

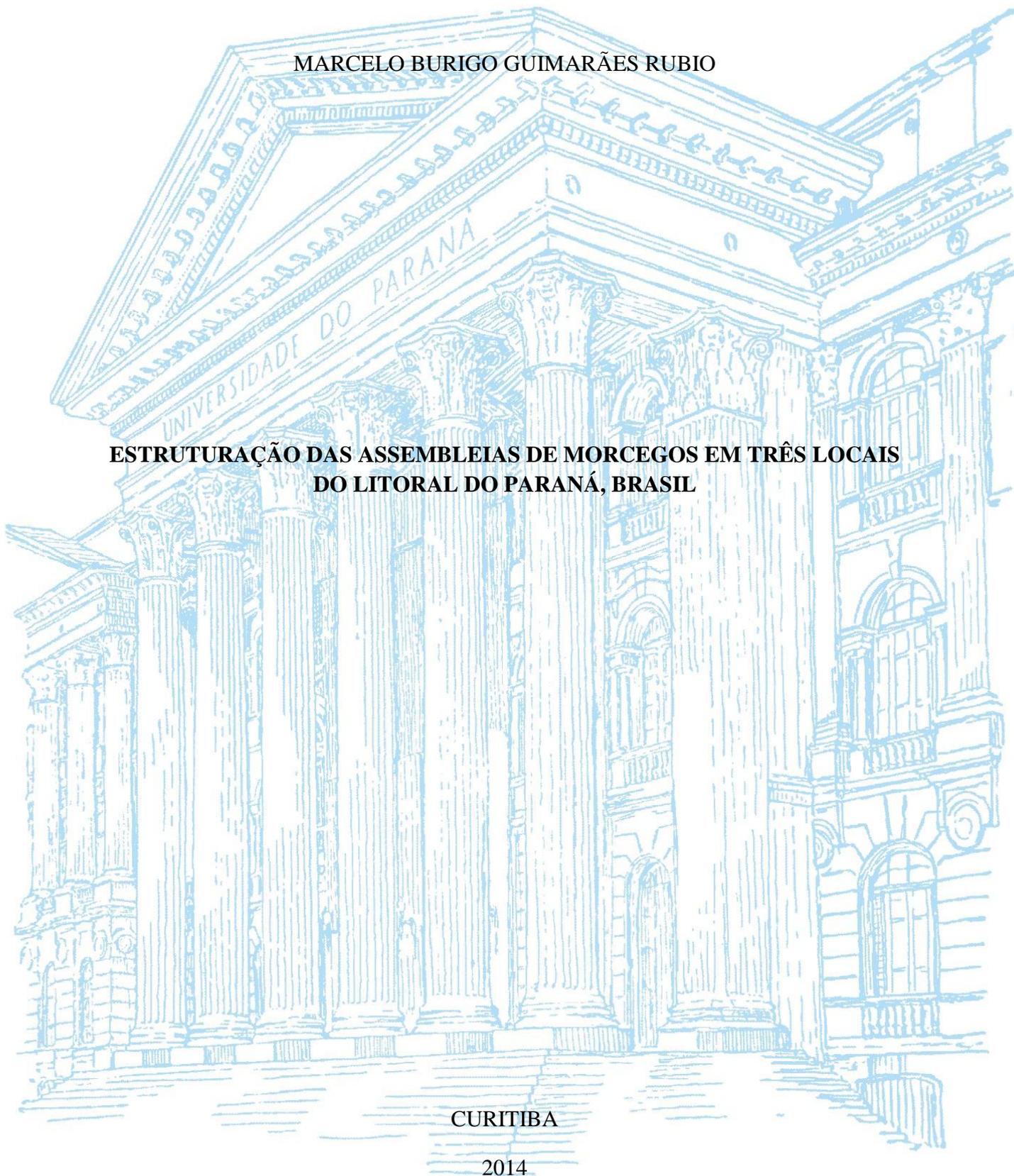
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARCELO BURIGO GUIMARÃES RUBIO

**ESTRUTURAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE MORCEGOS EM TRÊS LOCAIS
DO LITORAL DO PARANÁ, BRASIL**

CURITIBA

2014



MARCELO BURIGO GUIMARÃES RUBIO

**ESTRUTURAÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE MORCEGOS EM TRÊS LOCAIS
DO LITORAL DO PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. João Marcelo Deliberador Miranda

CURITIBA

2014



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação Zoologia



TERMO DE APROVAÇÃO

Marcelo Burigo Guimarães Rubio

“Estruturação das assembleias de morcegos em três locais do litoral do Paraná, Brasil”

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Zoologia, do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, pela seguinte Banca Examinadora:

Professor Dr. João Marcelo Deliberador de Miranda
Orientador

Professor Dr. Wilson Uieda
Membro Externo

Professor Dr. Marcos Ricardo Bornschein
Membro Interno

Curitiba, 18 de Fevereiro de 2014

Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia/UFPR
Setor de Ciências Biológicas - Departamento de Zoologia
Caixa Postal 19020 - CEP 81531-980 - Curitiba - Paraná
Telefone/FAX +55 (041) 3361-1641**

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. João Marcelo Deliberador Miranda, pela oportunidade de realização do meu mestrado, pelo interesse e confiança no meu trabalho.

Agradeço ao Prof. Dr. Fernando de Camargo Passos, coordenador do Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres da Universidade Federal do Paraná, pela oportunidade de me iniciar na pesquisa com mamíferos, assim como pela possibilidade de usar a estrutura e o material do laboratório.

Ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia da UFPR, pela oportunidade de realizar meu mestrado, pelo aprendizado e custeio parcial dos gastos com este estudo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa concedida.

À Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, proprietária da Reserva Natural do Salto Morato, pela possibilidade de realização de pesquisas na reserva, assim como pelo apoio financeiro no custeio do trabalho de campo, hospedagem e logística, no nome de todas as pessoas envolvidas, desde a sede a todo o pessoal da reserva.

Ao Instituto Ambiental do Paraná, pelas licenças de pesquisa e alojamento na Floresta Estadual do Palmito.

A todo o pessoal da Reserva Bicudinho-do-brejo, em especial aos seus sócios proprietários Bianca Reinert e Marcos Bornschein, pela oportunidade de realização da pesquisa no local, assim como todo o apoio no transporte e hospedagem.

A todos que voluntariamente me auxiliaram nos trabalhos de campo: Dwayne Becker, Fernando Carvalho, Jaqueline Duarte, Jennifer Barros, Keyti Lilian Silva, Luiz Guilherme Ribas, Rudá Pereira, Suelen Kiem e Viviane Mottin. Agradeço especialmente ao Luiz Henrique Varzinzcak pela parceria em boa parte dos campos e pelo interesse em participar no projeto.

Ao Instituto Tecnológico SIMEPAR, pela cessão dos dados meteorológicos.

Aos meus amigos pela parceria e compreensão das ausências que este trabalho gerou. Em especial à Mariana Braga-Gremski pelo incentivo e exemplo.

À minha família pelo suporte ao longo da vida e formação acadêmica. Em especial à minha mãe, Gisélia, pelo exemplo de dedicação à família e à biologia.

So ya

Thought ya

Might like to go to the show.

To feel the warm thrill of confusion

That space cadet glow.

Tell me is something eluding you, sunshine?

Is this not what you expected to see?

If you wanna find out what's behind these cold eyes,

You'll just have to claw your way through this disguise.

In the flesh?- Roger Waters

Asking if there is pattern in nature is akin to asking if bears shit in the woods.

Keddy & Weiher, 1999.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização das áreas de estudo, Estado do Paraná, sul do Brasil .▲- Reserva Natural do Salto Morato (RNSM); ●- Floresta Estadual do Palmito (FEP); ■- Reserva Bicudinho-do-brejo (REB) 6
- Figura 2.** Imagem de satélite obtida no *Google Earth*® mostrando a localização dos sítios e zonas amostrais (A, B e C) na Reserva Natural do Salto Morato 8
- Figura 3.** Imagem de satélite obtida no *Google Earth*® mostrando a localização dos sítios e zonas amostrais (A, B e C) na Floresta Estadual do Palmito 8
- Figura 4.** Imagem de satélite obtida no *Google Earth*® mostrando a localização dos sítios e zonas amostrais (A, B e C) na Reserva Bicudinho-do-brejo 9
- Figura 5.** Fotografia tomada no local onde uma rede era armada, com uma pano branco (A). A imagem foi transformada em preto e branco (B), e a obstrução gerada pela vegetação na área com o pano ao fundo foi mensurada pelo software AreaMed1.1®11
- Figura 6.** Medidas externas tomadas das asas dos morcegos capturados: **An**-antebraço; **M2**-metacarpo do segundo dedo; **M3**-metacarpo do terceiro dedo; **M4**-metacarpo do quarto dedo; **M5**-metacarpo do quinto dedo; **FI3**- primeira falange do terceiro dedo; **FII3**- segunda falange do terceiro dedo; **FI4**-primeira falange do quarto dedo; **FII4**-segunda falange do quarto dedo; **FI5**-primeira falange do quinto dedo; **FII5**-segunda falange do quinto dedo 12
- Figura 7.** Medidas externas tomadas dos membros posteriores dos morcegos capturados: **Ti**-tíbia; **Ca**-calcâneo; **Pé**-pé 12
- Figura 8.** Esquema da partição hierárquica da diversidade de morcegos amostrada, utilizada na análise de partição aditiva da diversidade (adaptado de Pech-Canche et al. 2011b) 16
- Figura 9.** Submatrizes 2x2 dos tipos *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. Adaptado de Ulrich et al. (2012) 21
- Figura 10.** Esquema sugerido por Ulrich et al. (2012) para interpretar resultados obtidos no programa *Niche* (Ulrich 2012). **Δ_{amb}** (média das distâncias euclidianas entre os valores de cada variável ambiental para cada tipo de submatriz 2x2); **Δ_{morf}** (média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies, para cada tipo de submatriz 2x2); **$R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}}$** (correlação entre Δ_{amb} e Δ_{morf}). Tipos de submatrizes: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. **OA**-sobredispersão ambiental; **UA**- subdispersão ambiental; **CN**- conservação de nicho; **DN**- divergência de nicho; **OM**- sobredispersão ambiental; **UM**- sobdispersão ambiental. Os valores padronizados -1,96 e +1,96 são os limites de um intervalo de confiança de 95% da distribuição nula, assumindo que esta tenha uma distribuição normal 23
- Figura 11.** Fotografias das espécies de morcegos registradas na Reserva natural do Salto Morato, Floresta Estadual do Palmito e Reserva Bicudinho-do-brejo: **A**- *Carollia perspicillata*; **B**- *Desmodus rotundus*; **C**- *Diphylla ecaudata*; **D**- *Anoura caudifer*; **E**-

Glossophaga soricina; **F**- *Artibeus fimbriatus*; **G**- *A. lituratus*; **H**- *A. obscurus*; **I**- *A. planirostris*; **J**- *Chiroderma doriae*; **K**- *Dermanura cinerea*; **L**- *Platyrrhinus recifinus*; **M**- *Pygoderma bilabiatum*; **N**- *Sturnira lilium*; **O**- *S. tildae*; **P**- *Vampyressa pusilla*; **Q**- *Lamproncycteris brachyotis*; **R**- *Micronycteris megalotis*; **S**- *Trachops cirrhosus*; **T**- *Eptesicus diminutus*; **U**- *E. taddeii*; **V**- *Myotis nigricans*; **W**- *M. riparius*; **X**- *M. ruber*. (Créditos: todas as fotografias, exceto *T. cirrhosus*- Marcelo B.G. Rubio; *T. cirrhosus*- João M. D. Miranda) 26

Figura 12. Curvas de rarefação por abundância de capturas de morcegos para as três áreas: Reserva Natural do Salto Morato (RNSM), Floresta Estadual do Palmito (FEP) e Reserva Bicudinho-do-brejo (REB). 27

Figura 13. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão espacial na RNSM, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$ 30

Figura 14. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão temporal na RNSM, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$ 30

Figura 15. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão espacial na FEP, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados de binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$ 34

Figura 16. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão temporal na FEP, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$ 34

Figura 17. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão espacial na REB, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$ 38

Figura 18. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão temporal na REB, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$ 38

Figura 19. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão espacial para a amostragem geral, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o

índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$ 42

Figura 20. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão temporal para a amostragem geral, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$ 42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Precipitação total e temperatura média por período de amostragem na Reserva Natural do Salto Morato (RNSM) e Floresta Estadual do Palmito (FEP). Dados fornecidos pelo Instituto Tecnológico SIMEPAR 13

Tabela 2. Lista de espécies de morcegos por área, com suas abundâncias (Ab) e abundâncias relativas (%), e a classificação das espécies em guildas (*sensu* Kalko et al. 1996), sendo denominados pelas siglas: **Nec**- Nectarívoro; **Frug**- Frugívoro; **Sang**- Sanguívoro; **Ins/Cat**- Insetívoro catador; **Car**- Carnívoro catador e **Ins/Aer**- Insetívoro aéreo de espaço com fundo obstruído 25

Tabela 3. Espécies de morcegos registradas em cada zona amostral (A, B e C) na Reserva Natural do Salto Morato, em termos de abundância (Ab) e abundância relativa (%) 31

Tabela 4. Espécies de morcegos registradas em a cada fase de campo na Reserva Natural do Salto Morato, em termos de abundância (Ab) e abundância relativa (%). **Fase 1**- agosto e setembro/2011; **Fase 2**- novembro/2011; **Fase 3**- janeiro/2012; **Fase 4**- fevereiro/2012; **Fase 5**- junho/2012 32

Tabela 5. Espécies de morcegos registradas em cada zona amostral (A, B e C) na Floresta Estadual do Palmito, em termos de abundância (Ab) e abundância relativa (%) 35

Tabela 6. Espécies de morcegos registradas em a cada fase de campo na Floresta Estadual do Palmito, em termos de abundância (Ab) e abundância relativa (%). **Fase 1**- dezembro/2012; **Fase 2**- janeiro/2013; **Fase 3**- março/2013; **Fase 4**- maio/2013; **Fase 5**- julho/2013 36

Tabela 7. Espécies de morcegos registradas em cada zona amostral (A, B e C) na Reserva Bicudinho-do-brejo, em termos de abundância (Ab) e abundância relativa (%) 39

Tabela 8. Espécies de morcegos registradas em a cada fase de campo na Reserva Bicudinho-do-brejo, em termos de abundância (Ab) e abundância relativa (%). **Fase 1**- novembro/2012; **Fase 2**- janeiro/2013; **Fase 3**- fevereiro/2013; **Fase 4**- abril/2013; **Fase 5**- junho/2013 40

Tabela 9. Análise de coocorrência de espécies de morcegos por modelos nulos gerados com matrizes com dados binários nas três comunidades (Reserva Natural do Salto Morato, Floresta Estadual do Palmito e Reserva Bicudinho-do-brejo): uma matriz geral, com todas as espécies, uma matriz somente com a guilda de frugívoros e uma matriz somente com a guilda de insetívoros aéreos. Foram gerados três modelos para cada matriz: linhas e colunas fixas (FxF), linhas fixas e colunas proporcionais (FxF) e linhas fixas e colunas equiprováveis (FxE). Para cada matriz foram calculados os índices *C* e *V*. Para cada modelo foram gerados valores simulados e calculada a probabilidade dos valores observados se encontrarem na distribuição simulada dentro de uma significância de 5% 44

Tabela 10. Análise de covariação de espécies de morcegos por modelos nulos gerados com matrizes com dados de abundância nas três comunidades (Reserva Natural do Salto Morato, Floresta Estadual do Palmito e Reserva Bicudinho-do-brejo): uma matriz geral, com todas as espécies, uma matriz somente com a guilda de frugívoros e uma matriz somente com a guilda de insetívoros aéreos. Para cada matriz foi gerado um modelo com o algoritmo IT. Foram calculados os valores observados e simulados dos índices *CA*, *MA*, *SA* e *U*, e traçado um intervalo de confiança de 95%. Valores observados fora do IC 95% se encontram destacados em negrito 44

Tabela 11. Valores padronizados das métricas: Δ_{amb} (média das distâncias euclidianas entre os valores de cada variável ambiental para cada tipo de submatriz 2x2), Δ_{morf} (média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies de morcegos, para cada tipo de submatriz 2x2) e $R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}}$ (correlação entre Δ_{amb} e Δ_{morf}), para a matriz espécies x amostra da **Reserva Natural do Salto Morato, contando-se todas as espécies**. Tipos de submatrizes: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. Variáveis ambientais: °C- temperatura; **Prec.**- precipitação; **Obstr.**- obstrução ao voo; **Cor.**- corredor de voo. Significância apontada pelas porções caudais de uma distribuição nula gerada com 1000 aleatorizações pelo algoritmo *rc*, que mantém as abundâncias totais de cada espécie e cada amostra. *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001 47

Tabela 12. Valores padronizados das métricas: Δ_{amb} (média das distâncias euclidianas entre os valores de cada variável ambiental para cada tipo de submatriz 2x2), Δ_{morf} (média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies de morcegos, para cada tipo de submatriz 2x2) e $R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}}$ (correlação entre Δ_{amb} e Δ_{morf}), para a matriz espécies x amostra da **Reserva Natural do Salto Morato, contando-se somente as espécies frugívoras**. Tipos de submatrizes: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. Variáveis ambientais: °C- temperatura; **Prec.**- precipitação; **Obstr.**- obstrução ao voo; **Cor.**- corredor de voo; *Piper*- abundância de plantas do gênero *Piper* com infrutescências maduras. Significância apontada pelas porções caudais de uma distribuição nula gerada com 1000 aleatorizações pelo algoritmo *rc*, que mantém as abundâncias totais de cada espécie e cada amostra. *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001 48

Tabela 13. Valores padronizados das métricas: Δ_{amb} (média das distâncias euclidianas entre os valores de cada variável ambiental para cada tipo de submatriz 2x2), Δ_{morf} (média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies de morcegos, para cada tipo de submatriz 2x2) e $R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}}$ (correlação entre Δ_{amb} e Δ_{morf}), para a matriz espécies x amostra da **Reserva Natural do Salto**

Morato, contando-se somente para *Carollia perspicillata*, *Sturnira lilium* e *S. tildae*. Tipos de submatrizes: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. Variáveis ambientais: °C- temperatura; **Prec.**- precipitação; **Obstr.**- obstrução ao voo; **Cor.**- corredor de voo; **Piper**- abundância de plantas do gênero *Piper* com infrutescências maduras. Significância apontada pelas porções caudais de uma distribuição nula gerada com 1000 aleatorizações pelo algoritmo *rc*, que mantém as abundâncias totais de cada espécie e cada amostra. *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001 49

Tabela 14. Valores padronizados das métricas: Δ_{amb} (média das distâncias euclidianas entre os valores de cada variável ambiental para cada tipo de submatriz 2x2), Δ_{morf} (média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies de morcegos, para cada tipo de submatriz 2x2) e $R_{\Delta_{amb}.\Delta_{morf}}$ (correlação entre Δ_{amb} e Δ_{morf}), para a matriz espécies x amostra da **Floresta Estadual do Palmito, contando-se todas as espécies.** Tipos de submatrizes: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. Variáveis ambientais: °C- temperatura; **Prec.**- precipitação; **Obstr.**- obstrução ao voo; **Cor.**- corredor de voo; **Alt.**- altura da vegetação acima de cada rede; **DAP**- diâmetro na altura do peito médio. Significância apontada pelas porções caudais de uma distribuição nula gerada com 1000 aleatorizações pelo algoritmo *rc*, que mantém as abundâncias totais de cada espécie e cada amostra. *p<0,05; **p<0,01 50

Tabela 15. Valores padronizados das métricas: Δ_{amb} (média das distâncias euclidianas entre os valores de cada variável ambiental para cada tipo de submatriz 2x2), Δ_{morf} (média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies de morcegos, para cada tipo de submatriz 2x2) e $R_{\Delta_{amb}.\Delta_{morf}}$ (correlação entre Δ_{amb} e Δ_{morf}), para a matriz espécies x amostra da **Reserva Natural Bicudinho-do-brejo, contando-se todas as espécies.** Tipos de submatrizes: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. Variáveis ambientais: **Obstr.**- obstrução ao voo; **Cor.**- corredor de voo; **Alt.**- altura da vegetação acima de cada rede; **DAP**- diâmetro na altura do peito médio. Significância apontada pelas porções caudais de uma distribuição nula gerada com 1000 aleatorizações pelo algoritmo *rc*, que mantém as abundâncias totais de cada espécie e cada amostra. *p<0,05; **p<0,01 51

ANEXO-1

Tabela 1. Valores médios do peso (g) e das medidas externas (mm) mensuradas por espécie de morcego, com o desvio padrão entre parênteses. **M2**-metacarpo do segundo dedo; **M3**-metacarpo do terceiro dedo; **M4**-metacarpo do quarto dedo; **M5**-metacarpo do quinto dedo; **FI3**- primeira falange do terceiro dedo; **FI4**-primeira falange do quarto dedo; **FI5**-primeira falange do quinto dedo; **FII3**- segunda falange do terceiro dedo; **FII4**-segunda falange do quarto dedo; **FII5**-segunda falange do quinto dedo. Espécies: *Acau*- *Anoura caudifer*; *Afim*- *Artibeus fimbriatus*; *Alit*- *A. lituratus*; *Aobs*- *A. obscurus*; *Apla*- *A. planirostris*; *Cdor*- *Chiroderma doriae*; *Cper*- *Carollia perspicillata*; *Dcin*- *Dermanura cinerea*; *Deca*- *Diphylla ecaudata*; *Drot*- *Desmodus rotundus*; *Edim*- *Eptesicus diminutus*; *Etad*- *E. taddeii*; *Gsor*- *Glossophaga soricina*; *Lbra*- *Lamproncyteris brachyotis*; *Mmeg*- *Micronycteris megalotis*; *Mnig*- *Myotis nigricans*; *Mrip*- *M. riparius*; *Mrub*- *M. ruber*; *Pbil*- *Pygoderma bilabiatum*; *Prec*- *Platyrrhinus recifinus*; *Slil*- *Sturnira lilium*; *Stil*- *S. tildae*; *Tcir*- *Trachops cirrhosus*; *Vpus*- *Vampyressa pusilla*..... 73

Figura 1. Dendrograma representando a distância euclidiana entre todas as espécies de morcegos, gerada com medidas morfométricas externas. **Acau-** *Anoura caudifer*; **Afim-** *Artibeus fimbriatus*; **Alit-** *A. lituratus*; **Aobs-** *A. obscurus*; **Apla-** *A. planirostris*; **Cdor-** *Chiroderma doriae*; **Cper-** *Carollia perspicillata*; **Dcin-** *Dermanura cinerea*; **Deca-** *Diphylla ecaudata*; **Drot-** *Desmodus rotundus*; **Edim-** *Eptesicus diminutus*; **Etad-** *E. taddeii*; **Gsor-** *Glossophaga soricina*; **Lbra-** *Lamproncyteris brachyotis*; **Mmeg-** *Micronycteris megalotis*; **Mnig-** *Myotis nigricans*; **Mrip-** *M. riparius*; **Mrub-** *M. ruber*; **Pbil-** *Pygoderma bilabiatum*; **Prec-** *Platyrrhinus recifinus*; **Slil-** *Sturnira lilium*; **Stil-** *S. tildae*; **Tcir-** *Trachops cirrhosus*; **Vpus-** *Vampyressa pusilla*.....75

ANEXO-2 Espécimes coletados e depositados na Coleção Científica de Mastozoologia do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná. **RNSM-** Reserva Natural do Salto Morato; **FEP-** Floresta Estadual do Palmito; **REB-** Reserva Bicudinho-do-brejo.....76

ANEXO-3

Tabela 1. Variáveis ambientais por unidade amostral na Reserva Natural do Salto Morato: Precipitação acumulada em milímetros; Temperatura média em °C; Obstrução ao voo gerada pela vegetação (**0**= valor < 25%, **1**= valor ≥ 25%); Localização em um corredor de voo (**sim**); Abundância de indivíduos de *Piper* spp. com infrutescências maduras78

Tabela 2. Variáveis ambientais por unidade amostral na Floresta Estadual do Palmito: Precipitação acumulada em milímetros; Temperatura média em °C; Obstrução ao voo gerada pela vegetação (**0**= valor < 25%, **1**= valor ≥ 25%); Localização em um corredor de voo (**sim**); Altura da vegetação acima da rede em metros; Diâmetro na altura do peito médio em centímetros86

Tabela 3. Variáveis ambientais por unidade amostral na Reserva Bicudinho-do-brejo: Obstrução ao voo gerada pela vegetação (**0**= valor < 25%, **1**= valor ≥ 25%); Localização em um corredor de voo (**sim**); Altura da vegetação acima da rede em metros; Diâmetro na altura do peito médio em centímetros93

RESUMO

Os padrões de estruturação encontrados em comunidades biológicas, são comumente alvos de questionamentos por ecólogos e naturalistas, podendo estes serem relacionados a processos determinísticos ou neutros. Com a constatação de um padrão, é necessário verificar se este não poderia ser encontrado ao acaso, e em ecologia de comunidades, modelos nulos são uma boa ferramenta para isso. O objetivo deste estudo foi determinar a estruturação e os padrões de coocorrência e covariação de espécies, em assembleias de morcegos em três locais do litoral paranaense, relacionando-os com a abundância de recursos alimentares para os frugívoros, arquitetura da vegetação, variáveis climáticas e similaridade morfológica entre as espécies. As três localidades – a Reserva Natural do Salto Morato (RNSM), a Floresta Estadual do Palmito (FEP) e a Reserva Bicudinho-do-brejo (REB)- se encontram dentro de um grande remanescente de Mata Atlântica no sul do Brasil. As assembleias de morcegos foram amostradas com o uso de redes de neblina instaladas no nível do sub-bosque, sendo realizadas cinco fases de campo em cada área. Foram registradas 19 espécies na RNSM, 18 na FEP e 13 na REB. Os valores de riqueza estimados (Jackknife1) foram de $24,98 \pm 2,42$ na RNSM, $25,97 \pm 2,79$ na FEP e $15,99 \pm 1,72$ na REB. Foram realizadas análises de partição aditiva da diversidade, em dimensões espaciais e temporais, com dados de abundância e binários, para as três localidades e para a amostragem geral. Em todas as análises, os valores observados do componente α -1 foram significativamente menores que os esperados com dados de abundância, e foram significativamente maiores que os valores esperados quando os componentes foram descritos na forma de riqueza. Também, em todas as análises, os componentes de β -diversidade em níveis hierárquicos superiores da partição realizada, representaram uma maior proporção da partição nas análises com dados binários em comparação aos dados de abundância de espécies. Na análise geral, o componente gerado pela diferença de diversidade entre as localidades foi maior do que o esperado. Foi observada correlação espacial entre as localidades, e para as amostragens feitas na RNSM e FEP, o que não ocorreu na REB, onde área amostrada foi menor. Os padrões de coocorrência de espécies entre as localidades não se mostraram diferentes do esperado ao caso, porém os padrões de covariação das abundâncias foram significativamente menores do que o esperado. Dentro das áreas, as variáveis que mais influenciaram os padrões de coocorrência e covariação na captura de morcegos foram a temperatura e obstrução do espaço ao voo e, na RNSM, a abundância de *Piper*, para capturas de *Sturnira lilium*, *S. tildae* e *C. perspicillata*. Estes resultados indicam a influência do clima e da disposição das redes de neblina em locais relacionados a um maior uso do espaço pelos morcegos em suas capturas.

Palavras-chave: *Chiroptera*; estrutura de comunidades; litoral paranaense; Mata Atlântica; modelos nulos.

ABSTRACT

The structuring patterns found in biological communities, are commonly the targets of questioning among ecologists and naturalists, and are usually related to deterministic or neutral processes. As a pattern is observed, it is necessary to verify if it could not be found by chance, and in community ecology, null models make a good tool for these purpose. This study goals were to determine the structuring and species co-occurrence and co-variation patterns, in bat assemblages found in three sites of the Paraná State coastal region, southern Brazil, relating those with the abundance of food resources for the frugivorous species, vegetation architecture, meteorological variables and morphological similarities among the species. The three areas- the Reserva Natural do Salto Morato (RNSM), the Floresta Estadual do Palmito (FEP) and the Reserva Bicudinho-do-brejo (REB)- are located inside a great remnant of the Atlantic Rainforest in southern Brazil. Bat assemblages were surveyed using mist-nets at the understory level, during five field campaigns in each area. At the RNSM, nineteen species were recorded, eighteen species for the FEP and thirteen for the REB. The values of estimated richness (Jackknife1) were 24.98 ± 2.42 for the RNSM, 25.97 ± 2.79 for the FEP and 15.99 ± 1.72 for the REB. Additive partitioning of diversity analyses were performed, in both spatial and temporal dimensions, with abundance and richness data, for the three areas and for the overall sampling. All analyses showed that the α -1 components were significantly smaller than what was expected for the abundance data, and were significantly bigger than what was expected for the richness data. In all analyses, the β -diversity components of higher hierarchy levels of the partition, represented a bigger proportion of the partition in the analyses using richness data, in comparison with the abundance data ones. In the overall analyses, the component created by the differences among the areas was bigger than the expected one. A spatial correlation between the areas was observed, as well as within the sampling done at the RNSM and the FEP, fact that didn't happen at the REB, where the surveyed area was smaller. The species co-occurrence patterns between the three areas were not different to what was expected, but the abundance covariation was significantly less than what was expected by chance. Within the three areas, the variables that most affected the co-occurrence and covariation patterns in bat captures between samples were temperature and obstruction to flight and, at the RNSM, *Piper* abundance, to the *Sturnira lilium*, *S. tilda* and *C. perspicillata* captures. These results indicate the influence of climate, and also the mist-net setting configuration in places related to a higher use of space by bats in its captures.

Keywords: *Chiroptera; assemblage structure; Paraná State coastal region; Brazilian Atlantic Rainforest; null models.*

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iii
LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABELAS	vii
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
1.INTRODUÇÃO	1
2.MATERIAL E MÉTODOS	5
2.1 Áreas de estudo	5
2.2 Coleta dos dados	7
2.3Análises	14
3.RESULTADOS	24
3.1 Partição aditiva da diversidade na RNSM	28
3.2 Partição aditiva da diversidade na FEP	33
3.3 Partição aditiva da diversidade na REB	37
3.4 Partição aditiva da diversidade nas três áreas	40
3.5 Correlação espacial	43
3.6 Coocorrência e covariação de espécies entre as três áreas	43
3.7 Testes com modelos nulos para conservação de nicho, agregação morfológica e filtros ambientais	45
4.DISSCUSSÃO	52
4.2 Diversidade encontrada	52
4.3 Padrões de ocorrência, coocorrência e covariação encontrados	55
5.CONSIDERAÇÕES FINAIS	62
REFERÊNCIAS	63
ANEXOS	73

1.INTRODUÇÃO

A organização das comunidades biológicas, em termos espaço-temporais, de abundância e coocorrência de espécies, foi tema de investigações por naturalistas (Wilson, 1997). Existem tentativas de se explicar padrões observados pela descrição de regras de união, mecanismos com parâmetros mensuráveis e interações interespecíficas (Belyea & Lancaster, 1999, Weiher & Keddy 1999). Também existem propostas que assumem a equivalência funcional de espécies, atribuindo a existência de tais padrões a processos demográficos, ou seja, taxas de nascimento, mortalidade, imigração e emigração dentro de um contexto de metacomunidades (Hubbel 2005).

Com a observação de um padrão existente, modelos nulos podem ser gerados para se inferir se o padrão correspondente a uma estruturação de comunidade ou assembleia poderia ser gerado ao acaso na ausência de mecanismos que as estruturassem (Gotelli & Graves 1996, Gotelli 2000). A partir daí pode-se testar ou ponderar se esta estrutura foi gerada de forma determinística, seguindo, por exemplo, regras de união geradas por competição interespecífica e filtros ambientais como apontou (Diamond 1975 *apud* Ulrich & Gotelli 2010), dispersão ou agrupamento filogenético (Riedinger et al. 2013), redes de interação (Bascompte & Jordano, 2007) e atributos funcionais (Bellwood et al. 2002). Por outro lado as assembleias podem ser estruturadas por fatores estocásticos, seguindo processos neutros (Ulrich 2004). Em uma meta-análise, Gotelli & McCabe (2002) mostraram que para diversos grupos de animais endotérmicos, inclusive morcegos, existe um padrão mais estruturado de assembleias e com menos coocorrências de espécies do que o esperado ao acaso.

Seguindo a definição de guilda de Root (1967), em que esta seria formada pelo agrupamento não taxonômico de espécies, que utilizam os mesmos recursos alimentares de formas similares, estas unidades seriam úteis em estudos comparativos de

comunidades (Simberloff & Dayan 1991). Já assembleias são formadas por grupos filogeneticamente relacionados dentro de uma comunidade (Fauth et al. 1996), sendo mais abordadas em estudos de ecologia de comunidades devido a maior facilidade logística de amostragem e maior conhecimento específico em taxonomia por parte do pesquisador.

Na ordem Chiroptera se incluem os únicos mamíferos capazes de efetuar o voo verdadeiro. Esta ordem possui mais de 1200 espécies com distribuição global, com exceção das regiões polares e das ilhas oceânicas mais isoladas, sendo o segundo grupo de mamíferos em número de espécies (Simmons 2005). Diante de sua grande riqueza, abundância e diversidade trófica, os Chiroptera realizam muitas interações ecológicas e são considerados de grande importância para processos de dispersão de sementes, polinização e controle de populações de insetos (Kunz et al. 2011).

Kalko et al. (1996) agruparam os morcegos neotropicais em 10 guildas, pelos recursos alimentares utilizados e modo de forrageio: (1) insetívoros aéreos de espaços abertos; (2) insetívoros aéreos de espaços com fundo obstruído; (3) insetívoros aéreos de espaços obstruídos; (4) insetívoros catadores de espaços obstruídos; (5) carnívoros catadores de espaços obstruídos; (6) piscívoros; (7) sanguívoros; (8) frugívoros; (9) nectarívoros e (10) onívoros. Morcegos com modos de forrageio diferentes possuem modos de ecolocalização distintos, tanto para orientação espacial quanto para localização do recurso alimentar (Schnitzler et al. 2003, Denzinger & Schnitzler 2013), assim como apresentam formas de voo distintas relacionadas a morfologias alares distintas (Norberg 1994) e sua evolução morfológica craniana se mostra relacionada à diversificação de hábitos alimentares (Monteiro & Nogueira 2011). Um alto grau de similaridade nestes aspectos entre espécies cogenéricas simpátricas ou da mesma guilda,

levam à partilha de recursos dentro de assembleias de morcegos (Denzinger & Schnitzler 2013).

A distribuição de abundância das espécies em uma comunidade segue um padrão ecológico comum nos sistemas biológicos, com poucas espécies abundantes e muitas espécies pouco abundantes (McGill et al. 2007). Este padrão também é encontrado em comunidades de quirópteros ao longo do Neotrópico (*e.g* Fleming et al. 1972, Kalko et al. 1996, Simmons & Voss 1998, Willig et al. 2000, Bernard 2001, Lim & Engstrom 2001, Castro-Luna et al. 2007, Avilla-Cabadilla et al. 2009), assim como em outros locais da Mata Atlântica (*e.g*. Bianconi et al. 2004, Esberard et al. 2006, Mello 2009, Scultori 2009, Kaku-Oliveira 2010, Brito 2011). No entanto, sabe-se que o método de amostragem mais empregado em estudos sobre assembleias de morcegos, redes de neblina, é muito tendencioso no que se toca a abundância de capturas e composição da fauna, subestimando-as (Simmons & Voss 1998, Larsen et al. 2007). Em estudos de levantamento de fauna é aconselhado o uso de mais métodos de amostragem, sendo que em regiões Neotropicais o uso de redes de neblina no nível do sub-bosque se mostra suficiente para se amostrar morcegos da família Phyllostomidae e insuficiente para Vespertilionidae (Pech-Canche et al. 2011a).

Os morcegos filostomídeos formam o grupo mais rico no Neotrópico e também é dominante em estudos com redes de neblina (Simmons & Voss 1998). Espécies dos gêneros *Sturnira*, *Carollia* e *Artibeus*, ocorrem em sintopia e costumam figurar entre as mais abundantes em estudos que utilizam este método (*eg.*: *Sturnira* – Mello et al. 2008, Carvalho et al. 2009, Brito 2011; *Carollia*- Bernard 2001, Mello, 2009, Pereira et al. 2009, Silva 2012; *Artibeus*- Lim & Engstrom 2001, Bianconi et al. 2004, Ortencio-Filho & Reis 2009, Avilla-Cabadilla et al. 2012). Morcegos destes gêneros são costumeiramente enquadrados na guilda de frugívoros (Kalko et al. 1996,

Denzinger & Schnitzler 2013), mas também consomem insetos e néctar (Vieira & Carvalho-Okano 1996, Giannini & Kalko 2004). Dentre os itens consumidos por estes morcegos, frutos e infrutescências de plantas das famílias Moraceae, Piperaceae, Solanaceae. e Urticaceae aparecem com frequência em análises de suas dietas em diferentes proporções, indicando valores muito variáveis de compartilhamento de recursos alimentares em diferentes estudos (Giannini & Kalko 2004, Brito 2011, Munster 2011, Silveira et al. 2011, Castro-Luna & Galindo-González 2012, Sánchez et al. 2012). Porém, aponta-se a existência de especializações ou preferências alimentares de algumas espécies de morcegos por espécies de plantas (Giannini & Kalko 2004, Mello et al. 2008, Silva et al. 2008, Sánchez et al. 2012), o que também é observado para insetívoros aéreos e suas presas (Freeman 1979, Swartz et al. 2003).

Mesmo que nenhum dos biomas brasileiros seja considerado bem amostrado em relação à sua fauna de morcegos (Bernard et al. 2010), a Mata Atlântica é o melhor conhecido e possui o registro de ao menos 116 das 178 espécies de morcegos conhecidas para o Brasil (Gregorin et al. 2011, Paglia et al. 2012, Castro et al. 2012, Nogueira et al. 2012, Dias et al. 2013). Existe um gradiente de riqueza de morcegos ao longo do bioma, que se mostra negativamente relacionado a maiores variações sazonais de temperatura, situação encontrada na sua porção sul (Stevens 2013). Para o Estado do Paraná tem-se o registro de 68 espécies (Bianconi et al. 2009, Scultori et al. 2009a,b,c, Passos et al. 2010, Moratelli et al. 2011), sendo que 44 têm ocorrência confirmada para sua região litorânea (Miretzki 2003, Scultori 2009, Kaku-Oliveira 2010).

Em escala regional, a estruturação de assembleias de morcegos vem sendo relacionada a aspectos de paisagem (Gorresen & Willig 2004, Bernard & Fenton 2007, Klingbeil & Willig 2009, Mehr et al. 2011, Avila-Cabadilla et al. 2012), agrupamento filogenético (Riedinger et al. 2013) e gradientes climáticos (Stevens 2013). Em escala

local a estruturação tem sido relacionada a estágios sucessionais e formações vegetacionais alteradas (Estrada et al. 1993, Medellín et al. 2000, Numa et al. 2005, Stoner 2005, Faria et al. 2006, Clarke et al. 2005, Castro-Arellano et al. 2007, Medina et al. 2007, Avila-Cabadilla 2012), seleção de hábitat (Arlettaz 1999, Trevelin et al. 2013) e a arquitetura vegetal (Law & Chidel 2002, Adams et al. 2009, Dodd et al. 2012, Estrada-Villegas et al. 2012).

O objetivo deste estudo foi descrever a estruturação em assembleias de morcegos em três locais do litoral paranaense, relacionando-a com a abundância de recursos alimentares para os frugívoros, estrutura da vegetação, variáveis climáticas e similaridade morfológica entre as espécies.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

As áreas de estudo situam-se no litoral do Estado do Paraná (Figura 1). A região situa-se dentro do bioma Mata Atlântica, em sua formação Floresta Ombrófila Densa (FOD). Segundo a classificação de Köppen o clima da região é *Cfa*, sem estação seca definida, com verões quentes e temperatura média do mês mais frio inferior a 18°C (IAPAR 2013). Os locais de amostragem foram: a Reserva Natural do Salto Morato (RNSM), a Floresta Estadual do Palmito (FEP) e a Reserva Bicudinho-do-brejo (REB).

A RNSM (25°10'S, 48°15'W) é uma unidade de conservação do tipo Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) com área de 2253 ha, pertencente à Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, situada no município de Guaraqueçaba, dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba. Ali ocorrem as subformações montana, submontana e aluvial da FOD, sendo encontradas florestas primárias e formações secundárias, desde capoeiras e capoeirões até florestas secundárias (Gatti

2000). A reserva se encontra imersa em um grande remanescente da FOD, entre o litoral norte paranaense e o litoral sul do estado de São Paulo.

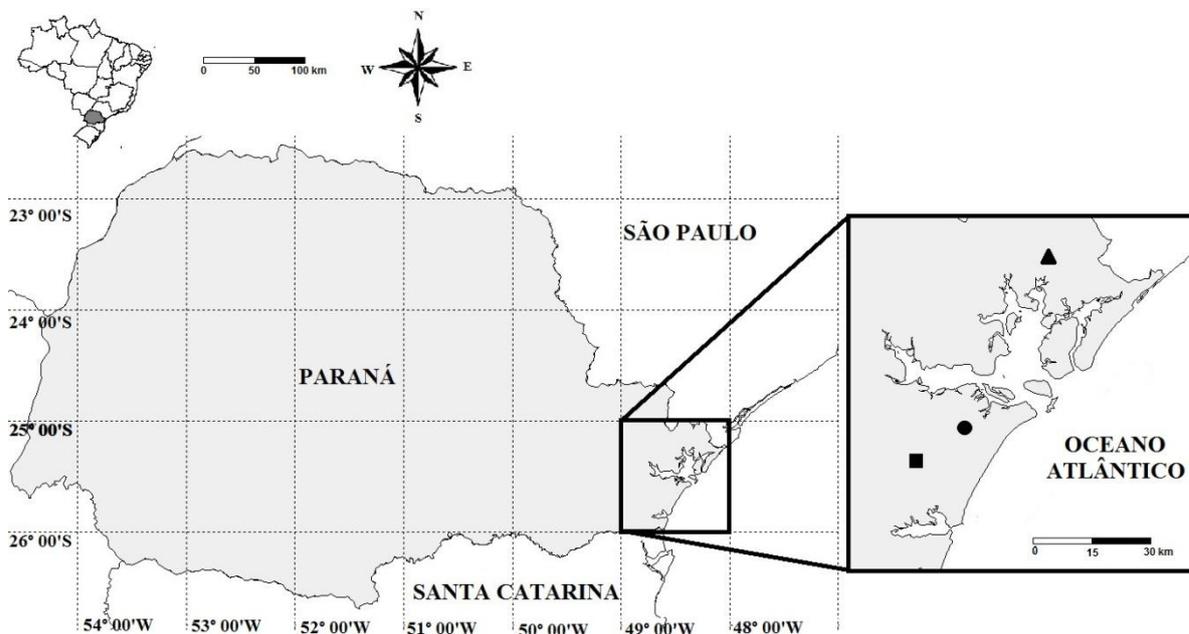


Figura 1. Localização das áreas de estudo, Estado do Paraná, sul do Brasil. ▲- Reserva Natural do Salto Morato (RNSM); ●- Floresta Estadual do Palmito (FEP); ■- Reserva Bicudinho-do-brejo (REB).

A FEP ($25^{\circ}35'S$, $48^{\circ}33'W$) é uma unidade de conservação mantida pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), com área de 530 ha situada no município de Paranaguá. O local é dominado pela formação de terras baixas da FOD, mas também possui trechos de restinga e manguezais (Carrano 2006). No entorno da reserva se encontram outras unidades de conservação e a área urbana de Paranaguá.

A REB ($25^{\circ}45'S$, $48^{\circ}43'W$) é uma reserva particular com área de 25 ha, situada no município de Guaratuba, dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaratuba. Ali ocorrem brejos, florestas paludosas, FOD submontana secundária e áreas alteradas dominadas por capoeiras (obs. pess).

A maior distância entre as áreas é entre a RNSM e a REB (77 km), seguido pela distância entre a RNSM e a FEP (52 km). A menor distância é entre a FEP e a REB (25 km).

2.2 Coleta dos dados

Foram realizadas cinco fases de campo em cada área: RNSM- ago/11, nov/11, jan/12, fev/12 e jul/12; FEP- dez/12, jan/13, mar/13, mai/13 e jul/13; REB- nov/12, jan/13, fev/13, abr/13 e jun/13. Cada fase de campo consistiu-se de quatro a seis noites de amostragem, nas noites mais escuras do ciclo lunar (entre as fases minguante e nova), quando a taxa de captura de morcegos por redes de neblina é maior (Esbérard 2007, Mello et al. 2013). Entre nove e doze redes de neblina de nylon (6 m x 2,5 m, com distância entre-nós de 3 cm) foram armadas por noite, ficando abertas por um período entre seis e doze horas. A variação, em termos de esforço temporal por noite de amostragem, ocorreu para compensar algumas fases de campo com menos de seis noites de amostragem. Calculando-se um esforço de amostragem gerado pelo produto da quantidade de redes pelo tempo em que permaneceram abertas, para a RNSM foi gerado um esforço de 2016 horas x rede, para a FEP 2040 horas x rede e para a REB 1920 horas x rede. As redes foram armadas acima do solo em estradas, trilhas ou acima de cursos d'água, considerados corredores de voo, ou em meio à vegetação com diferentes graus de obstrução. Em todas as fases as redes foram armadas nos mesmos pontos, aqui chamados de sítios amostrais. Estes foram amostrados por duas noites seguidas por 6 horas ou por uma noite completa, totalizando 36 sítios amostrais na RNSM, 34 na FEP e 32 na REB. O esforço de captura gerado em cada sítio por noite é aqui considerado unidade amostral. O conjunto de sítios próximos, sendo assim por motivos logísticos amostrados nas mesmas noites, são aqui chamados de zonas amostrais, existindo três em cada área de estudo (Figuras 2, 3 e 4).

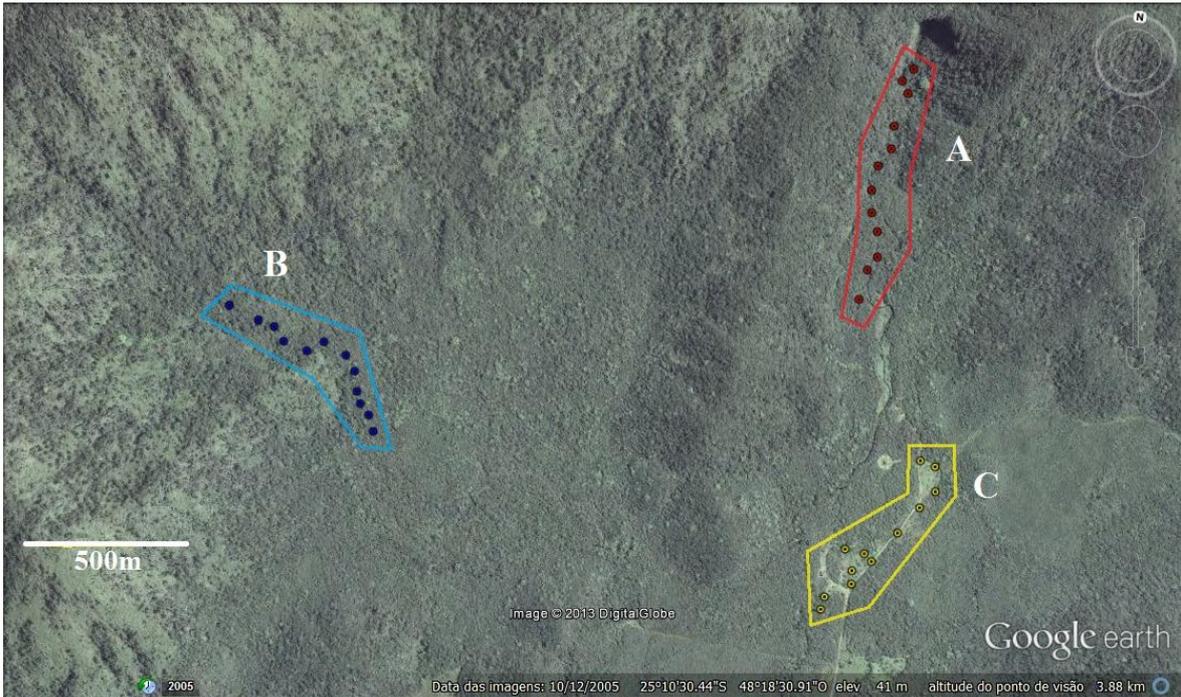


Figura 2. Imagem de satélite obtida no *Google Earth*® mostrando a localização dos sítios amostrais (pontos) e zonas amostrais (polígonos A, B e C) na Reserva Natural do Salto Morato, município de Guaraqueçaba, Paraná, Brasil.

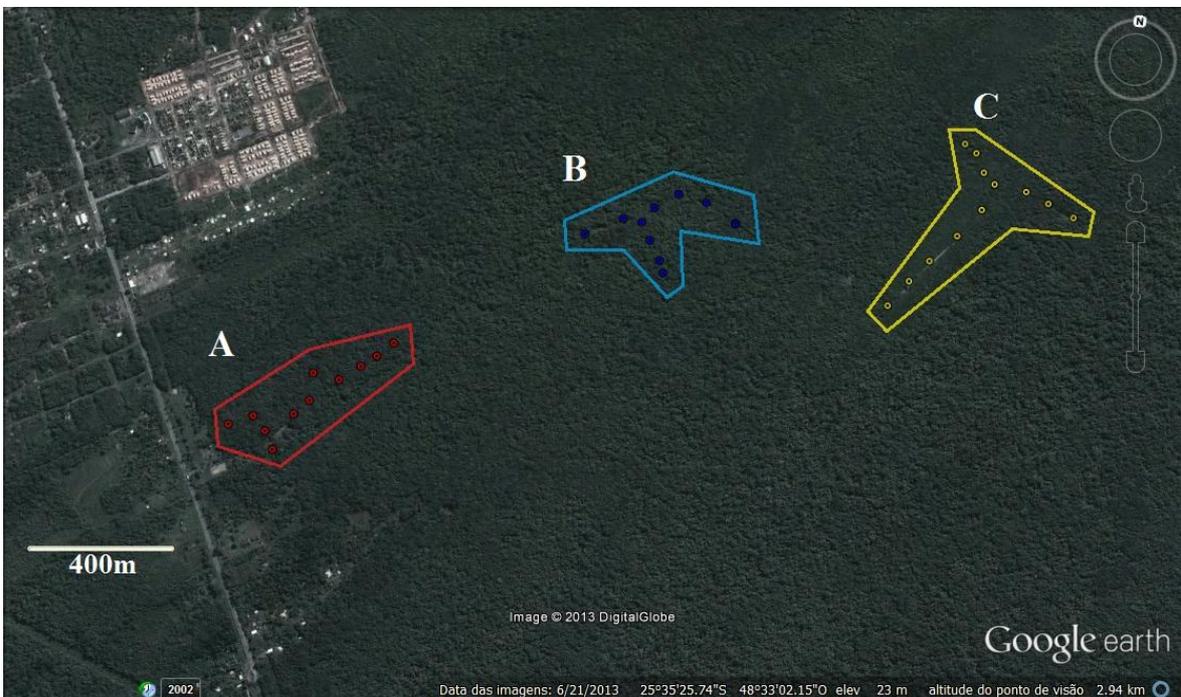


Figura 3. Imagem de satélite obtida no *Google Earth*® mostrando a localização dos sítios amostrais (pontos) e zonas amostrais (polígonos A, B e C) na Floresta Estadual do Palmito, município de Paranaguá, Paraná, Brasil.

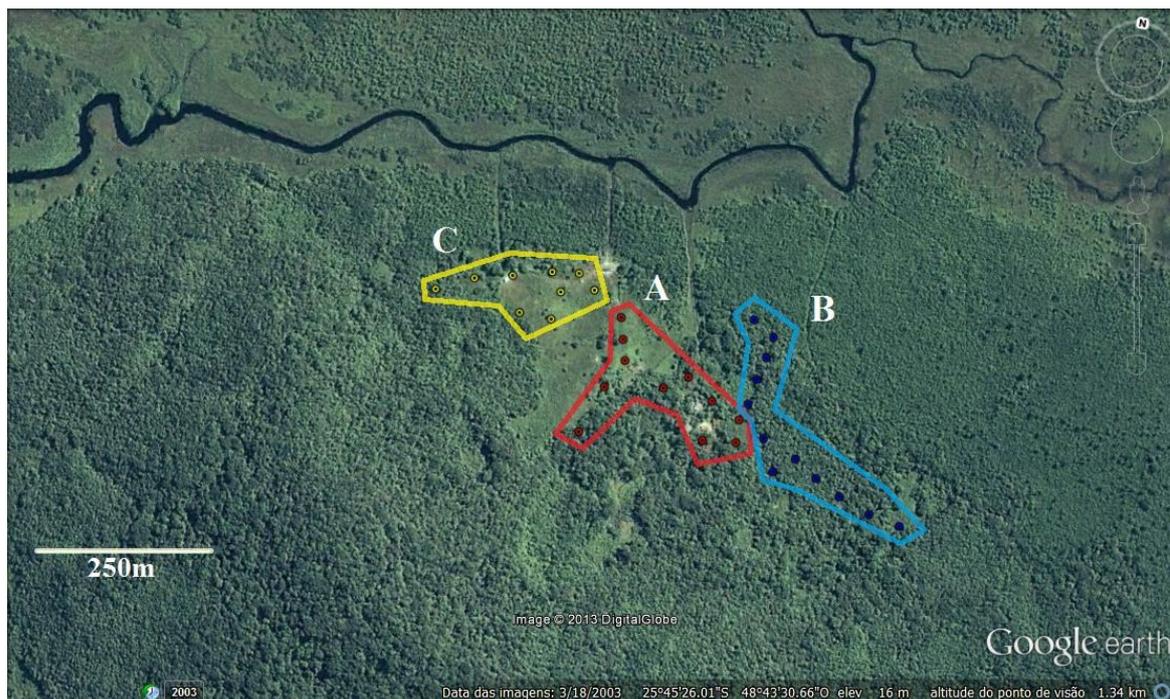


Figura 4. Imagem de satélite obtida no *Google Earth*® mostrando a localização dos sítios (pontos) e zonas amostrais (polígonos A, B e C) na Reserva Bicudinho-do-brejo, município de Guaratuba, Paraná, Brasil.

Na RNSM, a distância média entre um sítio amostral e outro foi de $1429,74 \pm 849,15$ m, a distância média entre um sítio amostral e o sítio mais próximo foi de $66,75 \pm 20,73$ m e o sítio mais distante foi de $2507,33 \pm 118,67$ m.

Na FEP a distância média entre um sítio amostral e outro foi de $1030,29 \pm 661,23$ m, a distância média entre um sítio amostral e o sítio mais próximo foi de $69,18 \pm 20,72$ m e o sítio mais distante foi de $2032,45 \pm 441,19$ m.

Já na REB, os sítios amostrais e as zonas amostrais ficaram mais próximos entre si, sendo que a distância média entre um sítio amostral e outro foi de $222,87 \pm 123,35$ m, a distância média entre um sítio amostral e o sítio mais próximo foi de $35,74 \pm 9,65$ m e o sítio mais distante foi de $491,22 \pm 90,49$ m.

As redes de neblina foram vistoriadas a cada hora. Os morcegos capturados foram mantidos em sacos de algodão até a triagem, que se consistia em: identificar o espécime com o auxílio de chaves de identificação (Gardner 2008, Velazco et al. 2010,

Miranda et al. 2011); tomar medidas de morfologia externa (Figuras 6 e 7) com o uso de um paquímetro analógico Mitutoyo® com precisão de 0,05mm; inferir a massa do animal em gramas com o uso de uma balança Pesola®; identificar o sexo e a faixa etária (jovens eram classificados assim devido ao menor grau de ossificação das epífises dos metacarpos e falanges); avaliar a condição reprodutiva das fêmeas (quando da presença de volume abdominal compatível com um feto eram classificadas como grávidas, quando da presença de mamilos entumecidos que expeliam leite ao serem apertados eram classificadas como lactantes, quando não apresentavam estas características eram tidas em estágio não reprodutivo).

Antes de serem soltos os animais receberam uma anilha metálica em seu antebraço, com a inscrição UFPRZOOOL seguida de uma numeração contínua. Exemplares testemunho foram coletados e depositados na Coleção Científica de Mastozoologia do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná. Estes exemplares foram eutanaziados, fixados em formalina 10% e estão mantidos em álcool 70%. Todo o tratamento empregado aos animais seguiu as recomendações da *American Society of Mammalogists* (Sikes et al. 2011). O estudo obteve licenças do SISBIO (10298-1 e 35759-1) e IAP (458.12).

Nos sítios amostrais, onde cada rede foi armada, um pano branco foi estendido na posição da rede, e foram tiradas uma fotografia de cada lado, a três metros de distância do pano. As imagens foram transformadas em preto e branco (Figura 5) e a quantidade de obstrução ao voo gerada pela vegetação, representada pela cor preta, foi quantificada utilizando o software AreaMed 1.1®. Uma média obtida dos valores das duas imagens representou a obstrução gerada pela vegetação naquele sítio amostral. Em quatro transecções de 20 m a partir do centro do sítio amostral, foi contada a abundância de plantas do gênero *Piper* com infrutescências. As contagens destes

indivíduos foram feitas em todas as fases de campo. Para os sítios amostrais da FEP e REB, também foi medida a altura da vegetação acima da rede, utilizando um inclinômetro e fita métrica, e medido o diâmetro na altura do peito (DAP) de árvores de 16 pontos em quatro transecções de 20 m a partir do centro do sítio.

Dados meteorológicos de precipitação e temperatura foram obtidos do Instituto Tecnológico SIMEPAR, de estações localizadas na RNSM e no município de Paranaguá, mais próxima à FEP. Para as análises foram utilizados os dados de precipitação total e temperatura média, em cada período de amostragem REB (Tabela 1). Não foram usados dados meteorológicos da estação de Guaratuba, pois esta se encontra muito distante da REB e não foram condizentes com o observado durante as amostragens (Obs. Pess.).



Figura 5. Fotografia tomada no local onde uma rede era armada, com um pano branco (A). A imagem foi transformada em preto e branco (B), e a obstrução gerada pela vegetação na área com o pano ao fundo foi mensurada pelo software AreaMed1.1[®].

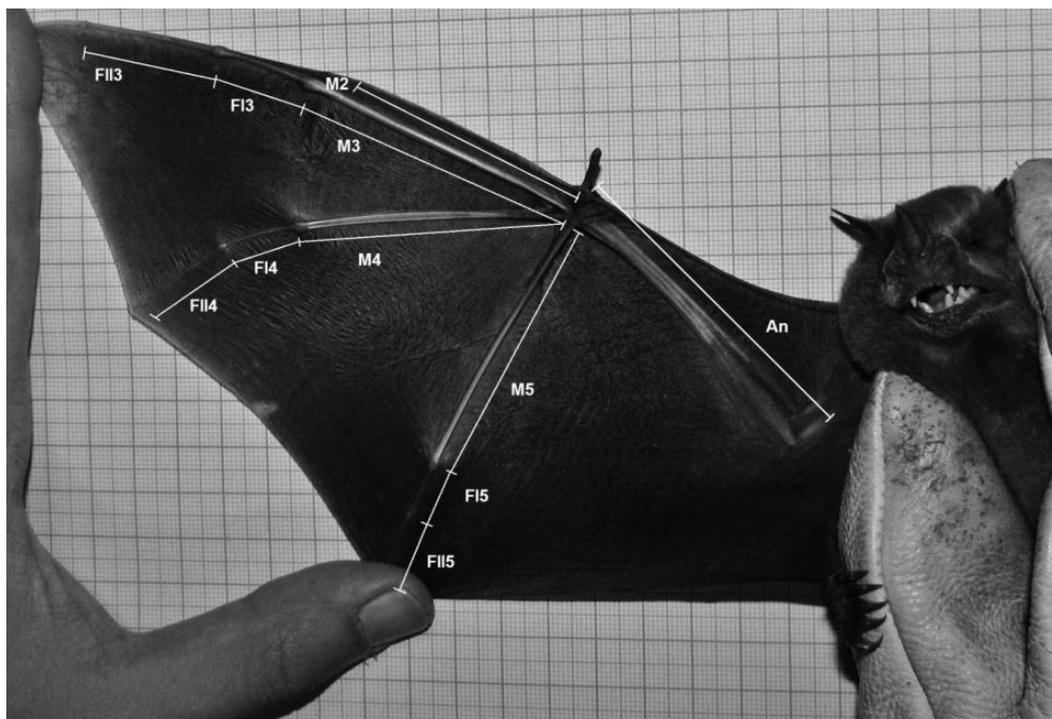


Figura 6. Medidas externas tomadas das asas dos morcegos capturados: **An**-antebraço; **M2**-metacarpo do segundo dedo; **M3**-metacarpo do terceiro dedo; **M4**-metacarpo do quarto dedo; **M5**-metacarpo do quinto dedo; **F13**- primeira falange do terceiro dedo; **FII3**- segunda falange do terceiro dedo; **F14**-primeira falange do quarto dedo; **FII4**-segunda falange do quarto dedo; **F15**-primeira falange do quinto dedo; **FII5**-segunda falange do quinto dedo.



Figura 7. Medidas externas tomadas dos membros posteriores dos morcegos capturados: **Ti**-tíbia; **Ca**-calcâneo; **Pé**-pé.

Tabela1. Precipitação total (mm) e temperatura média (°C) por período de amostragem na Reserva Natural do Salto Morato (RNSM) e Floresta Estadual do Palmito (FEP). Dados fornecidos pelo Instituto Tecnológico SIMEPAR.

RNSM			FEP		
Data	Precipitação (mm)	T (°C)	Data	Precipitação (mm)	T (°C)
31/ago/11	2,2	10	10/dez/12	0	26,23
01/set/11	0	12,51	11/dez/12	0	26,97
02/set/11	0	11,77	12/dez/12	0,2	26,09
03/set/11	0	12,89	13/dez/12	51,2	25
04/set/11	0	12,84	14/dez/12	5,8	21,18
23/nov/11	0	18,6	15/dez/12	0	24,35
24/nov/11	0	20,9	17/jan/13	0	24,8
25/Nov/11	0	20,82	18/jan/13	5,4	22,58
26/nov/11	0	21,15	19/jan/13	3,4	23,66
27/nov/11	4,6	21,93	20/jan/13	0,2	22,95
28/nov/11	0,4	21,41	21/jan/13	0	22,61
17/jan/12	0	21,42	22/jan/13	9,6	21,52
18/jan/12	0	19,68	04/mar/13	0	26,19
19/jan/12	0	22,35	05/mar/13	0	21,92
20/jan/12	0,8	21,96	06/mar/13	9,8	22,33
21/jan/12	0,2	21,98	07/mar/13	0,4	24,34
22/jan/12	0	21,8	08/mar/13	0	27,08
18/fev/12	0	23,67	09/mar/13	0	23,98
19/fev/12	0	23,8	06/mai/13	0	17,98
20/fev/12	0,8	21,55	07/mai/13	0	19,68
21/fev/12	0,4	22,98	08/mai/13	0	15,15
21/jun/12	1,8	16,52	09/mai/13	0	17,04
22/jun/12	0	13,38	10/mai/13	0	19,07
23/jun/12	0,2	15,67	11/mai/13	0	21,87
24/jun/12	0	15,29	08/jul/13	0	14,98
25/jun/12	0	16,1	09/jul/13	0,2	16,96
26/jun/12	0	14,81	10/jul/13	0	18,26
			11/jul/13	0	18,24

2.3 Análises

Para ser avaliada a eficiência das amostragens, curvas de rarefação por acumulação de indivíduos foram geradas para as três áreas, assim como foram estimadas as riquezas (Jackknife 1) utilizando o software EstimateS 9.1 (Colwell 2013). Foram feitas análises de complementaridade, com a indicação do quanto foi amostrado em relação aos limites do desvio padrão dos valores estimados.

Antes de se inferir se interações bióticas e relações com variáveis abióticas são responsáveis pela estruturação das assembleias amostradas, é necessário saber se os padrões observados não poderiam ser gerados ao acaso. Modelos nulos podem ser gerados considerando somente aspectos autoecológicos, de colonização e extinção das populações em seus locais de ocorrência, e são bons métodos para se detectar padrões não aleatórios em dados empíricos (Gotelli & Graves 1996).

Whittaker (1960) propôs que a diversidade de uma região ou conjunto amostral, chamada de γ , pode ser interpretada em níveis diferentes: um primeiro nível formado pela riqueza de um local ou unidade amostral, chamada de α ; e um segundo nível formado pela diferença de diversidade encontrada entre locais de uma região ou entre unidades amostrais, chamado de β . Lande (1996) propôs um modelo aditivo de diversidade, utilizando os conceitos de α , β e γ diversidades de Whittaker (1960), sendo γ formado pela soma de componentes α e β . Nesta interpretação estes componentes são formados por valores médios de diversidade em unidades amostrais e dentre estas unidades, tornando assim possível suas comparações e indicações de peso na geração da diversidade γ (Lande 1996, Veech et al. 2002).

Em um estudo com comunidades biológicas, as unidades amostrais escolhidas (*e.g.* armadilhas, pontos amostrais, períodos amostrais, etc.) podem ser agrupadas em diferentes escalas de forma hierárquica (*e.g.* conjunto de armadilhas, estratos florestais,

cotas de altitude, formações vegetais, localidades, fases de campo, etc.), tanto espaciais quanto temporais, de forma que em cada nível da escala possa ser calculado um valor de diversidade médio ($\alpha-1$, $\alpha-2$... $\alpha-n$) (Veech et al. 2002). O valor de β diversidade em cada nível pode ser calculado subtraindo o valor de α diversidade deste nível do valor de α diversidade do nível superior (e.g. $\beta-1 = \alpha-2 - \alpha-1$), e o valor de diversidade γ é obtido por $\gamma = \alpha-1 + \beta-1 + \beta-2 + \dots + \beta-n$ (Veech et al. 2002).

Para se testar se os valores de α e β diversidades observados poderiam ser encontrados ao acaso, pode-se gerar distribuições nulas a partir de aleatorizações na posição de indivíduos em uma matriz formada pelas unidades amostrais e espécies, utilizando um algoritmo que mantém as abundâncias das espécies e o tamanho de cada amostra (Crist et al. 2003). Para cada simulação são calculados os valores de cada componente da diversidade. A probabilidade de que um valor maior que o observado seja encontrado na distribuição nula, é dado pela proporção de valores maiores que o observado obtidos pelas aleatorizações, assim como a probabilidade de que um valor menor que observado seja encontrado é dada pela proporção de valores menores que o observado dentro da distribuição nula (Crist et al. 2003).

A amostragem neste estudo foi dividida em níveis hierárquicos em duas dimensões, espacial e temporal, e as análises de partição aditiva da diversidade foram feitas para as três localidades (RNSM, FEP e REB) de forma independente e para a amostragem geral, com as três localidades somadas. Nas duas dimensões, o primeiro nível considerado foram as unidades amostrais (esforço gerado por cada rede por noite) com registros de captura. Na dimensão espacial o segundo nível hierárquico foi formado pelos sítios amostrais (esforço total aplicado em cada sítio ao longo de todo o estudo) e o terceiro pelas três zonas amostrais de cada localidade. Na dimensão temporal o segundo nível hierárquico foi formado pelas noites de amostragem e o

terceiro pelas cinco fases de campo. Na análise geral, tanto para a dimensão espacial quanto temporal, a diversidade de cada área de estudo foi considerada como um terceiro nível hierárquico (Figura 8).

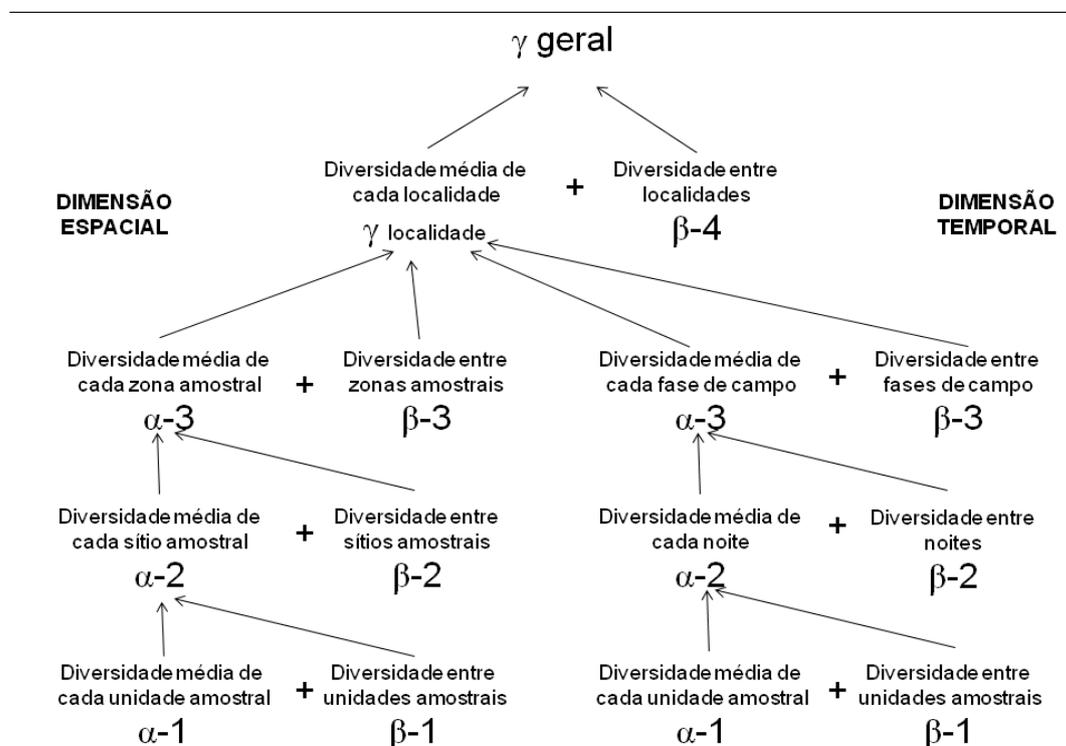


Figura 8. Esquema da partição hierárquica da diversidade de morcegos amostrada neste estudo, utilizada na análise de partição aditiva da diversidade (adaptado de Pech-Canche et al. 2011b).

Para todas as situações foram feitas análises com as matrizes de unidades amostrais x espécies, com dados de abundância das espécies e dados binários (de presença x ausência). Para a análise com dados de abundância o descritor de diversidade utilizado foi o índice de Shannon-Wiener, e para a análise com dados binários foi utilizada a riqueza. Para todas as análises foram feitas 10000 simulações para gerar a distribuição nula. Foi utilizada a função *adipart* do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2013) na plataforma R (R core team 2013). Foi adotado um valor de significância abaixo de 0,05, porém valores menores que 0,01 e 0,001 são apontados.

Para a análise de coocorrência de espécies, foram geradas três matrizes com dados binários, sendo as linhas formadas pelas espécies e as colunas pelas três assembleias estudadas. Uma primeira matriz levando em conta todas as espécies, outra somente a guilda dos frugívoros e uma terceira com a guilda dos insetívoros aéreos de espaços com fundo obstruído (guildas *sensu* Kalko et al. 1996).

Foram geradas 1000 simulações para cada matriz, onde os valores de presença e ausência são atribuídos a cada posição da matriz seguindo três algoritmos que possuem menor chance de erro tipo I (Gotelli 2000):

-Linha fixa versus coluna fixa (FxF): Neste modelo, as simulações são geradas mantendo as somatórias originais das linhas e colunas, ou seja, as frequências de ocorrência das espécies e riqueza das áreas são mantidas.

-Linha fixa versus coluna proporcional (FxP): Neste modelo, as simulações são geradas com uma distribuição das espécies por área proporcional à riqueza original.

-Linha fixa versus coluna equiprovável (FxE): Neste modelo, assume-se que as comunidades são equivalentes mas as frequências de ocorrência de cada espécie são mantidas.

Dentre os índices utilizados para se mensurar coocorrência, as métricas *C score* e *V ratio* apresentaram-se menos propensas a erros do tipo I e II (Gotelli 2000), sendo assim escolhidos para a análise:

-O índice *C score* mede a segregação de espécies por padrões de pareamento, sendo que quando valores observados são maiores que os simulados existem mais coocorrências do que o esperado ao acaso.

-O índice *V ratio* compara o total de variância das linhas com o somatório das variâncias das colunas, sendo que quando valores observados são maiores do que os simulados, a estruturação observada foi gerada ao acaso.

No entanto, comparar comunidades com matrizes de presença e ausência pode subestimar o efeito das interações bióticas, pois desconsidera que padrões populacionais interfiram na coexistência de espécies (Ulrich & Gotelli 2010). Para a análise de covariação de espécies, foram criadas matrizes da forma anteriormente descrita, porém com dados de abundância das espécies. Foram geradas 1000 simulações seguindo o algoritmo IT, que aloca indivíduos aleatoriamente nas células das matrizes, com probabilidade proporcional às abundâncias totais de cada linha e coluna, até que para cada linha e coluna seja atingido o valor total de abundância. Esse algoritmo foi escolhido por ter sido considerado com baixas taxas de erro tipo I e por melhor detectar padrões não aleatórios de segregação e agregação de espécies em simulações realizadas por Ulrich & Gotelli (2010). Também foram escolhidos quatro índices de covariação, análogos aos índices de coocorrência para matrizes binárias, que também foram apontados como os melhores para se inferir padrões de segregação e agregação de espécies por Ulrich & Gotelli (2010):

- O índice CA é um análogo para abundância do índice *checkerboard* e mede a segregação de pares de espécies em uma matriz. Valores observados de CA maiores que os simulados indicam covariação negativa nas abundâncias, ou seja, nos pares de espécies por pares de áreas, quando a abundância de uma espécie em relação ao seu par aumenta em uma área, o inverso acontece em outra área (Ulrich & Gotelli 2010).

- O índice MA é o índice de similaridade de Morisita estendido a uma matriz com n comunidades. Valores observados de MA menores que os simulados indicam dissimilaridade das distribuições de abundância entre as comunidades, o que pode ser entendido como uma medida de covariação negativa entre as abundâncias (Ulrich & Gotelli 2010).

- O índice *SA* quantifica a força de covariação a partir das diferenças de abundância entre unidades par a par de espécies. Valores observados maiores que os esperados indicam covariação positiva dentre as espécies, ou seja, em pares de espécies por pares de áreas, a abundância das espécies varia na mesma proporção (Ulrich & Gotelli 2010).

- O índice *U* é a métrica *V* de Schluter para medir covariação em abundâncias. Baixos valores observados de *U* indicam covariação negativa em abundâncias de espécies.

As análises de coocorrência com as matrizes com dados de presença e ausência foram realizadas no programa EcoSim (Gotelli & Entsminger 2003), já as análises de covariação com os dados de abundância foram realizadas no programa CoOccurrence (Ulrich 2006). Para ambas as análises foi adotado um valor de significância de 0,05.

Para se verificar o efeito do espaço na similaridade entre as unidades amostrais, fez-se o teste de correlação de Mantel entre uma matriz de distância entre as unidades amostrais e outra de dissimilaridade biológica (espécies por unidade amostral), para cada localidade e para as três em conjunto. A matriz de distância foi construída com os valores em metros de distância entre todos os pares de unidades amostrais. Esses valores foram calculados utilizando o programa *GoogleEarth*®. A matriz de dissimilaridade biológica foi construída com a distância de Bray-Curtis para os valores de abundância de espécie por unidade amostral. Foram feitas 10000 simulações para cada um dos quatro testes, e se adotou um valor de significância de 0,05. Esta análise foi feita utilizando a função *mantel* do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2013) na plataforma R (R core team 2013).

Para se verificar se há relação entre a abundância de espécies por unidade amostral em cada área com as variáveis ambientais medidas, se utilizou a análise por

modelos nulos proposta por Ulrich *et al.* (2012). Esta análise relaciona diferentes padrões de coocorrência ou covariação encontrados dentro de uma matriz de espécies x unidade amostral ($m \times n$), com uma matriz de variáveis ambientais x unidade amostral ($k \times n$) e uma matriz de distância entre as espécies ($m \times m$).

Como diferenças em aspectos morfológicos relacionados ao voo podem ser associadas para se inferir partição de recursos e de uso de espaço (Norberg & Rayner, 1987), aqui se optou por usar uma matriz de distância morfológica. Com as medidas morfométricas externas tomadas dos espécimes (Figuras 5 e 6), obteve-se um valor médio para cada medida que foi transformada em \log_{10} . Com estes valores, foi construída uma matriz de dissimilaridade entre as espécies baseado em distância Euclidiana.

Três tipos de submatrizes 2x2 (pares de espécies por pares de amostras) são encontrados em termos de análise de coocorrência ou covariação na matriz $m \times n$: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping* (Figura 9). A análise gera três métricas para cada tipo submatriz encontrada na matriz $m \times n$: Δ_{amb} - média das distâncias euclidianas entre os valores das variáveis ambientais nas unidades amostrais correspondentes, encontradas na matriz $k \times n$; Δ_{morf} - média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies, encontrado na matriz $m \times m$; $R_{\Delta_{amb}.\Delta_{morf}}$ - correlação de Pearson entre Δ_{amb} e Δ_{morf} .

Para se testar a significância de cada métrica, foi gerada uma distribuição nula com 1000 simulações, seguindo o algoritmo *rc*, que mantém a abundância original de cada linha e coluna, e foi escolhido por ter sido considerado com baixas taxas de erro tipo I (Ulrich & Gotelli 2010). Os valores foram padronizados ($Z = \text{Obs} - \text{Esp} / \sigma \text{Esp}$, sendo que Obs= valor observado, Esp= valor esperado e σEsp = desvio padrão do esperado). Foi adotado um valor de significância de 0,05, porém valores menores que

0,01 e 0,001 são apontados. As análises foram realizadas no programa *Niche* (Ulrich 2012).

	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	
sp1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	
sp2	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	Checkerboard
sp3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
sp4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
sp5	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	Togetherness
sp6	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	
sp7	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
sp8	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	Clumping
sp9	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	
sp10	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	

Figura 9. Submatrizes 2x2 dos tipos *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. Adaptado de Ulrich et al. (2012).

Dadas as relações entre as matrizes, grandes diferenças entre as variáveis ambientais em um par de amostras (Δ_{amb}) indicam sobredispersão ambiental (quando o gradiente ambiental não influenciou no padrão de segregação ou agregação de pares de espécies por pares de amostras), enquanto pequenas diferenças indicam subdispersão ambiental (quando o gradiente ambiental influenciou no padrão de segregação ou agregação), ou seja, existe seleção de hábitat ou filtro ambiental. Já grandes e pequenas diferenças entre as distâncias morfológicas nos pares de espécies (Δ_{morf}), indicam sobredispersão e subdispersão morfológica, respectivamente, independente da variação ambiental. Para as submatrizes do tipo *clumping*, que apontam uma ocorrência conjunta de pares de espécies por pares de amostras, uma correlação positiva entre Δ_{amb} e Δ_{morf} indica que similaridades morfológicas se relacionam com exigências ambientais das espécies, indicando a existência de conservação de nicho morfológico,

já uma correlação negativa implica em uma independência da variação morfológica para a coocorrência das espécies em um gradiente ambiental, aqui chamado de divergência de nicho morfológico. Para as submatrizes do tipo *checkerboard*, que indicam a segregação de pares de espécies por pares de amostras, um valor negativo de $R_{\Delta\text{amb.}\Delta\text{morf}}$ aponta para a conservação de nicho morfológico, pois espécies similares apresentariam exigências ambientais similares, porém em sítios distintos. Para as submatrizes do tipo *togetherness*, um valor positivo de $R_{\Delta\text{amb.}\Delta\text{morf}}$ aponta que espécies similares morfológicamente apresentam padrões de ocorrência idênticos dentro do gradiente ambiental, o que também é um indicativo de conservação de nicho morfológico. Um esquema para interpretação destes resultados é apresentado na Figura 10.

Para os dados obtidos na RNSM, foram feitas três análises no programa *Niche*, uma primeira com uma matriz formada por todos os registros de espécies, uma segunda levando em conta somente as espécies frugívoras e outra levando-se em conta somente os registros de *Carollia perspicillata*, *Sturnira lilium* e *S. tildae*. As variáveis ambientais utilizadas foram: temperatura média no período de amostragem; precipitação total no período de amostragem; obstrução ao voo gerada pela vegetação no local de instalação da rede de neblina e se a rede foi instalada em um corredor de voo ou não (estrada, trilha aberta ou sobre um curso d'água). Nas análises feitas com os frugívoros e somente com as três espécies, foi somada outra variável, a abundância de plantas do gênero *Piper* com infrutescências maduras dentro do sítio amostral. Fez-se uma análise separada para estas três espécies, devido ao conhecimento de seu maior consumo deste recurso no local (Munster 2011). Para os dados obtidos na FEP, foi feita uma análise com os registros de todas as espécies com as variáveis “temperatura média no período de amostragem”, “precipitação total no período de amostragem”

“obstrução ao voo gerada pela vegetação no local de instalação da rede de neblina”, “rede instalada em um corredor de voo ou não”, “altura da vegetação acima do local de abertura da rede” e “DAP médio do sítio amostral”. Para os dados obtidos na REB também foi feita uma análise com os registros de todas as espécies e com as mesmas variáveis da FEP, exceto as variáveis climáticas. A abundância de *Piper* spp. não foi utilizada como variável nestas localidades porque não se obtiveram muitas amostras com a presença destas plantas.

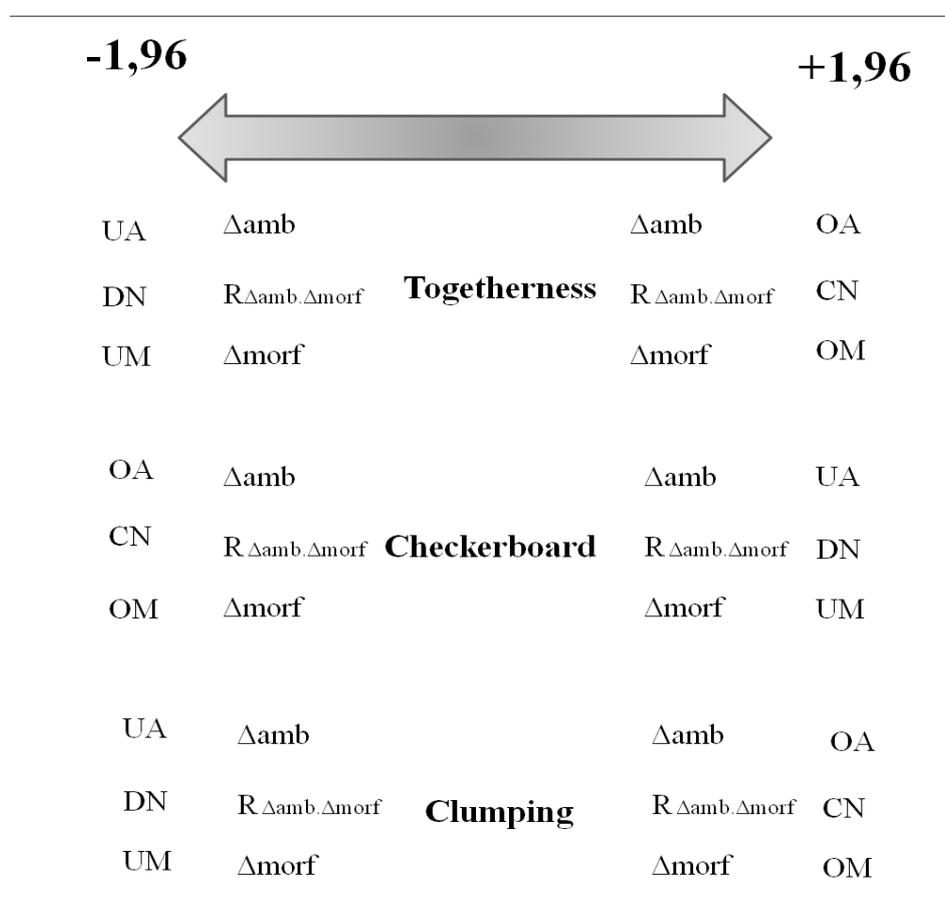


Figura 10. Esquema sugerido por Ulrich et al. (2012) para interpretar resultados obtidos no programa *Niche* (Ulrich 2012). Δ_{amb} (média das distâncias euclidianas entre os valores de cada variável ambiental para cada tipo de submatriz 2x2); Δ_{morf} (média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies, para cada tipo de submatriz 2x2); $R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}}$ (correlação entre Δ_{amb} e Δ_{morf}). Tipos de submatrizes: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. **OA**-sobredispersão ambiental; **UA**- subdispersão ambiental; **CN**- conservação de nicho; **DN**- divergência de nicho; **OM**- sobredispersão ambiental; **UM**- subdispersão ambiental. Os valores padronizados -1,96 e +1,96 são os limites de um intervalo de confiança de 95% da distribuição nula, assumindo que esta tenha uma distribuição normal.

3. RESULTADOS

Foram obtidas 632 capturas de 24 espécies de morcegos (Tabela 2, Figura 11). A RNSM apresentou a maior riqueza, 19 espécies, e o maior número de capturas (346), com *Sturnira lilium* figurando como a espécie mais abundante com 23% das capturas. Com uma maior riqueza e baixa dominância nas capturas por uma ou poucas espécies, este local apresentou o maior índice de diversidade de Shannon ($H' = 2,24$) dentre as três localidades. Na FEP foram registradas 18 espécies e realizadas 156 capturas. Este local apresentou o menor índice de diversidade de Shannon ($H' = 1,65$), devido à dominância de seu táxon mais abundante, *Artibeus lituratus*, com 56% das capturas. A REB apresentou a menor riqueza, 13 espécies, e a menor quantidade de capturas (130), com *A. obscurus* e *A. lituratus* sendo as espécies mais abundantes, com 26% e 24% das capturas respectivamente. Obteve-se para esta localidade um valor de índice de diversidade de Shannon de $H' = 1,94$ (Tabela 2).

O valor de riqueza estimada (Jackknife 1) para a RNSM foi $24,98 \pm 2,42$ espécies, indicando que pelo esforço gerado neste estudo se registrou entre 69,3% e 84,2% do número de espécies esperadas. Para a FEP o valor estimado de riqueza foi de $25,97 \pm 2,79$ espécies, indicando que pelo esforço gerado neste estudo entre 62,5% e 77,6% do número de espécies esperadas. Para a REB o valor estimado de riqueza foi de $15,99 \pm 1,72$ espécies, indicando que pelo esforço gerado neste estudo se registrou entre 73,4% e 91,1% das espécies esperadas. Ao se comparar as três áreas em termos de riqueza, as curvas de rarefação não indicam chegada à assíntota (Figura 12).

Tabela 2. Lista de espécies de morcegos registradas em três áreas do litoral do Paraná, Brasil (Reserva Natural do Salto Morato, Floresta Estadual do Palmito e Reserva Bicudinho-do-brejo) entre agosto de 2011 e julho de 2013, com suas abundâncias (Ab) e abundâncias relativas (%), e a classificação das espécies em guildas (*sensu* Kalko et al. 1996), sendo denominados pelas siglas: **Nec-** Nectarívoro; **Frug-** Frugívoro; **Sang-** Sanguívoro; **Ins/Cat-** Insetívoro catador; **Car-** Carnívoro catador e **Ins/Aer-** Insetívoro aéreo de espaço com fundo obstruído.

Espécie	Guilda	RNSM		FEP		REB	
		Ab	%	Ab	%	Ab	%
Phyllostomidae							
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Frug	72	20,8	15	9,1	16	12,3
<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Sang	0	0	2	1,3	6	4,6
<i>Diphylla ecaudata</i> Spix, 1823	Sang	0	0	0	0	1	0,7
<i>Anoura caudifer</i> Gray, 1838	Nec	17	4,9	2	1,3	2	1,5
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Nec	3	0,8	1	0,6	0	0
<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838	Frug	10	2,8	2	1,3	16	12,3
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Frug	24	6,9	88	56,4	32	24,6
<i>Artibeus obscurus</i> (Scinz, 1821)	Frug	47	14,6	19	12,1	34	26,1
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	Frug	23	6,6	1	0,6	2	1,5
<i>Chiroderma doriae</i> Thomas, 1891	Frug	1	0,2	1	0,6	0	0
<i>Dermanura cinerea</i> (Gervais, 1855)	Frug	10	2,8	0	0	0	0
<i>Platyrrhinus recifinus</i> (Thomas, 1901)	Frug	9	2,6	0	0	0	0
<i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843)	Frug	3	0,8	9	5,8	1	0,7
<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1806)	Frug	81	23,4	3	1,9	10	7,6
<i>Sturnira tildae</i> De la Torre, 1859	Frug	34	9,8	1	0,6	3	2,3
<i>Vampyressa pusilla</i> (Wagner, 1843)	Frug	0	0	1	0,6	0	0
<i>Lamproncyteris brachyotis</i> (Dobson, 1879)	Ins/Cat	1	0,2	0	0	0	0
<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	Ins/Cat	1	0,2	1	0,6	0	0
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)	Carn	1	0,2	0	0	0	0
Vespertilionidae							
<i>Eptesicus diminutus</i> Osgood, 1915	Ins/Aer	2	0,5	1	0,6	0	0
<i>Eptesicus taddeii</i> Miranda, Bernardi & Passos, 2006	Ins/Aer	0	0	1	0,6	0	0
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	Ins/Aer	0	0	6	3,9	0	0
<i>Myotis riparius</i> Handley, 1960	Ins/Aer	6	1,7	2	1,3	5	3,8
<i>Myotis ruber</i> (É. Geoffroy, 1806)	Ins/Aer	1	0,2	0	0	2	1,5
Total		346	100	156	100	130	100
Riqueza		19		18		13	
Diversidade H'		2,24		1,65		1,94	

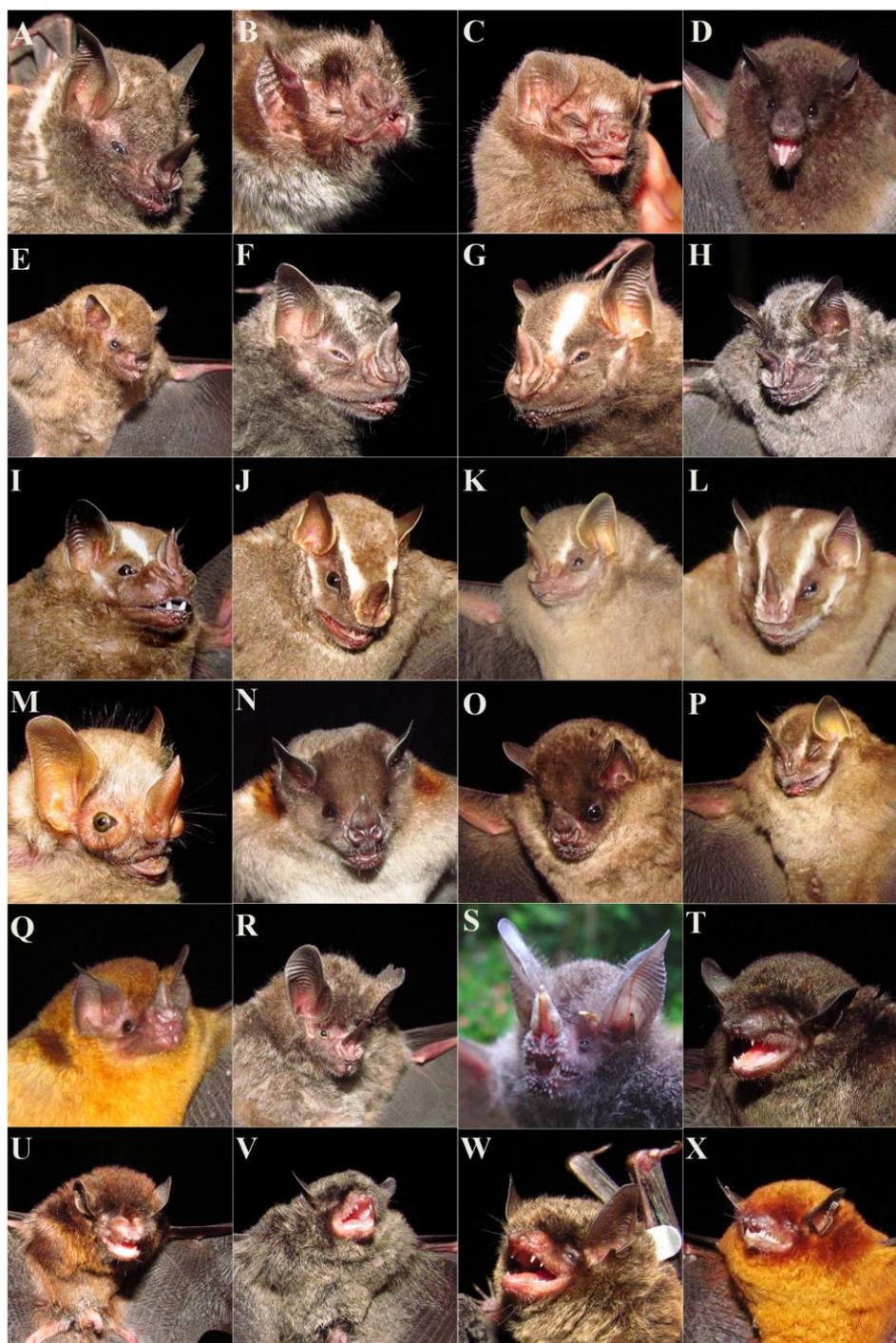


Figura 11. Fotografias das espécies de morcegos registradas na Reserva natural do Salto Morato, Floresta Estadual do Palmito e Reserva Bicudinho-do-brejo: **A-** *Carollia perspicillata*; **B-** *Desmodus rotundus*; **C-** *Diphylla ecaudata*; **D-** *Anoura caudifer*; **E-** *Glossophaga soricina*; **F-** *Artibeus fimbriatus*; **G-** *A. lituratus*; **H-** *A. obscurus*; **I-** *A. planirostris*; **J-** *Chiroderma doriae*; **K-** *Dermanura cinerea*; **L-** *Platyrrhinus recifinus*; **M-** *Pygoderma bilabiatum*; **N-** *Sturnira lilium*; **O-** *S. tildae*; **P-** *Vampyressa pusilla*; **Q-** *Lamproncyteris brachyotis*; **R-** *Micronycteris megalotis*; **S-** *Trachops cirrhosus*; **T-** *Eptesicus diminutus*; **U-** *E. taddeii*; **V-** *Myotis nigricans*; **W-** *M. riparius*; **X-** *M. ruber*. (Créditos: todas as fotografias, exceto *T. cirrhosus*- Marcelo B.G. Rubio; *T. cirrhosus*- João M. D. Miranda).

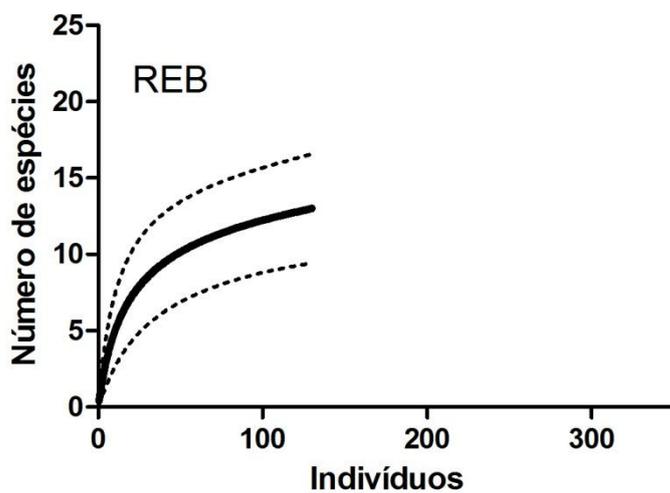
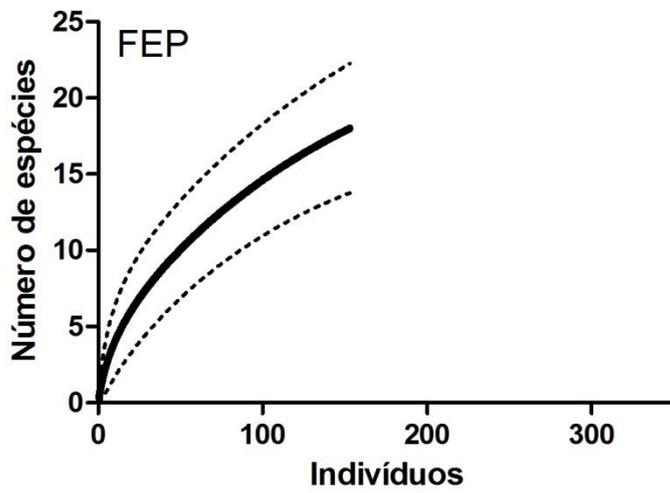
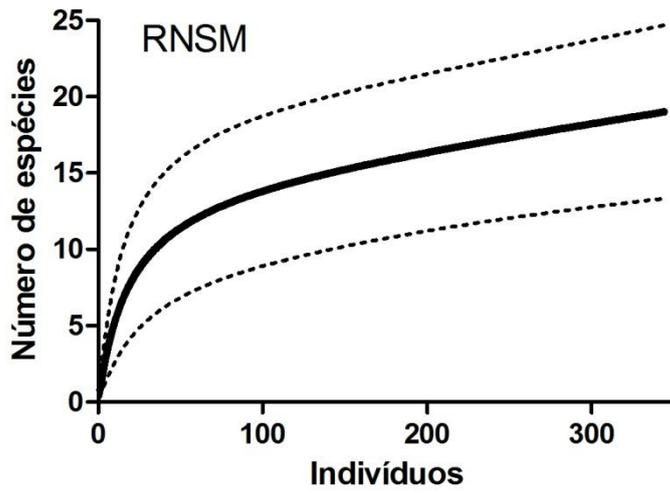


Figura 12. Curvas de rarefação por abundância de capturas de morcegos para as três áreas: Reserva Natural do Salto Morato (RNSM), Floresta Estadual do Palmito (FEP) e Reserva Bicudinho-do-brejo (REB).

3.1 Partição aditiva da diversidade na RNSM

A análise de partição aditiva da diversidade na RNSM (Figuras 13 e 14) mostrou que o valor de $\alpha-1$, que representa a diversidade média por unidade amostral, observado foi menor que o esperado ($\alpha-1= 0,37$, $p< 0,001$) para os dados de abundância e maior para os dados binários ($\alpha-1= 1,7$, $p< 0,001$). Para a dimensão espacial (Figura 13) o valor de $\beta-2$, que representa a diferença de diversidade entre os sítios amostrais, foi maior que o esperado ($\beta-2= 0,95$, $p< 0,05$) para os dados de abundância. Apesar de terem ocorrido diferenças em termos de abundância e riqueza entre as zonas amostrais, estas geraram um componente $\beta-3$ observado não diferente do esperado ao acaso (Tabela 3).

O componente espacial que mais contribuiu para a formação da diversidade γ encontrada foi a diversidade entre sítios amostrais ($\beta-2$), tanto na análise com dados de abundância quanto binários (Figura 13). Isso indica que apesar das diferenças encontradas entre as zonas amostrais (Tabela 3), a ampliação do esforço nestas três zonas mais distantes espacialmente, contribuiu menos para a suficiência amostral do que a amostragem em cada zona por si. Caso o esforço tivesse sido empregado, por exemplo, somente na zona C, *Chiroderma doriae*, *Micronycteris megalotis* e *Myotis ruber* não teriam sido registrados para a localidade. Por outro lado, ao se somar as espécies que somente foram registradas na zona C (*Eptesicus diminutus*, *Lampronnycteris brachyotis*, *Pygoderma bilabiatum* e *Trachops cirrhosus*) tem-se que sete das dezenove espécies ocorrentes na RNSM só foram registradas em uma zona amostral, o que não pode ser ignorado.

Na dimensão temporal (Figura 14), o valor observado de $\beta-1$, que representa a diferença de diversidade entre unidades amostrais, foi menor que o esperado ($\beta-1= 0,99$, $p< 0,001$) já o valor de $\beta-3$, que representa a diferença entre as fases de campo, foi

quase três vezes maior que o esperado ($\beta-3= 0,37$, $p< 0,001$) na análise com dados de abundância.

Para os dados binários na dimensão temporal os valores observados dos componentes $\beta-1$ e $\beta-2$, este último que representa a diferença de riqueza entre as noites, foram significativamente menores que os esperados ($\beta-1= 3,6$, $p< 0,001$; $\beta-2= 5,4$, $p< 0,05$), e o valor de $\beta-3$, diferença entre as fases de campo, foi maior que o esperado ($\beta-3= 8,2$, $p< 0,001$).

O componente $\beta-3$, que representa a diferença entre as fases de campo, também foi maior na análise com dados binários (Figura 14), representando 43% da diversidade γ , contra 17% na análise com dados de abundância. Das dezenove espécies, oito foram registradas somente em uma fase de campo (Tabela 4). Na fase 3, a abundância foi duas a quatro vezes maior que nas outras fases, com grande dominância de *Sturnira lilium* com cerca de 45% das capturas, sendo que nas outras essa proporção não passou de 10% (Tabela 4).

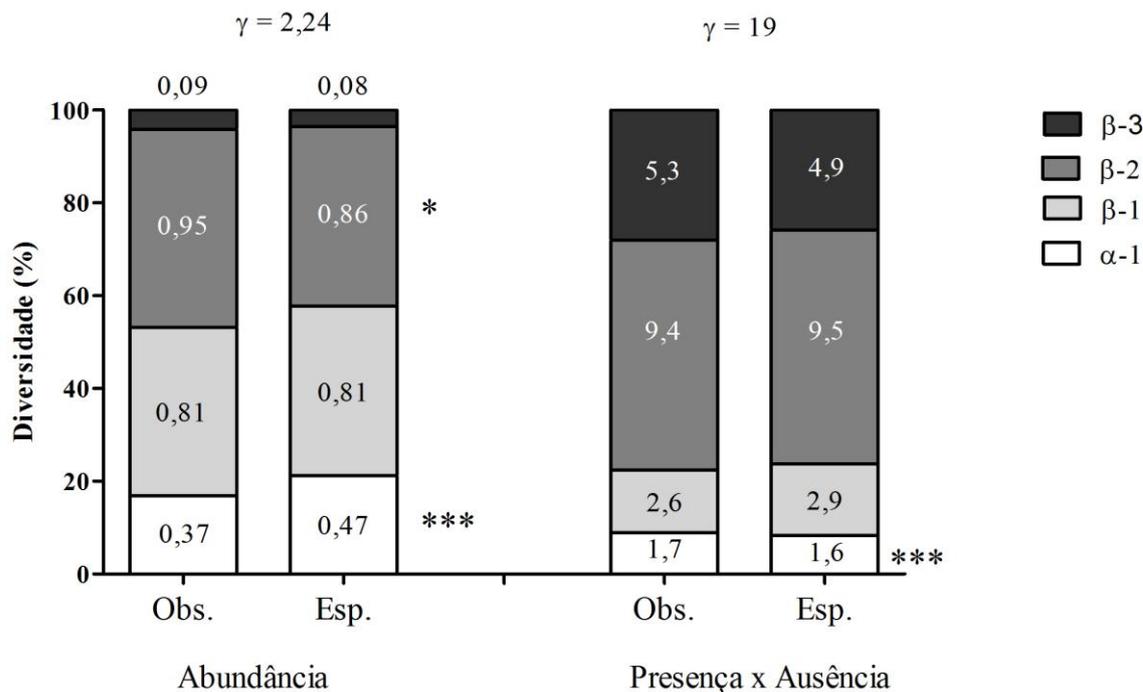


Figura 13. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão espacial na RNSM, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$.

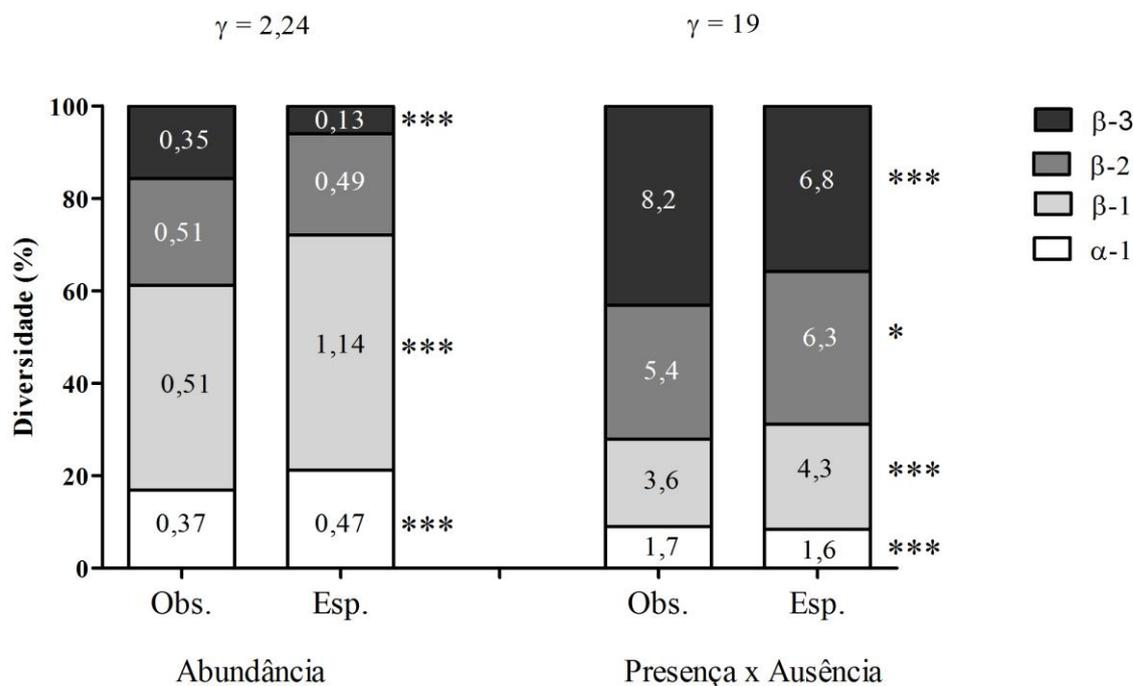


Figura 14. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão temporal na RNSM, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados de binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$.

Tabela 3. Espécies de morcegos registradas em cada zona amostral (A, B e C) na Reserva Natural do Salto Morato, em termos de abundância (Ab) e abundância relativa (%).

Espécies	A		B		C	
	Ab	%	Ab	%	Ab	%
<i>A. caudifer</i>	7	4,3	2	4	8	4,8
<i>A. fimbriatus</i>	5	3	1	2	4	2,9
<i>A. lituratus</i>	9	5,5	5	10,2	10	7,4
<i>A. obscurus</i>	25	15,4	5	10,2	17	12,5
<i>A. planirostris</i>	8	4,9	8	16,3	7	5,1
<i>C. perspicillata</i>	27	16,6	13	26,5	32	23,7
<i>C. doriae</i>	1	0,6	0	0	0	0
<i>D. cinerea</i>	5	3	3	6,1	2	1,4
<i>E. diminutus</i>	0	0	0	0	2	1,4
<i>G. soricina</i>	1	0,6	0	0	2	1,4
<i>L. brachyotis</i>	0	0	0	0	1	0,7
<i>M. megalotis</i>	0	0	1	2	0	0
<i>M. riparius</i>	3	1,8	1	2	2	1,4
<i>M. ruber</i>	1	0,6	0	0	0	0
<i>P. recifinus</i>	0	0	2	4	7	5,1
<i>P. bilabiatum</i>	0	0	0	0	3	2,2
<i>S. lilium</i>	48	29,6	5	10,2	28	20,7
<i>S. tildae</i>	22	13,5	3	6,1	9	6,6
<i>T. cirrhosus</i>	0	0	0	0	1	0,7
Total	162	100	49	100	135	100
Riqueza	13		12		16	

Tabela 4. Espécies de morcegos registradas em a cada fase de campo na Reserva Natural do Salto Morato, em termos de abundância (Ab) e abundância relativa (%). **Fase 1-** agosto e setembro/2011; **Fase 2-** novembro/2011; **Fase 3-** janeiro/2012; **Fase 4-** fevereiro/2012; **Fase 5-** junho/2012.

Espécies	Fase1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%
<i>A. caudifer</i>	4	9,3	9	13,2	0	0	2	3,2	2	4
<i>A. fimbriatus</i>	2	6,2	3	4,4	3	2,2	2	3,2	0	0
<i>A. lituratus</i>	0	0	13	19,1	8	5,9	3	4,8	0	0
<i>A. obscurus</i>	3	9,3	6	8,8	14	10,3	21	33,8	3	6,1
<i>A. planirostris</i>	4	12,5	6	8,8	10	7,4	3	4,8	0	0
<i>C. perspicillata</i>	13	6,2	13	19,1	23	17,1	6	9,6	17	34,6
<i>C. doriae</i>	0	0	0	0	0	0	1	1,6	0	0
<i>D. cinerea</i>	1	3,1	3	4,4	4	2,9	2	3,2	0	0
<i>E. diminutus</i>	0	0	0	0	0	0	2	3,2	0	0
<i>G. soricina</i>	0	0	0	0	0	0	3	4,8	0	0
<i>L. brachyotis</i>	0	0	0	0	1	0,7	0	0	0	0
<i>M. megalotis</i>	0	0	0	0	1	0,7	0	0	0	0
<i>M. riparius</i>	0	0	3	4,4	1	0,7	1	1,6	1	2
<i>M. ruber</i>	0	0	1	1,4	0	0	0	0	0	0
<i>P. recifinus</i>	0	0	2	2,9	5	3,7	2	3,2	0	0
<i>P. bilabiatum</i>	0	0	0	0	0	0	3	4,8	0	0
<i>S. lilium</i>	3	9,3	4	5,8	60	44,7	4	6,45	10	20,4
<i>S. tildae</i>	2	6,2	4	5,8	4	2,9	8	12,9	16	32,6
<i>T. cirrhosus</i>	0	0	1	1,4	0	0	0	0	0	0
Total	30	100	68	100	135	100	62	100	49	100
Riqueza	8		13		12		15		6	

3.2 Partição aditiva da diversidade na FEP

A análise dos dados na FEP (Figuras 15 e 16) mostrou que o valor de $\alpha-1$ observado para os dados de abundância foi menor que o esperado ($\alpha-1= 0,17$, $p<0,001$) e para os dados binários foi maior ($\alpha-1= 1,3$, $p<0,001$).

Tanto na dimensão espacial (Figura 15) quanto na dimensão temporal (Figura 15), o valor de $\beta-1$ observado foi menor que o esperado ($\beta-1= 1$, $p<0,05$; $\beta-1=1$, $p<0,01$). A diferença entre a diversidade em termos de abundância das zonas amostrais (Tabela 5) gerou um componente $\beta-3$ que representou cerca de 10% da diversidade γ (Figura 15). Já a diferença entre a riqueza das zonas amostrais (Tabela 5) gerou um componente $\beta-3$ que representou cerca de 50% da diversidade γ (Figura 15). Na zona C (Figura 3) se obteve o registro de treze das dezoito espécies com ocorrência na localidade, sendo cinco exclusivas desta zona, *A. planirostris*, *C. doriae*, *G. soricina*, *M. riparius* e *V. pusilla* (Tabela 5).

A diferença entre as fases de campo (Tabela 6) gerou um componente de diversidade $\beta-3$ que representou cerca de 20% da diversidade γ , na análise com dados de abundância. Na análise com dados binários, o componente $\beta-3$, foi responsável por 58% da partição da diversidade γ (Figura 16). Na fase 5, no auge do inverno, houve o registro de somente três espécies, contra os registros de oito a dez espécies durante as fases no verão (Tabela 6).

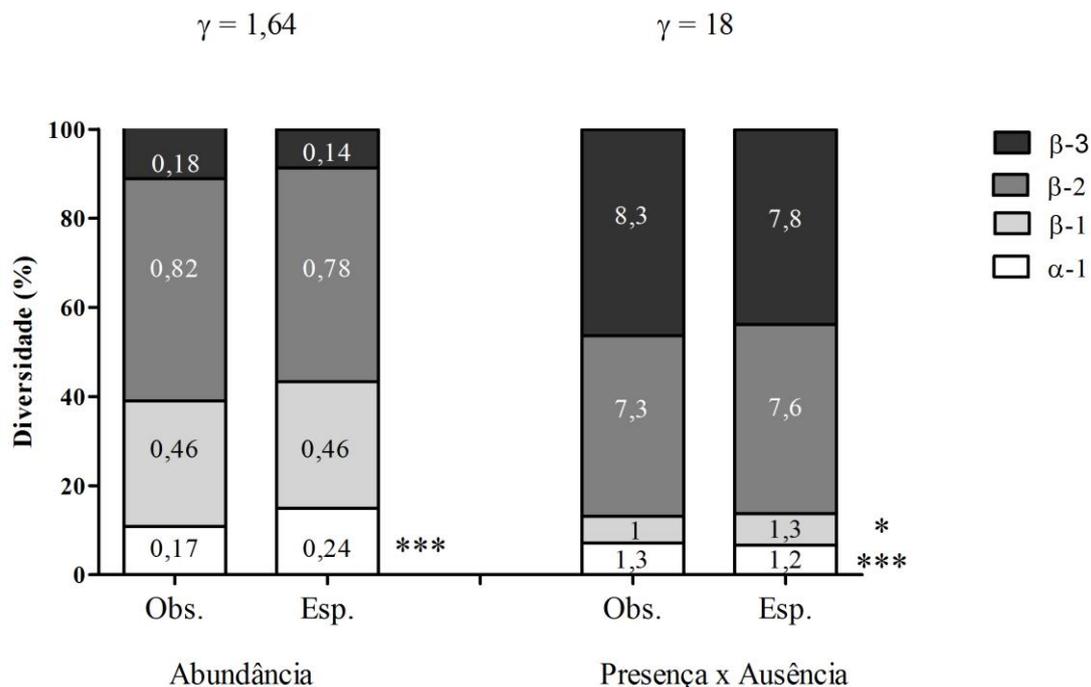


Figura 15. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão espacial na FEP, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: *p < 0,05; ***p < 0,001.

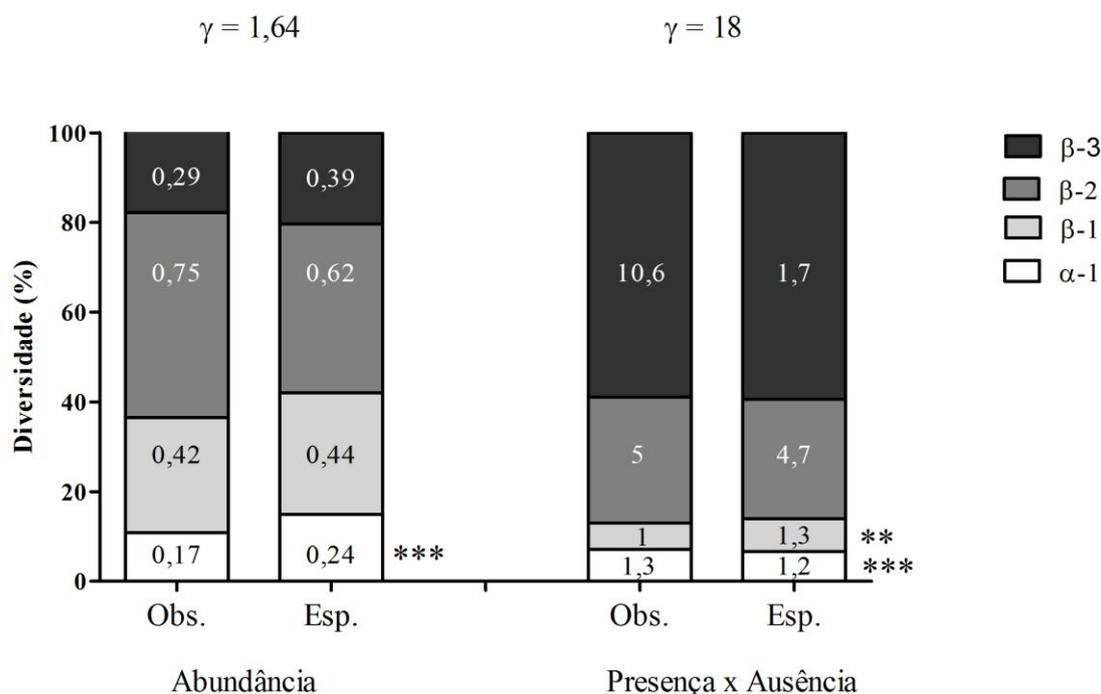


Figura 16. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão temporal na FEP, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: **p < 0,01; ***p < 0,001.

Tabela 5. Espécies de morcegos registradas em cada zona amostral (A, B e C) na Floresta Estadual do Palmito, em termos de abundância (Ab) e abundância relativa (%).

Espécies	A		B		C	
	Ab	%	Ab	%	Ab	%
<i>A. caudifer</i>	1	2	0	0	1	1,2
<i>A. fimbriatus</i>	0	0	1	2	1	1,2
<i>A. lituratus</i>	19	39,5	17	10,2	52	66,6
<i>A. obscurus</i>	8	16,6	3	10,2	8	10,2
<i>A. planirostris</i>	0	0	0	16,3	1	1,2
<i>C. perspicillata</i>	9	18,7	5	26,5	1	1,2
<i>C. doriae</i>	0	0	0	0	1	1,2
<i>D. rotundus</i>	0	0	1	6,1	1	1,2
<i>E. diminutus</i>	1	2	0	0	0	0
<i>E. taddeii</i>	0	0	1	0	0	0
<i>G. soricina</i>	0	0	0	0	1	1,2
<i>M. megalotis</i>	1	2	0	2	0	0
<i>M. nigricans</i>	5	19,4	0	2	1	1,2
<i>M. riparius</i>	0	0	0	0	2	2,5
<i>P. bilabiatum</i>	0	0	2	0	7	8,9
<i>S. lilium</i>	3	6,2	0	10,2	0	0
<i>S. tilda</i>	1	2	0	6,1	0	0
<i>V. pusilla</i>	0	0	0	0	1	1,2
Total	48	100	30	100	78	100
Riqueza	9		7		13	

Tabela 6. Espécies de morcegos registradas em a cada fase de campo na Floresta Estadual do Palmito, em termos de abundância (Ab) e abundância relativa (%). **Fase 1-** dezembro/2012; **Fase 2-** janeiro/2013; **Fase 3-** março/2013; **Fase 4-** maio/2013; **Fase 5-** julho/2013.

Espécies	Fase1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%
<i>A. caudifer</i>	1	2,3	0	0	1	2,5	0	0	0	0
<i>A. fimbriatus</i>	1	2,3	1	1,8	0	0	0	0	0	0
<i>A. lituratus</i>	32	76,2	33	60	19	47,5	3	20	1	25
<i>A. obscurus</i>	2	4,7	4	7,2	11	27,5	2	13	0	0
<i>A. planirostris</i>	1	2,3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. perspicillata</i>	1	2,3	3	5,4	4	10	5	33	2	50
<i>C. doriae</i>	0	0	1	1,8	0	0	0	0	0	0
<i>D. rotundus</i>	0	0	1	1,8	1	2,5	0	0	0	0
<i>E. diminutus</i>	0	0	0	0	0	0	1	6,6	0	0
<i>E. taddeii</i>	1	2,3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>G. soricina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	25
<i>M. megalotis</i>	0	0	0	0	1	2,5	0	0	0	0
<i>M. nigricans</i>	3	7,1	1	1,8	1	2,5	1	6,6	0	0
<i>M. riparius</i>	0	0	0	0	1	2,5	1	6,6	0	0
<i>P. bilabiatum</i>	0	0	9	16,3	0	0	0	0	0	0
<i>S. lilium</i>	0	0	2	3,6	1	2,5	0	0	0	0
<i>S. tildae</i>	0	0	0	0	4	2,9	1	6,6	0	0
<i>V. pusilla</i>	0	0	0	0	0	0	1	6,6	0	0
Total	42	100	55	100	40	100	15	100	4	100
Riqueza	8		9		10		8		3	

3.3 Partição aditiva da diversidade na REB

A análise para a amostragem realizada na REB (Figuras 17 e 18) mostrou que o valor de $\alpha-1$ observado para os dados de abundância foi significativamente menor que o esperado ($\alpha-1= 0,21$, $p<0,001$) e para os dados binários foi maior ($\alpha-1= 1,34$, $p<0,05$).

Na dimensão espacial, a diferença entre as abundâncias das zonas amostrais (Tabela 7) gerou um componente $\beta-3$ que representou cerca de 11% da diversidade γ (Figura 17), sendo significativamente maior que o esperado ($\beta-3= 0,21$, $p<0,01$). Houve diferenças em abundância relativa de algumas espécies por zona amostral, como *Artibeus lituratus* e *A. obscurus* (Tabela 7). As diferenças entre as riquezas das zonas amostrais (Tabela 7) geraram um componente de diversidade $\beta-3$ que representou cerca de 30% da diversidade γ , e não diferiu significativamente do que seria esperado ao acaso (Figura 17).

Na dimensão temporal, a diferença entre as abundâncias das fases de campo (Tabela 8) gerou um componente de diversidade $\beta-3$ que representou cerca de 15% da diversidade γ e foi maior do que o esperado ao acaso ($\beta-3= 0,28$, $p<0,05$) (Figura 18). As diferenças entre as riquezas das fases de campo (Tabela 8) geraram um componente de diversidade $\beta-3$ que representou mais de 40% da diversidade γ , e não diferiu significativamente do que seria esperado ao acaso (Figura 18).

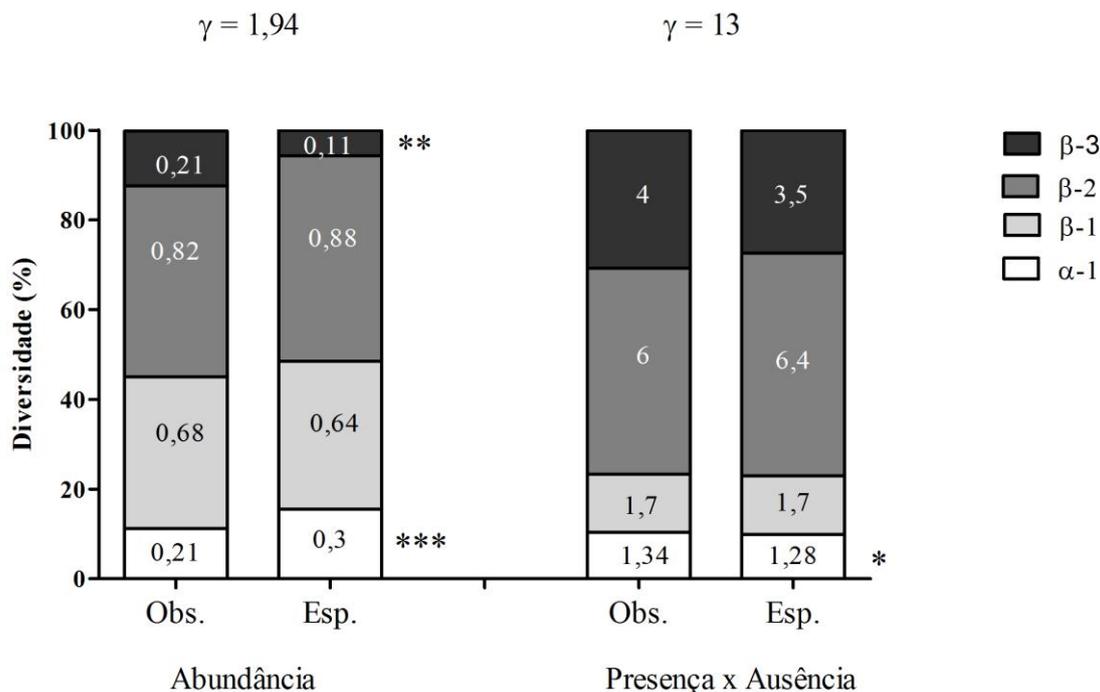


Figura 17. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão espacial na REB, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

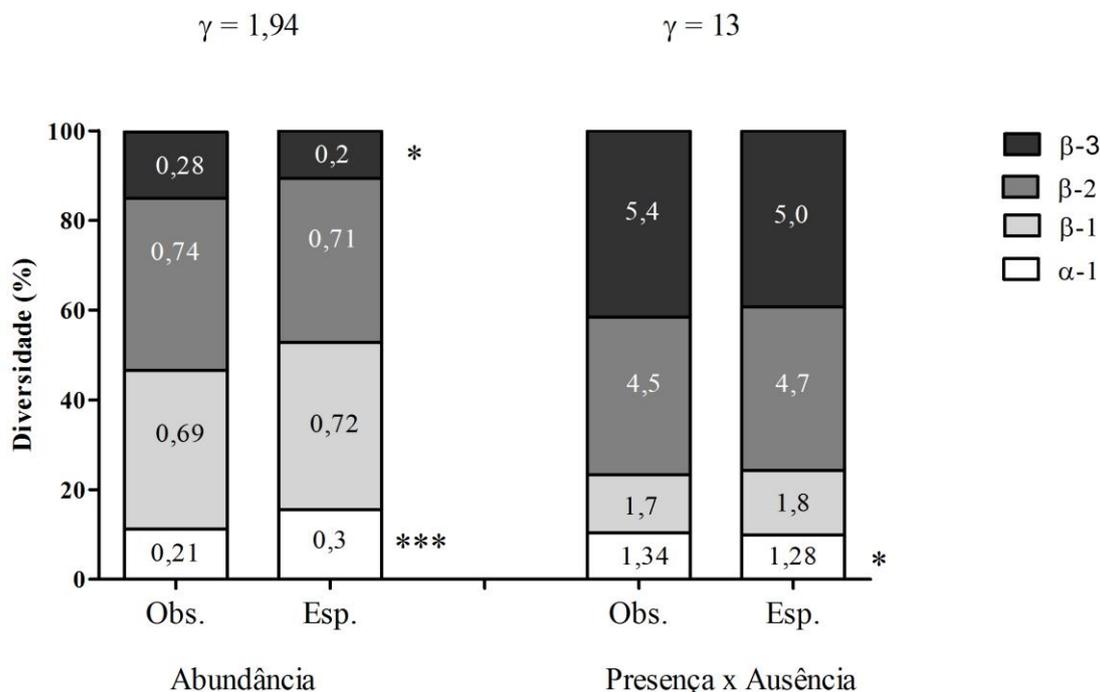


Figura 18. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão temporal na REB, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$.

Tabela 7. Espécies de morcegos registradas em cada zona amostral (A, B e C) na Reserva Bicudinho-do-brejo, em termos de abundância (Ab) e abundância relativa (%).

Espécies	A		B		C	
	Ab	%	Ab	%	Ab	%
<i>A. caudifer</i>	1	1,7	1	3,1	0	0
<i>A. fimbriatus</i>	9	16	3	9,3	4	9,5
<i>A. lituratus</i>	9	16	6	18,7	17	40,4
<i>A. obscurus</i>	20	35,7	7	21,8	7	16,6
<i>A. planirostris</i>	0	0	0	0	2	4,7
<i>C. perspicillata</i>	8	14,2	7	21,8	1	2,3
<i>D. rotundus</i>	2	3,5	4	12,5	0	0
<i>D. ecaudata</i>	0	0	0	0	1	2,3
<i>M. riparius</i>	2	3,5	2	6,2	1	2,3
<i>M. ruber</i>	1	1,7	1	3,1	0	0
<i>P. bilabiatum</i>	0	0	0	0	1	2,3
<i>S. lilium</i>	3	5,3	0	0	7	16,6
<i>S. tildae</i>	1	1,7	1	0	1	2,3
Total	56	100	32	100	42	100
Riqueza	10		9		10	

Tabela 8. Espécies de morcegos registradas em a cada fase de campo na Reserva Bicudinho-do-brejo, em termos de abundância (Ab) e abundância relativa (%). **Fase 1-** novembro/2012; **Fase 2-** janeiro/2013; **Fase 3-** fevereiro/2013; **Fase 4-** abril/2013; **Fase 5-** junho/2013.

Espécies	Fase1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Fase 5	
	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%	Ab	%
<i>A. caudifer</i>	0	0	1	4,7	1	2,2	0	0	0	0
<i>A. fimbriatus</i>	5	20,8	7	33,3	3	6,6	1	4,3	0	0
<i>A. lituratus</i>	0	0	6	28,4	18	40	4	17,3	4	23,5
<i>A. obscurus</i>	8	33,3	5	23,8	16	35,5	4	17,3	1	5,8
<i>A. planirostris</i>	1	4,1	0	0	0	0	1	4,3	0	0
<i>C. perspicillata</i>	6	14,2	1	4,7	2	4,4	5	21,7	2	11,7
<i>D. rotundus</i>	2	8,3	1	4,7	1	2,2	1	4,3	1	5,8
<i>D. ecaudata</i>	0	0	0	0	0	0	1	4,3	0	0
<i>M. riparius</i>	1	4,1	0	0	1	2,2	3	13	0	0
<i>M. ruber</i>	1	4,1	0	0	1	2,2	0	0	0	0
<i>P. bilabiatum</i>	0	0	1	4,7	0	0	0		0	0
<i>S. lilium</i>	0	0	0	0	2	4,4	2	8,6	6	35,2
<i>S. tildae</i>	0	0	0	0	0	0	1	4,3	2	11,7
Total	24	100	21	100	45	100	23	100	17	100
Riqueza	7		7		9		10		6	

3.4 Partição aditiva da diversidade nas três áreas

A análise geral (Figuras 19 e 20) apontou que o valor de $\alpha-1$ observado foi significativamente menor que o esperado para os dados de abundância ($\alpha-1= 0,28$, $p<0,001$) e maior que o esperado para os dados binários ($\alpha-1= 1,5$, $p<0,001$). Os valores observados de $\beta-4$ (que representam as diferenças entre as áreas de estudo) foram significativamente maiores que os esperados, tanto nas análises com dados de abundância ($\beta-4=0,34$, $p<0,001$) quanto com dados binários ($\beta-4=7,3$, $p<0,05$). Na

RNSM a abundância foi maior que o dobro da encontrada na FEP e REB (Tabela 2), sendo que das 19 espécies registradas na RNSM, quatro foram exclusivas. Na FEP das 18 espécies registradas, três foram exclusivas desta localidade e na REB das 13 espécies ocorrentes somente uma foi exclusiva. Para os dados de abundância o valor observado do componente de diversidade β -4 foi quase sete vezes maior que o esperado. Na dimensão espacial (Figura 19) os valores observados de β -1 (diferença entre as unidades amostrais) e β -2 (diferença entre os sítios amostrais) foram significativamente menores que o esperado, tanto para a análise com dados de abundância (β -1=0,63, $p<0,001$; β -2=0,85, $p<0,001$), assim como para os dados binários (β -1=1,8, $p<0,001$; β -2=7,3, $p<0,001$). Na dimensão temporal (Figura 20) o valor observado de β -1 foi significativamente menor que o esperado nas análises feitas com dados de abundância (β -1=0,66, $p<0,001$) e dados binários (β -1= 2, $p<0,001$), já o valor observado de β -2 (diferença entre as noites de amostragem) foi significativamente menor que o esperado somente pra a análise com dados binários (β -2=5, $p<0,001$).

De maneira geral, os valores observados do componente α -1 (valores de diversidade médios das unidades amostrais) foram significativamente menores que os esperados nas análises com dados de abundância, significativamente maiores que os esperados nas análises com dados binários. Nas análises com dados binários, os componentes de níveis hierárquicos superiores representaram uma maior proporção da diversidade encontrada, em comparação com as análises feitas com dados de abundância de espécies.

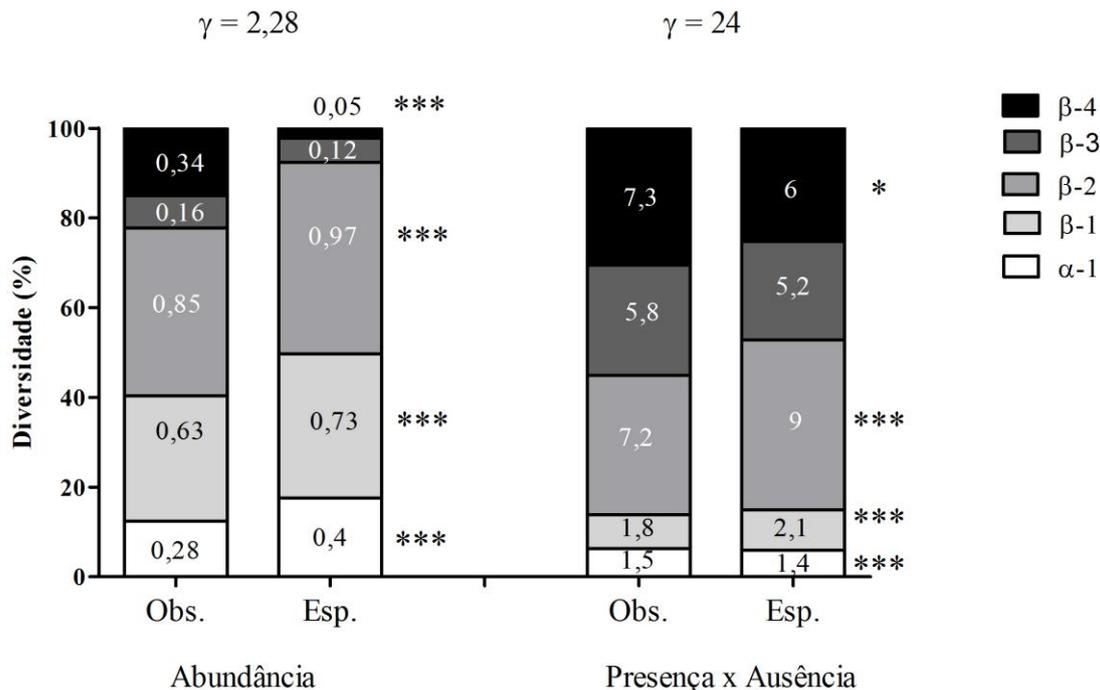


Figura 19. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão espacial para amostragem geral, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$.

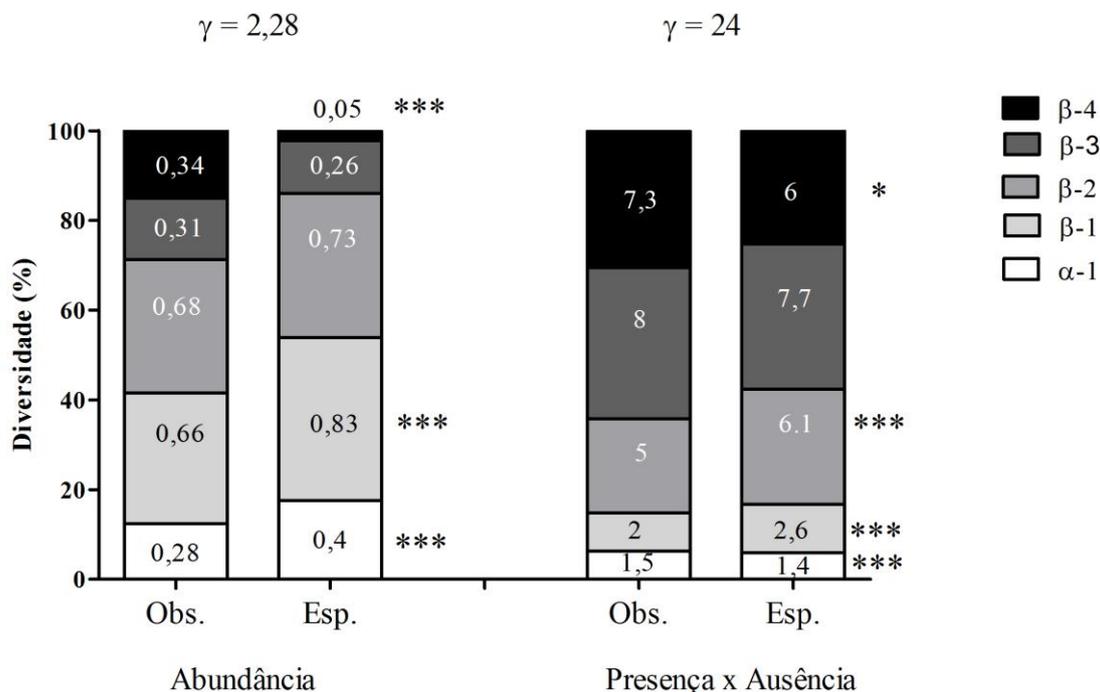


Figura 20. Partição aditiva da diversidade de morcegos na dimensão temporal para amostragem geral, com dados de abundância de espécies (que utiliza como descritor o índice de Shannon-Wiener), e com dados binários (que utiliza como descritor a riqueza). Diferenças significativas entre os valores observados e esperados são indicados: * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$.

3.5 Correlação espacial

A análise de correlação espacial, entre as distâncias entre os sítios amostrais e a similaridade da fauna registrada por sítio, se mostrou significativa para a amostragem geral ($r = 0,1356$; $p < 0,001$) para a amostragem realizada na RNSM ($r = 0,1487$; $p < 0,01$) e para amostragem realizada na FEP ($r = 0,1301$; $p < 0,05$). Para a amostragem realizada na REB esta correlação não se mostrou significativa ($r = 0,808$; $p = 0,09$).

3.6 Coocorrência e covariação de espécies entre as três áreas

A análise de coocorrência de espécies com modelos nulos com dados binários, não apontou padrões que não seriam esperados ao acaso (Tabela 9). Já a análise de covariação com dados de abundância (Tabela 10) mostrou que para os índices CA, MA e *U* os valores observados para a matriz com todas as espécies, matriz somente com os morcegos frugívoros e matriz somente com os morcegos insetívoros aéreos, os valores observados não são encontrados dentro de um intervalo de confiança de 95% da distribuição de matrizes simuladas. Isso indica que as abundâncias das espécies covariaram de forma negativa. O índice SA mostrou valores significativos e contrastantes com os outros índices para as matrizes com dados gerais e de morcegos frugívoros.

Tabela 9. Análise de coocorrência de espécies de morcegos por modelos nulos gerados com matrizes com dados binários nas três comunidades (Reserva Natural do Salto Morato, Floresta Estadual do Palmito e Reserva Bicudinho-do-brejo): uma matriz geral, com todas as espécies, uma matriz somente com a guilda de frugívoros e uma matriz somente com a guilda de insetívoros aéreos. Foram gerados três modelos para cada matriz: linhas e colunas fixas (FxF), linhas fixas e colunas proporcionais (FxF) e linhas fixas e colunas equiprováveis (FxE). Para cada matriz foram calculados os índices *C* e *V*. Para cada modelo foram gerados valores simulados e calculada a probabilidade dos valores observados se encontrarem na distribuição simulada dentro de uma significância de 5%.

	Geral				Frugívoros				Insetívoros Aéreos			
	Índice <i>C</i>	p	Índice <i>V</i>	p	Índice <i>C</i>	p	Índice <i>V</i>	p	Índice <i>C</i>	p	Índice <i>V</i>	p
Observado	0,10		2,81		0,03		1,75		0,5		0,75	
FxF	0,10	0,27	-	-	0,03	-	1,75	-	0,45	0,55	0,75	-
FxF	0,14	0,11	1,14	0,08	0,06	0,92	1,01	0,3	0,36	0,46	1,16	0,7
FxE	0,14	0,08	1,03	0,06	0,06	0,93	1,01	0,3	0,39	0,48	1,01	0,82

Tabela 10. Análise de covariação de espécies de morcegos por modelos nulos gerados com matrizes com dados de abundância nas três comunidades (Reserva Natural do Salto Morato, Floresta Estadual do Palmito e Reserva Bicudinho-do-brejo): uma matriz geral, com todas as espécies, uma matriz somente com a guilda de frugívoros e uma matriz somente com a guilda de insetívoros aéreos. Para cada matriz foi gerado um modelo com o algoritmo IT. Foram calculados os valores observados e simulados dos índices *CA*, *MA*, *SA* e *U*, e traçado um intervalo de confiança de 95%. Valores observados fora do IC 95% se encontram destacados em negrito.

	Geral			Frugívoros			Insetívoros Aéreos		
	Observado	IC 95%		Observado	IC 95%		Observado	IC 95%	
		Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior		Limite inferior	Limite superior
<i>CA</i>	0,134	0,02	0,09	0,11	0	0,07	0,3	0	0,3
<i>MA</i>	0,56	0,92	0,98	0,57	0,92	0,98	0,53	0,54	0,93
<i>SA</i>	0,24	0,03	0,17	0,19	0	0,1	0,45	0	0,5
<i>U</i>	41,8	54,2	61,5	18,9	26,3	30,4	6,7	6,9	13,8

3.7 Testes com modelos nulos para conservação de nicho, agregação morfológica e filtros ambientais

Os resultados da análise feita no programa *Niche*, para a matriz contendo os registros de todas as espécies, apontou sobredispersão morfológica (pares de espécies morfológicamente distantes se segregaram, em média, menos do que seria esperado ao acaso) somente para a métrica das submatrizes *checkerboard* ($\Delta_{\text{morf}} = -2,200$; $p < 0,05$) (Tabela 11). Como resultado contrastante obteve-se a indicação de sobredispersão ambiental para a métrica *togetherness* ($\Delta_{\text{amb}} = 2,098$; $p < 0,05$) e subdispersão ambiental para a métrica *clumping* ($\Delta_{\text{amb}} = -2,771$; $p < 0,01$) (Tabela 11). Outro resultado contrastante, foi a indicação de conservação de nicho morfológico para a variável obstrução do espaço ao voo pela métrica *checkerboard* ($R_{\Delta_{\text{amb}}, \Delta_{\text{morf}}} = -2,372$; $p < 0,05$), e indicação de divergência de nicho pela métrica *togetherness* ($R_{\Delta_{\text{amb}}, \Delta_{\text{morf}}} = -3,288$; $p < 0,001$) (Tabela 11). Para a variável temperatura, a métrica *clumping* indicou a ocorrência de divergência de nicho ($R_{\Delta_{\text{amb}}, \Delta_{\text{morf}}} = -2,385$; $p < 0,05$) (Tabela 11).

Na análise levando-se em conta somente as espécies frugívoras, também se obteve a indicação de sobredispersão morfológica ($\Delta_{\text{morf}} = -2,577$; $p < 0,05$) (Tabela 12). A variável temperatura indicou a existência de subdispersão ambiental pela métrica *clumping* ($\Delta_{\text{amb}} = -3,193$; $p < 0,01$) (Tabela 12). Mais um resultado contrastante foi a indicação de subdispersão ambiental, com a variável obstrução do espaço ao voo, pela métrica *checkerboard* ($\Delta_{\text{amb}} = 2,633$; $p < 0,01$) e indicação de sobredispersão ambiental pela métrica *togetherness* ($\Delta_{\text{amb}} = 2,611$; $p < 0,01$) (Tabela 12). Houve indicação de divergência de nicho morfológico com a variável de obstrução ao voo pela métrica *togetherness* ($R_{\Delta_{\text{amb}}, \Delta_{\text{morf}}} = -3,165$; $p < 0,01$) e com a variável temperatura pela métrica *clumping* ($R_{\Delta_{\text{amb}}, \Delta_{\text{morf}}} = -2,427$; $p < 0,05$) (Tabela 12). A variável abundância de *Piper* não influenciou a agregação ou segregação de espécies de frugívoros de maneira geral.

Na análise feita somente com as espécies *Carollia perspicillata*, *Sturnira lilium* e *S. tildae*, obteve-se a indicação de subdispersão ambiental com a variável abundância de *Piper* pela métrica *checkerboard* ($\Delta_{amb} = 3,250$; $p < 0,01$) e com a variável temperatura pela métrica *clumping* ($\Delta_{amb} = -5,423$; $p < 0,001$) (Tabela 13). Para a variável obstrução do espaço ao voo se obteve a indicação de sobredispersão ambiental pela métrica *clumping* ($\Delta_{amb} = 2,578$; $p < 0,01$) (Tabela 13). Houve indicação de divergência de nicho morfológico com a variável abundância de *Piper* pela métrica *togetherness* ($R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}} = -4,558$; $p < 0,001$) e pela métrica *clumping* ($R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}} = -2,633$; $p < 0,01$) (Tabela 13). Já a ocorrência de convergência de nicho morfológico foi indicada com a variável obstrução do espaço ao voo pela métrica *togetherness* ($R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}} = 2,010$; $p < 0,05$) e com a variável corredor de voo pela métrica *clumping* ($R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}} = 2,382$; $p < 0,05$) (Tabela 13). Não houve influencia pura das distâncias morfológicas, entre estas três espécies, em seus padrões de agregação e segregação.

O resultado da análise envolvendo os registros de todas as espécies na Floresta Estadual do Palmito apontou a ocorrência de sobredispersão ambiental, com a variável obstrução do espaço ao voo, pela métrica *clumping* ($\Delta_{amb} = 3,175$; $p < 0,01$), e conservação de nicho com a variável temperatura também pela métrica *clumping* ($R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}} = 2,525$; $p < 0,05$) (Tabela 14).

O resultado da análise envolvendo os registros de todas as espécies na Reserva Bicudinho-do-brejo apontou a ocorrência de subdispersão ambiental, com a variável altura da vegetação ($\Delta_{amb} = -2,865$; $p < 0,01$), sobredispersão ambiental com a variável corredor de voo pela métrica *togetherness* ($\Delta_{amb} = 2,437$; $p < 0,05$), e de conservação de nicho com a variável altura da vegetação pela métrica *checkerboard* ($R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}} = -2,129$; $p < 0,05$).

Tanto na FEP quanto na REB não houve relação pura das distâncias morfológicas entre pares de espécies em seus padrões de agregação e segregação.

Tabela 11. Valores padronizados das métricas: Δ_{amb} (média das distâncias euclidianas entre os valores de cada variável ambiental para cada tipo de submatriz 2x2), Δ_{morf} (média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies de morcegos, para cada tipo de submatriz 2x2) e $R_{\Delta_{amb},\Delta_{morf}}$ (correlação entre Δ_{amb} e Δ_{morf}), para a matriz espécies x amostra da **Reserva Natural do Salto Morato, contando-se todas as espécies**. Tipos de submatrizes: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. Variáveis ambientais: °C- temperatura; **Prec.**- precipitação; **Obstr.**- obstrução ao voo; **Cor.**- corredor de voo. Significância apontada pelas porções caudais de uma distribuição nula gerada com 1000 aleatorizações pelo algoritmo *rc*, que mantém as abundâncias totais de cada espécie e cada amostra. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

		Δ_{amb}	$R_{\Delta_{amb},\Delta_{morf}}$	Δ_{morf}
Checkerboard	°C	-0,237	-0,128	
	Prec.	0,076	-0,934	-2,200*
	Obstr.	1,654	-2,372*	
	Cor.	0,374	-0,21	
Togetherness	°C	2,098*	-0,601	
	Prec.	1,064	0,965	-1,415
	Obstr.	1,965	-3,288***	
	Cor.	-0,424	-0,675	
Clumping	°C	-2,771**	-2,385*	
	Prec.	0,307	0,619	0,823
	Obstr.	0,625	-0,329	
	Cor.	-0,921	0,358	

Tabela 12. Valores padronizados das métricas: Δamb (média das distâncias euclidianas entre os valores de cada variável ambiental para cada tipo de submatriz 2x2), Δmorf (média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies de morcegos, para cada tipo de submatriz 2x2) e $R\Delta\text{amb}.\Delta\text{morf}$ (correlação entre Δamb e Δmorf), para a matriz espécies x amostra da **Reserva Natural do Salto Morato, contando-se somente as espécies frugívoras**. Tipos de submatrizes: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. Variáveis ambientais: °C- temperatura; **Prec.**- precipitação; **Obstr.**- obstrução ao voo; **Cor.**- corredor de voo; *Piper*- abundância de plantas do gênero *Piper* com infrutescências maduras. Significância apontada pelas porções caudais de uma distribuição nula gerada com 1000 aleatorizações pelo algoritmo *rc*, que mantém as abundâncias totais de cada espécie e cada amostra. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

		Δamb	$R\Delta\text{amb}.\Delta\text{morf}$	Δmorf
Checkerboard	°C	-0,124	0,276	
	Prec.	-0,769	-1,111	-2,577*
	Obstr.	2,633**	-1,143	
	Cor.	0,439	-1,706	
	<i>Piper</i>	1,785	1,109	
Togetherness	°C	1,382	-0,920	
	Prec.	0,453	1,090	0,073
	Obstr.	2,611**	-3,165**	
	Cor.	-0,984	-0,884	
	<i>Piper</i>	0,749	1,457	
Clumping	°C	-3,193**	-2,427*	
	Prec.	1,165	0,730	1,036
	Obstr.	0,203	-0,391	
	Cor.	-1,206	0,291	
	<i>Piper</i>	-0,863	-0,835	

Tabela 13. Valores padronizados das métricas: Δamb (média das distâncias euclidianas entre os valores de cada variável ambiental para cada tipo de submatriz 2x2), Δmorf (média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies de morcegos, para cada tipo de submatriz 2x2) e $R\Delta\text{amb}.\Delta\text{morf}$ (correlação entre Δamb e Δmorf), para a matriz espécies x amostra da **Reserva Natural do Salto Morato, contando-se somente para *Carollia perspicillata*, *Sturnira lilium* e *S. tildae***. Tipos de submatrizes: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. Variáveis ambientais: °C- temperatura; **Prec.**- precipitação; **Obstr.**- obstrução ao voo; **Cor.**- corredor de voo; *Piper*- abundância de plantas do gênero *Piper* com infrutescências maduras. Significância apontada pelas porções caudais de uma distribuição nula gerada com 1000 aleatorizações pelo algoritmo *rc*, que mantém as abundâncias totais de cada espécie e cada amostra. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

		Δamb	$R\Delta\text{amb}.\Delta\text{morf}$	Δmorf
Checkerboard	°C	0,981	-1,381	
	Prec.	-1,641	0,837	0,850
	Obstr.	-1,021	-0,842	
	Cor.	-1,096	0,063	
	<i>Piper</i>	3,250**	1,596	
Togetherness	°C	0,893	-0,635	
	Prec.	0,877	0,868	-0,438
	Obstr.	1,203	2,010*	
	Cor.	-1,398	0,490	
	<i>Piper</i>	-0,680	-4,558***	
Clumping	°C	-5,423***	-1,241	
	Prec.	1,342	0,885	-0,121
	Obstr.	2,578**	1,404	
	Cor.	-0,552	2,382*	
	<i>Piper</i>	-1,672	-2,663**	

Tabela 14. Valores padronizados das métricas: Δ_{amb} (média das distâncias euclidianas entre os valores de cada variável ambiental para cada tipo de submatriz 2x2), Δ_{morf} (média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies de morcegos, para cada tipo de submatriz 2x2) e $R_{\Delta_{amb},\Delta_{morf}}$ (correlação entre Δ_{amb} e Δ_{morf}), para a matriz espécies x amostra da **Floresta Estadual do Palmito, contando-se todas as espécies**. Tipos de submatrizes: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. Variáveis ambientais: °C- temperatura; **Prec.**- precipitação; **Obstr.**- obstrução ao voo; **Cor.**- corredor de voo; **Alt.**- altura da vegetação acima de cada rede; **DAP**- diâmetro na altura do peito médio. Significância apontada pelas porções caudais de uma distribuição nula gerada com 1000 aleatorizações pelo algoritmo *rc*, que mantém as abundâncias totais de cada espécie e cada amostra. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$.

		Δ_{amb}	$R_{\Delta_{amb},\Delta_{morf}}$	Δ_{morf}
Checkerboard	°C	1,673	-0,301	
	Prec.	-1,515	-0,244	
	Obstr.	-0,054	-1,536	-1,448
	Cor.	0,984	-0,832	
	Alt.	0,098	-1,050	
	DAP	0,614	-0,585	
Togetherness	°C	0,774	-0,492	
	Prec.	-1,678	0,068	
	Obstr.	-0,086	-1,538	0,418
	Cor.	-0,169	0,299	
	Alt.	0,404	-0,739	
	DAP	-0,152	-0,075	
Clumping	°C	0,986	2,525*	
	Prec.	-1,289	0,972	
	Obstr.	3,175**	-1,840	1,184
	Cor.	1,879	0,107	
	Alt.	-0,787	1,247	
	DAP	-0,839	0,005	

Tabela 15. Valores padronizados das métricas: Δ_{amb} (média das distâncias euclidianas entre os valores de cada variável ambiental para cada tipo de submatriz 2x2), Δ_{morf} (média das distâncias euclidianas entre as dissimilaridades morfológicas entre pares de espécies de morcegos, para cada tipo de submatriz 2x2) e $R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}}$ (correlação entre Δ_{amb} e Δ_{morf}), para a matriz espécies x amostra da **Reserva Natural Bicudinho-do-brejo, contando-se todas as espécies**. Tipos de submatrizes: *checkerboard*, *togetherness* e *clumping*. Variáveis ambientais: **Obstr.**- obstrução ao voo; **Cor.**- corredor de voo; **Alt.**- altura da vegetação acima de cada rede; **DAP**- diâmetro na altura do peito médio. Significância apontada pelas porções caudais de uma distribuição nula gerada com 1000 aleatorizações pelo algoritmo *rc*, que mantém as abundâncias totais de cada espécie e cada amostra. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$.

		Δ_{amb}	$R_{\Delta_{amb}, \Delta_{morf}}$	Δ_{morf}
Checkerboard	Obstr.	0,365	-0,678	
	Cor.	-0,134	1,131	1,206
	Alt.	1,538	-2,129*	
	DAP	-0,488	-0,985	
Togetherness	Obstr.	1,700	-0,930	
	Cor.	2,437*	-0,957	-0,627
	Alt.	1,214	1,284	
	DAP	1,676	-0,865	
Clumping	Obstr.	0,088	-0,859	
	Cor.	1,697	-1,518	-0,853
	Alt.	-2,865**	-0,491	
	DAP	1,882	-0,848	

4. DISCUSSÃO

4.1 Diversidade encontrada

Os esforços de captura na RNSM, FEP e REB registraram, respectivamente, 44%, 41% e 30% das 44 espécies de morcegos com registro conhecido para o litoral do Paraná (Miretzki 2003, Scultori 2009, Kaku-Oliveira 2010). Considerando as assembleias em conjunto, este estudo registrou 54% das espécies com ocorrência confirmada para a região, e 88% dos morcegos pertencentes à guilda dos frugívoros (Miretzki 2003, Scultori 2009, Kaku-Oliveira 2010). Ao se considerar o bioma Mata Atlântica, as três assembleias somaram 21% das espécies encontradas no bioma (Gregorin et al. 2011, Paglia et al. 2012, Nogueira et al. 2012, Dias et al. 2013).

Stevens (2013) apontou que dentre estudos com morcegos na Mata Atlântica, a riqueza de filostomídeos variou muito, entre 2 e 30 espécies por localidade. Foi encontrada uma relação negativa entre a riqueza e a variação de temperaturas (Stevens 2013). Essa condição de maior amplitude térmica é comum em regiões sul do Brasil, e é observada na região do estudo (IAPAR 2013). Bergallo et al. (2003) recomendaram um mínimo de 1000 capturas para se amostrar suficientemente a fauna de morcegos de localidades na Mata Atlântica. Porém, dadas as taxas de capturas obtidas nesta pesquisa, seriam necessários esforços de três até sete vezes maiores do que o proferido, para se alcançar tamanho sucesso, algo somente viável em estudos de longa duração. Porém estes autores realizaram esforços em regiões onde há maiores riquezas e taxas de capturas mais altas, sendo que possivelmente no sul do Brasil não sejam necessárias tantas capturas para se chegar à suficiência amostral. No Parque Estadual do Pico Marumbi, com 263 capturas chegou-se a mais de 90% da riqueza estimada (Brito 2011). Além disso, devido ao grande desconhecimento acerca da distribuição das espécies de morcegos no Brasil, mesmo os pequenos esforços de levantamentos ganham

importância na geração de dados visando a conservação das espécies (Bernard et al. 2010).

Miretzki (2003) sugeriu que a região costeira do Estado do Paraná, com 33 espécies de morcegos registradas (naquele momento), era uma área de baixa prioridade para inventários de morcegos. Estudos posteriores aumentaram em onze o número de espécies para a região (Scultori 2009, Scultori et al. 2009a,b,c, Passos et al. 2010), sugerindo que as pesquisas na área ainda são necessárias. Os presentes resultados também mostraram a ocorrência espécies que foram recentemente registradas para a região, tais como *Chiroderma doriae*, *Dermanura cinerea*, *Diphylla ecaudata*, *Lamproncycteris brachyotis* e *Platyrrhinus recifinus* (Scultori 2009, Kaku-Oliveira 2010). Também mostrou-se a ocorrência de espécies que tiveram poucos registros para a área, como *Microncycteris megalotis*, *Myotis riparius*, *Sturnira tildae*, *Trachops cirrhosus* e *Vampyressa pusilla* (Miretzki 2003, Scultori 2009, Kaku-Oliveira 2010). O registro do recém descrito *Eptesicus taddeii* na FEP é o primeiro para a região litorânea do estado (Miranda et al. 2010) e, assim como o melhor conhecimento da distribuição e biologia populacional das demais espécies, agrega informação para a determinação de seus *status* de conservação (Bernard et al. 2013). Todos estes dados indicam que levantamentos da fauna de morcegos no litoral paranaense não são redundantes, sendo necessário o melhor conhecimento da distribuição das espécies e são a base para posteriores investigações de cunho ecológico.

Antes de se tentar estabelecer se interações bióticas ou variáveis ambientais determinam a composição e estrutura de uma assembleia, é necessário verificar se o padrão encontrado não seria esperado ao acaso (Weiher & Keddy 1999), modelos nulos podem ser usados para isso (Gotelli & Graves 1996).

A análise de partição aditiva da diversidade mostrou alguns resultados diferentes, quando os dados foram analisados na forma de matrizes com a abundância das espécies ou na forma de matrizes binárias. Em todas as análises, os valores observados do componente α -1 foram significativamente menores do que os esperados quando estes foram descritos pelo índice de Shannon, e foram significativamente maiores do que os valores esperados quando os componentes foram descritos na forma de riqueza. Também, em todas as análises, os componentes de β -diversidade em níveis hierárquicos superiores da partição realizada, representaram uma maior proporção da partição nas análises com dados binários em comparação aos dados de abundância de espécies. Isso pode ser explicado por padrões de dominância, em que as espécies mais abundantes também foram registradas em mais unidades amostrais, assim como as espécies raras foram registradas em poucas, contribuindo pouco para o valor de α -1 (Crist et al. 2003). Isso indica que as possíveis interpretações para os resultados da análise precisam levar em consideração o tipo de dado inserido na matriz, pois estes influenciaram consideravelmente a proporção que os componentes influíram na composição da diversidade γ em um delineamento amostral idêntico.

Como a partição da diversidade aponta, explicitamente, quais elementos da divisão hierárquica realizada tiveram maior peso na composição da diversidade, esta análise pode indicar alvos em termos de concentração do esforço amostral (e.g. aumentar a quantidade de redes-de-neblina instaladas por noite, em detrimento do número de noites por fase de campo) (Veech et al. 2002). Assim como, posteriormente servir como base para estratégias de conservação, indicando quais escalas, em termos de área e heterogeneidade ambiental, seriam mais eficientes como mantenedoras de uma maior parte da biodiversidade (Gering et al. 2003, Ribeiro et al. 2008, Acosta-González et al. 2013).

Em comparação, o componente β -2 da dimensão espacial, definido pela diferença de diversidade entre os sítios amostrais, representou uma maior proporção da diversidade γ que o componente β -2 da dimensão temporal, que representa a diferença entre as noites de amostragem, em todas as análises (Figuras 12 a 19). Isso indica que, do ponto de vista do esforço amostral, a quantidade de sítios amostrais teve uma importância maior do que a quantidade de noites de amostragem por fase de campo. Por outro lado, o componente β -3 da dimensão espacial, definido pela diferença de diversidade entre zonas amostrais, representou uma menor proporção da diversidade γ que o componente β -3 da dimensão temporal, que representa a diferença entre fases de campo, em todas as análises (Figuras 12 a 19). No entanto as unidades espaciais e temporais são de dimensões diferentes, e não variam da mesma forma, sendo assim não comparáveis por esta análise, cabendo somente a interpretação da amostragem realizada. Dessa forma, sem um delineamento comparativo adequado, não se pode sugerir ampliação de esforços espaciais em detrimento de temporais, ou vice-versa.

Nas análises que levaram em consideração as três localidades, percebe-se que o componente β -4, definido como a diferença entre as diversidades das três áreas, foi significativamente maior do que seria esperado ao acaso (Figuras 18 e 19). No caso da análise com dados de abundância, esse resultado foi mais evidente, sendo o valor observado sete vezes maior que o esperado. Este resultado indica que as três localidades se diferiram entre si mais do que as simulações apontaram, principalmente em termos de abundância, assim existem processos ecológicos gerando a estruturação observada.

4.2 Padrões de ocorrência, coocorrência e covariação encontrados

As análises de coocorrência de espécies entre as localidades, por modelos nulos gerados com dados binários, não apontaram padrões de agregação ou segregação de

espécies entre as três comunidades. Isso era esperado devido ao fato de 12 das 24 espécies registradas no estudo ocorrerem nas três localidades. Quatro espécies foram somente registradas na RNSM: *Dermanura cinerea*, *Lamproncyteris brachyotis*, *Platyrrhinus recifinus* e *Trachops cirrhosus*. As três primeiras foram recentemente registradas para o estado (Scultori et al. 2009a,b,c) e suas ocorrências são conhecidas somente para duas localidades, a RPPN Morro da Mina no município de Antonina e a própria RNSM. Com a ausência de registros históricos destas espécies (Miretzki 2003) e uma maior concentração em esforços de captura no litoral norte do Paraná (Scultori 2009, Kaku-Oliveira 2010, Munster 2011), não se pode chegar à conclusão de que estas espécies não possam ocorrer ao longo do litoral paranaense. No caso de *P. recifinus*, existe um registro da espécie no sul de Santa Catarina (Carvalho & Fabián 2011). Dessa forma, a não ocorrência destas espécies nas três áreas, assim como *Diphylla ecaudata*, *Vampyressa pusilla* e *Myotis nigricans*, que somente foram registradas na FEP e/ou REB, pode ser explicada por três hipóteses: (1) Existe uma dinâmica de colonização/extinção de populações nos locais que não pode ser aferida por este estudo; (2) Existem filtros ambientais determinando a ocorrência destas espécies; (3) Existem espécies com menor chance de detecção na amostragem, por sua baixa abundância ou viés amostral.

A terceira hipótese pode se aplicar ao caso dos vespertilionídeos e outros insetívoros, que não são muito bem amostrados com redes de neblina no sub-bosque (Pech-Canche et al. 2011a), podendo levar a concepções de que sua dificuldade de se amostrar seja interpretada erroneamente como raridade (Velazco et al. 2011). Essa abordagem também pode se aplicar aos morcegos filostomídeos da subfamília Phyllostominae, aqui representados por *L. brachyotis*, *M. megalotis* e *T. cirrhosus*. Espécies desta subfamília são frequentemente considerados pouco abundantes em

estudos com morcegos neotropicais (Fleming et al. 1972, Kalko et al. 1996, Simmons & Voss 1998, Willig et al. 2000, Bernard 2001, Lim & Engstrom 2001, Bianconi et al. 2004, Esberard et al. 2006, Castro-Luna et al. 2007, Avilla-Cabadilla et al. 2009, Mello 2009).

Já as análises de covariação, feitas com dados de abundância, revelaram que existe um padrão estruturado de covariação negativa nas abundâncias de espécies dentre as três assembleias. Das quatro métricas utilizadas para se detectar este padrão, somente a SA não mostrou este resultado, sendo este índice considerado mais conservador para esta finalidade (Ulrich & Gotelli 2010). Este padrão foi encontrado para a maioria das comunidades de animais endotérmicos, inclusive morcegos (Ulrich & Gotelli 2010).

O efeito puro do espaço pode ser considerado um dos fatores responsáveis por este padrão, dada à correlação espacial significativa entre a composição e abundância de espécies por unidades amostrais das três localidades e suas distâncias geográficas. Nas amostragens realizadas na RNSM e FEP, o efeito do espaço também foi significativo. Este resultado pode ter sido influenciado pelos registros pontuais das espécies menos abundantes, mas também pelo uso do espaço tendencioso por parte dos animais, independente das variáveis ambientais avaliadas, resultado da proximidade de abrigos e da própria territorialidade e área de vida dos indivíduos. Trevelin et al. (2013) observaram que para oito indivíduos de *C. perspicillata*, as distâncias entre os abrigos e suas áreas de forrageio variaram entre 198 e 958m (média $488,9 \pm 262,1$ m), e para oito indivíduos de *A. lituratus* essas distâncias variaram entre 418 e 2058m (média $1158,8 \pm 598,6$ vm). Estes valores de deslocamentos são menores que os valores médios de distâncias máximas entre os sítios amostrais na RNSM ($2507,33 \pm 118,67$ m) e na FEP ($2032,45 \pm 441,19$ m). Mesmo que neste estudo, nem as áreas de vida das espécies, nem a existência de abrigos tenham sido aferidas, sugere-se que o maior uso do espaço

(refletido nas capturas) em determinados locais das áreas amostradas, foi gerado por um maior número de deslocamentos nestas áreas, o que se refletiu na observação de correlação espacial. Na amostragem realizada na FEP, cinco das seis capturas de *M. nigricans* foram realizadas em um único sítio amostral, o que pode ser um indicativo de que havia um abrigo próximo. Na REB não houve correlação espacial significativa, muito provavelmente devido à maior proximidade dos sítios amostrais, cujas menores distância entre si foram em média $35,74 \pm 9,65$ m, contra $66,75 \pm 20,7$ m na RNSM e $69,18 \pm 20,72$ m na FEP. Além disso, as zonas amostrais na REB não formaram agrupamentos espaciais mais próximos entre si, dos que as zonas amostrais na RNSM e FEP (Figuras 2,3 e 4).

Somente as análises para todas as espécies e a que levou em consideração somente as espécies frugívoras na RNSM, indicaram a ocorrência de sobredispersão morfológica, no caso das submatrizes do tipo *checkerboard* (Tabelas 11 e 12). Isto pode ser resultado das altas abundâncias das espécies dos gêneros *Artibeus* e *Sturnira* e de *C. perspicillata*, que apresentaram maiores valores de distância morfológica entre si (Anexo, Figura 1). Na análise com todas as espécies (Tabela 11) também houve a indicação de conservação de nicho com a variável obstrução do espaço ao voo, que deve ser entendido como o padrão de espécies morfológicamente similares estarem sujeitas de forma semelhante a esta variação ambiental na amostragem realizada, e não como um processo evolutivo (Wiens & Graham 2005, Wiens et al. 2010). Na análise com as espécies frugívoras (Tabela 12) houve a indicação de subdispersão ambiental com esta variável também pela métrica *checkerboard*, resultado da não coocorrência destas espécies em unidades amostrais distintas.

Houve resultados contraditórios gerados pelas métricas de submatrizes do tipo *togetherness*, no caso a indicação de divergência de nicho na análise com todas as

espécies (Tabela 11) e de sobredispersão ambiental na análise com as espécies frugívoras, ambas com a variável obstrução do espaço ao voo. Os autores da análise apontaram que em testes de ajustamento aos modelos nulos, estas métricas apresentaram uma fraca correlação entre seus *scores* e o tamanho da matriz, especialmente quando esta possuía um tamanho maior do que 5000 elementos (espécies x unidades amostrais > 5000) (Ulrich et al. 2012). Na análise aqui realizada, a matriz $m \times n$ com todas as espécies da RNSM continha 6156 elementos, e matriz de frugívoros continha 3564.

O resultado obtido pode ser interpretado como a ausência da influência direta da morfologia na captura pela amostragem realizada, no entanto como a variável obstrução do espaço ao voo influenciou na captura de todas as espécies, a correlação observada entre o gradiente ambiental e distância morfológica, nos padrões de agregação e segregação de pares de espécies por pares de amostras, pode ter sido gerada pela própria distribuição de abundâncias das espécies e sua distinção morfológica intrínseca. A conservação de similaridades morfológicas é o padrão em espécies filogeneticamente mais próximas (Wiens & Graham 2005). Ao se tratar de possíveis cenários competitivos dentro de uma assembleia de morcegos filostomídeos na Amazônia, Arias (2008) não encontrou influência das distâncias morfológicas, dentro de uma abordagem morfométrica multivariada, em padrões relativos de capturas na maioria dos cenários competitivos em diferentes estágios sucessionais. Moreno et al. (2006), com uma abordagem construída a partir de distância entre o volume morfológico de espécies de filostomídeos e mormopídeos, não encontraram relação com os padrões de riqueza observados. No entanto, quando somente as espécies frugívoras foram analisadas, quando a riqueza de uma assembleia aumentava, a distância morfológica entre as espécies diminuía, indicando uma partilha de nicho. A construção do volume morfológico foi baseada em

descritores de morfologia alar comumente utilizados: *aspect ratio*, carga alar e índice de ponta de asa (Norberg 1994).

A abundância de *Piper* spp. não influenciou a agregação de frugívoros (Tabela 12) quando analisadas todas as espécies, apesar de ser conhecido o consumo de infrutescências destas plantas para espécies do gênero *Artibeus*, mesmo que menor em comparação a outros itens de sua dieta (Vazquez-Yanez et al. 1975, Bizerril & Raw 1998, Galindo-González et al. 2000, Passos et al. 2003, Munster 2011, Silveira et al. 2011, Sánchez et al. 2012).

A análise somente com *C. perspicillata* e as espécies de *Sturnira* spp. apontou a existência de subdispersão ambiental com a abundância de *Piper* spp., pela métrica *checkerboard* (Tabela 13), ou seja, estas espécies se segregaram menos do que o esperado ao acaso em pares de unidades amostrais dissimilares, o que indica uma influência positiva da variável na captura destas espécies por unidade amostral. Também houve a indicação de divergência de nicho pelas métricas *togetherness* e *clumping*, o que aponta um padrão significativo de coocorrência entre as espécies, dependente da abundância de *Piper* spp. e independente de suas distâncias morfológicas. Em um estudo da dieta dos morcegos frugívoros na RNSM, Munster (2011) verificou que infrutescências de *Piper* spp. constituíram 87% da dieta de *C. perspicillata*, 42% da dieta de *S. liliium* e 70% da dieta de *S. tildae*. O alto consumo deste item por espécies destes gêneros é amplamente relatado (Fleming et al. 1977, Heithaus & Fleming 1978, Muller & Reis 1992, Galindo-González et al. 2000, Mikich 2002, Passos et al. 2003, Giannini & Kalko 2004, Mello et al. 2008, Silveira et al. 2011, Sánchez et al. 2012) e sua disponibilidade em determinado influencia as capturas destas espécies.

As indicações de convergência de nicho com a variável obstrução do espaço ao voo pela métrica *togetherness* e com uso dos corredores de voo pela métrica *clumping*, apontam que as espécies de *Sturnira* spp. coocorreram significativamente mais entre si do que com *C. perspicillata*, em pares de unidades amostrais similares por estas variáveis. Isso mostra uma segregação tanto espacial quanto temporal nas capturas relacionada a estas variáveis, independente da abundância de *Piper* spp. antes mencionada. A análise feita com os registros de todas as espécies na FEP, apontou a ocorrência de sobredispersão ambiental com a variável obstrução do espaço ao voo com a métrica *clumping*, o que indica que os padrões de coocorrência de pares de espécies foram significativamente menores do que o esperado ao acaso, em pares de unidades amostrais mais obstruídas. Sabe-se que arquitetura da vegetação e disposição de espaços livres ao voo influenciam a atividade de morcegos (Law & Chidel 2002, Adams et al. 2009, Dodd et al. 2012, Estrada-Villegas et al. 2012). Os resultados aqui obtidos corroboram essa observação, assim como a observação de conservação de nicho aponta uma relação de aspectos morfológicos relacionados ao voo com estas variáveis.

As três análises realizadas com os dados da RNSM apontaram a existência de subdispersão ambiental com a variável temperatura pela métrica *clumping* (Tabelas 11, 12 e 13), o que indica que todas as espécies coocorreram menos do que o esperado ao acaso dentro do gradiente desta variável. Ao se analisar os dados, percebe-se uma diminuição da abundância nas fases de campo mais frias (Tabela 4), assim, pode-se interpretar que com a diminuição da temperatura se observou segregado nas capturas associado ao menor número de eventos nos períodos frios. A análise de partição aditiva da diversidade apontou a existência de uma diferença muito maior do que o esperado ao acaso, dentre as fases de campo, tanto em abundância quanto riqueza, o que corrobora este resultado. Na FEP, também houve a indicação de convergência de nicho com a

variável temperatura pela métrica *togetherness*, o que pode ser explicado pela dominância das espécies de *Artibeus* e sua menor abundância nas fases mais frias (Tabela 6). O padrão observado condiz com já relatada diminuição da captura de morcegos em regiões subtropicais do Neotropico, relacionada com a diminuição das temperaturas (Mello et al. 2008, Ortêncio-Filho et al. 2010).

A análise realizada na REB indicou a ocorrência de convergência de nicho com a variável altura da vegetação pela métrica *checkerboard*, e subdispersão ambiental com esta variável pela métrica *clumping*, indicando que ocorreu um padrão de coocorrência de espécies relacionado com o gradiente desta variável. Na REB, as maiores abundâncias ocorreram nas zonas A e C (Tabela 7), onde a maioria dos sítios amostrais se encontravam em áreas dominadas por gramíneas (Figura 4). Talvez, por um viés amostral, com uma alta abundância em sítios com extremos dessa variável, tenha-se obtido este resultado.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados aqui obtidos indicam que as assembleias de morcegos das três localidades do litoral do Paraná estudadas (a Reserva Natural do Salto Morato, a Floresta Estadual do Palmito e a Reserva Bicudinho-do-brejo), se mostraram significativamente diferentes em termos de suas influências na geração de um componente de diversidade regional (somadas as três áreas de estudo), tanto em termos de abundância quanto riqueza.

Os padrões de coocorrência de espécies entre as localidades se mostraram iguais ao esperado ao acaso, porém os padrões de covariação das abundâncias foram significativamente menores do que o esperado. Dentre as três áreas de estudo, o

componente espacial se mostrou significativo na geração destas diferenças. Isto pode ser um indicativo de que ao menos parcialmente, fatores neutros, como as dinâmicas de colonização e extinção, migrações e crescimento populacional das espécies, não aferidos neste estudo, influenciam o padrão observado.

Dentro das áreas, os fatores que mais influenciaram os padrões de coocorrência e covariação da captura de morcegos pelas unidades amostrais foram a temperatura, obstrução do espaço ao voo e abundância de *Piper* spp., para capturas de *Sturnira* spp. e *C. perspicillata* na RNSM. Estes resultados indicam a influência da sazonalidade na amostragem, assim como da disposição das redes de neblina em locais relacionados a um maior uso do espaço pelos morcegos, na geração de um viés amostral.

Os mecanismos envolvidos na geração das estruturas de comunidades observadas, podem ser melhor conhecidos se investigadas as áreas de vida e outros requerimentos ambientais das espécies.

REFERÊNCIAS

- ACOSTA-GONZÁLEZ, G.; RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, F.A.; HERNÁNDEZ-LANDA, R.C. & ARIAS-GONZÁLEZ, J.E. 2013. Additive diversity partitioning of fish in a Caribbean coral reef undergoing shift transition. *PlosOne*. 8(6): 1-11.
- ADAMS, M.D., LAW, B.S. & FRENCH, K.O. 2009. Vegetation structure influences the vertical stratification of open- and edge-space-aerial-foraging bats in harvested forests. *Forest Ecology and Management*. 258: 2090-2100.
- ARIAS, L.C. 2008. Ecomorphological structure of an Amazonian phyllostomid bat assemblage. Dissertação de Mestrado, Texas Tech University.
- ARLETTAZ, R. 1999. Habitat selection as a major resource partitioning mechanism between two sympatric sibling bat species *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *Journal of Animal Ecology*. 68: 460-471.
- AVILA-CABADILLA, L.D.; STONER, K.E.; HENRY, M; AÑORVE, M.Y.A. 2009. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*. 258: 986-996.
- AVILA-CABADILLA, L.D., SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A., STONER, K.E., ALVAREZ-AÑORVE, M.Y., QUESADA, M. & PORTILLO-QUINTERO, C.A. 2012.

Local and landscape factors determining occurrence of phyllostomid bats in tropical secondary forests. *PlosOne*. 7(4): 1-15.

BASCOMPTE, J. & JORDANO, P. 2007. Plant-Animal mutualistic networks: The architecture of biodiversity. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*. 38: 567-593.

BELWOOD, D.R., WAINWRIGHT, P.C., FULTON, C.J. & HOEY, A. 2002. Assembly rules and functional groups at global biogeographical scales. *Functional Ecology*. 16: 557-562.

BELYEA, L.R. & LANCASTER, J. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos*. 86: 402-416.

BERGALLO, H.G., ESBÉRARD, C.E., MELLO, M.A.R. & LINS, V. 2003. Bat species richness in Atlantic Forest: What is the minimum sampling effort? *Biota Neotropica*. 35(2): 278-288.

BERNARD, E. 2001. Vertical stratification in bat communities in primary forests of Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 17: 115-126.

BERNARD, E. & FENTON, M.B. 2007. Bats in a fragmented landscape: Species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation*. 134: 332-343.

BERNARD, E., AGUIAR, L.M.S. & MACHADO, R.B. 2010. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Mammal Reviews*. 41(1): 23-39.

BERNARD, E., NASCIMENTO, J.L. & AGUIAR, L.M.S. 2013. Flagging a species as threatened: the case of *Eptesicus taddeii*, an endemic bat from the Brazilian Atlantic Forest. *Biota Neotropica*. 13(2): 314-318.

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

BIANCONI, G.V., GREGORIN, R. & CARNEIRO, D.C. 2009. Range extension of the Peale's Free-tailed bat *Nyctinomops aurispinosus* (Molossidae) in Brazil. *Biota Neotropica*. 9(2): 267-270.

BIZERRIL, M.X.A. & RAW, A. 1998. Feeding behaviour of bats and dispersal of *Piper arboretum* seeds in Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 14(1): 109-114.

BRITO, J.E.C. 2011. Morcegos do Parque Estadual do Pico Marumbi: Frugivoria e germinação de sementes. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

CARRANO, E. 2006. Composição e Conservação da Avifauna na Floresta Estadual do Palmito, Município de Paranaguá, Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

CARVALHO, F. & FÁBIAN, M.E. 2011. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Platyrrhinus recifinus* (O. Thomas, 1901): First confirmed record in the state of Santa Catarina, southern Brazil. *Checklist*. 7(2): 139-141.

- CARVALHO, F., ZOCHE, J.J. & MENDONÇA, R.A. 2009. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) em restinga no município de Jaguaruna, sul de Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*. 22(3): 193-201.
- CASTRO, I. J., SANTOS, E. R.; MARTINS, A. C. M., DIAS, D. & PERACCHI, A.L. 2012. First record of the pale-winged dog-like bat *Peropteryx pallidoptera* (Chiroptera: Emballonuridae) for Brazil. *Mammalia*. 76(4): 451-454.
- CASTRO-ARELLANO, I., PRESLEY, S.J., SALDANHA, L.N., WILLIG, M.R. & WUNDERLE, J.M. 2007. Effects of reduced impact logging on bat biodiversity in terra firme forest of lowland Amazonia. *Biological Conservation*. 138: 269-285.
- CASTRO-LUNA, A.A. & GALINDO-GONZÁLEZ, J. 2012. Seed dispersal by phyllostomid bats in two contrasting vegetation types in a Mesoamerican reserve. *Acta Chiropterologica*. 14(1): 133-142.
- CASTRO-LUNA, A.A., SOSA, V.J. & CASTILLO-CAMPOS, G. 2007. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation*. 10(2007): 219-228.
- CLARKE, F.M., PIO, D.V. & RACEY, P.A. 2005. A comparison of logging systems and bat diversity in the Neotropics. *Conservation Biology*. 19(4): 1194-1204.
- COLWELL, R.K. 2013. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Software and User's Guide. Version 9.1.0.
- CRIST, T.O., VEECH, J.A., GERING, J.C. & SUMMERVILLE, K.S. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of α , β and γ diversity. *The American Naturalist*. 162(6): 734-743.
- DENZINGER, A. & SCHNITZLER, H.U. 2013. Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology*. 4: 1-15.
- DIAS, D., ESBÉRARD, C.E.L. & MORATELLI, R. 2013. A new species of *Lonchophylla* (Chiroptera, Phyllostomidae) from the Atlantic Forest of southeastern Brazil, with comments on *L. bokermanni*. *Zootaxa*. 3722 (3): 347-360.
- DODD, L.E., LACKI, M.J., BRITZCKE, E.R., BUEHLER, D.A., KEYSER, P.D., LARKIN, J.L. et al. 2012. Forest structure affects trophic linkages: How silvicultural disturbance impacts bats and their insect prey. *Forest Ecology and Management* 267: 262-270.
- ESBÉRARD, C.E.L. Influência do ciclo lunar na captura de morcegos Phyllostomidae. *Iheringia*. 97(1): 81-85.
- ESBÉRARD, C.E.L., JORDÃO-NOGUEIRA, T., LUZ, J.L., MELO, G.G.S., MANGOLIN, R., JUCÁ, N., RAÍCES, D.S.L., ENRICI, M.C. & BERGALLO, H. 2006. Morcegos da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 8(2): 147-153.
- ESTRADA, A., COATES-ESTRADA, R. & MERRIT, D. 1993. Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography*. 16: 309-318.

- ESTRADA-VILLEGAS, S., MCGILL, B.J. & KALKO, E.K.V. 2012. Climate, habitat, and species interactions at different scales to determine the structure of a Neotropical bat community. *Ecology*. 93(5): 1183-1193.
- FARIA, D., LAPS, R.R., BAUMGARTNER, J. & CETRA, M. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 15: 587-612.
- FAUTH, J.E., BERNARDO, J., CAMARA, M., RESETARITS, W.J., VAN BUSKIRK, J. & MCCOLLUM, S.A. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: A conceptual approach. *The American Naturalist*. 147(2): 282-286.
- FLEMING, T.H., HOOPER, E.T. & WILSON, D.E. 1972 . Three Central American bat communities: structure, reproductive cycles, and movement patterns. *Ecology*. 53(4): 556-569.
- FLEMING, T.H., HEITHAUS, E.R. & SAWYER, W.B. 1977. An experimental analysis of the food location behavior of frugivorous bats. *Ecology*. 58: 619-627.
- FREEMAN, P.W. 1979. Specialized insectivory: Beetle-eating and moth-eating molossid bats. *Journal of Mammalogy*. 60: 467-479.
- GALINDO-GONZÁLEZ, J., GUEVARA, S. & SOSA, V.J. 2000. Bat and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology*. 14(6): 1693-1703.
- GARDNER, A.F. 2008. Order Chiroptera. In: *Mammals of South America Vol.1 Marsupials, Xernarthrans, Shrews and Bats* (A.F. GARDNER, ed.) The University of Chicago Press, Chicago, p.187-580.
- GATTI, G. A. 2000. Composição florística e estrutura da vegetação de uma área em recuperação ambiental em Guaraqueçaba-PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- GERING, J.C., CRIST, T.O. & VEECH, J.A. 2003. Additive partitioning of species across multiple spatial scales: Implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology*. 17(2): 488-499.
- GIANNINI, N.P. & KALKO, E.K.V. 2004. Trophic structure in a large assemblage of phyllostomid bats in Panama. *Oikos*. 105: 209-220.
- GOTELLI, N.J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*. 81(9): 2606-2621.
- GOTELLI, N.J. & GRAVES, G.R. 1996. *Null Models in Ecology*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C, United States of America.
- GOTELLI, N.J. & McCABE, D.J. 2002. Species co-occurrence: A meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. *Ecology*. 83(8): 2091-2096.
- GOTELLI, N.J. & ENTSMINGER, G.L. 2003. *EcoSim: Null models software for ecology*. Version 7. Acquired intelligence Inc & Kesey-Bear. Jericho.

- GORRESEN, P.M. & WILLIG, M.R. 2004. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy*. 85(4): 688-697.
- GREGORIN, R., TAHARA, A.S. & BUZZATO, D.F. 2011. *Molossus aztecus* and other small *Molossus* (Chiroptera: Molossidae) in Brazil. *Acta Chiropterologica*. 13(2): 311-317.
- HEITHAUS, E.R. & FLEMING, T.H. 1978. Foraging movements of a frugivorous bat, *Carollia perspicillata* (Phyllostomatidae). *Ecological Monographs*. 48(2): 127-143.
- HUBBEL, S.P. 2005. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalency. *Functional Ecology*. 19: 166-172.
- IAPAR. Instituto Agrônomo do Paraná. <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863> (último acesso em 30/12/2013).
- KAKU-OLIVEIRA, N.Y. 2010. Estrutura de comunidade, reprodução e dinâmica populacional de morcegos (Mammalia, Chiroptera) na Reserva Natural do Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- KALKO, E.K.V., HANDLEY, C.O. & HANDLEY, D. 1996. Organization, diversity and long-term dynamics of a neotropical bat assemblage. In: Long-term studies on vertebrate communities (M.L. CODY & J.A. SMALLWOOD, eds.) Academic Press, Boston. p. 503-553.
- KLINGBEIL, B.T. & WILLIG, M.R. 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology*. 46: 203-213.
- KUNZ, T.H., TORREZ, E.B., BAUER, D., LOBOVA, T. & FLEMING, T.H. 2011. Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1223: 1-38.
- LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*. 76: 5-13.
- LARSEN, R.J., BOEGLER, K.A., GENOWAYS, H.H., MASEFIELD, W.P., KIRSCH, R.A. & PEDERSEN, R.P. 2007. Mist netting bias, species accumulation curves, and the rediscovery of two bats on Montserrat (Lesser Antilles). *Acta Chiropterologica*. 9(2): 423-435.
- LAW, B. & CHIDEL, M. 2002. Tracks and riparian zones facilitate the use of Australian regrowth forest by insectivorous bats. *Journal of Applied Ecology*. 39: 605-617.
- LIM, B.K. & ENGSTROM, M.D. 2001. Bat community structure at Iwokrama Forest, Guyana. *Journal of Tropical Ecology*. 17(5): 647-665.
- McGILL, B.J., ETIENNE, R.S., GRAY, J.S., ALONSO, D., ANDERSON, M.J., BENECHA, H.J. et al. 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters*. 10: 995-1015.

- MEDELLÍN, R.A., EQUIHUA, M. & AMIN, M.A. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical Rainforests. *Conservation Biology*. 14(6): 1666-1675.
- MEDINA, A., HARVEY, C.A., SÁNCHEZ MERLO, D.S., VÍLCHEZ, S. & HERNÁNDEZ, B. 2007. Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matiguás, Nicaragua. *Biotropica*. 39(1): 120-128.
- MEHR, M., BRANDL, R., HOTHORN, T. DZIOCK, F., FÖRSTER, B. & MÜLLER, J. 2011. Land use is more important than climate for species richness and composition of bat assemblages on a regional scale. *Mammalian Biology*. 76: 451-460.
- MELLO, M.A.R. 2009 Temporal variation in the organization of a Neotropical assemblage of leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). *Acta Oecologica*. 35: 280-286.
- MELLO, M.A.R., KALKO, E.K.V. & SILVA, W.R. 2008. Diet and abundance of the bat *Sturnira lilium* (Chiroptera) in a Brazilian Montane Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*. 89(2): 485-492.
- MELLO, M.A.R., KALKO, E.K.V. & SILVA, W.R. 2013. Effects of moonlight on the capturability of frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) at different time scales. *Zoologia*. 30(4): 397-402.
- MIKICH, S.B. 2002. A dieta de morcegos frugívoros (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) de um pequeno remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 19(1): 239-249.
- MIRANDA, J.M.D., BERNARDI, I.P., CARVALHO, F. & PASSOS, F.C. 2010. Novos dados distribucionais do morcego recém descrito *Eptesicus taddeii* (Vespertilionidae). *Chiroptera Neotropical*. 16(1): 672-674.
- MIRANDA, J.M.D., BERNARDI, I.P. & PASSOS, F.C. 2011. Chave ilustrada para determinação dos morcegos da Região Sul do Brasil. João M.D. Miranda, Curitiba.
- MIRETZKI, M. 2003. Morcegos do estado do Paraná, Brasil (Mammalia, Chiroptera): Riqueza de espécies, distribuição e síntese do conhecimento atual. *Papeis Avulsos em Zoologia*. 43(6): 101-138.
- MONTEIRO, L.R. & NOGUEIRA, M.R. 2011. Evolutionary patterns and processes in the radiation of phyllostomid bats. *Evolutionary Biology*. 11: 137-160.
- MORATELLI, R., PERACCHI, A.L., DIAS, D. & OLIVEIRA, J.A. 2011. Geographic variation in South American populations of *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) (Chiroptera, Vespertilionidae) with the description of two new species. *Mammalian Biology*. 76: 592-607.
- MORENO, C.E., ARITA, H.T. & SOLIS, L. 2006. Morphological assembly mechanisms in Neotropical bat assemblages and essembles within a landscape. *Oecologia*. 149: 133-140.
- MULLER, M.F. & REIS, N.R. 1992. Partição de recursos alimentares entre quatro espécies de morcegos frugívoros (Chiroptera, Phyllostomidae). *Revista Brasileira de Zoologia*. 9(3/4): 345-355.

- MUNSTER, L.C. 2011. Padrão de atividade e utilização de recursos alimentares por morcegos frugívoros (Chiroptera, Phyllostomidae) em uma região ao sul da Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- NOGUEIRA, M.R., LIMA, I.P., PERACCHI, A.L. & SIMMONS, N.B. 2012. New Genus and Species of Nectar-Feeding Bat from the Atlantic Forest of Southeastern Brazil (Chiroptera: Phyllostomidae: Glossophaginae). *American Museum Novitates*. 3747: 30p.
- NORBERG, U. M. 1994. Wing design, flight performance and habitat use in bats. In: *Ecological Morphology: Integrative Organismal Biology*. (P. C. Wainwright & S. M. Reilly). The University of Chicago Press, Chicago, United States of America. pp. 205–239.
- NORBERG, U.M. & RAYNER, J.M.V. 1987. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): Wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* 316: 335:427.
- NUMA, C., VERDÚ, J.R. & SÁNCHEZ-PALOMINO, P. 2005. Phyllostomidae bat diversity in a variegated coffee landscape. *Biological Conservation*. 122: 151-158.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B. et al. 2013. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-9. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- ORTÊNCIO-FILHO, H & REIS, N.R. 2009. Species richness and abundance of bats in fragments of the stational semi-deciduous forest, Upper Paraná River, southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 69(2) 727-734.
- ORTÊNCIO-FILHO, H., REIS, N.R. & MINTE-VERA, C.V. 2010. Time and seasonal patterns of activity of phyllostomid in fragments of a stational semideciduous forest from the Upper Paraná River, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 70(4): 937-945.
- PAGLIA, A.P., FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., HERRMANN, G., AGUIAR, L.M.S., CHIARELLO, A.G., LEITE, Y.L.R., COSTA, L.P., SICILIANO, S., KIERULFF, C.M., MENDES, S.L., TAVARES, V.C., MITTERMEIER, R.A. & PATTON, J.L. 2012. Lista Anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology*. 6: 1-76.
- PASSOS, F.C., SILVA, W.R., PEDRO, W.A. & BONIN, M.R. 2003. Frugivoria em morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Parque Estadual Intervales, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 20(3): 511-517.
- PASSOS, F.C., MIRANDA, J.M.D., BERNARDI, I.P., KAKU-OLIVEIRA, N.Y. & MUNSTER, L.C. 2010. Morcegos da Região Sul do Brasil: análise comparativa da riqueza de espécies, novos registros e atualizações nomenclaturais (Mammalia, Chiroptera). *Iheringia Série Zoologia*. 100(1): 25-34.
- PECH-CANCHE, J.M., ESTRELLA, E., LÓPEZ-CASTILLO, D.L., HERNÁNDEZ-BETANCOURT, S.F. & MORENO, C.F. 2011a. Complementary and efficiency of bat capture methods in lowland tropical forest of Yucatán, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 896-903.

- PECH-CANCHE, J.M., MORENO, C.E. & HALFTTER, G. 2011b. Additive partitioning of phyllostomid bat richness at fine and coarse spatial and temporal scales in Yucatan, Mexico. *Ecoscience*. 18(1): 42-51.
- PEREIRA, M.J.R, MARQUES, J.T., SANTANA, J., SANTOS, C.D., VALSECCHI, J., QUEIROZ, H.L., BEJA, P. & PLAMEIRIN, J.M. 2009. Structuring of Amazonian bat assemblages: the roles of flooding patterns and floodwater nutrient load. *Journal of Animal Ecology*. 78: 1163-1171.
- RIBEIRO, D.B.; PRADO, P.I.; BROWN JR, K.S. & FREITAS, A.V.L. 2008. Additive partitioning of butterfly diversity in a fragmented landscape: importance of scale and implications for conservation. *Diversity and Distributions*. 14: 961-968.
- R Core Team . 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- RIEDINGER, V., MÜLLER, J., STADLER, J., ULRICH, W. & BRANDL, R. 2013. Assemblages of bats are phylogenetically clustered on a regional scale. *Basic and Applied Ecology*. 14: 74-80.
- ROOT, R.B. 1967. The niche exploitation pattern of the Blue-Grey Gnatcatcher. *Ecological Monographs*. 37(4): 317-350.
- SÁNCHEZ, M.S., GIANNINI, N.P & BARQUEZ, R.M. 2012. Bat frugivory in two subtropical rain forests of Northern Argentina: Testing hypotheses of fruit selection in the Neotropics. *Mammalian Biology*. 77: 22-31.
- SCHNITZLER, H.U., MOSS, C.F. & DENZIGER, A. 2003. From spatial orientation to food acquisition in echolocating bats. *Trends in Ecology and Evolution*. 18(8): 386-394.
- SCULTORI, C. 2009. Comunidade de morcegos, interação com flores e estratificação vertical em Mata Atlântica no sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- SCULTORI, C., DIAS, D. & PERACCHI, A. L. 2009a. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Artibeus cinereus*: first record in the State of Paraná, Southern Brazil. *Check List* 5(2): 325-329.
- SCULTORI, C., DIAS, D. & PERACCHI, A.L. 2009b. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Platyrrhinus recifinus*: first record in the State of Paraná, Southern Brazil. *Check List* 5(2): 238-242.
- SCULTORI, C., DIAS, D. & PERACCHI, A.L. 2009c. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Lamproncycteris brachyotis* (Dobson, 1879): First record in the state of Paraná, southern Brazil. *Check List*. 5(4): 872–875.
- SIKES, R.S., GANNON, W.L & The animal care and use committee of the American Society of Mammalogists. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy*. 92(1): 235-253.

- SILVA, I.M.S. 2012. Estratificação vertical e efeito da fragmentação numa comunidade de morcegos (Chiroptera, Mammalia) na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- SILVA, A.G., GAONA, O. & MEDELLÍN, R.A. 2008. Diet and trophic structure in a community of fruit-eating bats in Lancandon forest, México. *Journal of Mammalogy*. 89(1): 43-49.
- SILVEIRA, M., TREVELIN, L. PORT-CARVALHO, M., GODOI, S., MANDETTA, E.N. & CRUZ-NETO, A. P. 2011. Frugivory by phyllostomid bats (Mammalia: Chiroptera) in a restored area in Southeast Brazil. *Acta Oecologica*. 37: 31-36.
- SIMBERLOFF, D. & DAYAN, T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 22: 115-143.
- SIMMONS, N. B. 2005. Order Chiroptera. In: *Mammals Species of the World: a taxonomic and geographic reference*. V. 1. (WILSON, D. E. & REEDER, D. M., eds.) Johns Hopkins University Press, Baltimore, p. 312-529.
- SIMMONS, N & VOSS, R.S. 1998. The mammals of Paracou, French Guiana, a Neotropical lowland rainforest fauna. Part 1, Bats. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. 237: 1-219.
- STEVENS, R.D. 2013. Gradients of bat diversity in Atlantic Forest of South America: Environmental seasonality, sampling effort and spatial autocorrelation. *Biotropica* 0(0): 1-7.
- STONER, K.E. 2005. Phyllostomid bat community structure and abundance in two contrasting tropical dry forests. *Biotropica*. 37(4): 591-599.
- SWARTZ, S.M., FREEMAN, P.W. & STOCKWELL, E.F. 2003. Ecomorphology of bats: Comparative and experimental approaches relating structural design to ecology. In: *Bat ecology*. (KUNZ, T.H. & FENTON, M.B., eds.) The university of Chicago Press, Chicago, p. 257-300.
- TREVELIN, L.C., SILVEIRA, M., PORT-CARVALHO, M., HOMEM, D.H. & CRUZ-NETO, A.D. 2013. Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic Forest fragment in Brazil. *Forest Ecology and Management*. 291: 136-143.
- ULRICH, W. 2004. Species co-occurrences and neutral models: reassessing J.M. Diamond's assembly rules. *Oikos*. 107: 603-609.
- ULRICH, W. 2006. CoOccurrence- A FORTRAN programe for co-occurrence analysis. www.uni.torun.pl/~ulrichw.
- ULRICH, W. 2012. *Niche*- a FORTRAN program for metacommunity analysis. Version 1.0. <http://www.umk.pl/~ulrichw>.
- ULRICH, W. & GOTELLI, N.J. 2010. Null model analysis of species associations using abundance data. *Ecology*. 91(11): 3384-3397.

- ULRICH, W., PIWCZYŃSKI, M., MAESTRE, F.T. & GOTELLI, N.J. 2012. Null model tests for niche conservatism, phylogenetic assortment and habitat filtering. *Methods in Ecology and Evolution*. 3(5): 930-939.
- VAZQUEZ-YANEZ, C., OROZCO, A., FRANCOIS, G. & TREJO, L. 1975. Observations on seed dispersal by bats in a tropic humid region in Veracruz, Mexico. *Biotropica*. 7(2): 73-76.
- VEECH, J.A., SUMMERVILLE, K.S., CRIST, T.O. & GERING, J.C. 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *Oikos*. 99: 3-9.
- VELAZCO, P.M., GARDNER, A.L. & PATTERSON, B. 2010. Systematics of the *Platyrrhinus helleri* species complex (Chiroptera: Phyllostomidae), with description of two new species. *Zoological Journal of the Linnean Society*. 159 (3): 785-812.
- VELAZCO, S., PACHECO, V. & MESCHEDÉ, A. 2011. First occurrence of the rare emballonurid bat *Cyttarops alecto* (Thomas, 1913) in Peru- Only hard to find or truly rare? *Mammalian Biology*. 76: 373-376.
- VIEIRA, M.F. & CARVALHO-OKANO, R.M. 1996. Pollination biology of *Mabea fistulifera* (Euphorbiaceae) in Southeastern Brazil. *Biotropica*. 28(1): 61-68.
- WEIHER, E. & KEDDY, P. 1999. Ecological assembly rules, perspectives, advances, retreats. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- WHITTAKER, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*. 30(3): 279-338.
- WIENS, J.J. & GRAHAM, C.H. 2005. Niche conservatism: Integration evolution, ecology and conservation biology. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 36: 519-539.
- WIENS, J.J., ACKERLY, D.D., ALLEN, A.P., BUCKLEY, L.B., CORNELL, H.V., DAMSCHEN, E.I. et al. 2010. Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. *Ecology Letters*. 13: 1310-1324.
- WILLIG, M. R., PRESLEY, S.J., OWEN, R.D. & LÓPEZ-GONZÁLEZ. 2000. Composition and structure of bat assemblages in Paraguay; A subtropical-temperate interface. *Journal of Mammalogy*. 81(2): 386-401.
- WILSON, D.S. 1997. Biological communities as functionally organized units. *Ecology*. 78(7): 2018-2024.

ANEXO 1 - Tabela 1. Valores médios do peso (g) e das medidas externas (mm) mensuradas por espécie de morcego, com o desvio padrão entre parênteses. **M2**-metacarpo do segundo dedo; **M3**-metacarpo do terceiro dedo; **M4**-metacarpo do quarto dedo; **M5**-metacarpo do quinto dedo; **FI3**- primeira falange do terceiro dedo; **FI4**-primeira falange do quarto dedo; **FI5**-primeira falange do quinto dedo; **FII3**- segunda falange do terceiro dedo; **FII4**-segunda falange do quarto dedo; **FII5**-segunda falange do quinto dedo. Espécies: *Acau*- *Anoura caudifer*; *Afim*- *Artibeus fimbriatus*; *Alit*- *A. lituratus*; *Aobs*- *A. obscurus*; *Apla*- *A. planirostris*; *Cdor*- *Chiroderma doriae*; *Cper*- *Carollia perspicillata*; *Dcin*- *Dermanura cinerea*; *Deca*- *Diphylla ecaudata*; *Drot*- *Desmodus rotundus*; *Edim*- *Eptesicus diminutus*; *Etad*- *E. taddeii*; *Gsor*- *Glossophaga soricina*; *Lbra*- *Lamproncycteris brachyotis*; *Mmeg*- *Micronycteris megalotis*; *Mnig*- *Myotis nigricans*; *Mrip*- *M. riparius*; *Mrub*- *M. ruber*; *Pbil*- *Pygoderma bilabiatum*; *Prec*- *Platyrrhinus recifinus*; *Slil*- *Sturnira lilium*; *Stil*- *S. tildae*; *Tcir*- *Trachops cirrhosus*; *Vpus*- *Vampyressa pusilla*.

	antebraço	tíbia	calcâneo		M2	M3	M4	M5	FI3	FI4	FI5	FII3	FII4	FII5	
	peso (g)	(mm)	(mm)	pé (mm)	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	
<i>Cper</i> (n=62)	14,75 (1,74)	39,49 (1,15)	16,61 (1,04)	6,57 (1,32)	9,63 (1,63)	32,51 (1,65)	39,05 (1,17)	37,51 (1,24)	39,35 (1,32)	16,49 (0,78)	13,37 (0,67)	11,87 (0,6)	21,55 (1,07)	12,98 (0,71)	11,49 (0,89)
<i>Drot</i> (n=5)	34,6 (4,92)	61,26 (1,2)	25,9 (1,19)	- (1,45)	13,25 (2,01)	46,61 (2)	55,08 (0,92)	55,52 (1,2)	54,27 (0,4)	10,93 (0,7)	10,33 (0,37)	10,07 (4,78)	20,1 (2,69)	15,4 (1,53)	15,18 (1,53)
<i>Deca</i> (n=1)	24	49,9	18,3	-	11,9	44,85	50,45	50,4	50,15	12,7	9,7	11,2	25,3	20,1	15,1
<i>Acau</i> (n=12)	11,13 (1,06)	36,19 (1,62)	13,44 (0,82)	4,36 (0,7)	7,65 (1,0)	32,23 (1,37)	37,69 (1,39)	35,54 (0,83)	31,3 (0,98)	12,2 (0,6)	9,09 (0,59)	7,57 (0,62)	18,95 (0,54)	12,23 (0,97)	11,44 (0,73)
<i>Gsor</i> (n=4)	10 (0,81)	34,63 (1,11)	14,12 (0,96)	4,9 (0,34)	8,23 (0,38)	30,57 (2,19)	35,27 (1,54)	32,72 (1,37)	31,52 (1,55)	12,76 (0,7)	10,16 (0,59)	9,4 (0,63)	15,07 (0,71)	10,26 (0,67)	9,4 (0,22)
<i>Afim</i> (n=16)	59,71 (7,93)	67,45 (2,02)	28,2 (1,3)	8,1 (0,36)	13,97 (1,27)	53,68 (2,36)	64,73 (2,2)	62,98 (2,21)	64,77 (1,46)	22,09 (0,56)	18,72 (1,14)	14,37 (0,6)	34,70 (1,12)	23,53 (1,55)	18,18 (1,78)
<i>Alit</i> (n=75)	73,32 (8,64)	71,46 (1,8)	25,55 (1,76)	9,09 (0,82)	14,62 (0,84)	57,3 (2,38)	69,61 (2,19)	68,05 (2,23)	70 (2,46)	23,51 (1,64)	19,26 (0,96)	15,37 (1,84)	37,49 (1,48)	23,75 (1,26)	18,74 (1,3)
<i>Aobs</i> (n=49)	35,61 (6,58)	57,24 (2,13)	22,32 (1,72)	6,92 (0,92)	11,37 (1,1)	44,67 (1,75)	55,28 (1,78)	54,64 (1,59)	56,63 (1,64)	19,3 (0,79)	16,54 (0,7)	13,07 (0,76)	29,34 (1,25)	18,87 (0,95)	15,15 (0,84)
<i>Apla</i> (n=15)	41,8 (9,44)	60,33 (2,46)	23,37 (1,29)	7,08 (0,82)	12,12 (1,37)	46,15 (2,99)	58,15 (3,6)	57,33 (3,31)	58,69 (3,14)	19,87 (0,94)	16,63 (0,93)	12,62 (0,75)	30,49 (1,01)	19,61 (1,77)	15,45 (1,3)
<i>Cdor</i> (n=1)	32	54,3	20,9	9,8	11	45,2	54,5	54,1	56,2	20,8	17,8	13,4	30,5	18,4	14,2
<i>Dcin</i> (n=7)	14,57 (1,27)	40,95 (0,88)	15,47 (1,8)	5,24 (0,79)	9,08 (0,93)	33,47 (1,25)	40,1 (1,66)	38,9 (0,93)	39,9 (1,16)	14,72 (0,58)	12 (0,51)	9,81 (0,58)	20,72 (0,69)	14,05 (1,05)	11,79 (0,74)

	peso (g)	antebraço (mm)	tíbia (mm)	calcâneo (mm)	pé (mm)	M2 (mm)	M3 (mm)	M4 (mm)	M5 (mm)	FI3 (mm)	FI4 (mm)	FI5 (mm)	FII3 (mm)	FII4 (mm)	FII5 (mm)
<i>Pbil</i> (n=12)	20 (3,88)	39,44 (1,38)	18,07 (1,23)	5,99 (0,76)	9,77 (1,05)	30,9 (1,14)	41 (1,28)	41,3 (1,66)	41,43 (1,47)	17,54 (1)	12,33 (0,7)	11,02 (0,68)	27,49 (0,92)	15,97 (1,84)	14,46 (0,65)
<i>Prec</i> (n=8)	23,75 (1,22)	43,02 (1,22)	16,63 (0,5)	4,47 (0,36)	8,82 (0,87)	35,7 (1,61)	44 (1,64)	41,87 (1,83)	42,9 (1,69)	15,44 (0,54)	13,01 (0,61)	10,24 (0,39)	24,09 (0,58)	14,92 (0,34)	12,03 (0,53)
<i>Slil</i> (n=66)	22,14 (1,46)	42,51 (1,18)	17,65 (0,92)	-	9,49 (1,7)	35,9 (1,68)	42,52 (1,63)	41,96 (1,4)	43,26 (1,3)	15,22 (0,65)	12,64 (0,68)	9,33 (0,53)	19,2 (1,39)	14,9 (1,35)	11,52 (0,58)
<i>Stil</i> (n=19)	25,75 (2,13)	46,49 (0,58)	19,67 (0,7)	-	10,96 (2,02)	39,22 (1,5)	47,13 (0,77)	46,73 (0,73)	47,3 (1,08)	17,81 (0,27)	14,64 (0,34)	11,17 (0,51)	21 (0,5)	16,12 (0,99)	13,32 (0,93)
<i>Vpus</i> (n=1)	11	35,5	12,5	4,75	7,95	29,8	34,85	33,9	34,7	14,75	11,8	9,05	17,8	11,45	8,85
<i>Lbra</i> (n=1)	6	41,8	18,95	11,2	10,5	34,3	39	37,55	37,8	13,8	9,7	10,6	16,8	10,5	10
<i>Mmeg</i> (n=2)	6 (1,41)	35 (0,56)	15,75 (0,07)	11,22 (1,23)	8,1 (0,56)	24,55 (0,07)	29,1 (0,84)	30,77 (0,67)	31,65 (0,35)	14,1 (0,56)	10,5 (0,28)	10,55 (0,07)	14,3 (0,14)	8,35 (0,21)	8,35 (0,91)
<i>Tcir</i> (n=1)	36	60,1	27,9	12,9	14,7	44	50,6	52,2	54,5	20	16,4	17,5	29,2	20,25	18,9
<i>Edim</i> (n=3)	6 (1)	33,53 (0,92)	12,53 (1,2)	12,5 (0,26)	6,15 (1,25)	29,73 (0,66)	31,53 (0,88)	31,16 (0,94)	29,36 (1,32)	12 (0,95)	11,28 (0,32)	7,95 (0,47)	9,58 (0,7)	7,41 (0,53)	4,9 (0,91)
<i>Etad</i> (n=1)	12	46,3	19	17,2	9,5	43,4	45,9	42,6	40,6	18,05	14,7	9,4	13,6	10,4	7,05
<i>Mnig</i> (n=3)	5 (0,63)	34,8 (0,48)	13,95 (0,71)	10,82 (1,22)	6,04 (0,3)	29,14 (1,69)	30,69 (1,71)	30,31 (2,05)	29,68 (1,35)	10,73 (1,14)	8,1 (0,61)	7,49 (0,3)	9,6 (0,74)	7,05 (1,44)	5,13 (0,81)
<i>Mrip</i> (n=7)	4,5 (0,5)	34,35 (0,77)	15,1 (2,25)	11,34 (1,41)	6,4 (0,8)	31,07 (1,17)	32,35 (0,86)	31,92 (0,82)	30,47 (0,87)	11,15 (0,72)	8,6 (0,44)	7,5 (0,41)	9,76 (0,67)	8,43 (1,07)	6,32 (1,17)
<i>Mrub</i> (n=2)	7 (1,41)	39,97 (0,03)	16,05 (0,63)	16,95 (1,9)	6,45 (1,34)	35,35 (1,34)	37,3 (0,7)	36,2 (0,56)	34,25 (1,2)	11,25 (0,07)	9,2 (0,28)	8,5 (0,28)	9,55 (0,07)	9 (0,28)	6,4 (0,28)

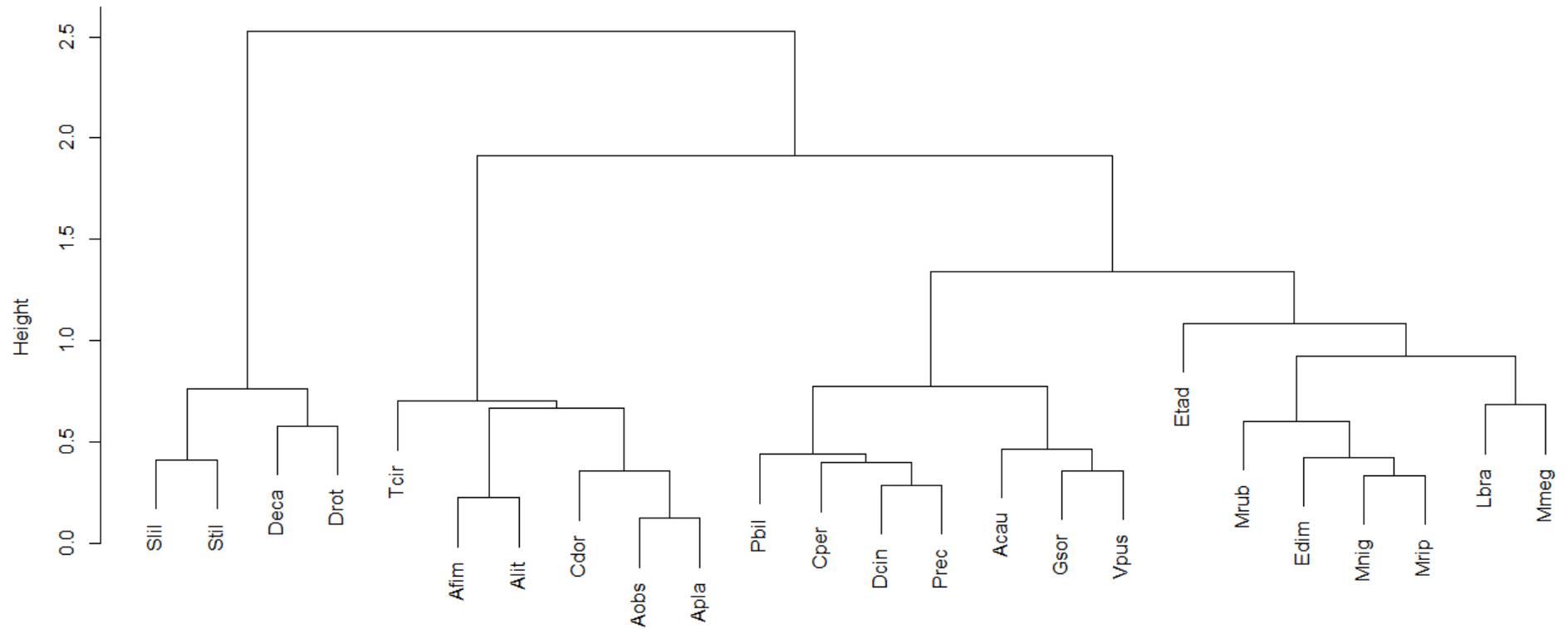


Figura 1, Dendrograma representando a distância euclidiana entre todas as espécies de morcegos, gerada com medidas morfológicas externas, **Acau-** *Anoura caudifer*; **Afim-** *Artibeus fimbriatus*; **Alit-** *A. lituratus*; **Aobs-** *A. obscurus*; **Apla-** *A. planirostris*; **Cdor-** *Chiroderma doriae*; **Cper-** *Carollia perspicillata*; **Dcin-** *Dermanura cinerea*; **Deca-** *Diphylla ecaudata*; **Drot-** *Desmodus rotundus*; **Edim-** *Eptesicus diminutus*; **Etad-** *E. taddeii*; **Gsor-** *Glossophaga soricina*; **Lbra-** *Lamproncyteris brachyotis*; **Mmeg-** *Micronycteris megalotis*; **Mnig-** *Myotis nigricans*; **Mrip-** *M. riparius*; **Mrub-** *M. ruber*; **Pbil-** *Pygoderma bilabiatum*; **Prec-** *Platyrrhinus recifinus*; **Slil-** *Sturnira lilium*; **Stil-** *S. tildae*; **Tcir-** *Trachops cirrhosus*; **Vpus-** *Vampyressa pusilla*,

ANEXO 2- Espécimes coletados e depositados na Coleção Científica de Mastozoologia do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná, **RNSM-** Reserva Natural do Salto Morato; **FEP-** Floresta Estadual do Palmito; **REB-** Reserva Bicudinho-do-brejo,

Espécime	Nº tombo	Localidade
<i>Sturnira lilium</i>	DZUP 1717	RNSM
<i>Dermanura cinerea</i>	DZUP 1718	RNSM
<i>Myotis ruber</i>	DZUP 1719	RNSM
<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1720	RNSM
<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1722	RNSM
<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1723	RNSM
<i>Artibeus fimbriatus</i>	DZUP 1724	RNSM
<i>Artibeus planirostris</i>	DZUP 1725	RNSM
<i>Artibeus obscurus</i>	DZUP 1726	RNSM
<i>Artibeus planirostris</i>	DZUP 1727	RNSM
<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1746	RNSM
<i>Platyrrhinus recifinus</i>	DZUP 1747	RNSM
<i>Platyrrhinus recifinus</i>	DZUP 1748	RNSM
<i>Micronycteris megalotis</i>	DZUP 1749	RNSM
<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1750	RNSM
<i>Lamproncycteris brachyotis</i>	DZUP 1751	RNSM
<i>Chiroderma doriae</i>	DZUP 1752	RNSM
<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1753	RNSM
<i>Eptesicus diminutus</i>	DZUP 1754	RNSM
<i>Eptesicus diminutus</i>	DZUP 1755	RNSM
<i>Eptesicus taddeii</i>	DZUP 1843	FEP
<i>Artibeus lituratus</i>	DZUP 1844	FEP
<i>Myotis nigricans</i>	DZUP 1845	FEP
<i>Myotis nigricans</i>	DZUP 1846	FEP
<i>Artibeus lituratus</i>	DZUP 1847	FEP
<i>Pygoderma bilabiatum</i>	DZUP 1848	FEP
<i>Pygoderma bilabiatum</i>	DZUP 1849	FEP
<i>Artibeus obscurus</i>	DZUP 1850	FEP
<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1877	FEP
<i>Desmodus rotundus</i>	DZUP 1878	FEP
<i>Carollia perspicillata</i>	DZUP 1879	FEP
<i>Anoura caudifer</i>	DZUP 1880	FEP
<i>Micronycteris megalotis</i>	DZUP 1881	FEP
<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1902	FEP
<i>Vampyressa pusilla</i>	DZUP 1903	FEP
<i>Eptesicus diminutus</i>	DZUP 1904	FEP
<i>Sturnira tildae</i>	DZUP 1905	FEP
<i>Glossophaga soricina</i>	DZUP 1906	FEP
<i>Carollia perpicillata</i>	DZUP 1907	FEP

Espécime	N° tombo	Localidade
<i>Myotis ruber</i>	DZUP 1873	REB
<i>Artibeus obscurus</i>	DZUP 1874	REB
<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1875	REB
<i>Desmodus rotundus</i>	DZUP 1876	REB
<i>Myotis riparius</i>	DZUP 1882	REB
<i>Artibeus lituratus</i>	DZUP 1883	REB
<i>Artibeus lituratus</i>	DZUP 1884	REB
<i>Sturnira tildae</i>	DZUP 1885	REB
<i>Sturnira lilium</i>	DZUP 1886	REB
<i>Artibeus fimbriatus</i>	DZUP 1887	REB

ANEXO 3-

Tabela 1. Variáveis ambientais por unidade amostral na Reserva Natural do Salto Morato: Precipitação acumulada em milímetros; Temperatura média em °C; Obstrução ao voo gerada pela vegetação (**0**= valor < 25%, **1**= valor ≥ 25%); Localização em um corredor de voo (**sim**); Abundância de indivíduos de *Piper* spp. com infrutescências maduras.

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	<i>Piper</i>
1	A1	2,2	10	0	sim	3
1	A2	2,2	10	0	sim	10
1	A3	2,2	10	1	não	0
1	A4	2,2	10	0	sim	2
1	A5	2,2	10	0	não	6
1	A6	2,2	10	0	sim	4
1	A7	2,2	10	1	não	0
1	A8	2,2	10	0	não	0
1	A9	2,2	10	1	sim	0
1	A10	2,2	10	1	não	0
1	A11	2,2	10	0	sim	0
1	A12	2,2	10	0	sim	0
1	A1	0	12,51	0	sim	3
1	A2	0	12,51	0	sim	10
1	A3	0	12,51	1	não	0
1	A4	0	12,51	0	sim	2
1	A5	0	12,51	0	não	6
1	A6	0	12,51	0	sim	4
1	A7	0	12,51	1	não	0
1	A8	0	12,51	0	não	0
1	A9	0	12,51	1	sim	0
1	A10	0	12,51	0	não	0
1	A11	0	12,51	0	sim	0
1	A12	0	12,51	0	sim	0
1	B1	0	11,77	0	não	1
1	B2	0	11,77	0	sim	1
1	B3	0	11,77	0	sim	2
1	B4	0	11,77	1	não	2
1	B5	0	11,77	1	sim	0
1	B6	0	11,77	0	sim	0
1	B7	0	11,77	1	não	1
1	B8	0	11,77	0	sim	0
1	B9	0	11,77	1	não	0
1	B10	0	11,77	1	não	0
1	B11	0	11,77	1	não	0
1	B12	0	11,77	0	sim	0
1	B1	0	12,89	0	não	1
1	B2	0	12,89	0	sim	1

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	<i>Piper</i>
1	B3	0	12,89	0	sim	2
1	B4	0	12,89	1	não	2
1	B5	0	12,89	1	sim	0
1	B6	0	12,89	0	sim	0
1	B7	0	12,89	1	não	1
1	B8	0	12,89	0	sim	0
1	B9	0	12,89	1	não	0
1	B10	0	12,89	1	não	0
1	B11	0	12,89	1	não	0
1	B12	0	12,89	0	sim	0
1	C1	0	13,54	0	sim	0
1	C2	0	13,54	0	sim	0
1	C3	0	13,54	0	não	6
1	C4	0	13,54	0	sim	1
1	C5	0	13,54	0	não	6
1	C6	0	13,54	0	não	4
1	C7	0	13,54	0	sim	0
1	C8	0	13,54	0	sim	2
1	C9	0	13,54	0	sim	0
1	C10	0	13,54	0	não	0
1	C11	0	13,54	0	não	0
1	C12	0	13,54	0	sim	6
2	A1	0	18,6	0	sim	51
2	A2	0	18,6	0	sim	34
2	A3	0	18,6	1	não	12
2	A4	0	18,6	0	sim	39
2	A5	0	18,6	0	não	3
2	A6	0	18,6	0	sim	20
2	A7	0	18,6	1	não	0
2	A8	0	18,6	0	não	0
2	A9	0	18,6	1	sim	0
2	A10	0	18,6	1	não	0
2	A11	0	18,6	0	sim	0
2	A12	0	18,6	0	sim	0
2	A1	0	20,9	0	sim	51
2	A2	0	20,9	0	sim	34
2	A3	0	20,9	1	não	12
2	A4	0	20,9	0	sim	39
2	A5	0	20,9	0	não	3
2	A6	0	20,9	0	sim	20
2	A7	0	20,9	1	não	0
2	A8	0	20,9	0	não	0
2	A9	0	20,9	1	sim	0
2	A10	0	20,9	1	não	0

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	<i>Piper</i>
2	A11	0	20,9	0	sim	0
2	A12	0	20,9	0	sim	0
2	B1	0	20,82	0	não	16
2	B2	0	20,82	0	sim	0
2	B3	0	20,82	0	sim	0
2	B4	0	20,82	1	não	8
2	B5	0	20,82	1	sim	0
2	B6	0	20,82	0	sim	0
2	B7	0	20,82	1	não	0
2	B8	0	20,82	0	sim	0
2	B9	0	20,82	1	não	1
2	B10	0	20,82	1	não	0
2	B11	0	20,82	1	não	0
2	B12	0	20,82	0	sim	0
2	B1	0	21,15	0	não	16
2	B2	0	21,15	0	sim	0
2	B3	0	21,15	0	sim	0
2	B4	0	21,15	1	não	8
2	B5	0	21,15	1	sim	0
2	B6	0	21,15	0	sim	0
2	B7	0	21,15	1	não	0
2	B8	0	21,15	0	sim	0
2	B9	0	21,15	1	não	1
2	B10	0	21,15	1	não	0
2	B11	0	21,15	1	não	0
2	B12	0	21,15	0	sim	0
2	C1	4,6	21,93	0	sim	11
2	C2	4,6	21,93	0	sim	1
2	C3	4,6	21,93	0	não	13
2	C4	4,6	21,93	0	sim	18
2	C5	4,6	21,93	0	não	6
2	C6	4,6	21,93	0	não	2
2	C7	4,6	21,93	0	sim	8
2	C8	4,6	21,93	0	sim	10
2	C9	4,6	21,93	0	sim	1
2	C10	4,6	21,93	0	não	4
2	C11	4,6	21,93	0	não	1
2	C12	4,6	21,93	0	sim	24
2	C1	0,4	21,41	0	sim	11
2	C2	0,4	21,41	0	sim	1
2	C3	0,4	21,41	0	não	13
2	C4	0,4	21,41	0	sim	18
2	C5	0,4	21,41	0	não	6
2	C6	0,4	21,41	0	não	2

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	<i>Piper</i>
2	C7	0,4	21,41	0	sim	8
2	C8	0,4	21,41	0	sim	10
2	C9	0,4	21,41	0	sim	1
2	C10	0,4	21,41	0	não	4
2	C11	0,4	21,41	0	não	1
2	C12	0,4	21,41	0	sim	24
3	A1	0	21,42	0	sim	46
3	A2	0	21,42	0	sim	21
3	A3	0	21,42	1	não	8
3	A4	0	21,42	0	sim	25
3	A5	0	21,42	0	não	4
3	A6	0	21,42	0	sim	20
3	A7	0	21,42	1	não	0
3	A8	0	21,42	0	não	0
3	A9	0	21,42	1	sim	5
3	A10	0	21,42	1	não	0
3	A11	0	21,42	0	sim	0
3	A12	0	21,42	0	sim	0
3	A1	0	19,68	0	sim	46
3	A2	0	19,68	0	sim	21
3	A3	0	19,68	1	não	8
3	A4	0	19,68	0	sim	25
3	A5	0	19,68	0	não	4
3	A6	0	19,68	0	sim	20
3	A7	0	19,68	1	não	0
3	A8	0	19,68	0	não	0
3	A9	0	19,68	1	sim	5
3	A10	0	19,68	1	não	0
3	A11	0	19,68	0	sim	0
3	A12	0	19,68	0	sim	0
3	B1	0	22,35	0	não	36
3	B2	0	22,35	0	sim	13
3	B3	0	22,35	0	sim	13
3	B4	0	22,35	1	não	22
3	B5	0	22,35	1	sim	0
3	B6	0	22,35	0	sim	0
3	B7	0	22,35	1	não	0
3	B8	0	22,35	0	sim	0
3	B9	0	22,35	1	não	0
3	B10	0	22,35	1	não	0
3	B11	0	22,35	1	não	0
3	B12	0	22,35	0	sim	0
3	B1	0,8	21,96	0	não	36
3	B2	0,8	21,96	0	sim	13

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	<i>Piper</i>
3	B3	0,8	21,96	0	sim	13
3	B4	0,8	21,96	1	não	22
3	B5	0,8	21,96	1	sim	0
3	B6	0,8	21,96	0	sim	0
3	B7	0,8	21,96	1	não	0
3	B8	0,8	21,96	0	sim	0
3	B9	0,8	21,96	1	não	0
3	B10	0,8	21,96	1	não	0
3	B11	0,8	21,96	1	não	0
3	B12	0,8	21,96	0	sim	0
3	C1	0,2	21,98	0	sim	15
3	C2	0,2	21,98	0	sim	1
3	C3	0,2	21,98	0	não	18
3	C4	0,2	21,98	0	sim	12
3	C5	0,2	21,98	0	não	6
3	C6	0,2	21,98	0	não	7
3	C7	0,2	21,98	0	sim	8
3	C8	0,2	21,98	0	sim	10
3	C9	0,2	21,98	0	sim	1
3	C10	0,2	21,98	0	não	4
3	C11	0,2	21,98	0	não	1
3	C12	0,2	21,98	0	sim	29
3	C1	0	21,8	0	sim	15
3	C2	0	21,8	0	sim	1
3	C3	0	21,8	0	não	18
3	C4	0	21,8	0	sim	12
3	C5	0	21,8	0	não	6
3	C6	0	21,8	0	não	7
3	C7	0	21,8	0	sim	8
3	C8	0	21,8	0	sim	10
3	C9	0	21,8	0	sim	1
3	C10	0	21,8	0	não	4
3	C11	0	21,8	0	não	1
3	C12	0	21,8	0	sim	29
4	A1	0	23,67	0	sim	46
4	A2	0	23,67	0	sim	21
4	A3	0	23,67	1	não	8
4	A4	0	23,67	0	sim	25
4	A5	0	23,67	0	não	4
4	A6	0	23,67	0	sim	20
4	A7	0	23,67	1	não	0
4	A8	0	23,67	0	não	0
4	A9	0	23,67	1	sim	5
4	A10	0	23,67	1	não	0

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	<i>Piper</i>
4	A11	0	23,67	0	sim	0
4	A12	0	23,67	0	sim	0
4	A1	0	23,8	0	sim	46
4	A2	0	23,8	0	sim	21
4	A3	0	23,8	1	não	8
4	A4	0	23,8	0	sim	25
4	A5	0	23,8	0	não	4
4	A6	0	23,8	0	sim	20
4	A7	0	23,8	1	não	0
4	A8	0	23,8	0	não	0
4	A9	0	23,8	1	sim	5
4	A10	0	23,8	1	não	0
4	A11	0	23,8	0	sim	0
4	A12	0	23,8	0	sim	0
4	C1	0,8	21,55	0	sim	15
4	C2	0,8	21,55	0	sim	1
4	C3	0,8	21,55	0	não	18
4	C4	0,8	21,55	0	sim	12
4	C5	0,8	21,55	0	não	6
4	C6	0,8	21,55	0	não	7
4	C7	0,8	21,55	0	sim	8
4	C8	0,8	21,55	0	sim	10
4	C9	0,8	21,55	0	sim	1
4	C10	0,8	21,55	0	não	4
4	C11	0,8	21,55	0	não	1
4	C12	0,8	21,55	0	sim	29
4	C1	0,4	22,98	0	sim	15
4	C2	0,4	22,98	0	sim	1
4	C3	0,4	22,98	0	não	18
4	C4	0,4	22,98	0	sim	12
4	C5	0,4	22,98	0	não	6
4	C6	0,4	22,98	0	não	7
4	C7	0,4	22,98	0	sim	8
4	C8	0,4	22,98	0	sim	10
4	C9	0,4	22,98	0	sim	1
4	C10	0,4	22,98	0	não	4
4	C11	0,4	22,98	0	não	1
4	C12	0,4	22,98	0	sim	29
5	A1	1,8	16,52	0	sim	9
5	A2	1,8	16,52	0	sim	6
5	A3	1,8	16,52	1	não	0
5	A4	1,8	16,52	0	sim	2
5	A5	1,8	16,52	0	não	0
5	A6	1,8	16,52	0	sim	6

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	<i>Piper</i>
5	A7	1,8	16,52	1	não	1
5	A8	1,8	16,52	0	não	2
5	A9	1,8	16,52	1	sim	1
5	A10	1,8	16,52	1	não	0
5	A11	1,8	16,52	0	sim	0
5	A12	1,8	16,52	0	sim	0
5	A1	0	13,38	0	sim	9
5	A2	0	13,38	0	sim	6
5	A3	0	13,38	1	não	0
5	A4	0	13,38	0	sim	2
5	A5	0	13,38	0	não	0
5	A6	0	13,38	0	sim	6
5	A7	0	13,38	1	não	1
5	A8	0	13,38	0	não	2
5	A9	0	13,38	1	sim	1
5	A10	0	13,38	1	não	0
5	A11	0	13,38	0	sim	0
5	A12	0	13,38	0	sim	0
5	B1	0,2	15,67	0	não	1
5	B2	0,2	15,67	0	sim	1
5	B3	0,2	15,67	0	sim	2
5	B4	0,2	15,67	1	não	2
5	B5	0,2	15,67	1	sim	0
5	B6	0,2	15,67	0	sim	0
5	B7	0,2	15,67	1	não	1
5	B8	0,2	15,67	0	sim	0
5	B9	0,2	15,67	1	não	0
5	B10	0,2	15,67	1	não	0
5	B11	0,2	15,67	1	não	0
5	B12	0,2	15,67	0	sim	0
5	B1	0	15,29	0	não	1
5	B2	0	15,29	0	sim	1
5	B3	0	15,29	0	sim	2
5	B4	0	15,29	1	não	2
5	B5	0	15,29	1	sim	0
5	B6	0	15,29	0	sim	0
5	B7	0	15,29	1	não	1
5	B8	0	15,29	0	sim	0
5	B9	0	15,29	1	não	0
5	B10	0	15,29	1	não	0
5	B11	0	15,29	1	não	0
5	B12	0	15,29	0	sim	0
5	C1	0	16,1	0	sim	0
5	C2	0	16,1	0	sim	0

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	<i>Piper</i>
5	C3	0	16,1	0	não	6
5	C4	0	16,1	0	sim	1
5	C5	0	16,1	0	não	6
5	C6	0	16,1	0	não	4
5	C7	0	16,1	0	sim	0
5	C8	0	16,1	0	sim	2
5	C9	0	16,1	0	sim	0
5	C10	0	16,1	0	não	0
5	C11	0	16,1	0	não	0
5	C12	0	16,1	0	sim	6
5	C1	0	14,81	0	sim	0
5	C2	0	14,81	0	sim	0
5	C3	0	14,81	0	não	6
5	C4	0	14,81	0	sim	1
5	C5	0	14,81	0	não	6
5	C6	0	14,81	0	não	4
5	C7	0	14,81	0	sim	0
5	C8	0	14,81	0	sim	2
5	C9	0	14,81	0	sim	0
5	C10	0	14,81	0	não	0
5	C11	0	14,81	0	não	0
5	C12	0	14,81	0	sim	6

Tabela 2. Variáveis ambientais por unidade amostral na Floresta Estadual do Palmito: Precipitação acumulada em milímetros; Temperatura média em °C; Obstrução ao voo gerada pela vegetação (0= valor < 25%, 1= valor ≥ 25%); Localização em um corredor de voo (**sim**); Altura da vegetação acima da rede em metros; Diâmetro na altura do peito médio em centímetros.

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	Altura (m)	DAP médio
1	C1	0,2	26,09	0	Sim	4	171,5
1	C2	0,2	26,09	0	Sim	-	63,12
1	C3	0,2	26,09	0	Sim	-	112,37
1	C4	0,2	26,09	0	Sim	4	124,37
1	C5	0,2	26,09	0	Sim	5,56	166,37
1	C6	0,2	26,09	1	Não	3	125
1	C7	0,2	26,09	1	Não	2,5	116
1	C8	0,2	26,09	1	Não	3	206
1	C9	0,2	26,09	1	Não	8,98	109,62
1	C10	0,2	26,09	0	Sim	6,56	187,5
1	C11	0,2	26,09	0	Sim	6,34	137,35
1	C12	0,2	26,09	0	Sim	8,45	192,25
1	C1	51	25	0	Sim	4	171,5
1	C2	51	25	0	Sim	-	63,12
1	C3	51	25	0	Sim	-	112,37
1	C4	51	25	0	Sim	4	124,37
1	C5	51	25	0	Sim	5,56	166,37
1	C6	51	25	1	Não	3	125
1	C7	51	25	1	Não	2,5	116
1	C8	51	25	1	Não	3	206
1	C9	51	25	1	Não	8,98	109,62
1	C10	51	25	0	Sim	6,56	187,5
1	C11	51	25	0	Sim	6,34	137,35
1	C12	51	25	0	Sim	8,45	192,25
1	B1	0	26,23	0	Sim	8,5	152,75
1	B2	0	26,23	0	Sim	9,1	139,75
1	B3	0	26,23	1	Não	7,8	216,25
1	B4	0	26,23	1	Não	4,5	164
1	B5	0	26,23	1	Não	4,5	164
1	B6	0	26,23	1	Não	3	321,75
1	B9	0	26,23	0	Sim	4	49,87
1	B10	0	26,23	0	Sim	7,01	146,25
1	B11	0	26,23	0	Sim	5,35	208,12
1	B12	0	26,23	0	Sim	4,23	244,25
1	B1	0	26,97	0	Sim	8,5	152,75
1	B2	0	26,97	0	Sim	9,1	139,75

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	Altura (m)	DAP médio
1	B3	0	26,97	1	Não	7,8	216,25
1	B4	0	26,97	1	Não	4,5	164
1	B5	0	26,97	1	Não	4,5	164
1	B6	0	26,97	1	Não	3	321,75
1	B9	0	26,97	0	Sim	4	49,87
1	B10	0	26,97	0	Sim	7,01	146,25
1	B11	0	26,97	0	Sim	5,35	208,12
1	B12	0	26,97	0	Sim	4,23	244,25
1	A1	5,8	21,18	1	Não	7	242,5
1	A2	5,8	21,18	0	Não	9,12	384,5
1	A3	5,8	21,18	0	Não	8,5	241
1	A4	5,8	21,18	0	Não	4,6	85,25
1	A5	5,8	21,18	0	Sim	7,2	338,12
1	A6	5,8	21,18	0	Sim	5,5	205,87
1	A9	5,8	21,18	0	Sim	11,34	172,25
1	A10	5,8	21,18	0	Sim	8,1	148,62
1	A11	5,8	21,18	0	Sim	8,5	139,25
1	A12	5,8	21,18	0	Sim	12,25	197
1	A1	0	24,35	1	Não	7	242,5
1	A2	0	24,35	0	Não	9,12	384,5
1	A3	0	24,35	0	Não	8,5	241
1	A4	0	24,35	0	Não	4,6	85,25
1	A5	0	24,35	0	Sim	7,2	338,12
1	A6	0	24,35	0	Sim	5,5	205,87
1	A9	0	24,35	0	Sim	11,34	172,25
1	A10	0	24,35	0	Sim	8,1	148,62
1	A11	0	24,35	0	Sim	8,5	139,25
1	A12	0	24,35	0	Sim	12,25	197
2	C1	0	24,48	0	Sim	4	171,5
2	C2	0	24,48	0	Sim	-	63,12
2	C3	0	24,48	0	Sim	-	112,37
2	C4	0	24,48	0	Sim	4	124,37
2	C5	0	24,48	0	Sim	5,56	166,37
2	C6	0	24,48	1	Não	3	125
2	C7	0	24,48	1	Não	2,5	116
2	C8	0	24,48	1	Não	3	206
2	C9	0	24,48	1	Não	8,98	109,62
2	C10	0	24,48	0	Sim	6,56	187,5
2	C11	0	24,48	0	Sim	6,34	137,35
2	C12	0	24,48	0	Sim	8,45	192,25
2	C1	5,4	22,58	0	Sim	4	171,5
2	C2	5,4	22,58	0	Sim	-	63,12

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	Altura (m)	DAP médio
2	C3	5,4	22,58	0	Sim	-	112,37
2	C4	5,4	22,58	0	Sim	4	124,37
2	C5	5,4	22,58	0	Sim	5,56	166,37
2	C6	5,4	22,58	1	Não	3	125
2	C7	5,4	22,58	1	Não	2,5	116
2	C8	5,4	22,58	1	Não	3	206
2	C9	5,4	22,58	1	Não	8,98	109,62
2	C10	5,4	22,58	0	Sim	6,56	187,5
2	C11	5,4	22,58	0	Sim	6,34	137,35
2	C12	5,4	22,58	0	Sim	8,45	192,25
2	B1	3,4	23,66	0	Sim	8,5	152,75
2	B2	3,4	23,66	0	Sim	9,1	139,75
2	B3	3,4	23,66	1	Não	7,8	216,25
2	B4	3,4	23,66	1	Não	4,5	164
2	B5	3,4	23,66	1	Não	4,5	164
2	B6	3,4	23,66	1	Não	3	321,75
2	B9	3,4	23,66	0	Sim	4	49,87
2	B10	3,4	23,66	0	Sim	7,01	146,25
2	B11	3,4	23,66	0	Sim	5,35	208,12
2	B12	3,4	23,66	0	Sim	4,23	244,25
2	B1	0,2	22,95	0	Sim	8,5	152,75
2	B2	0,2	22,95	0	Sim	9,1	139,75
2	B3	0,2	22,95	1	Não	7,8	216,25
2	B4	0,2	22,95	1	Não	4,5	164
2	B5	0,2	22,95	1	Não	4,5	164
2	B6	0,2	22,95	1	Não	3	321,75
2	B9	0,2	22,95	0	Sim	4	49,87
2	B10	0,2	22,95	0	Sim	7,01	146,25
2	B11	0,2	22,95	0	Sim	5,35	208,12
2	B12	0,2	22,95	0	Sim	4,23	244,25
2	A1	0	22,61	1	Não	7	242,5
2	A2	0	22,61	0	Não	9,12	384,5
2	A3	0	22,61	0	Não	8,5	241
2	A4	0	22,61	0	Não	4,6	85,25
2	A5	0	22,61	0	Sim	7,2	338,12
2	A6	0	22,61	0	Sim	5,5	205,87
2	A9	0	22,61	0	Sim	11,34	172,25
2	A10	0	22,61	0	Sim	8,1	148,62
2	A11	0	22,61	0	Sim	8,5	139,25
2	A12	0	22,61	0	Sim	12,25	197
2	A1	9,6	21,52	1	Não	7	242,5
2	A2	9,6	21,52	0	Não	9,12	384,5

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	Altura (m)	DAP médio
2	A3	9,6	21,52	0	Não	8,5	241
2	A4	9,6	21,52	0	Não	4,6	85,25
2	A5	9,6	21,52	0	Sim	7,2	338,12
2	A6	9,6	21,52	0	Sim	5,5	205,87
2	A9	9,6	21,52	0	Sim	11,34	172,25
2	A10	9,6	21,52	0	Sim	8,1	148,62
2	A11	9,6	21,52	0	Sim	8,5	139,25
2	A12	9,6	21,52	0	Sim	12,25	197
3	C1	0	26,19	0	Sim	4	171,5
3	C2	0	26,19	0	Sim	-	63,12
3	C3	0	26,19	0	Sim	-	112,37
3	C4	0	26,19	0	Sim	4	124,37
3	C5	0	26,19	0	Sim	5,56	166,37
3	C6	0	26,19	1	Não	3	125
3	C7	0	26,19	1	Não	2,5	116
3	C8	0	26,19	1	Não	3	206
3	C9	0	26,19	1	Não	8,98	109,62
3	C10	0	26,19	0	Sim	6,56	187,5
3	C11	0	26,19	0	Sim	6,34	137,35
3	C12	0	26,19	0	Sim	8,45	192,25
3	C1	0	21,92	0	Sim	4	171,5
3	C2	0	21,92	0	Sim	-	63,12
3	C3	0	21,92	0	Sim	-	112,37
3	C4	0	21,92	0	Sim	4	124,37
3	C5	0	21,92	0	Sim	5,56	166,37
3	C6	0	21,92	1	Não	3	125
3	C7	0	21,92	1	Não	2,5	116
3	C8	0	21,92	1	Não	3	206
3	C9	0	21,92	1	Não	8,98	109,62
3	C10	0	21,92	0	Sim	6,56	187,5
3	C11	0	21,92	0	Sim	6,34	137,35
3	C12	0	21,92	0	Sim	8,45	192,25
3	B1	9,8	22,33	0	Sim	8,5	152,75
3	B2	9,8	22,33	0	Sim	9,1	139,75
3	B3	9,8	22,33	1	Não	7,8	216,25
3	B4	9,8	22,33	1	Não	4,5	164
3	B5	9,8	22,33	1	Não	4,5	164
3	B6	9,8	22,33	1	Não	3	321,75
3	B9	9,8	22,33	0	Sim	4	49,87
3	B10	9,8	22,33	0	Sim	7,01	146,25
3	B11	9,8	22,33	0	Sim	5,35	208,12
3	B12	9,8	22,33	0	Sim	4,23	244,25

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	Altura (m)	DAP médio
3	B1	0,4	24,34	0	Sim	8,5	152,75
3	B2	0,4	24,34	0	Sim	9,1	139,75
3	B3	0,4	24,34	1	Não	7,8	216,25
3	B4	0,4	24,34	1	Não	4,5	164
3	B5	0,4	24,34	1	Não	4,5	164
3	B6	0,4	24,34	1	Não	3	321,75
3	B9	0,4	24,34	0	Sim	4	49,87
3	B10	0,4	24,34	0	Sim	7,01	146,25
3	B11	0,4	24,34	0	Sim	5,35	208,12
3	B12	0,4	24,34	0	Sim	4,23	244,25
3	A1	0	27,08	1	Não	7	242,5
3	A2	0	27,08	0	Não	9,12	384,5
3	A3	0	27,08	0	Não	8,5	241
3	A4	0	27,08	0	Não	4,6	85,25
3	A5	0	27,08	0	Sim	7,2	338,12
3	A6	0	27,08	0	Sim	5,5	205,87
3	A9	0	27,08	0	Sim	11,34	172,25
3	A10	0	27,08	0	Sim	8,1	148,62
3	A11	0	27,08	0	Sim	8,5	139,25
3	A12	0	27,08	0	Sim	12,25	197
3	A1	0	23,98	1	Não	7	242,5
3	A2	0	23,98	0	Não	9,12	384,5
3	A3	0	23,98	0	Não	8,5	241
3	A4	0	23,98	0	Não	4,6	85,25
3	A5	0	23,98	0	Sim	7,2	338,12
3	A6	0	23,98	0	Sim	5,5	205,87
3	A9	0	23,98	0	Sim	11,34	172,25
3	A10	0	23,98	0	Sim	8,1	148,62
3	A11	0	23,98	0	Sim	8,5	139,25
3	A12	0	23,98	0	Sim	12,25	197
4	C1	0	17,98	0	Sim	4	171,5
4	C2	0	17,98	0	Sim	-	63,12
4	C3	0	17,98	0	Sim	-	112,37
4	C4	0	17,98	0	Sim	4	124,37
4	C5	0	17,98	0	Sim	5,56	166,37
4	C6	0	17,98	1	Não	3	125
4	C7	0	17,98	1	Não	2,5	116
4	C8	0	17,98	1	Não	3	206
4	C9	0	17,98	1	Não	8,98	109,62
4	C10	0	17,98	0	Sim	6,56	187,5
4	C11	0	17,98	0	Sim	6,34	137,35
4	C12	0	17,98	0	Sim	8,45	192,25

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	Altura (m)	DAP médio
4	C1	0	19,68	0	Sim	4	171,5
4	C2	0	19,68	0	Sim	-	63,12
4	C3	0	19,68	0	Sim	-	112,37
4	C4	0	19,68	0	Sim	4	124,37
4	C5	0	19,68	0	Sim	5,56	166,37
4	C6	0	19,68	1	Não	3	125
4	C7	0	19,68	1	Não	2,5	116
4	C8	0	19,68	1	Não	3	206
4	C9	0	19,68	1	Não	8,98	109,62
4	C10	0	19,68	0	Sim	6,56	187,5
4	C11	0	19,68	0	Sim	6,34	137,35
4	C12	0	19,68	0	Sim	8,45	192,25
4	B1	0	15,5	0	Sim	8,5	152,75
4	B2	0	15,5	0	Sim	9,1	139,75
4	B3	0	15,5	1	Não	7,8	216,25
4	B4	0	15,5	1	Não	4,5	164
4	B5	0	15,5	1	Não	4,5	164
4	B6	0	15,5	1	Não	3	321,75
4	B9	0	15,5	0	Sim	4	49,87
4	B10	0	15,5	0	Sim	7,01	146,25
4	B11	0	15,5	0	Sim	5,35	208,12
4	B12	0	15,5	0	Sim	4,23	244,25
4	B1	0	17,04	0	Sim	8,5	152,75
4	B2	0	17,04	0	Sim	9,1	139,75
4	B3	0	17,04	1	Não	7,8	216,25
4	B4	0	17,04	1	Não	4,5	164
4	B5	0	17,04	1	Não	4,5	164
4	B6	0	17,04	1	Não	3	321,75
4	B9	0	17,04	0	Sim	4	49,87
4	B10	0	17,04	0	Sim	7,01	146,25
4	B11	0	17,04	0	Sim	5,35	208,12
4	B12	0	17,04	0	Sim	4,23	244,25
4	A1	0	19,07	1	Não	7	242,5
4	A2	0	19,07	0	Não	9,12	384,5
4	A3	0	19,07	0	Não	8,5	241
4	A4	0	19,07	0	Não	4,6	85,25
4	A5	0	19,07	0	Sim	7,2	338,12
4	A6	0	19,07	0	Sim	5,5	205,87
4	A9	0	19,07	0	Sim	11,34	172,25
4	A10	0	19,07	0	Sim	8,1	148,62
4	A11	0	19,07	0	Sim	8,5	139,25
4	A12	0	19,07	0	Sim	12,25	197

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	Altura (m)	DAP médio
4	A2	0	21,87	0	Não	9,12	384,5
4	A3	0	21,87	0	Não	8,5	241
4	A4	0	21,87	0	Não	4,6	85,25
4	A5	0	21,87	0	Sim	7,2	338,12
4	A6	0	21,87	0	Sim	5,5	205,87
4	A9	0	21,87	0	Sim	11,34	172,25
4	A10	0	21,87	0	Sim	8,1	148,62
4	A11	0	21,87	0	Sim	8,5	139,25
4	A12	0	21,87	0	Sim	12,25	197
5	C1	0	14,98	0	Sim	4	171,5
5	C2	0	14,98	0	Sim	-	63,12
5	C3	0	14,98	0	Sim	-	112,37
5	C4	0	14,98	0	Sim	4	124,37
5	C5	0	14,98	0	Sim	5,56	166,37
5	C6	0	14,98	1	Não	3	125
5	C7	0	14,98	1	Não	2,5	116
5	C8	0	14,98	1	Não	3	206
5	C9	0	14,98	1	Não	8,98	109,62
5	C10	0	14,98	0	Sim	6,56	187,5
5	C11	0	14,98	0	Sim	6,34	137,35
5	C12	0	14,98	0	Sim	8,45	192,25
5	B1	0,2	16,96	0	Sim	8,5	152,75
5	B2	0,2	16,96	0	Sim	9,1	139,75
5	B3	0,2	16,96	1	Não	7,8	216,25
5	B4	0,2	16,96	1	Não	4,5	164
5	B5	0,2	16,96	1	Não	4,5	164
5	B6	0,2	16,96	1	Não	3	321,75
5	B9	0,2	16,96	0	Sim	4	49,87
5	B10	0,2	16,96	0	Sim	7,01	146,25
5	B11	0,2	16,96	0	Sim	5,35	208,12
5	B12	0,2	16,96	0	Sim	4,23	244,25
5	A1	0	18,26	1	Não	7	242,5
5	A2	0	18,26	0	Não	9,12	384,5
5	A3	0	18,26	0	Não	8,5	241
5	A4	0	18,26	0	Não	4,6	85,25
5	A5	0	18,26	0	Sim	7,2	338,12
5	A6	0	18,26	0	Sim	5,5	205,87
5	A9	0	18,26	0	Sim	11,34	172,25
5	A10	0	18,26	0	Sim	8,1	148,62
5	A11	0	18,26	0	Sim	8,5	139,25
5	A12	0	18,26	0	Sim	12,25	197
5	A1	0	18,4	1	Não	7	242,5

Fase de campo	Sítio amostral	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)	Obstrução	Corredor	Altura (m)	DAP médio
5	A2	0	18,4	0	Não	9,12	384,5
5	A3	0	18,4	0	Não	8,5	241
5	A4	0	18,4	0	Não	4,6	85,25
5	A5	0	18,4	0	Sim	7,2	338,12
5	A6	0	18,4	0	Sim	5,5	205,87
5	A9	0	18,4	0	Sim	11,34	172,25
5	A10	0	18,4	0	Sim	8,1	148,62
5	A11	0	18,4	0	Sim	8,5	139,25
5	A12	0	18,4	0	Sim	12,25	197

Tabela 3. Variáveis ambientais por unidade amostral na Reserva Bicudinho-do-brejo: Obstrução ao voo gerada pela vegetação (**0**= valor < 25%, **1**= valor ≥ 25%); Localização em um corredor de voo (**sim**); Altura da vegetação acima da rede em metros; Diâmetro na altura do peito médio em centímetros.

Fase de campo	Sítio amostral	Obstrução	Corredor	Altura (m)	DAP médio
Todas	B1	0	Sim	3,2	105,65
Todas	B2	1	Sim	3,25	114,9
Todas	B3	0	Sim	7,98	181,45
Todas	B4	0	Sim	12,25	155
Todas	B5	0	Sim	3,05	212,12
Todas	B6	0	Sim	2,55	204,25
Todas	B7	1	Não	2,88	53,55
Todas	B8	0	Sim	5,2	155,9
Todas	B9	0	Sim	5,43	203,4
Todas	B10	0	Sim	10,56	123,55
Todas	B11	0	Sim	9,3	300,9
Todas	B12	0	Sim	12,23	197,5
Todas	A2	1	Não	100	27,4
Todas	A3	0	Não	100	49,2
Todas	A4	0	Não	100	21,6
Todas	A5	1	Não	100	154,7
Todas	A6	1	Não	5	229,8
Todas	A7	1	Não	100	109,5
Todas	A8	0	Não	7	1941,7
Todas	A9	0	Não	4,5	121,5
Todas	A10	0	Não	3	138,2
Todas	A11	0	Não	4,5	99,45
Todas	A12	1	Não	4,1	180,7
Todas	C1	1	Sim	7,6	195,8
Todas	C2	1	Não	100	121,8
Todas	C3	0	Não	8,96	101,4
Todas	C4	1	Sim	4,5	178,9
Todas	C5	0	Não	100	78,9
Todas	C6	0	Não	100	25,4
Todas	C7	0	Não	100	33,9
Todas	C9	0	Não	100	46,7