <i>Myotis nigricans</i>          | 1 | x  | x  | x  | x  | x  |   | x  |
| <i>Myotis riparius</i>           | 3 | x  | x  | x  | x  | x  |   | x  |
| <i>Myotis ruber</i>              | 1 | x  | x  | x  | x  | x  |   | x  |
| <i>Myotis simus</i>              | 3 |    |    |    |    |    |   | x  |
| <i>Rhogeessa tumida</i>          | 1 | x  | x  |    |    | x  |   |    |
| <b>Total</b>                     |   | 38 | 52 | 35 | 44 | 20 | 9 | 20 |

Os maiores valores de riqueza de espécies foram registrados para as áreas de Floresta Ombrófila Densa no nordeste da região estudada (Figura 3). Houve um decréscimo nítido na riqueza de espécies de morcegos conforme aumenta a latitude

e as formações florestais vão diminuindo. Também se pode notar um decréscimo de riqueza de espécies conforme aumenta a longitude. A área coincidente e acima do Trópico de Capricórnio apresentou a maior riqueza de espécies de morcegos.

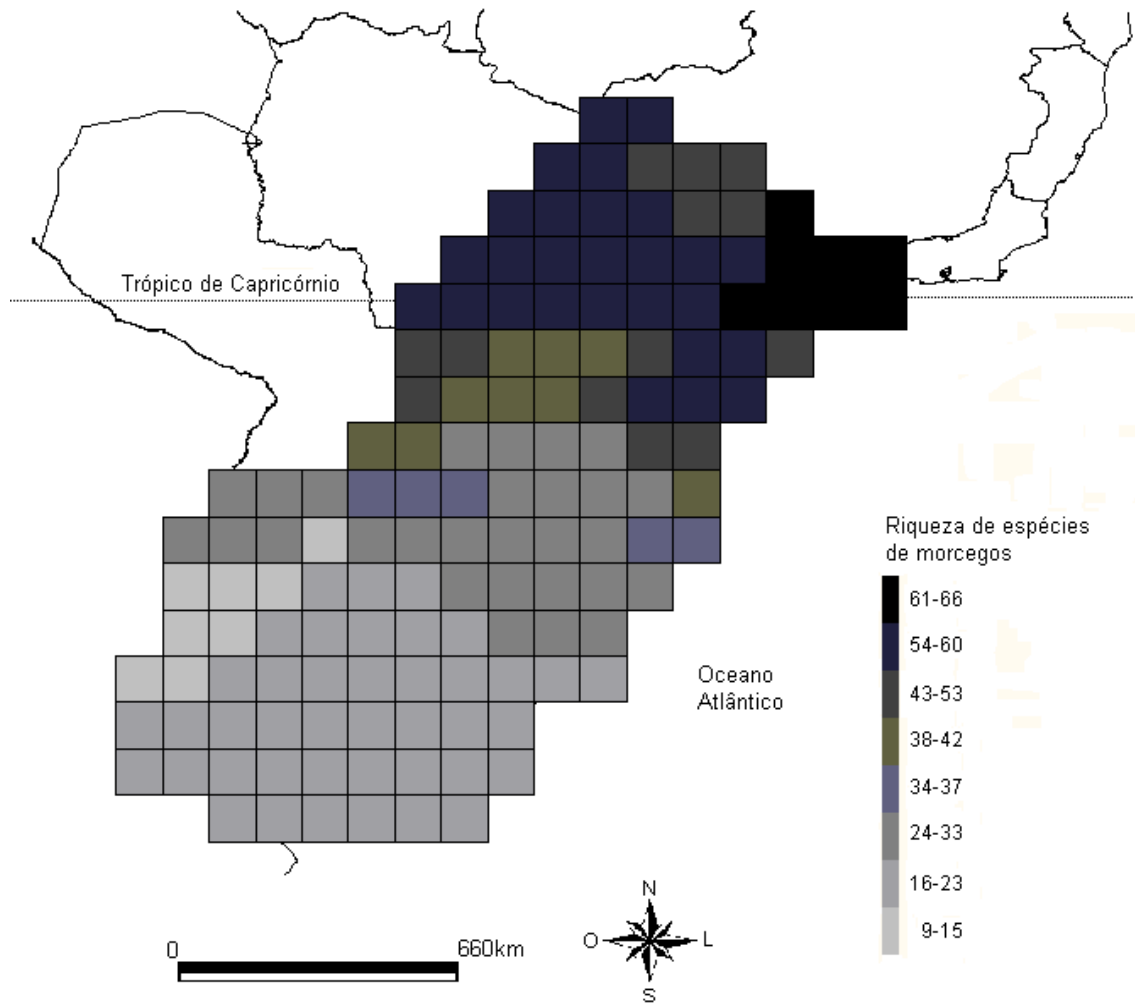


Figura 3 - Padrão espacial na variação de riqueza de espécies de morcegos em área de transição floresta-campo no sudeste da América do Sul.

De modo geral, as áreas de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional e Cerrado apresentaram as maiores riquezas de espécies de morcegos, enquanto as regiões formadas pelos Campos Sulinos, Chaco e Espinal apresentaram as menores riquezas, respectivamente (Figura 4).

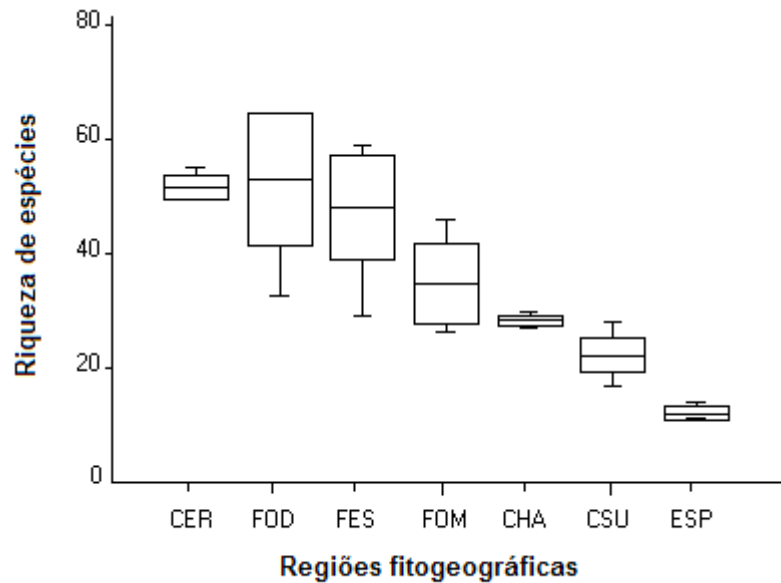


Figura 4 - Riqueza média de espécies de morcegos por quadrícula em cada região fitogeográfica no sudeste da América do Sul, representada pela linha horizontal central. A caixa representa o desvio padrão e as linhas verticais os valores máximos e mínimos da riqueza de espécies. CER=Cerrado, FOD=Floresta Ombrófila Densa, FES=Floresta Estacional, FOM=Floresta Ombrófila Mista, CHA=Chaco, CSU=Campos Sulinos, ESP=Espinal.

### 3.2. Análise de agrupamento

A análise de agrupamento formou três grupos nítidos com base na presença e ausência das espécies de morcegos nas 139 quadrículas. As quadrículas que continham áreas de Cerrado, de Floresta Ombrófila Densa dos estados de São Paulo, Paraná e norte de Santa Catarina e de Floresta Estacional de São Paulo formaram um grupo, o grupo Florestal, enquanto quadrículas contendo áreas de Campos Sulinos, Chaco e Espinal formaram um segundo grupo, o grupo Campestre. As áreas de Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional do Rio Grande do Sul, Misiones, Santa Catarina e Paraná formaram um terceiro grupo nítido, o grupo Araucária, mais relacionado ao grupo Campestre (Figura 5).

O grupo Florestal foi o que abrigou o maior número de espécies das quatro guildas tróficas consideradas. No grupo Campestre houve predomínio de espécies insetívoras florestais e no grupo Araucária houve predomínio de insetívoros florestais e de insetívoros de áreas abertas. Houve um decréscimo no número de espécies quando se desloca do grupo Florestal, mais ao norte, para o grupo Campestre, mais ao sul. Esse padrão é mais nítido para as espécies insetívoras/carnívoras/onívoras e para os frugívoros de dossel (Figura 6).

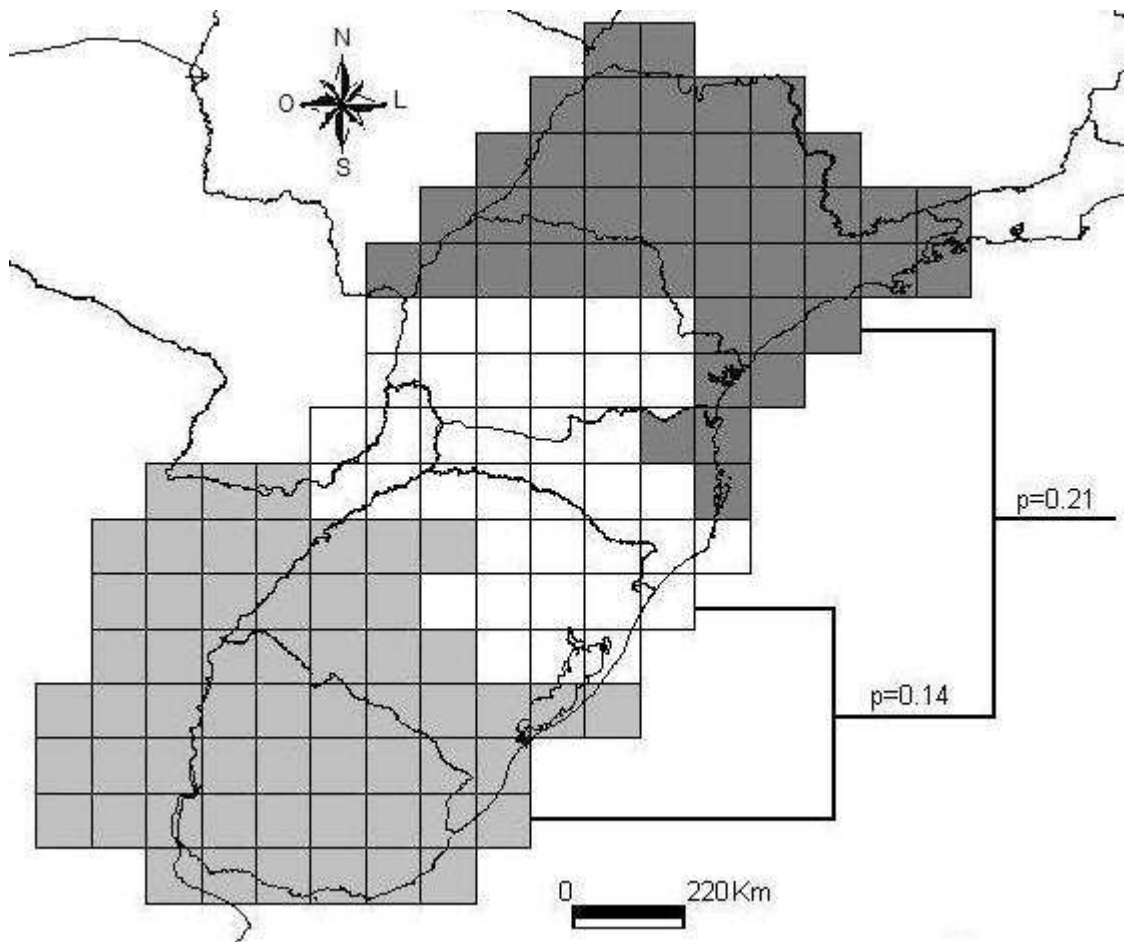


Figura 5 - Análise de agrupamento das quadrículas e a formação de três grupos nítidos com base na presença/ausência de espécies de morcegos. O dendrograma mostra as relações entre os três grupos formados e o nível de significância para cada nível de agrupamento ( $p > 0,1$ ). Veja Pillar (1999) para maiores detalhes. Em cinza escuro, o grupo Florestal, em branco, o grupo Araucária e em cinza claro, o grupo Campestre.

Os grupos Florestal e Araucária apresentaram maior riqueza de espécies insetívoras florestais do que o grupo Campestre ( $U=517$ ,  $p < 0.001$ ;  $U=553$ ;  $p < 0.001$ , respectivamente) (Figura 6A). Contudo, não houve diferença na riqueza de espécies dessa guilda entre o grupo Florestal e o grupo Araucária ( $U=667.5$ ;  $p=0.16$ ). O grupo Florestal apresentou maior riqueza de espécies das demais guildas, quando comparado com os outros grupos, seguido pelo grupo Araucária (para todos os pares de análises:  $p < 0.001$ ) (Figura 6B-D).

A análise da riqueza de espécies por família dentro de cada grupo formado com base nas quadrículas mostrou que houve um forte predomínio da família Phyllostomidae sobre as famílias Molossidae e Vespertilionidae no grupo Florestal.



No grupo Araucária, Phyllostomidae ainda dominou em número de espécies, embora em número menor comparado com o grupo Florestal. No grupo Campestre houve um aumento do número de espécies da família Vespertilionidae e Molossidae e um decréscimo na riqueza de Phyllostomidae (Figura 7). Pode-se notar um gradiente norte-sul de mudança de riqueza de espécies dentro de cada família, com o número de espécies de Phyllostomidae diminuindo enquanto o número de espécies de Molossidae e Vespertilionidae aumenta.

A análise de agrupamento das regiões fitogeográficas com base na presença/ausência das espécies de morcegos formou quatro grupos nítidos: (1) Campos Sulinos, Chaco e Espinal, (2) Floresta Ombrófila Mista, (3) Floresta Ombrófila Densa, e (4) Cerrado e Floresta Estacional (Figura 7).

Os Campos Sulinos, Chaco e Espinal formaram um grupo isolado, enquanto que a Floresta Ombrófila Densa ficou relacionada com o Cerrado e a Floresta Estacional. Cerrado e Floresta Estacional também formaram um subgrupo coeso. A Floresta Ombrófila Mista ficou associada às formações florestais (Figura 8).

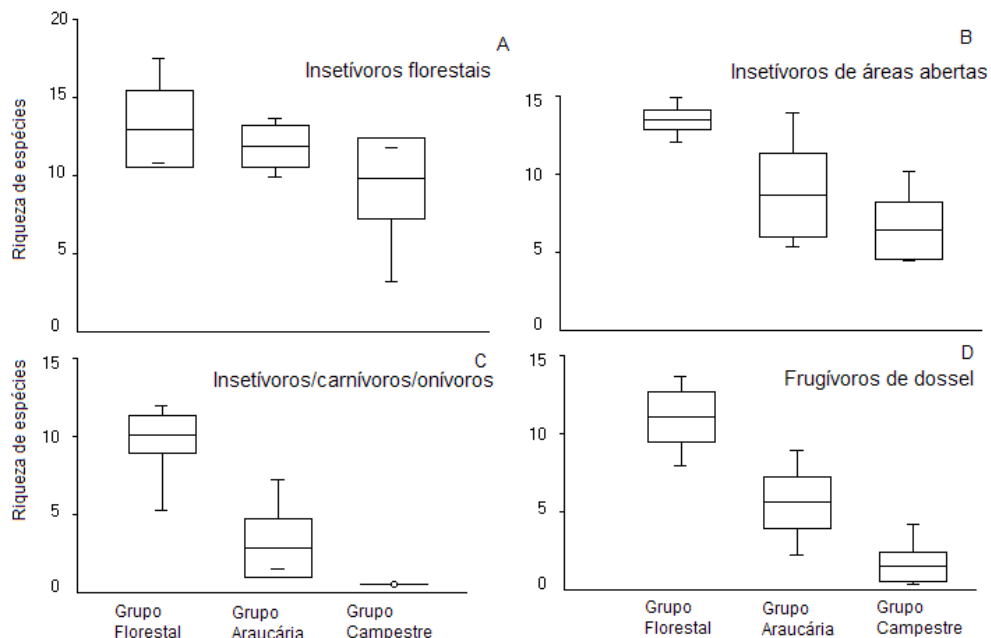


Figura 6 - Riqueza média de espécies por guilda trófica entre os três grupos formados, Florestal, Araucária e Campestre, representada pela linha horizontal central, no sudeste da América do Sul. Diferenças significativas, ao nível de  $p=0.001$  para todos os pares de grupos dentro de cada guilda, com exceção entre o grupo Florestal e grupo Araucária para espécies insetívoras florestais ( $p=0.16$ ) (Figura superior a esquerda). A caixa representa o desvio padrão e as linhas verticais os valores máximos e mínimos da riqueza de espécies.

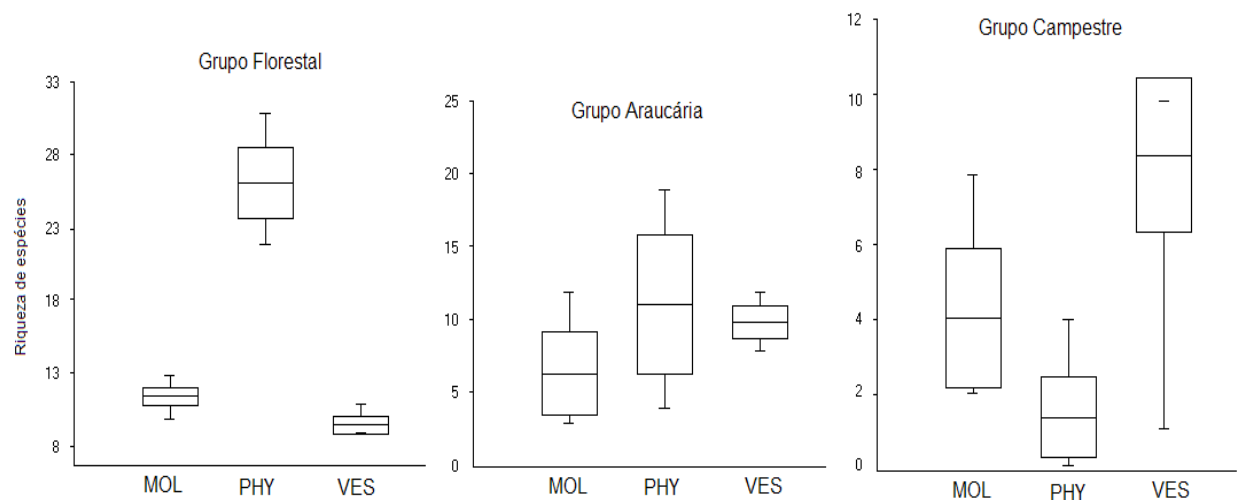


Figura 7 - Riqueza média de espécies de morcegos no sudeste da América do Sul em cada um dos três grupos formados (Florestal, Araucária e Campestre), representada pela linha horizontal central, segundo a análise de agrupamento com base nas quadrículas. A caixa representa o desvio padrão e as linhas verticais os valores máximos e mínimos da riqueza de espécies. MOL=Molossidae; PHY=Phyllostomidae; VES=Vespertilionidae.

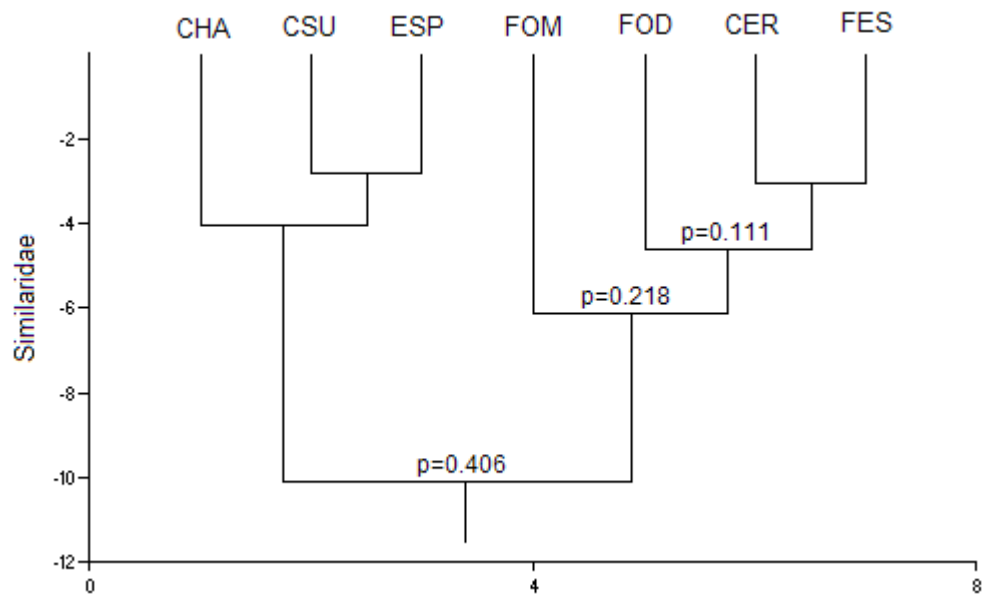


Figura 8 - Análise de agrupamento das regiões fitogeográficas no sudeste da América do Sul e a formação de quatro grupos nítidos ( $p > 0.1$ ) com base na presença/ausência de espécies de morcegos. CER=Cerrado; FOD=Floresta Ombrófila Densa; FOM=Floresta Ombrófila Mista; FES=Floresta Estacional; CSU=Campos Sulinos; ESP=Espinal; CHA=Chaco.

### 3.3 Análise de componentes principais

Segundo o critério de “*broken-stick*”, a análise de redução das variáveis ambientais para um menor número de variáveis que expressam a maior parte da

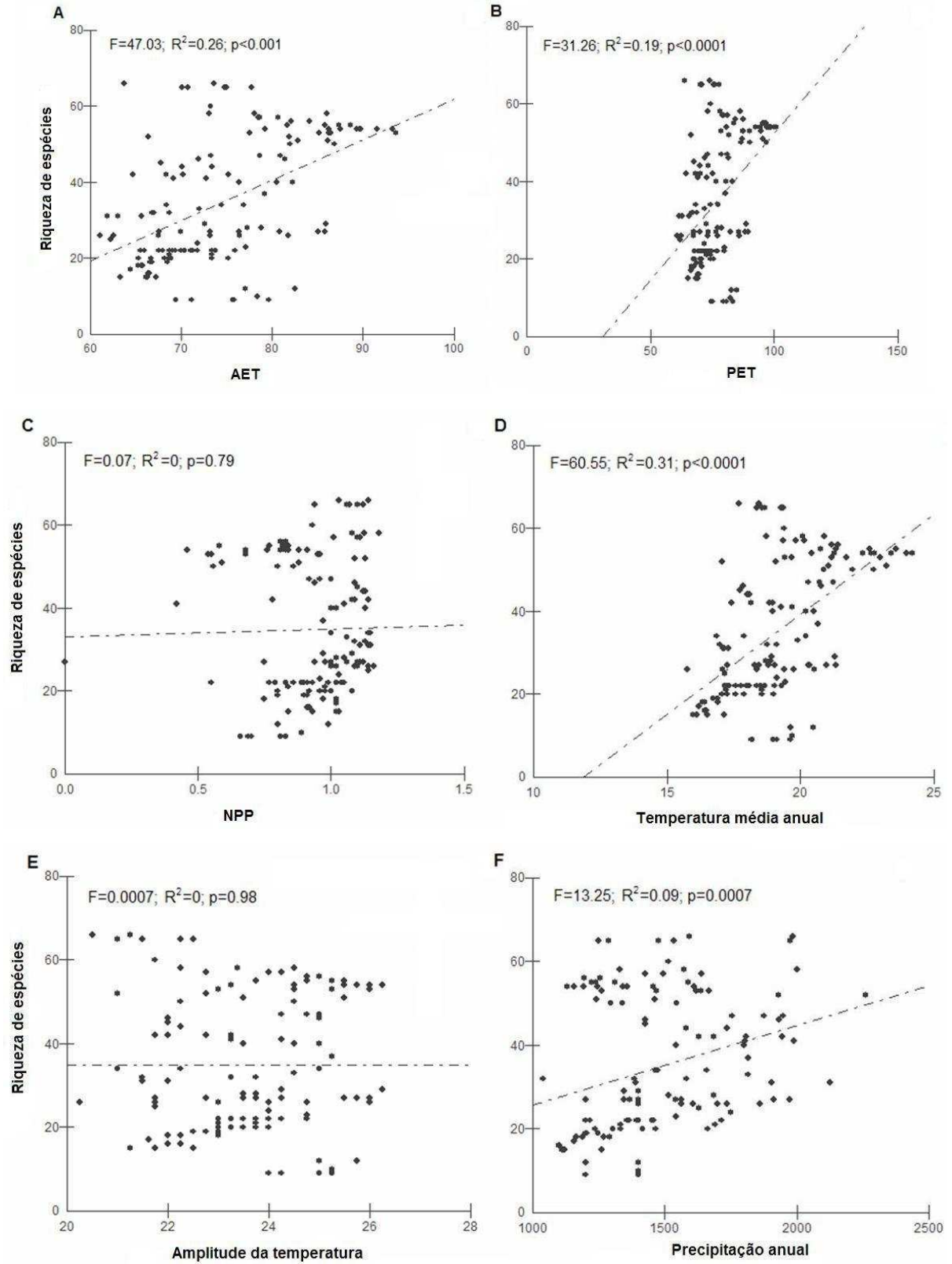
variação nos dados resultou na formação de dois componentes principais (Tabela 2). O primeiro eixo contém 45% da variação, enquanto o segundo eixo contém 25% da variação nos dados. Juntos, esses dois eixos explicaram grande parte (70,4%) da variação dos dados. Associadas ao primeiro eixo estão a evapotranspiração potencial (PET), a amplitude da temperatura, a evapotranspiração real (AET) e a temperatura média anual. Associadas ao segundo eixo estão a altitude média, a amplitude da altitude, a precipitação anual, além do número de regiões fitogeográficas. Dessa forma, principalmente variáveis energéticas e descritoras da temperatura explicaram a maior parte da variação nos dados apresentados e apenas secundariamente, as variáveis topográficas e relacionadas à precipitação.

Tabela 2 - Resultados da análise de componentes principais (PCA) das nove variáveis ambientais obtidas para a região sudeste da América do Sul. A variável com maior valor em cada eixo contém a maior parte da variação nos dados.

| Variável Ambiental                           | Eixo 1 | Eixo 2 |
|--|--------|--------|
| <i>Hipótese energética</i>                   |        |        |
| AET  | 0.876  | 0.405  |
| PET  | 0.922  | 0.285  |
| NPP  | -0.638 | 0.324  |
| <i>Hipótese climática</i>                    |        |        |
| Temperatura média anual                      | 0.844  | 0.492  |
| Amplitude da temperatura                     | 0.908  | 0.017  |
| Precipitação anual                           | -0.229 | 0.602  |
| <i>Hipótese da heterogeneidade ambiental</i> |        |        |
| Altitude média                               | -0.399 | 0.754  |
| Amplitude da altitude                        | -0.519 | 0.677  |
| Nº de regiões fitogeográficas                | -0.095 | 0.549  |
| % da variação explicada                      | 0.45   | 0.254  |
| Autovalor                                    | 4.05   | 2.283  |

### 3.4 Análises de regressão e autocorrelação espacial

Algumas variáveis apresentaram forte potencial para a explicação da variação da riqueza, explicando individualmente mais de 30% da variação na riqueza de espécies de morcegos, como a altitude média (45%), a temperatura média anual (31%) e a evapotranspiração real (26%), enquanto outras não demonstraram nenhuma relação, como a produção primária líquida e a amplitude de temperatura (Figura 9).



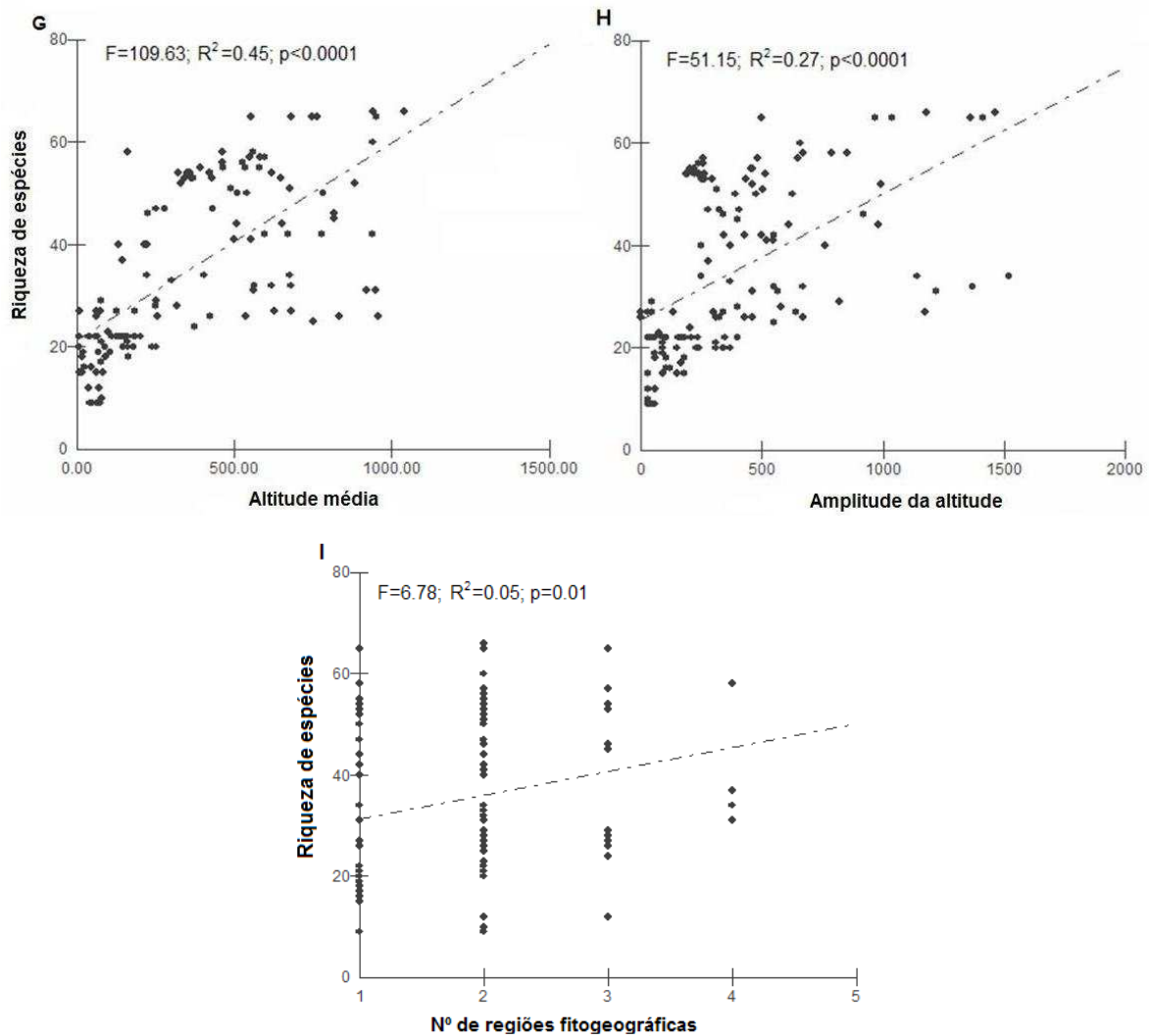


Figura 9 - Relação entre (A) evapotranspiração real (AET), (B) evapotranspiração potencial (PET), (C) produção primária líquida (NPP), (D) temperatura média anual, (E) amplitude da temperatura, (F) precipitação anual, (G) altitude média, (H) amplitude da altitude e (I) número de regiões fitogeográficas e a riqueza de espécies de morcegos no sudeste da América do Sul.

Quando as três hipóteses foram testadas individualmente, a hipótese climática foi a que melhor explicou a variação na riqueza de espécies de morcegos na área estudada ( $R^2=0.81$ ,  $p<0.001$ ), seguida pela hipótese da heterogeneidade do habitat ( $R^2=0.46$ ,  $p<0.001$ ) e pela hipótese energética ( $R^2=0.34$ ,  $p<0.001$ ), respectivamente (Tabela 3). As variáveis preditoras que melhor explicaram a variação na riqueza de espécies de morcegos, dentro de cada hipótese, foram a temperatura média anual, a altitude média e a AET, respectivamente.

A comparação entre os três modelos de regressão (OLS, SAR e CAR) demonstrou que o modelo OLS foi o que melhor ajustou os dados, apresentando menor AICc, embora os valores de  $R^2$  e a análise visual do correlograma do índice I

de Moran sejam muito semelhantes ao modelo CAR (Tabela 4). A autocorrelação espacial foi substancialmente elevada apenas na primeira e última classes de distância nos três modelos gerados, mas particularmente no modelo OLS foi relativamente baixa ( $<0.2$ ) nas classes intermediárias de distanciamento entre as quadrículas (Figura 10). O modelo OLS explicou 84.7% da variação dos dados de riqueza de espécies, embora os três modelos apresentassem valores de  $R^2$  muito próximos (Tabela 4).

Tabela 3 - Regressão linear múltipla para cada hipótese preditora da variação na riqueza de espécies. A variável com maior valor do coeficiente de regressão (Coef. Regr.) é a variável que melhor explica a variação dos dados. (1)  $R^2 = 0.34$ ,  $p < 0.001$ ; (2)  $R^2 = 0.81$ ,  $p = 0.001$ ; (3)  $R^2 = 0.46$ ,  $p = 0.001$ .

| Variável ambiental                               | Coef. Regr. | p        |
|--|-------------|----------|
| <i>Hipótese energética (1)</i>                   |             |          |
| AET  | 1.23        | $<0.001$ |
| PET  | -0.67       | 0.04     |
| NPP  | 0.17        | 0.06     |
| <i>Hipótese climática (2)</i>                    |             |          |
| Temperatura média anual                          | 1.42        | $<0.001$ |
| Amplitude da temperatura                         | -1.11       | $<0.001$ |
| Precipitação anual                               | 0.07        | 0.1      |
| <i>Hipótese da heterogeneidade ambiental (3)</i> |             |          |
| Altitude média                                   | 0.6         | $<0.001$ |
| Amplitude da altitude                            | 0.17        | 0.2      |
| Nº de regiões fitogeográficas                    | -0.004      | 0.96     |

Apenas na análise individual de cada variável preditora, a altitude média foi a variável que mais explicou a variação da riqueza de espécies ( $R^2=0.45$ ) (Figura 9-G) e a temperatura média teve o segundo maior índice de explicabilidade ( $R^2=0.31$ ) (Figura 9-D).

De forma geral, analisando-se com base nos três modelos de regressão (OLS, SAR e CAR), as variáveis preditoras explicaram 84% da variação espacial na riqueza de espécies de morcegos no sudeste da América do Sul, sendo a temperatura média anual e a evapotranspiração real as variáveis mais importantes dessa variação. Também foram importantes as variáveis evapotranspiração potencial e amplitude da temperatura. A altitude média teve influência sobre a variação da riqueza de espécies somente no modelo autoregressivo SAR (Tabela 4).

Tabela 4. Coeficientes de regressão para as variáveis preditoras da variação na riqueza de espécies de morcegos no sudeste da América do Sul, nos modelos OLS, SAR e CAR de regressão. \*\*\* $p < 0.001$ ; \*\* $p < 0.05$ ; <sup>NS</sup>=não significativa ao nível de  $\alpha = 0.05$ .

| Variável                      | OLS                  | SAR                  | CAR                  |
|-------------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| AET                           | 0.88***              | 0.86***              | 0.83***              |
| PET                           | -0.741***            | -0.769***            | -0.704***            |
| NPP                           | -0.007 <sup>NS</sup> | 0.013 <sup>NS</sup>  | -0.002 <sup>NS</sup> |
| Temperatura média anual       | 1.113***             | 0.955***             | 1.095***             |
| Amplitude da temperatura      | -0.876***            | -0.683***            | -0.843***            |
| Precipitação anual            | -0.067 <sup>NS</sup> | -0.031 <sup>NS</sup> | -0.058 <sup>NS</sup> |
| Altitude média                | 0.15 <sup>NS</sup>   | 0.166**              | 0.136 <sup>NS</sup>  |
| Amplitude da altitude         | 0.051 <sup>NS</sup>  | 0.057 <sup>NS</sup>  | 0.044 <sup>NS</sup>  |
| Nº de regiões fitogeográficas | -0.012 <sup>NS</sup> | 0.009 <sup>NS</sup>  | -0.008 <sup>NS</sup> |
| $R^2$ (variáveis preditoras)  | 0.847                | 0.833                | 0.846                |
| AICc                          | 919.4                | 934.95               | 923.94               |

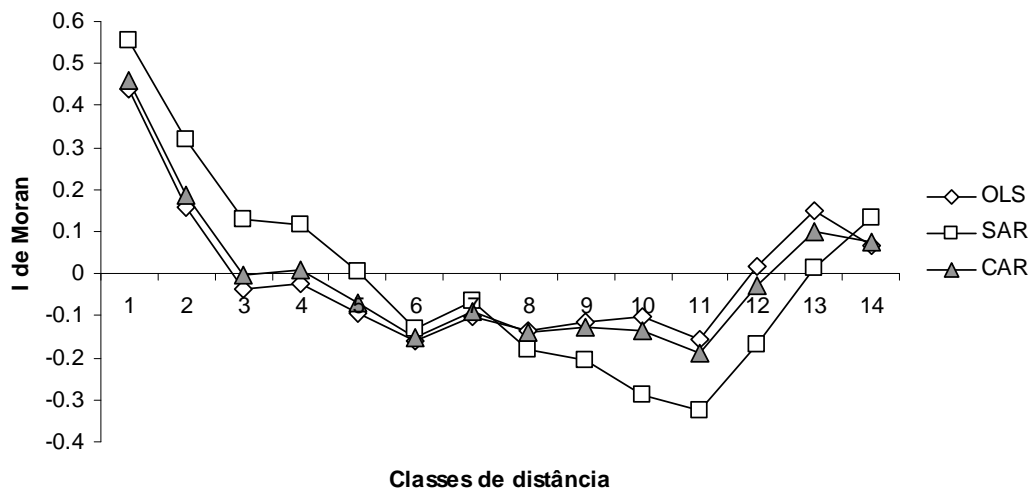


Figura 10 - Correlograma do índice de Moran para os resíduos dos três modelos de regressão, OLS, SAR e CAR para análise da variação da riqueza de espécies de morcegos no sudeste da América do Sul. Classes de distância em km. Classe 1=156.7 km, classe 14=1670.6 km.

As variáveis preditoras foram adequadas para a avaliação da variação na riqueza de espécies de Molossidae e Phyllostomidae ( $R^2=0.74$  e  $R^2=0.85$ , respectivamente). Para Vespertilionidae, a explicabilidade do modelo pode ser considerada baixa ( $R^2=0.328$ ). Para as três famílias de morcegos analisadas, as principais variáveis preditoras da variação na riqueza de espécies foram a temperatura média anual, evapotranspiração real e evapotranspiração potencial. A

amplitude de variação da temperatura foi importante para a riqueza de Phyllostomidae e Molossidae, sendo que para Phyllostomidae a precipitação anual e a altitude média também foram importantes. O número de regiões fitogeográficas por quadrícula foi importante somente para a família Vespertilionidae (Tabela 5).

Tabela 5. Coeficientes de regressão OLS para as variáveis preditoras da variação na riqueza de espécies nas três principais famílias de morcegos, na região sudeste da América do Sul. \*\*\* $p < 0.001$ ; \*\* $p < 0.05$ ; <sup>NS</sup>=não significativa ao nível de  $\alpha = 0.05$ . MOL=Molossidae; PHY=Phyllostomidae; VES=Vespertilionidae. Para as três famílias, as análises foram significantes ao nível de  $\alpha < 0.001$ .

| Variável                      | MOL                  | PHY                  | VES                  |
|-------------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| AET                           | 0.911***             | 0.734***             | 0.803**              |
| PET                           | -0.687**             | -0.537**             | -1.442**             |
| NPP                           | 0.013 <sup>NS</sup>  | -0.048 <sup>NS</sup> | 0.031 <sup>NS</sup>  |
| Temperatura média anual       | 1.033***             | 1.002***             | 0.892**              |
| Amplitude da temperatura      | -0.703***            | -0.782***            | -0.438 <sup>NS</sup> |
| Precipitação anual            | -0.051 <sup>NS</sup> | -0.122**             | -0.138 <sup>NS</sup> |
| Altitude média                | 0.106 <sup>NS</sup>  | 0.243**              | 0.179 <sup>NS</sup>  |
| Amplitude da altitude         | -0.081 <sup>NS</sup> | 0.051 <sup>NS</sup>  | 0.007 <sup>NS</sup>  |
| Nº de regiões fitogeográficas | -0.002 <sup>NS</sup> | -0.022 <sup>NS</sup> | -0.223**             |
| R <sup>2</sup>                | 0.74                 | 0.85                 | 0.328                |

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1 Riqueza e composição de espécies de morcegos

A maior riqueza de morcegos em formações vegetais florestais é devido à presença de espécies restritas a essas formações, em geral de espécies de Phyllostomidae das subfamílias Phyllostominae, Stenodermatinae e Glossophaginae, além das famílias Furipteridae, Thyropteridae, Natalidae e Emballonuridae. Essa associação entre riqueza de espécies e os diferentes tipos de florestas pode ser explicada devido às florestas fornecerem maior complexidade ambiental, ou seja, maior diversidade de recursos alimentares, como frutos e insetos, e de abrigos do que nos campos, exceto para áreas campestres que possuem matas ciliares, onde espécies frugívoras generalistas como *Artibeus lituratus* e *Sturnira lilium* podem ocorrer. Dessa forma, os padrões de frutificação e disponibilidade de alimento moldam a diversidade de espécies de morcegos e influenciam a composição de espécies (Myers & Wetzel, 1983; Aguirre, 2002). Mesmo considerando espécies insetívoras, que foram comuns e abundantes a todas as formações vegetais, algumas foram exclusivas da Floresta Ombrófila Densa,



como *Peropteryx kappleri*, *Furipterus horrens*, *Natalus stramineus* e *Lasiurus ebonus* (Tabela 1).

Por outro lado, a maioria das espécies que ocorreram em formações campestres foi comum ao longo de toda a área de estudo e possuem ampla distribuição pela América do Sul (Eisenberg, 1989), ocorrendo amplamente também nas áreas florestais, como *Nyctinomops laticaudatus*, *Promops nasutus*, *Eptesicus furinalis* e *Myotis albescens*. Padrão semelhante foi observado no Chaco Boreal, onde as espécies de morcegos e aves que ocorrem nessa região fitogeográfica possuem amplas distribuições pela América do Sul (Short, 1975; Myers & Wetzel, 1983). Myers (1982), ao explicar o baixo número de espécies de morcegos no Chaco, sugere que a razão está na sazonalidade na disponibilidade de frutos para as espécies frugívoras, comparado a áreas adjacentes. O aumento da sazonalidade é resultado da interação de solos pobres e um ciclo acentuado de secas e cheias, o que conseqüentemente reduz a diversidade de plantas. Isso afeta mais fortemente a maioria das espécies animais que dependem de um suprimento contínuo de árvores frutíferas. Morcegos frugívoros estão ausentes na maior parte do Chaco, com todos os registros em áreas méxicas ao longo do rio Paraguai, ou em alguma parte do ano, quando muitas árvores estão frutificando. Em contraste, populações residentes de insetívoros, piscívoros, carnívoros e hematófagos provavelmente são encontradas por todo o Chaco (Myers & Wetzel, 1983). Essa mesma hipótese pode ser aplicada para a fauna de morcegos dos Campos Sulinos e Espinal, onde a vegetação arbórea está restrita a florestas de galeria e capões (Marchiori, 2004) e a sazonalidade da temperatura é bastante acentuada (Leite, 2002), sendo que a maioria das espécies de morcegos que existem nessas regiões é insetívora (Tabela 1). Embora a riqueza de espécies em áreas campestres seja baixa comparada a áreas florestais, o método de amostragem com redes-de-neblina é geralmente realizado em trilhas no interior das florestas e, dessa forma, privilegia a captura de espécies frugívoras em detrimento das espécies insetívoras. Sendo assim, os Campos Sulinos e o Espinal são regiões fitogeográficas sub-amostradas quanto à fauna de morcegos e ainda falta estudos básicos sobre a sua biodiversidade (Pacheco et al., 2007).

Entre as formações campestres, o Chaco Úmido e os Campos Sulinos apresentaram a maior riqueza de espécies, seguidos pelo Espinal. Considerando essas mesmas formações vegetais, Cabrera (2001) encontrou que o Chaco é a

região que possui a maior riqueza de espécies de serpentes, seguido pelo Pampa (=Campos Sulinos, nesse estudo) e o Espinal, respectivamente, embora o Espinal não possua uma fauna de répteis característica, abrigando tanto espécies do Chaco quanto do Pampa. Para a fauna de morcegos, as espécies presentes no Espinal foram aquelas com ampla distribuição no sudeste da América do Sul e nenhuma espécie foi exclusiva dessa formação.

Estudos biogeográficos realizados no Paraguai consideram o gradiente de umidade leste-oeste (Hayes, 1995; Willig et al., 2000; López-González, 2004), já que este país apresenta formações de Floresta Atlântica a leste e formações campestres e arbustivas a oeste, características da região do Chaco. Em estudos com morcegos realizados no Paraguai, as espécies frugívoras de Phyllostomidae estão mais restritas à região leste do Paraguai, enquanto que as espécies insetívoras de Vespertilionidae e Molossidae e apenas alguns Phyllostomidae ocorrem em ambas as regiões e em muitos tipos de vegetação (Willig et al., 2000; López-González, 2004), embora os insetívoros dominem na região do oeste paraguaio (Willig et al., 2000). Dentro de Phyllostomidae, morcegos das subfamílias Stenodermatinae, Glossophaginae e Carollinae também são associados com áreas florestais a leste do Paraguai (López-González, 2004).

Padrão semelhante foi obtido neste estudo, considerando o gradiente norte-sul, onde ao norte, com maioria das formações florestais, houve maior abundância de espécies frugívoras e insetívoras/carnívoras/onívoras do que no sul, com maioria das formações campestres, onde houve predomínio de espécies insetívoras, com poucas espécies frugívoras, como *Artibeus lituratus*, *Sturnira liliium* e *Platyrrhinus lineatus*. O que se percebe, então, é que a distribuição de muitas espécies frugívoras e insetívoras/carnívoras/onívoras está estritamente relacionada com as formações florestais de Mata Atlântica. Sendo assim, não há necessariamente uma substituição de guildas tróficas no sentido norte-sul, mas um decréscimo acentuado de espécies frugívoras e insetívoras/carnívoras/onívoras no sul da América do Sul, já que as espécies insetívoras foram, em geral, comuns a toda a região, embora tendo maior riqueza nas formações florestais (Figura 4).

Conjuntamente com os dados de Willig et al. (2000), López-González (2004) e os dados aqui apresentados, pode-se traçar uma linha limite geral de distribuição para a família Phyllostomidae no sul da América do Sul. Considerando que as florestas localizadas a leste do Paraguai são as mesmas que compõem a província

de Misiones na Argentina e ambas são limítrofes, pode-se traçar uma linha que separa a porção florestal leste da porção chaquenha oeste, no Paraguai, e a região de florestas da porção pampeana do sul da América do Sul. Dessa forma, o limite geral de distribuição da família Phyllostomidae na metade sul da América do Sul tem a forma aproximada de um arco (Figura 11). Nessa escala, o limite sudoeste de distribuição da família Phyllostomidae na América do Sul coincide com os limites entre a região biogeográfica da Costa do Atlântico e da região Patagônica proposta por Koopman (1982).

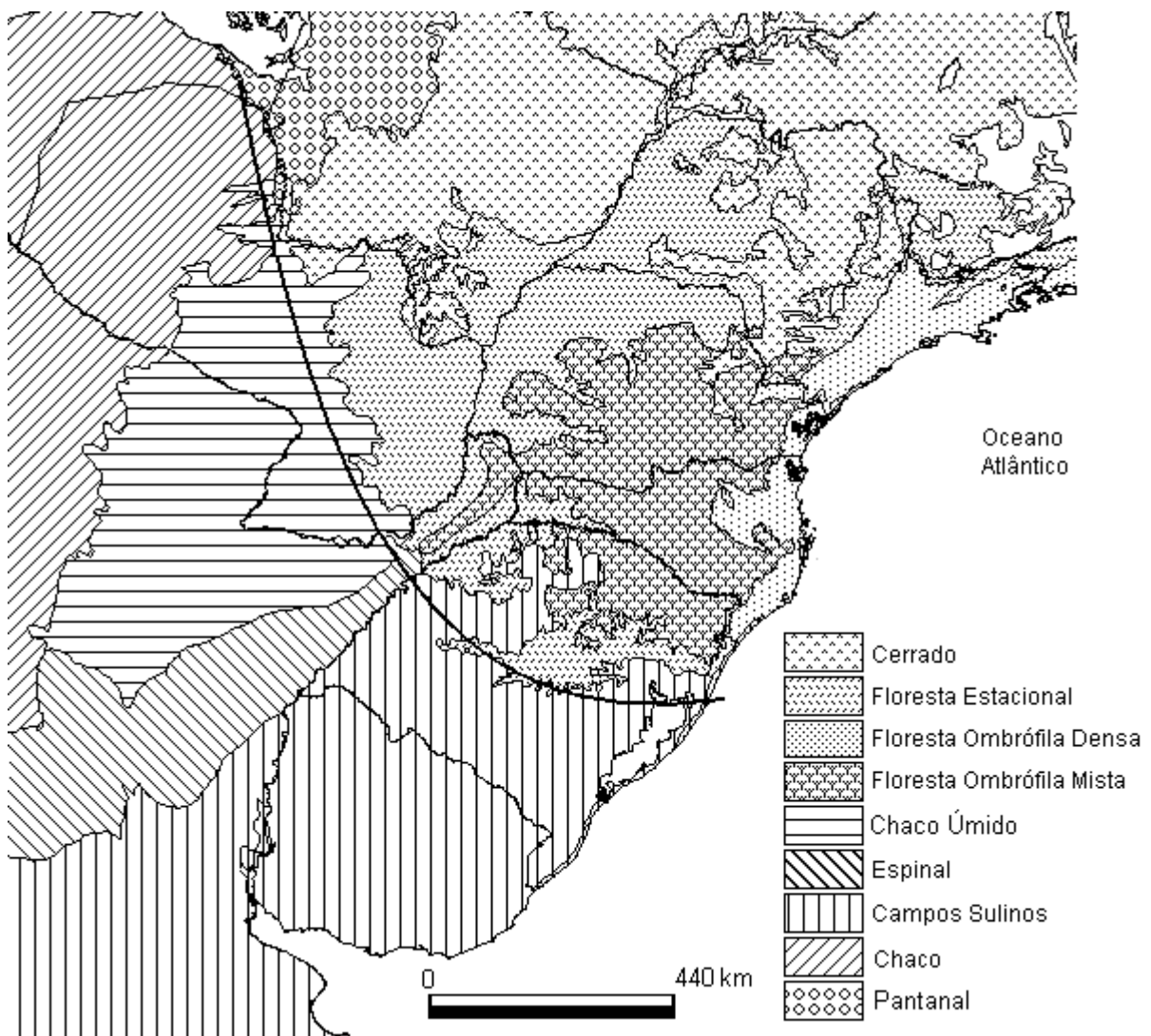


Figura 11 – Limite geral de distribuição da família Phyllostomidae no sul da América do Sul, limitada a porção superior à linha escura, onde essa família possui a maior riqueza de espécies e onde estão concentradas as principais formações florestais. Abaixo dessa linha, as espécies dominantes são membros da família Molossidae e Vespertilionidae, onde estão concentradas as principais formações campestres (Willig et al., 2000; López-González, 2004; e este estudo).

## 4.2 Formações de regiões biogeográficas com base na composição de espécies de morcegos

Os limites de distribuição das espécies muitas vezes são repetidos para diversos organismos e levam ao reconhecimento de regiões biogeográficas (Brown & Lomolino, 2006). A formação de três grupos na análise de agrupamento com base nas quadrículas se deve justamente à restrição da área de distribuição de algumas espécies. O grupo Florestal possui espécies que foram restritas à Mata Atlântica *sensu strictu*, como *Diclidurus scutatus*, *Peropteryx kappleri* (Emballonuridae), *Furipterus horrens* (Furipteridae), *Natalus stramineus* (Natalidae) e *Thyroptera tricolor* (Thyropteridae). Ainda, espécies como *Phyllostomus hastatus*, *Phyllostomus discolor*, *Chiroderma villosum*, *Patyrrhinus recifinus*, *Uroderma bilobatum* (Phyllostomidae) e *Rhogeessa hussoni* (Vespertilionidae) possuem o seu limite de distribuição em torno de 24° S, sendo consideradas espécies tropicais. Dessa forma, o grupo Florestal foi o grupo com maior número de espécies com distribuição restrita e maior riqueza de espécies, o que o torna um grupo distinto dos grupos Araucária e Campestre, como mostrado pela análise de agrupamento. Além dos fatores bióticos, a região incluída nesse grupo é a que apresenta maior variação de relevo, que é formado principalmente por serras e planaltos em zona tropical, com expansões ao sul através de planícies litorâneas (Herrmann & Rosa, 1990). Essas expansões ao sul de florestas reconhecidamente tropicais em zonas subtropicais são facilitadas pelas altitudes baixas dessas regiões, aliadas a um bom regime de chuvas (Negrelle, 2002).

O grupo Campestre apresentou em sua maioria espécies insetívoras, sendo algumas restritas a essa região, como *Cynomops paranus* e *Molossus currentium*. Contrário ao grupo Florestal, o relevo na região formada pelo grupo Campestre é pouco variável, sendo constituído basicamente de planícies de baixa altitude. A formação do grupo Araucária também reflete diferenças no relevo em relação aos demais grupos, a qual inclui áreas subtropicais do Planalto Meridional brasileiro. Dessa forma, a análise de agrupamento agrupou quadrículas com elevações semelhantes, sendo a variação no relevo um fator importante para a riqueza de espécies de mamíferos na América do Sul, principalmente nas cadeias montanhosas dos Andes (Patterson, 1994; Patterson et al., 1996). De forma semelhante ao estudo biogeográfico com aves no Paraguai (Hayes, 1995), a similaridade da fauna entre as áreas foi melhor explicada pela similaridade entre os habitats.

Muitas espécies parecem contornar as áreas de Floresta de Araucária em sua distribuição, como *Cynomops abrasus*, *Eumops glaucinus*, *Molossops neglectus*, *Molossops temminckii*, *Molossus rufus*, *Nyctinomops laticaudatus*, *Noctilio leporinus*, *Glyphonycteris sylvestris*, *Tonatia bidens*, *Trachops cirrhosus*, *Chiroderma doriae*, *Platyrrhinus lineatus* e *Vampyressa pusilla*. A Floresta com Araucária limita a distribuição de diversas espécies de Molossidae e Phyllostomidae, enquanto outras, no Brasil, possuem registros únicos nessa formação, como *Histiotus laephotis* (Miranda et al., 2007). A maior parte das espécies de Vespertilionidae possui ampla distribuição tanto em áreas florestais como campestres e ocorrem na Floresta Ombrófila Mista.

Como o limite de distribuição de algumas espécies como grupo Araucária localizou-se entre os outros dois grupos e muitas espécies possuem uma distribuição geográfica que parece contornar a Floresta com Araucária, essa formação vegetal pode ser considerada como um filtro para a distribuição de algumas espécies de morcegos. A região do grupo Araucária possui altitudes elevadas e invernos rigorosos. Estes fatores devem representar grandes barreiras à dispersão de muitas espécies, embora a característica mista da Floresta de Araucária permita a convivência de muitas espécies reconhecidamente campestres e florestais (Cáceres et al., 2007).

O predomínio de Phyllostomidae nos grupos Florestal e Araucária demonstra a forte relação que essa família possui com formações florestais. Houve uma substituição de famílias na transição floresta-campo, com o decréscimo na riqueza de Phyllostomidae e aumento na riqueza de Molossidae e Vespertilionidae. Limitações fisiológicas parecem limitar a expansão da distribuição de Phyllostomidae em regiões subtropicais e temperadas na América (NcNab, 1969). A família Vespertilionidae não alcança a mais alta riqueza de espécies em regiões próximas ao Equador, como ocorre com Phyllostomidae, pois ela é mais numerosa em médias latitudes (15° a 30°), enquanto que a família Molossidae mostra baixas taxas de aumento de espécies com a diminuição da latitude, quando comparado aos frugívoros do Novo Mundo (Willig & Selcer, 1989), embora neste estudo a riqueza de Molossidae tenha aumentado com a latitude. Uma das explicações possíveis para o decréscimo da riqueza de Vespertilionidae com a diminuição da latitude é que os efeitos combinados dos Phyllostominae insetívoros/carnívoros/onívoros e outros insetívoros como Mormoopidae, Emballonuridae, Furipteridae, Natalidae e

Thyropteridae podem excluir a maioria das espécies de Vespertilionidae (Willig & Selcer, 1989).

A formação de quatro grupos nítidos na análise de agrupamento com base nas formações vegetais agrupou formações próximas fisionalmente e climaticamente. As áreas de campo, Campos Sulinos, Chaco e Espinal formaram um grupo nítido e bastante distinto dos demais grupos. Essas regiões possuem baixa precipitação anual (cerca de 1200-1600 mm) e temperatura média anual (13-17°C) e a vegetação é dominada por gramíneas, com algumas árvores e arbustos. O Cerrado e a Floresta Estacional também formaram um grupo, mais próximo da Floresta Ombrófila Densa, que formou um grupo isolado. O Cerrado e a Floresta Estacional possuem semelhanças quanto ao regime de chuvas. Ambas enfrentam um período de seca, o qual modifica a fisionomia da paisagem nessas regiões. Na Floresta Estacional, as árvores perdem as suas folhas e no Cerrado, o regime de queimadas também altera a fisionomia. A Floresta Ombrófila Densa é a formação com maior índice pluviométrico anual (1400-4000 mm) e maior temperatura média anual (19-22°C) e não há uma época seca definida e mostra ainda, um complexo gradiente topográfico norte-sul. A região florestal mais distinta foi a Floresta Ombrófila Mista, ou Floresta com Araucária. Como discutido anteriormente, ela é fisiograficamente distinta das demais por possuir *Araucaria angustifolia* como vegetação emergente nas florestas, as quais necessitam de um clima subtropical frio e úmido sem períodos secos significativos (Hueck, 1972). A ocorrência de áreas de campos subtropicais e pequenas áreas de florestas de galeria em baixas altitudes sobre o planalto do sudeste brasileiro refletem condições climáticas frias e secas por todo o período glacial e as florestas tropicais de galeria e florestas semidecíduas podem ter existido na Floresta com Araucária somente quando as geadas não eram tão freqüentes, provavelmente na parte norte do sudeste brasileiro e em regiões de baixa elevação (Behling & Lichte, 1997). Geadas ocasionais podem ser consideradas um importante fator limitante na distribuição de espécies vegetais em latitudes e altitudes mais altas (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). Além disso, famílias de árvores tipicamente tropicais são comumente encontradas no sudeste da Floresta com Araucária, mas são muito menos freqüentes na Floresta com Araucária nas terras altas do sul, possivelmente devido às limitações climáticas históricas (Duarte et al., 2009). Essas características podem influenciar a distribuição de muitas espécies de morcegos. Como a cobertura da vegetação é uma função direta das

características do solo e do clima, e as assembléias de morcegos são intimamente relacionadas com características geológicas e edáficas (López-González, 2004), pode-se supor que a variação na composição de espécies de morcegos entre áreas florestais e campestres deve ser vista através de fatores históricos que influenciam o clima e a vegetação, e esses por sua vez influenciam a composição de espécies de morcegos.

### **4.3 Testes de hipóteses sobre a variação na riqueza de espécies de morcegos**

O modelo OLS foi o que melhor explicou a variação na riqueza de espécies de morcegos, cerca de 85% da variação total dos dados. Tognelli & Kelt (2004), demonstraram que o modelo autoregressivo SAR é o mais eficaz para avaliação da riqueza de espécies de mamíferos na América do Sul, explicando 93% da variação da riqueza, 14% e 9% a mais do que os modelos CAR e OLS, respectivamente. Contudo, diferentemente dos resultados de Tognelli & Kelt (2004), a análise dos resíduos do modelo SAR apresentou elevada autocorrelação espacial nas primeiras classes de distância, sendo mesmo maior que os resíduos dos modelos CAR e OLS, os quais não diferiram em relação à análise residual do índice de Moran e na explicabilidade do modelo (Figura 10). Assim, o espaço demonstrou ter forte influência sobre a variação da riqueza de espécies de morcegos no sudeste da América do Sul. Os efeitos da autocorrelação espacial têm sido extensivamente discutidos (Legendre, 1993; Lichstein et al., 2002; Diniz-Filho et al., 2003; Pinto et al., 2003; Tognelli & Kelt, 2004; Beale et al., 2007; Diniz-Filho et al., 2007; Hawkins et al., 2007b; Kuhn, 2007). A presença da autocorrelação espacial nos dados, quando levada em consideração nas análises, faz com que seja mais provável que ocorra uma inferência estatística equivocada. Neste caso, a autocorrelação espacial aumenta a possibilidade de ocorrer o Erro Tipo I (Diniz-Filho et al., 2003), onde há a rejeição da hipótese nula, quando, na verdade, ela deveria ser aceita. Em análises que consideram a influência de variáveis ambientais sobre a variação espacial da riqueza de espécies, a hipótese nula consiste na ausência de correlação entre as variáveis ambientais e o padrão espacial da riqueza. Contudo, as análises geográficas de riqueza de espécies geralmente são feitas em grades, ou seja, quadrículas adjacentes envolvendo latitude e longitude, podendo variar a área de cada quadrícula conforme a escala adotada. Há grandes possibilidades de que

quadrículas próximas possuam valores mais similares tanto de riqueza de espécies como das variáveis ambientais do que esperado ao acaso, o que implica na não-independência entre unidades amostrais adjacentes (Ruggiero, 1999; Rahbek & Graves, 2001; Diniz-Filho et al., 2002; Hawkins et al., 2007b), mas modelos regressivos são os mais utilizados em ecologia geográfica (Badgley & Fox, 2000; Rahbek & Graves, 2001; Tognelli & Kelt, 2004; Hawkins et al., 2007b). Análises no padrão espacial de riqueza de espécies em áreas geográficas menores, como no caso deste estudo, podem vir a ter mais influência da autocorrelação espacial, porque geograficamente, as quadrículas são mais semelhantes umas das outras do que em escala continental. No entanto, de acordo com as análises feitas aqui para ver os padrões e escalas dos efeitos da autocorrelação espacial, estes não diferiram do que é normalmente encontrado em escala continental, ou seja, com a autocorrelação espacial sendo importante ( $>0.2$ , pelo modelo OLS) justamente nas imediações de cada quadrícula (ver Tognelli & Kelt, 2004; Hawkins et al., 2007b; Hortal et al., 2008). Contudo, a autocorrelação espacial não é um problema tão grave como às vezes é alegado ser na interpretação de modelos de regressão em ecologia geográfica (Diniz-Filho et al., 2003; ver Hawkins et al., 2007b), desde que as várias hipóteses e fatores testados aqui são corroborados pelas características biológicas e de distribuição dos táxons examinados, como é discutido a seguir.

A variação na riqueza de espécies de morcegos no sudeste da América do Sul foi fortemente influenciada por variáveis climáticas e energéticas. Curiosamente, a análise individual das três hipóteses demonstrou que a hipótese energética possui menor índice de explicabilidade (34%), quando comparada com a hipótese climática (81%) e a hipótese de heterogeneidade do habitat (46%). No modelo geral, considerando as três hipóteses e todas as variáveis envolvidas, a evapotranspiração real (AET) foi a segunda variável que melhor explicou a variação na riqueza de espécies de morcegos no sudeste da América do Sul e a temperatura média anual foi a variável que melhor explicou essa variação, tanto no modelo geral como na análise por hipótese. Todas as variáveis ambientais conjuntamente explicaram 84.7% da variação da riqueza. Em áreas tropicais da América, modelos que envolvem a relação água-energia predizem uma alta riqueza de espécies, especialmente em direção ao sul do hemisfério norte e baixa riqueza na região Holártica e no sul da América do Sul (Hortal et al., 2008). A riqueza de espécies é geralmente associada à disponibilidade de água e energia (O'Brien, 2006; Hawkins



et al., 2003b), mas esses gradientes tendem a ser mais fracos em regiões com áreas menores do que em regiões com áreas maiores (Hortal et al., 2008). Ainda, regiões de altas latitudes do Hemisfério Norte tendem a ser mais influenciadas por fatores energéticos do que regiões do Hemisfério Sul (Hawkins et al., 2003a; Whittaker et al., 2006). Embora as mais importantes correlações com a riqueza de espécies de mamíferos sejam feitas com as variáveis ambientais em escala global, a inclusão de diferentes regiões aumenta o poder explicativo dos modelos (Hortal et al., 2008). Assim, dependendo da região, outras variáveis não necessariamente relacionadas à hipótese energética podem influenciar a riqueza de espécies (Keer & Packer, 1997; Keer, 2001; H-Acevedo & Currie, 2003). A riqueza de mamíferos na América do Sul é influenciada por variáveis climáticas, energéticas e de heterogeneidade do ambiente, sendo as baseadas em energia mais importantes do que as baseadas em heterogeneidade do habitat (Tognelli & Kelt, 2004). A natureza exata da relação entre biodiversidade e o ambiente pode variar de região para região (Keer & Packer, 1997; Hawkins et al., 2003b) e diferenças regionais surgem de diferenças evolutivas, os efeitos do clima mudam através do tempo e de diferenças atuais no clima, topografia e distribuição dos biomas (Hortal et al., 2008). Assim, as variáveis que explicam a riqueza de espécies dependem da escala utilizada (Badgley & Fox, 2000; Tognelli & Kelt, 2004; Hortal et al., 2008), sendo que para este estudo, que incorpora apenas uma porção da América do Sul, as análises tendem a dar pesos diferentes a cada grupo de variáveis, além de se tratar de apenas um grupo, embora importante, de mamíferos.

A temperatura média anual foi a principal variável que explicou a variação na riqueza total de espécies de morcegos e da riqueza de espécies dentro das famílias Molossidae, Phyllostomidae e Vespertilionidae no sudeste da América do Sul (Tabelas 4 e 5). Uma explicação possível para esse padrão seria a intolerância de muitas espécies de morcegos ao frio (McNab, 1969). Muitas famílias com espécies de tamanho corporal pequeno (como Emballonuridae, Furipteridae e Thyropteridae) estão restritas a áreas localizadas ao norte da região de estudo (Eisenberg, 1989; Reis et al., 2007), onde a temperatura não sofre grande variação, por estar dentro da faixa intertropical. Patten (2004) encontrou para essas famílias e também para Noctilionidae e algumas espécies de Phyllostomidae, que a precipitação média anual é fortemente correlacionada com a riqueza de espécies de morcegos. Neste estudo, a precipitação média anual não foi uma boa variável preditora da variação geral da

riqueza de morcegos (Tabela 4), mas foi importante para a riqueza de espécies da família Phyllostomidae (Tabela 5), cujos maiores índices de riqueza foram encontrados nas formações de Floresta Atlântica. A altitude média também foi importante para Phyllostomidae, visto que grande parte da Floresta Atlântica estudada se encontra localizada em altitudes elevadas quando comparadas às formações campestres do sul.

A tolerância à temperatura pode ser confirmada ao observar que a amplitude de temperatura foi a variável mais negativamente associada com a riqueza de espécies (Tabela 4), ou seja, quanto maior a variação da temperatura, menor será a riqueza de espécies. Espécies menores do gênero *Artibeus* (como *A. cinereus*, *A. obscurus* e *A. planirostris*) estão restritas ao norte (Haynes & Lee Jr., 2004; Larsen et al., 2007, Reis et al., 2007). Apenas espécies maiores do gênero, como *A. fimbriatus* e *A. lituratus*, possuem distribuição mais ao sul, em torno de 31°S (Fabián et al., 1999). A riqueza de espécies de tamanhos maiores aumenta sob o aumento da sazonalidade da temperatura (Badgley & Fox, 2000). Na América do Norte, espécies de mamíferos menores, em sua maioria morcegos, aumentam em número de espécies conforme a temperatura média do inverno, umidade e período livre de congelamento aumentam (Badgley & Fox, 2000). Em estudo na Argentina, a variável ambiental que melhor explicou a variação na riqueza de aves Passerine, também foi a temperatura (Rabinovich & Rapoport, 1975). Espécies maiores de animais endotérmicos tendem a ser mais tolerantes ao frio do que espécies de tamanho pequeno (Blackburn et al., 1999). Dessa forma, a temperatura é uma variável importante na variação na riqueza de espécies, não somente de morcegos, mas também de outros mamíferos com tamanho corporal pequeno em regiões subtropicais e temperadas (Rabinovich & Rapoport, 1975; Badgley & Fox, 2000; este estudo).

Mudanças na riqueza de espécies de mamíferos não envolvem simplesmente um aumento ou decréscimo nas espécies de categorias tróficas em questão. Em algumas categorias, a riqueza aumenta em direção a áreas de menor sazonalidade de temperatura e maior precipitação anual. Em outras categorias, a riqueza aumenta em direção a áreas com maior evapotranspiração potencial, maiores altitudes e menor precipitação (Badgley & Fox, 2000).

A temperatura também influenciou a formação dos grupos Florestal, Araucária e Campestre na análise de agrupamento, já que se percebem diferenças nítidas de

temperatura entre as três regiões (Leite, 2002). O fato da área formada pelo grupo Araucária possuir invernos muito rigorosos limita a distribuição de algumas espécies de morcegos. Como demonstrado por Keer & Packer (1997), regionalmente, outras variáveis que não relacionadas à energia podem influenciar a variação da riqueza de espécies em ambientes produtivos. Baseado na evidência disponível parece que a energia é uma preditora mais forte do gradiente de diversidade animal somente em pequenas partes do planeta e no restante da Terra a distribuição da precipitação tem influência mais forte sobre os gradientes de diversidade do que a temperatura. (Hawkins et al., 2003a).

Considerando o gradiente latitudinal de riqueza de espécies, variáveis de energia ambiental, como PET, e descritoras do clima, como a temperatura média anual, são as que melhor predizem o gradiente de diversidade em altas latitudes, enquanto variáveis relacionadas a água, como AET e precipitação anual, melhor predizem a riqueza em baixas latitudes (Hawkins et al., 2003b). No presente estudo, as duas variáveis que melhor explicaram a variação na riqueza de morcegos foram a temperatura média anual e a evapotranspiração real. Como a região deste estudo se localiza em latitudes intermediárias (19°S a 35°S), parece que há um misto entre as variáveis preditoras da variação na riqueza de espécies agindo na região.

Além da temperatura média anual e da evapotranspiração real, o relevo também se mostrou como uma variável preditora importante da riqueza de Phyllostomidae. Normalmente o relevo tem mostrado papel secundário, embora sempre importante, no entendimento da variação da riqueza de mamíferos (Keer & Packer, 1997; Tognelli & Kelt, 2004; Hortal et al., 2008). Por outro lado, as irregularidades topográficas da América do Sul, particularmente dos Andes e de trechos da Floresta Atlântica, têm sido apontadas como fontes de variação não explicada dos padrões de riqueza (Patterson et al., 1996; Tognelli & Kelt, 2004). Assim, este estudo vem a contribuir com mais informações em meso-escala sobre a variação da riqueza em regiões que incluem serras e planaltos que encerram a Floresta Atlântica. Os dados de Phyllostomidae apresentados aqui mostram que a riqueza desta família na região de estudo é parcialmente explicada pela altitude, fato que corrobora a distribuição conhecida da família em questão, que se distribui preponderantemente em Floresta Atlântica.

Considerando as três hipóteses - energética, climática e de heterogeneidade do habitat – uma variável dentro de cada hipótese foi importante para descrever o

padrão de variação espacial na riqueza de espécies de morcegos no sudeste da América do Sul. Contudo, essas hipóteses não podem ser avaliadas isoladamente, porque diferentes variáveis podem ter influências diferentes sobre a riqueza de espécies em diferentes regiões. A variação espacial da riqueza de espécies é um fenômeno complexo e muitos estudos têm tentado buscar explicações para esse padrão (Pianka, 1966; Keer & Packer, 1997; Rahbek & Graves, 2001; H-Acevedo & Currie, 2003; Hawkins et al., 2003a; Hawkins et al., 2003b; Currie et al., 2004; Evans & Gaston, 2005). Devido a sua natureza complexa, a tendência lógica seria incluir o maior número de variáveis possíveis, para aumentar a proporção de explicabilidade do modelo gerado, sempre levando em consideração que as variáveis consideradas realmente possam exercer algum efeito sobre a riqueza de espécies em diferentes escalas geográficas. Contudo, os melhores modelos são aqueles que incluem poucas variáveis com forte influência sobre os padrões observados, produzindo um coeficiente de regressão relativamente alto e bons níveis de explicabilidade para os modelos gerados (Hawkins et al., 2003a).

## 5. CONCLUSÕES

A Floresta Ombrófila Densa foi a região fitogeográfica com o maior número de espécies de morcegos, havendo um gradiente de aumento de riqueza de espécies do sul para o norte e secundariamente do interior para a zona costeira no sudeste da América do Sul.

Geograficamente, a região sudeste da América do Sul pode ser dividida em três regiões, com base na composição de espécies de morcegos: uma região localizada ao norte, uma ao sul e uma intermediária. Essa região intermediária, no qual está a Floresta Ombrófila Mista, pode ser considerada uma área filtro para a dispersão e distribuição geográfica para muitas espécies de morcegos tropicais. As baixas temperaturas no inverno nessa região podem agir como uma barreira para a dispersão geográfica de algumas espécies de morcegos para a porção subtropical e temperada da América do Sul.

Houve uma forte associação entre a família Phyllostomidae e formações florestais, já que a precipitação anual e o relevo foram determinantes na riqueza de espécies dessa família, e essas variáveis determinam a formação de florestas. As famílias Molossididae e Vespertilionidae foram associadas com as formações

campestres, já que essas formações não limitam a disponibilidade de recursos alimentares para essas famílias.

As hipóteses climática e energética foram as mais importantes para avaliação do gradiente de espécies de morcegos no sudeste da América do Sul. As principais variáveis preditoras dessa variação foram a temperatura média anual e a evapotranspiração real. A intolerância dos morcegos a baixas temperaturas influencia os padrões de distribuição regional de riqueza de espécies.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

AGUIRRE, L. F. Structure of a neotropical savanna bat community. **Journal of Mammalogy**, v. 83, n. 3, p. 775-784, 2002.

AVILLA, L. S. et al. A fauna de morcegos fósseis como ferramenta na caracterização de paleoambientes Quaternários. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 30, n. 1, p. 19-26, 2007.

BADGLEY, C. & FOX, D. L. Ecological biogeography of North American mammals: species density and ecological structure in relation to environmental gradients. **Journal of Biogeography**, v. 27, p. 1437-1467, 2000.

BEALE, C. M. et al. Red herrings remain in geographical ecology: a reply to Hawkins et al. (2007). **Ecography**, v. 30, p. 845-847, 2007.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. Porto Alegre: Artmed, 2007. 740 p.

BEHLING, H. & LICHTER, M. Evidence of dry and cold climatic conditions at glacial times in Tropical Southeastern Brazil. **Quaternary Research**, v. 48, p. 348-358, 1997.

BLACKBURN, T. M.; GASTON, K. J. & LODER, N. Geographic gradients in body size: a clarification of Bergmann's rule. **Diversity and Distribution**, v. 5, p. 165-174, 1999.

BOHNING-GAESE, K. Determinants of avian species richness at different spatial scales. **Journal of Biogeography**, v. 24, p. 49-60, 1997.

BROWN, J. H. & LOMOLINO, M. V. **Biogeografia**. 2ª ed. Ribeirão Preto: FUNPEC Editora, 2006. 691p.

BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference**. New York: Springer, 2003. 496 p.

CABRERA, A. L. & WILLINK, A. **Biogeografia de America Latina**. 2 ed., OEA, Washington, 1980. 117 p.

CABRERA, M. R. Composición comparativa de la fauna de serpientes (Reptilia, Squamata) de cuatro provincias biogeográficas del Dominio Chaqueño. **Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.**, vol. 3, n. 2, p. 109-118, 2001.

CÁCERES, N. C.; CHEREM, J. J. & GRAIPEL, M. E. Distribuição geográfica de mamíferos terrestres na região sul do Brasil. **Ciência & Ambiente**, v. 35, p. 167-180, 2007.

CARMIGNOTTO, A. P. **Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais**. 2004. 404f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

CURRIE, D. J. Energy and large-scale patterns of animal-species and plant-species richness. **American Naturalist**, v. 137, p. 27-49, 1991.

CURRIE, D. J. et al. Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness. **Ecology Letters**, v. 7, p. 1121-1134, 2004.

DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Null models and spatial patterns of species richness in South American birds of prey. **Ecology Letters**, v. 5, p. 47-55, 2002.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M. & HAWKINS, B. A. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. **Global Ecology and Biogeography**, v. 12, p. 53-64, 2003.

DINIZ-FILHO et al. Are spatial regression methods a panacea or a Pandora's box? A reply to Beale et al. (2007). **Ecography**, v. 30, p. 848-851, 2007.

DUARTE, L. S.; CARLUCCI, M. B. & PILLAR, V. P. Macroecological analyses reveal historical factors influencing seed dispersal strategies in Brazilian *Araucaria* forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 18, p. 314-326, 2009.

EISENBERG, J. F. **Mammals of the Neotropics**. Chicago: University of Chicago Press, 1989. 460 p.

EMMONS, L. H. & FEER, F. **Neotropical rainforest Mammals: a field guide**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 307 p.

ESCALANTE, T.; RODRÍGUEZ, G. & MORRONE, J. J. The diversification of Neartic mammals in the Mexican transition zone. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 83, p. 327-339, 2004.

EVANS, K. L. & GASTON, K. J. Can the evolutionary-rates hypothesis explain species-energy relationships? **Functional Ecology**, v. 19, p. 899-915, 2005.

FABIÁN, M. E.; RUI, A. M. & OLIVEIRA, K. P. Distribuição geográfica de morcegos Phyllostomidae (Mammalia: Chiroptera) no Rio Grande do Sul. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 87, p. 143-156, 1999.

FAZZOLARI-CORRÊA, S. *Lasiurus ebenus*, a new vespertilionid bat from southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 58, n. 1, p. 119-123, 1994.

FINDLEY, J. S. **Bats: a community perspective**. Cambridge: Cambridge University Press, 1993.

FLEMING, T. H. **The Short-fruit tailed Bat: a study in plant-animal interactions**. Chicago: University of Chicago Press, 1988. 365 p.

FONSECA, G. A. B. et al. **Lista Anotada dos mamíferos do Brasil**. Washington, DC: Conservation International, 1996. 38 p.

GARCIA, P. C. A. et al. Anfíbios da região subtropical da América do Sul: padrões de distribuição. **Ciência & Ambiente**, v. 35, p. 65-100, 2007.

GRELLE, C. E. V.; PAGLIA, A. P. & SILVA, H. S. Análise dos fatores de ameaça de extinção: estudo de caso com os mamíferos brasileiros. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; VAN SLUYS, M. & ALVES, M. A. S. (Org.). **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: Rima, 2006. p. 385-398.

H-ACEVEDO, D. & CURRIE, D. J. Does climate determine broad-scale patterns of species richness? A test of the causal link by natural experiment. **Global Ecology & Biogeography**, v. 12, p. 461-473, 2003.

HAYES, F. E. Status, distribution, and biogeography of the birds of Paraguay. **American Birding Association, Monographs in Field Ornithology**, v. 1, p. 1-230, 1995.

HAYNES, M. A. & LEE JR., T. E. *Artibeus obscurus*. **Mammalian Species**, v. 752, p. 1-5, 2004.

HAWKINS, B. A. et al. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology**, v. 84, n. 12, p. 3105-3117, 2003a.

HAWKINS, B. A. PORTER, E. E. & DINIZ-FILHO, J. A. F. Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradient of terrestrial birds. **Ecology**, v. 84, n. 6, p. 1608-1623, 2003b.

HAWKINS, B. A.; DINIZ-FILHO, J. A. F. & SOELLER, S. A. Water links the historical and contemporary components of the Australian bird diversity gradient. **Journal of Biogeography**, v. 32, p. 1035-1042, 2005.

HAWKINS, B. A. et al. Post-Eocene climate change, niche conservatism, and the latitudinal diversity gradient of New World birds. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 770-780, 2006.

HAWKINS, B. A. Climate, niche conservatism, and the global bird diversity gradient. **American Naturalist**, v. 170, p. 16-27, 2007a.

HAWKINS, B. A. et al. Red herrings revisited: spatial autocorrelation and parameter estimation in geographical ecology. **Ecography**, v. 30, p. 375-384, 2007b.

HERRMANN, M. L. P. & ROSA, R. O. Relevô. In: IBGE (Org.). **Geografia do Brasil: Região Sul**. Vol. 2. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1990. p. 55-83.

HENGEVELD, R. Biogeographical ecology. **Journal of Biogeography**, v. 21, p. 341-351, 1994.



HORTAL, J. et al. Regional and environmental effects on the species richness of mammal assemblages. **Journal of Biogeography**, v. 35, p. 1202-1214, 2008.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul**. São Paulo: Editora da Universidade de Brasília e Editora Polígono, 1972.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. IBAMA. Brasília, Distrito Federal, 2008. Disponível em <<http://www.ibama.gov.br/ecossistemas/cerrado.htm>>. Acesso em 14 jan. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. **Mapa de vegetação do Brasil**, 2004. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=169](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169)>. Acesso em: 11 jan. 2009.

JACKSON, R. B. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristic approaches. **Ecology**, v. 74, p. 2204–2214, 1993.

JOHNSON, J. B. & OMLAND, K. S. Model selection in ecology and evolution. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 2, p. 101-108, 2004.

KEER, J. T. Butterfly species richness patterns in Canada: energy, heterogeneity, and the potential consequences of climate change. **Conservation Ecology**, v. 5, n. 1, p. 10, [online] URL: <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art10/>, 2001.

KEER, J. T. & PACKER, L. Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. **Nature**, v. 385, p. 252-254, 1997.

KLOPFER, P. H. & MACARTHUR, R. H. Niche size and faunal diversity. **American Naturalist**, v. 104, p. 293-300, 1960.

KOOPMAN, K. F. Biogeography of the bats of South America. In: MARES, M. A. & GENOWAYS, H. H. (org.). **Mammalian Biology in South America**. Pittsburgh: Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburgh, 1982. p. 273-302.

LARSEN, P. A. et al. Phylogenetics and phylogeography of the *Artibeus jamaicensis* complex based on cytochrome-*b* DNA sequences. **Journal of Mammalogy**, v. 88, n. 3, p. 712-727, 2007.

LEGENDRE, P. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? **Ecology**, v. 74, n. 6, p. 1659-1673, 1993.

LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Amsterdam: Elsevier, 1998. 870 p.

LEITE, P. F. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. **Ciência & Ambiente**, v. 24, p. 51-74, 2002.

LICHSTEIN, J. W. et al. Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. **Ecological Monographs**, v. 72, p. 445-463, 2002.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, C. Ecological zoogeography of the bats of Paraguay. **Journal of Biogeography**, v. 31, p. 33-45, 2004.

MARCHIORI, J. N. C. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul**: Campos Sulinos. Porto Alegre: EST Edições, 2004. 110 p.

MARINHO-FILHO, J. & SAZIMA, I. Brazilian bats and conservation biology: a first survey. In: KUNZ, T. H. & RACEY, P. A. (org.). **Bat Biology and Conservation**. Washington DC: Smithsonian Institution, 1998. p. 282-294.

MCNAB, B. K. The economics of temperature regulation in Neotropical bats. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 31, p. 227-268, 1969.

MIRANDA, J. M. D.; AZEVEDO-BARROS, M. F. M. & PASSOS, F. C. First record of *Histiotus laephotis* (Chiroptera, Vespertilionidae) from Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 1188-1191, 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. MMA. **Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2000. 40 p.

MYERS, P. Origins and affinities of the mammal fauna of Paraguay. In: MARES, M. A. & GENOWAYS, H. H. (org.). **Mammalian Biology in South America**. Pittsburgh: Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburgh, 1982. p. 85-93.

MYERS, P. & WETZEL, R. M. Systematics and zoogeography of the bats of the Chaco Boreal. **Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan**, v. 164, p. 1-50, 1983.

NEGRELLE, R. R. B. The Atlantic forest in the Volta Velha Reserve: a tropical rain forest site outside the tropics. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, p. 887-919, 2002.

O'BRIEN, E. M. Biological relativity to water-energy dynamics. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 1868-1888, 2006.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. & FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

ORTEGA, J. & ARITA, H. T. Neotropical-Nearctic limits in Middle America as determined by distributions of bats. **Journal of Mammalogy**, v. 79, p. 772-783, 1998.

PACHECO, S. M. et al. Biogeografia de quirópteros da região sul. **Ciência & Ambiente**, v. 35, p. 181-202, 2007.

PATTEN, M. A. Correlates of species richness in North American bat families. **Journal of Biogeography**, v. 31, p. 975-985, 2004.

PATTERSON, B. D. Accumulating knowledge on the dimensions of biodiversity: systematic perspectives on Neotropical mammals. **Biodiversity Letters**, v. 2, p. 79-86, 1994.

PATTERSON, B. D.; PACHECO, V. & SOLARI, S. Distributions of bats along an elevational gradient in the Andes of southeastern Peru. **Journal of Zoology**, v. 240, p. 637-658, 1996.

PIANKA, E. R. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. **American Naturalist**, v. 100, p. 33-46, 1966.

PILLAR, V. P. How sharp are classifications? **Ecology**, v. 80, n. 8, p. 2508-2516, 1999.

PILLAR, V. D. **MULTIV**: multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling. Porto Alegre: UFRGS, 2005.

PORTO, M. L. Os campos sulinos: sustentabilidade e manejo. **Ciência & Ambiente**, v. 24, p. 119-138, 2002.

PINTO, M. P.; BINI, L. M. & DINIZ-FILHO, J. A. F. Análise quantitativa da influência de um novo paradigma ecológico: autocorrelação espacial. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 25, n. 1, p. 137-143, 2003.

RABINOVICH, J. E. & RAPOPORT, E. H. Geographical variation of diversity in Argentine passerine birds. **Journal of Biogeography**, v. 2, p. 141-157, 1975.

RAHBEK, C. The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? **Ecography**, v. 18, n. 2, p. 200-205, 1995.

RAHBEK, C. & GRAVES, G. R. Multiscale assessment of patterns of avian species richness. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 8, p. 4534-4539, 2001.

RANGEL, T. F. L. V. B.; DINIZ-FILHO, J. A. F. & BINI, L. M. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, p. 321-327, 2006.

RIBICHICH, A. M. El modelo clásico de la fitogeografía de Argentina: un análisis crítico. **Interciência**, v. 27, p. 669-675, 2002.

RICKLEFS, R. E. & SCHLUTER, D. Species diversity: regional and historical influences. In: RICKLEFS, R. E. & SCHLUTER, D. (Org.). **Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives**. Chicago: The University of Chicago Press, 1993. p. 350-363.

ROCHA, C. F. D. et al. Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the Biodiversity Corridors of Serra do Mar and of the Central da Mata Atlântica in Eastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 1, p. 767-770, 2005.

RODERJAN, C. V. et al. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. **Ciência & Ambiente**, v. 24, p. 75-92, 2002.

ROSENZWEIG, M. L. Species diversity gradients: we know more and less than we thought. **Journal of Mammalogy**, v. 73, p. 715-730, 1992.

RUGGIERO, A. Spatial patterns in the diversity of mammal species: a test of the geographic area hypothesis in South America. **Ecoscience**, v. 6, p. 338-354, 1999.

RUGGIERO, A. & EZCURRA, C. Regiones y transiciones biogeográficas: complementariedad de los análisis en biogeografía histórica y ecología. In: MORRONE, J. J. & LLORENTE-BOUSQUETS (Org.). **Uma perspectiva latinoamericana de la biogeografía**. México DF: Las Prensas de Ciências, Facultad de Ciências, 2003. p. 141-154.

RUGGIERO, A. & KITZBERGER, T. Environmental correlates of mammal species richness in South America: effects of spatial structure, taxonomy and geographic range. **Ecography**, v. 27, p. 401-416, 2004.

SCHLUTER, D. & RICKLEFS, R. F. Species diversity, and introduction to the problem. In: RICKLEFS, R. F. & SCHLUTER, D. (Org.). **Species diversity in ecological communities**: historical and geographical perspectives. Chicago: The University Chicago Press, 1993. p. 1-10.

SIMMONS, N. B. & GEISLER, J. H. Phylogenetic relationships of *Icaronycteris*, *Archaeonycteris*, *Hassianycteris*, and *Paleochiropteryx* to extant bat lineages, with comments on the evolution of echolocation and foraging strategies in Microchiroptera. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 235, p. 1-182, 1998.

SHORT, L. L. A zoogeographic analysis of the South American Chaco avifauna. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 154, p. 165-352, 1975.

TOGNELLI, M. F. & KELT, D. A. Analysis of determinants of mammalian species richness in South America using spatial autoregressive models. **Ecography**, v. 27, p. 427-436, 2004.

TURNER, J. R. G.; LENNON, J. J. & GREENWOOD, J. J. D. Does climate cause the global biodiversity gradient? In: HOCHBERG, M.; CLAUBERT, J. & BARBAULT, R. (Org.). **Aspects of the Genesis and Maintenance of Biological Diversity**. London and New York: Oxford University Press, 1996. p. 199-220.

VALENTIN, J. L. **Ecologia Numérica**: Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Rio de Janeiro: Interiência, 2000. 117 p.

WHITTAKER, R. J.; NOGUÉS-BRAVO, D. & ARAÚJO, M. B. Geographical gradients of species richness: a test of the water-energy conjecture of Hawkins *et al.* (2003) using European data for five taxa. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 76-89, 2007.

WILLIG, M. R. & SELCER, K.W. Bat species density gradients in the New World: a statistical assessment. **Journal of Biogeography**, v. 16, n. 2, p. 189-195, 1989.

WILLIG, M. R. & LYONS, S. K. An analytical model of latitudinal gradients of species richness with an empirical test for marsupials and bats in the New World. **Oikos**, v. 81, p. 93-98, 1998.

WILLIG, M. R. et al. Composition and structure of bat assemblages in Paraguay: a subtropical-temperate interface. **Journal of Mammalogy**, v. 81, n. 2, p. 386-401, 2000.

WILSON, D. E. & REEDER, D. M. **Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference**. Vol. 1, 3. ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2005. 2000 p.

WRIGHT, D. H. Species-energy theory: an extension of species-area theory. **Oikos**, v. 41, p. 496-506, 1983.

WRIGHT, D. H.; CURRIE, D. J. & MAURER, B. A. Energy supply and patterns of species richness on local and regional scales. In: RICKLEFS, R. E. & SCHLUTER, D. (Org.). **Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives**. Chicago: The University of Chicago Press, 1993. p. 66-74.

## **ANEXOS**

## **ANEXO A – Referências bibliográficas utilizadas para os dados de distribuição geográfica**

ACHAVAL, F.; CLARA, M. & OLMOS, A. **Mamíferos de la República Oriental del Uruguay**. 2ª Ed. Montevideo: Zonalibro Industria Gráfica, 2007. 216 p.

ACOSTA Y LARA, E. F. Quirópteros del Uruguay. **Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo**, v. 58, p. 1-73, 1950.

ACOSTA Y LARA, E. F. Un nuevo quiróptero para el Uruguay. **Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo**, v. 64, p. 1-4, 1951.

ACOSTA Y LARA, E. F. Observaciones sobre una colonia de *Desmodus rotundus* (E. Geoffroy) en el Cerro Salamanca, Dpto. de Maldonado. **Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo**, v. 83, p. 1-4, 1951.

ALTHOFF, S. L. **Estudos taxonômico e citogenético das espécies pertencentes ao gênero *Artibeus* (Mammalia, Chiroptera), ocorrentes na porção oriental da Região Sul do Brasil**. 1996. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1996.

ALTHOFF, S. L. Análise da ocorrência da família Emballonuridae (Mammalia-Chiroptera) para o Estado do Paraná, Brasil. **Estudos de Biologia**, v. 42, p. 25-31, 1997.

ALVES, L. A. **Estrutura das comunidades de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Parque Estadual da Ilha do Cardoso**. 2008. 43 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2008.

ARNONE, I. S. & PASSOS, F. C. Estrutura de comunidade da quiropterofauna (Mammalia, Chiroptera) do Parque Estadual de Campinhos, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 573-581, 2007.

AUTINO, A. G.; CLAPS, G. L. & GONZÁLEZ, E. M. Nuevos registros de insectos (Díptera y Siphonaptera) ectoparásitos de murciélagos (Vespertilionidae) del norte de Uruguay. **Mastozoología Neotropical**, v. 11, n. 1, p. 81-83, 2004.

BARQUEZ, R. M. Notes on identity, distribution, and ecology of some Argentine bats. **Journal of Mammalogy**, v. 69, n. 4, p. 873-876, 1988.



BARQUEZ, R. M. & LOUGHEED, S. C. New distributional records of some Argentine bat species. **Journal of Mammalogy**, v. 71, n. 2, p. 261-263, 1990.

BARQUEZ, R. M.; MARES, M. A. & BRAUN, J. K. The bats of Argentina. **Special Publications the Museum Texas Tech University**, v. 42, p. 1-275, 1999.

BEHR, E. R. & FORTES, V. B. Mamíferos. In: ITAQUI, J. (Org.). **Quarta Colônia: Inventários Técnicos**. Santa Maria: Condesus Quarta Colônia, 2002. p. 231-239.

BERNARDI, I. P. et al. Ampliação da distribuição de *Molossops neglectus* Williams & Genoways (Chiroptera, Molossidae) para o sul da América do Sul. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 505-507, 2007.

BERTOLA, P. B. et al. Bat flies (Diptera: Streblidae, Nycteribiidae) parasitic on bats (Mammalia: Chiroptera) at Parque Estadual da Cantareira, São Paulo, Brazil: parasitism rates and host-parasite associations. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 100, n. 1, p. 25-32, 2005.

BIANCONI, G. V.; MIKICH, S. B. & PEDRO, W. A. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fenix, noroeste do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 4, p. 943-954, 2004.

BORDIGNON, M. O. Padrão de atividade e comportamento de forrageamento do morcego-pescador *Noctilio leporinus* (Linnaeus) (Chiroptera, Noctilionidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 1, p. 50-57, 2006.

BORGES, C. R. S. 1989. **Composição mastofaunística do Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil**. 1989. 358 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1989.

CÁCERES, N. C. & MOURA, M. O. Fruit removal of a wild tomato, *Solanum granuloseprosum* Dunal (Solanaceae), by birds, bats and non-flying mammals in an urban Brazilian environment. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 3, p. 519-522, 2003.

CAMPANHA, R. A. C. & FOWLER, H. G. Roosting assemblages of bats in arenitic caves in remnant fragments of Atlantic Forest in Southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 25, n. 3, p. 362-365, 1993.

CARVALHO, C. T. Revisão nos vespertilionídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). **Silvicultura**, v. 8, p. 115-125, 1973.

CHEBEZ, J. C. & MASSOIA, E. Mamíferos de la Provincia de Misiones. In: CHEBEZ, J. C. (Org.). **Fauna Misionera**: Catálogo Sistemático y Zoogeográfico de los Vertebrados de la Provincia de Misiones (Argentina). Buenos Aires: L.O.L.A., 1995. p. 198-329.

CHEREM, J. J. et al. Lista dos mamíferos do estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Mastozoologia Neotropical**, v. 11, n. 2, p. 151-184, 2004.

CHEREM, J. J.; ALTHOFF, S. L. & REINICKE, R. C. Mamíferos. In: CHEREM, J. J. & KAMMERS, M. (Orgs.). **A Fauna das Áreas de Influência da Usina Hidrelétrica Quebra Queixo**. Erechim: Habilis, 2008. p. 151-177.

CLAPS, G. L., AUTINO, A. G. & SARALEGUI, A. M. Insectos ectoparasitos de dos especies de *Myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae) del Uruguay. **Neotrópica**, v. 44, n. 111-112, p. 113-114, 1998.

CIMARDI, A. V. **Mamíferos de Santa Catarina**. Florianópolis: Fundação de Amparo à Tecnologia e Meio Ambiente, 1996.

DAVIS, W. B. Review of South American bats of genus *Eptesicus*. **Southwestern Naturalist**, v. 11, n. 2, p. 245-274, 1966.

DAVIS, W. B. Review of the genus *Uroderma* (Chiroptera). **Journal of Mammalogy**, v. 49, n. 4, p. 676-698, 1968.

DINIZ, J. M. F. et al. Captura e combate dos quirópteros hematófagos no litoral paranaense. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 18, p. 77-80, 1975.

ESBERÁRD, C. E. L. Diversidade de morcegos em área de Mata Atlântica regenerada no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 5, n. 2, p. 189-204, 2003.

ESBERÁRD, C. E. L. & BERGALLO, H. G. Coletar morcegos por seis ou doze horas a cada noite? **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1095-1098, 2005.

FABIÁN, M. E.; RUI, A. M. & OLIVEIRA, K. P. Distribuição geográfica de morcegos Phyllostomidae (Mammalia: Chiroptera) no Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 87, p. 143-156, 1999.

FABIÁN, M. E.; GRILLO, H. C. Z. & MARDER, E. Ocorrência de *Histiotus montanus montanus* (Philippi & Landbeck) (Chiroptera, Vespertilionidae) no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 2, p. 581-583, 2006.

FARIA, D. M. Os morcegos de Santa Genebra. In: MORELLATO, P. C. & LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana: Reserva de Santa Genebra**. Campinas: Editora da UNICAMP, 1997. p. 100-106.

FAZZOLARI-CORRÊA, S. *Lasiurus eburnus*, a new vespertilionid bat from southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 58, n. 1, p. 119-123, 1994.

FÉLIX, J. S. et al. Is the area of the Arthur Thomas Park, with its 82,72 ha, sufficient to maintain viable chiropteran populations? **Chiroptera Neotropical**, v.7, n. 1-2, p. 129-133, 2001.

FILHO, H. O. et al. Levantamento dos morcegos (Chiroptera, Mammalia) do Parque Municipal do Cinturão Verde de Cianorte, Paraná, Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 11, n. 1-2, p. 211-215, 2005.

FILHO, H. O. et al. Aspectos reprodutivos de *Artibeus lituratus* (Phyllostomidae) em fragmentos florestais na região de Porto Rico, Paraná, Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 13, n. 2, p. 313-318, 2007.

GAZARINI, J. & BERNARDI, I. P. Mammalia, Chiroptera, Molossidae, *Molossops neglectus*: first record in the State of Paraná, Brazil. **Check List**, v. 3, n.2, p. 123-125, 2007.

GEIGER, D. & PACHECO, S. M. Registro de albinismo parcial em *Nyctinomops laticaudatus* (E. Geoffroy, 1805) (Chiroptera, Molossidae) no sul do Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 12, n. 1, p. 250-254, 2006.

GERALDES, M. P. Study of a taxocenose of bats in the Ariri region, Cananéia, São Paulo. **Chiroptera Neotropical**, v. 1, n. 2, p. 29-30, 1995.

- GOMES, M. N. & UIEDA, W. Abrigos diurnos, composição de colônias, dimorfismo sexual e reprodução do morcego hematófago *Desmodus rotundus* (E. Geoffroy) (Chiroptera, Phyllostomidae) no Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 3, p. 629-638, 2004.
- GONZÁLEZ, J. C. & VALLEJO, S. Notas sobre *Vampyrops lineatus* (Geoffroy), del Uruguay (Phyllostomidae, Chiroptera). **Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo**, v. 144, p. 1-8, 1980.
- GONZÁLEZ, J. C. & FABIÁN, M. E. Uma nueva especie de murcielago para el estado de Rio Grande do Sul, Brasil: *Myotis riparius* Handley, 1960 (Chiroptera, Vespertilionidae). **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia**, v. 8, p. 55-59, 1995.
- GRACIOLLI, G. & CARVALHO, C. J. B. Moscas ectoparasitas (Diptera, Hippoboscoidea) de morcegos (Mammalia, Chiroptera) do Estado do Paraná. II. Streblidae. Chave pictórica para gêneros e espécies. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 3, p. 907-960, 2001.
- GRACIOLLI, G. & BIANCONI, G. V. Moscas ectoparasitas (Díptera, Streblidae e Nycteribiidae) em morcegos (Mammalia, Chiroptera) em área de Floresta com Araucária no estado do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 1, p. 246-249, 2007.
- GREGORIN, R. Second record of *Eumops hansae* (Molossidae) in Southeastern Brazil. **Bat Research News**, v. 42, n. 2, p. 51-52, 2001.
- GUIMARÃES, L. R. Ectoparasitas de aves e mamíferos colecionados em Monte Alegre. **Papéis Avulsos do Departamento de Zoologia, São Paulo**, v. 2, p. 15-20, 1944.
- HANDLEY, C. O. The *Artibeus* of Gray 1838 In: REDFORD, K. H. & EISENBERG, J. F. (Org.). **Advances in neotropical mammalogy**. Gainesville: The Sandhill Crane Press, 1989. p. 443-468.
- IHERING, H. V. Os mamíferos do Rio Grande do Sul. **Anuário do Rio Grande do Sul**, p. 41-77, 1895.
- LA VAL, R. K. A revision of the Neotropical bats of the genus *Myotis*. **Natural History Museum of Los Angeles County, Science Bulletin**, v. 15, p. 1-54, 1973.

LIMA, J. L. Os morcegos da coleção do Museu Paulista. **Revista do Museu Paulista**, v. 14, p. 1-87, 1926.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, C. & PRESLEY, S. J. Taxonomic status of *Molossus bondae* J. A. Allen, 1904 (Chiroptera: Molossidae), with description of a new subspecies. **Journal of Mammalogy**, v. 82, n. 3, p. 760-774, 2001.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, C. et al. Taxonomic status of *Myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae) in Paraguay. **Journal of Mammalogy**, v. 82, n. 1, p. 138-160, 2001.

MARCHESIN, S. R. C. & VERSUTE, E. M. Chromosome studies of Brazilian vespertilionids *Lasiurus cinereus* and *Lasiurus ega* (Mammalia, Chiroptera). **Iheringia, Série Zoologia**, v. 94, n. 4, p. 443-446, 2004.

MARES, M. A.; BÁRQUEZ, R. M. & BRAUN, J. K. Distribution and ecology of some Argentine bats (Mammalia). **Annals of Carnegie Museum**, v. 64, n. 3, p. 219-237, 1995.

MARINHO-FILHO, J. S. 1992. Os mamíferos da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Org.). **História Natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas: UNICAMP, FAPESP, 1992. p. 264-287.

MARINHO-FILHO, J. S. Notes on the reproduction of six phyllostomid bat species in southeastern Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 9, n. 1-2, p. 173-175, 2003

MARGARIDO, T. C. C. & BRAGA, F. C. Mamíferos. In: MIKICH, S. B. & BÉRNILS, R. S (Org.). **Livro vermelho da fauna ameaçada no estado do Paraná**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2004. p. 27-142.

MCNAB, B. K. The economics of temperature regulation in neotropical bats. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 31, p. 227-268, 1969.

MILLER, G. S. & ALLEN, G.M. The American bats of the genera *Myotis* and *Pyzonyx*. **Bulletin of the United States National Museum**, v. 144, p. 1-218, 1928.

MIRANDA, J. M. D. & BERNARDI, I. P. Aspectos da história natural de *Mimon bennettii* (Gray) na Escarpa Devoniana, Estado do Paraná, Brasil (Chiroptera, Phyllostomidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1248-1260, 2006.

- MIRANDA, J. M. D.; BERNARDI, I. P. & PASSOS, F. C. A new species of *Eptesicus* (Mammalia: Chiroptera: Vespertilionidae) from the Atlantic Forest, Brazil. **Zootaxa**, v. 1383, p. 57-68, 2006a.
- MIRANDA, J. M. D. et al. Primeiro registro de *Histiotus montanus* (Philippi & Landbeck) para o estado do Paraná, Brasil (Chiroptera, Vespertilionidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 2, p. 584-587, 2006b.
- MIRANDA, J. M. D.; AZEVEDO-BARROS, M. F. M. & PASSOS, F. C. First record of *Histiotus laeophotis* Thomas (Chiroptera, Vespertilionidae) from Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 1188-1191, 2007.
- MIRANDA, J. M. D et al. Primeiro registro de *Myotis albescens* (E. Geoffroy, 1806) (Chiroptera, Vespertilionidae) para o Estado do Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 1, p. 231-234, 2007.
- MIRANDA, J. M. D.; RIOS, R. F. M. & PASSOS, F. C. Contribuição ao conhecimento dos mamíferos dos Campos de Palmas, Paraná, Brasil, **Biotemas**, v. 21, n. 2, p. 97-103, 2008.
- MIRETZKI, M. Morcegos do estado do Paraná, Brasil (Mammalia, Chiroptera): riqueza de espécies, distribuição e síntese do conhecimento atual. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 43, n. 6, p. 101-138, 2003.
- PACHECO, S. M. & MARQUES, R. V. Observações sobre o parto em *Tadarida brasiliensis* (L. Geoffroy, 1824) (Mammalia, Chiroptera, Molossidae) em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia**, v. 8, p. 3-11, 1995.
- PACHECO, S. M. & FREITAS, T. R. O. Quirópteros. In: FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A. & REIS, R. E. (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. p. 493-497.
- PASSOS, F. C. et al. Frugivoria em morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Parque Estadual de Intervalos, sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 3, p. 511-517, 2003.
- PASSOS, F. C. & GRACIOLLI, G. Observações da dieta de *Artibeus lituratus* (Olfers) (Chiroptera, Phyllostomidae) em duas áreas do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 3, p. 487-489, 2004.

PEDRO, W. A. et al. Fragmentação de habitat e a estrutura de uma taxocenose de morcegos em São Paulo (Brasil). **Chiroptera Neotropical**, v. 1, n. 1, p. 4-6, 1995.

PEDRO, W. A. et al. Notes on *Vampyressa pusilla* (Wagner, 1843) in the south of São Paulo State. **Chiroptera Neotropical**, v. 3, n. 2, p. 79-80, 1997.

PEDRO, W. A.; PASSOS, F. C. & LIM, B. K. Morcegos (Mammalia; Chiroptera) da Estação Ecológica dos Caetetus, estado de São Paulo. **Chiroptera Neotropical**, v. 7, n. 1-2, p. 136-140, 2001.

PEREIRA-BARRETO, M. et al. Estudos sobre reservatórios e vectores silvestres do *Trypanosoma cruzi*. XXVII: infecção natural de quirópteros pelo *Trypanosoma vespertilionis* Bataglia, 1904. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 28, n. 2, p. 147-155, 1968.

PERSSON, V. G. & LORINI, M. L. Contribuição ao conhecimento mastofaunístico da porção centro-sul do Estado do Paraná. **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 12, n. 2, p. 277-282, 1990.

PETERSON, B. V. & MAA, T. C. One new and one previously unrecorded species of *Basilia* (Diptera: Nycteribiidae) from Uruguay. **The Canadian Entomologist**, v. 102, n. 11, p. 1480-1487, 1970.

PINTO-DA-ROCHA, R. Sinopse da fauna cavernícola do Brasil (1907-1994). **Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo**, v. 39, n. 6, p. 61-173, 1995.

QUINTELA, F. M.; PORCIÚNCULA, R. A. & PACHECO, S. M. Mammalia, Chiroptera, Vespertilionidae, *Myotis albescens*: new occurrence site in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Check List**, v. 4, n. 1, p. 79-81, 2008.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L. & ONUKI, M. K. Quirópteros de Londrina, Paraná, Brasil (Mammalia, Chiroptera). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 10, n. 3, p. 371-381, 1993.

REIS, N. R. & MULLER, M. F. Bat diversity of forests and open areas in a subtropical region of South Brazil. **Ecologia Austral**, v. 5, p. 31-36, 1995.

REIS, N. R. et al. Quirópteros do Parque Estadual Morro do Diabo, São Paulo, Brasil (Mammalia, Chiroptera). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 56, n. 1, p. 87-92, 1996.

REIS, N. R. et al. Update list of the Chiroptera of the city of Londrina, Paraná, Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 4, n. 2, p. 96-98, 1998.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L. & SEKIAMA, M. L. Morcegos da Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, Paraná (Mammalia, Chiroptera). **Revista brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 2, p. 501-505, 1999.

REIS, N. R. et al. Diversidade de morcegos (Chiroptera, Mammalia) em fragmentos florestais no estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 3, p. 697-704, 2000.

REIS, N. R. et al. O que é melhor para manter a riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera): um fragmento florestal grande ou vários fragmentos de pequeno tamanho? **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 2, p. 225-230, 2003.

REIS, N. R. et al. Riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em dois diferentes habitats, na região centro-sul do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 813-816, 2006.

RUI, A. M. & FABIÁN, M. E. Quirópteros de la familia Phyllostomidae (Mammalia, Chiroptera) en selvas del estado de Rio Grande do Sul, Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 3, n. 2, p. 75-77, 1997.

SANBORN, C. C. The land mammals of Uruguay. **Field Museum of Natural History, Zoological Series**, v. 17, n. 4, p. 147-165, 1929.

SANBORN, C. C. The bats of the genus *Eumops*. **Journal of Mammalogy**, v. 13, p. 347-357, 1932.

SANBORN, C. C. Remarks on the bats of the genus *Vampyrops*. **Fieldiana Zoology**, v. 37, p. 403-413, 1955.

SANTOS, A. B. Identificação e dados bio-ecológicos dos quirópteros do Vale do Rio dos Sinos e arredores. **Estudos Leopoldenses**, v. 13, n. 45, p. 75-127, 1978.

SANTOS, T. G. et al. Mamíferos do campus da Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 125-131, 2008.



SARALEGUI, A. M. *Eumops patagonicus* Thomas, 1924, en el Uruguay (Mammalia: Chiroptera: Molossidae). **Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo**, v. 186, p. 1-4, 1996.

SEKIAMA, M. L. **Estrutura de comunidade de quirópteros (Chiroptera: Mammalia) no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná.** 1996. 90f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1996.

SILVA, F. Três novas ocorrências de quirópteros para o Rio Grande do Sul, Brasil (Mammalia, Chiroptera). **Iheringia, Série Zoologia**, v. 46, p. 51-53, 1975.

SILVA, F. & SOUZA, M. F. B. *Tadarida laticaudata* Geoffroy, 1805, nova ocorrência para o Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Chiroptera, Mammalia). **Iheringia, Série Zoologia**, v. 56, p. 3-5, 1980.

SILVA, M. M. S.; HARMANI, N. M. S. & GONÇALVES, E. F. B. Bats from the Metropolitan Region of São Paulo, southeastern Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 2, n. 1, p. 39-41, 1996.

SIPINSKI, E. A. B. & REIS, N. R. Dados ecológicos dos quirópteros da Reserva Volta Velha, Itapoá, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 3, p. 519-528, 1995.

SODRÉ, M. M.; UIEDA, W. & BALDIM, M. First record of albinism in the bat *Eumops glaucinus* (Molossidae) from southeastern Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 10, n. 1-2, p. 200-201, 2004.

SODRÉ, M. M. & UIEDA, W. First record of the ghost bat *Diclidurus scutatus* Peters (Mammalia, Chiroptera, Emballonuridae) in São Paulo City, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 897-898, 2006.

TADDEI, V. A. Phyllostomidae (Chiroptera) do norte-ocidental do estado de São Paulo. I – Phyllostominae. **Ciência & Cultura**, v. 27, n. 6, p. 621-632, 1975a.

TADDEI, V.A. Phyllostomidae (Chiroptera) do norte-ocidental do estado de São Paulo. II – Glossophaginae; Carollinae; Sturnirinae. **Ciência & Cultura**, v. 27, n. 7, p. 723-734, 1975b.

TADDEI, V.A. Phyllostomidae (Chiroptera) do norte-ocidental do estado de São Paulo. III – Stenodermatinae. **Ciência & Cultura**, v. 31, n. 8, p. 900-914, 1979.

TADDEI, V. A.; VIZOTTO, L. D. & MARTINS, S. M. Notas taxonômicas e biológicas sobre *Molossops brachymeles cerastes* (Thomas, 1901) (Chiroptera, Molossidae). **Naturalia**, v. 2, p. 61-69, 1976.

TADDEI, V. A. & UIEDA, W. Distribution and morphometrics of *Natalus stramineus* from South America (Chiroptera, Natalidae). **Iheringia, Série Zoologia**, v. 91, p. 123-132, 2001.

THOMAS, O. List of the mammals obtained by Dr. Franco Grillo in the Province of Paraná, Brazil. **Annali dei Museo Civico di Storia Naturali di Genova**, v. 2, n. 20, p. 546-549, 1899.

THOMAS, O. On mammals from the Serra do Mar of Paraná, collected by Mr. Alphonse Robert. **Annals and Magazine of Natural History**, v. 9, n. 7, p. 59-64, 1902.

THOMAS, O. Notes on bats of the Genus *Histiotus*. **Annals and Magazine of Natural History**, v. 8, p. 272-276, 1916.

THOMAS, O. New South American small mammals. **Annals and Magazine of Natural History**, v. 9, n. 13, p. 234-237, 1924.

TRAJANO, E. Ecologia de populações de morcegos cavernícolas em uma região cárstica do Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 2, n. 5, p. 255-320, 1984.

UIEDA, W. Comportamento alimentar do morcego hematófago *Diaemus youngi*, em aves domésticas. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, n. 4, p. 529-538, 1993.

UIEDA, W. & CHAVES, M. E. Bats from Botucatu region, state of São Paulo, southeastern Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 11, n. 1-2, p. 224-226, 2005.

UIEDA, W. et al. Fruits an unusual food items of the carnivorous bats *Chrotopterus auritus* (Mammalia, Chiroptera) from southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 844-847, 2007.

VEIGA, L. A. & OLIVEIRA, A. T. Um caso de albinismo completo em morcego *Molossus molossus*, Pallas (Chiroptera, Molossidae) em Santa Vitória do Palmar, RS, Brasil. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 38, n. 3, p. 879-881, 1995.

VENZAL, J. M. et al. First record of *Amblyomma triste* Koch, 1844 (Acari: Ixodidae) and new records of *Ornithodoros mimon* Kohls, Clifford & Jones, 1969 (Acari: Argasidae) from Neotropical bats. **Systematic & Applied Acarology**, v. 8, p. 93-96, 2003.

VIEIRA, C. O. C. Ensaio monográfico sobre os quirópteros do Brasil. **Arquivos de Zoologia**, v. 3, n. 8, p. 219-471, 1942.

VIEIRA, C. O. C. Mamíferos de Monte Alegre. **Papéis Avulsos do Departamento de Zoologia, São Paulo**, v. 6, n. 11, p. 127-134, 1944.

VIEIRA, C. O. C. Lista remissiva dos mamíferos do Brasil. **Arquivos de Zoologia**, v. 8, p. 341-474, 1955.

WALLAUER, J. P. & ALBUQUERQUE, E. P. Lista preliminar dos mamíferos observados no Parque Florestal Estadual do Turvo, Tenente Portela, Rio Grande do Sul, Brasil. **Roessléria**, v. 8, n. 2, p. 179-185, 1986.

WALLAUER, J. P. et al. Levantamento dos mamíferos da Floresta Nacional de Três Barras - Santa Catarina. **Biotemas**, v. 13, p. 103-127, 2000.

WEBER, M. M. et al. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Platyrrhinus lineatus*: range expansion to the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Check List**, v. 2, n. 3, p. 96-98, 2006.

WEBER, M. M.; ARRUDA, J. L. S. & CÁCERES, N. C. Ampliação da distribuição de quatro espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 293-296, 2007.

XIMÉNEZ, A. Dos nuevos generos de quirópteros para el Uruguay (Phyllostomidae, Molossidae). **Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo**, v. 125, p. 1-8, 1969.

ZANON, C. M. V. & REIS, N. R. Bats (Mammalia, Chiroptera) in the Ponta Grossa region, Campos Gerais, Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 327-332, 2007.