



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

PATRÍCIA HELENA GALLO

**MORCEGOS (MAMMALIA:
CHIROPTERA) EM UM FRAGMENTO DE MATA NATIVA E
REFLORESTAMENTO NO MUNICÍPIO DE RANCHO ALEGRE,
PARANÁ, BRASIL**

Londrina
2008

PATRÍCIA HELENA GALLO

**MORCEGOS (MAMMALIA:
CHIROPTERA) EM UM FRAGMENTO DE MATA NATIVA E
REFLORESTAMENTO NO MUNICÍPIO DE RANCHO ALEGRE,
PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação, em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisitos parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Nelio Roberto dos Reis.

Londrina
2008

PATRÍCIA HELENA GALLO

**MORCEGOS (MAMMALIA:
CHIROPTERA) EM UM FRAGMENTO DE MATA NATIVA E
REFLORESTAMENTO NO MUNICÍPIO DE RANCHO ALEGRE,
PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação, em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisitos parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Nelio Roberto dos Reis

Prof. Dr. Marcelo Rodrigues Nogueira

Prof. Dr. Edmilson Bianchini

Londrina, 12 de Novembro de 2008.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, Odila e Heraldo, que me apoiaram nos momentos mais difíceis e me deram forças para seguir em frente.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por me conceder a oportunidade única de continuar meus estudos, pelo apoio (emocional, financeiro e muitos outros), que foi de fundamental importância para a realização deste trabalho. Agradeço os incentivos constantes e também o carinho que sempre me deram.

A minha família, pais, irmãos, avós, tios, tias e primos, pelo carinho e confiança.

Ao meu amor Maurício, por estar sempre ao meu lado nesta batalha, pelo apoio, incentivo, carinho, compreensão, amizade, dedicação e paciência!!!! (Amo vc!)

Ao meu querido orientador, Prof. Dr. Nelio Roberto dos Reis pelos ensinamentos, orientação, paciência, amizade e pela confiança em mim depositada.

Ao Prof. Dr. Isaac Passos de Lima, pela grande ajuda desde o começo até o fim deste trabalho.

Aos colegas do laboratório de mastozoologia, Isaac, Cibele, Gisele, Renata e Henrique e Lívia, que me acolheram e me ajudaram ao longo deste trabalho.

Aos parceiros de mestrado, Fabio e Inaê pela ajuda em campo e fora dele também.

A todos que me acompanharam nas coletas de dados, em especial ao Cássius, meu grande amigo.

Ao Ed., pela imensa e indispensável ajuda em campo.

Ao LABRE - Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas - pelo transporte e técnico disponibilizados.

Ao proprietário e administração da Fazenda Congonhas, pela autorização para a realização deste trabalho na propriedade, como também pela disponibilização do alojamento, durante os dias de coletas.

A Carolina Cheida e Gisele Doratti pelas críticas, sugestões e correções do trabalho.

Às minhas queridas e eternas amigas Andréia, Daniela, Fernanda, Pâmela, Simoni e Sílvia, que estiveram presentes nos melhores momentos da minha vida, desde a graduação (Viva a ERB!!!)

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

Ao mestrado.

A CAPES, pela ajuda financeira.

GALLO, P. H. **Morcegos (Mammalia: Chiroptera)** em um fragmento de mata nativa e reflorestamento no município de Rancho Alegre, Paraná, Brasil. 2008. 81f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Área de Concentração Zootecnia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008.

RESUMO

Ao longo do tempo, os ambientes naturais foram progressivamente transformados em pequenos remanescentes, sendo a perda de habitat uma das principais ameaças à biodiversidade. O presente estudo foi realizado em dois fragmentos florestais da Fazenda Congonhas, município de Rancho Alegre – PR, sendo um deles uma reserva legal de mata nativa (107,8 ha) e o outro uma área de reflorestamento (11,8 ha), com os objetivos de conhecer a riqueza e a abundância de morcegos; verificar quais espécies encontradas na mata também utilizam a área de reflorestamento e também observar as diferenças tanto do número de indivíduos como das espécies capturadas nas diferentes estações do ano. Considerou-se a riqueza absoluta de espécies (S), a abundância e a diversidade, obtida através do Índice de Shannon-Wiener (H'). Quatro coletas por mês foram realizadas durante o período de abril/2007 a março/2008, sendo duas noites consecutivas em cada fragmento. Oito redes de neblina foram armadas em trilhas no interior da mata e do reflorestamento, vistoriadas a cada 15 minutos, por 6 horas após o escurecer. Na mata nativa foram amostrados 397 indivíduos, 14 espécies e 10 gêneros contra 105 indivíduos, 6 espécies e 4 gêneros no reflorestamento. *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) foi a espécie mais capturada em ambos os fragmentos ($n=328$; 65,3%), seguida por *Artibeus fimbriatus* Gray, 1838 ($n=44$; 8,8%) e *Artibeus jamaicensis* Leach, 1821 ($n=30$; 6,0%). As demais espécies, *Platyrrhinus lineatus* (E. Geoffroy, 1810), *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758), *Sturnira lilium* (E. Geoffroy, 1810), *Chrotopterus auritus* (Peters, 1856), *Desmodus rotundus* (E. Geoffroy, 1810), *Michronycteris megalotis* (Gray, 1842), *Phyllostomus hastatus* (Pallas, 1767), *Phyllostomus discolor* Wagner, 1843, *Myotis levis* (I. Geoffroy 1824), *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) e *Lasiurus blossevillii* (Lesson & Garnot, 1826) totalizaram 19,9% das capturas. A mata nativa apresentou maior riqueza ($S=14$) e diversidade ($H'=1,4802$) quando comparada ao reflorestamento ($S=6$; $H'=0,57015$). O teste t ($t=7,1075$) mostrou diferença significativa entre os valores de diversidade. A preservação do fragmento de mata nativa é importante, pois apresenta as melhores condições para manter populações mais diversas de espécies. A implantação do reflorestamento é de grande importância, pois pode impedir mudanças radicais no microclima do contorno do fragmento de floresta.

Palavras-chave: Quirópteros. Fragmentação de florestas. Conservação.

GALLO, P. H. **Morcegos (Mammalia: Chiroptera)** em um fragmento de mata nativa e reflorestamento no município de Rancho Alegre, Paraná, Brasil. 2008. 81f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Área de Concentração Zoologia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008.

ABSTRACT

Throughout the time, the natural environments gradually had been transformed in small remainders, being the loss of habitat one of the main threats to biodiversity. The present study it was carried through in two forest fragment of the Fazenda Congonhas, city of Rancho Alegre- PR, being an one of them legal reserve of native forest (107.8 ha) and the other a reforestation area (11.8 ha), with the objectives to know the richness and the abundance of bats; to verify which species found in the native forest also they use the reforestation area and also to observe the differences in such a way of the number of individuals as of the species captured in the different stations of the year. It was considered absolute richness of species (S), the abundance and the diversity, gotten through the Shannon-Wiener Index (H'). Four collections for month had been carried during the period of abril/2007 to março/2008, being two consecutive nights in each fragment. Eight “mist nets” had been set in tracks in the interior of the forest and the reforestation area, being inspected to each 15 minutes, for 6 hours after sunset. In the native forest 397 individuals had been captured, 14 species and 10 genus against 105 individuals, 6 species and 4 genus in the reforestation area. *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) was the species more captured in both the fragments ($n=328$; 65.3%), followed by *Artibeus fimbriatus* Gray, 1838 ($n=44$; 8.8%) and *Artibeus jamaicensis* Leach, 1821 ($n=30$; 6.0%). The others species, *Platyrrhinus lineatus* (E. Geoffroy, 1810), *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758), *Sturnira lilium* (E. Geoffroy, 1810), *Chrotopterus auritus* (Peters, 1856), *Desmodus rotundus* (E. Geoffroy, 1810), *Michronycteris megalotis* (Gray, 1842), *Phyllostomus hastatus* (Pallas, 1767), *Phyllostomus discolor* Wagner, 1843, *Myotis levis* (I. Geoffroy 1824), *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) and *Lasiurus blossevillii* (Lesson & Garnot, 1826) had totalized 19.9% of the captures. The native forest presented greater richness ($S=14$) and diversity ($H' = 1.4802$) when compared to reforestation area ($S=6$; $H' = 0.57015$). Test t ($t=7.1075$) showed significant difference between the values of diversity. The preservation of native fragment is important; therefore it presents the best conditions to keep more diverse populations of species. The implantation of the reforestation is very important, because it can hinder radical changes in the microclimate around of the forest fragment.

Keywords: Bats. Forests fragmentation. Conservation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS:

- Figura 1** – Variações na precipitação (barras) e temperaturas médias (linha) de Ibiporã, Paraná, entre os meses de janeiro de 2007 a março de 2008 19
- Figura 2** – Variações na precipitação na Fazenda Congonhas, Rancho Alegre, Paraná, entre os meses de janeiro de 2007 a março de 2008..... 19
- Figura 3** – Fotografia por satélite (Google Earth) da área de estudo, localizada na Fazenda Congonhas, Rancho Alegre, Paraná – Brasil 21

FOTOS:

- Foto 1** – Fragmento de mata nativa (107,8 ha) da Fazenda Congonhas, atualmente averbado como Reserva Legal da propriedade..... 22
- Foto 2** – Transição entre a mata nativa e a área de cultivo da Fazenda Congonhas..... 22
- Foto 3** – Trilha no interior da mata nativa 23
- Foto 4** – Área de reflorestamento (11,8 ha) da Fazenda Congonhas 23
- Foto 5** – Interior da área de reflorestamento 24
- Foto 6** – Trilha no interior da área de reflorestamento 24

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS	25
CAPÍTULO 1 – MORCEGOS (MAMMALIA: CHIROPTERA) EM UM FRAGMENTO DE MATA NATIVA E REFLORESTAMENTO NO MUNICÍPIO DE RANCHO ALEGRE, PARANÁ, BRASIL	31
RESUMO	31
ABSTRACT	32
INTRODUÇÃO	33
MATERIALE MÉTODOS	36
RESULTADOS	39
DISCUSSÃO	44
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50
ANEXOS	56
ANEXO 1	57
ANEXO 2	59
ANEXO 3	62

INTRODUÇÃO GERAL

Os mamíferos totalizam 5421 espécies no mundo (REEDER et al., 2007), sendo que a ordem Chiroptera, com 18 famílias, 202 gêneros e cerca de 1120 espécies, representa aproximadamente 21% dos mamíferos do mundo, sendo superado somente pela ordem Rodentia, com 2277 espécies (42%) (WILSON; REEDER, 2005). Os morcegos são classificados tradicionalmente em duas subordens: Megachiroptera e Microchiroptera. Os primeiros não ocorrem no Brasil, e são representados por uma única família, Pteropodidae, com 186 espécies distribuídas no Velho Mundo. Alimentam-se de frutos e néctar, encontrados em regiões subtropicais e tropicais da África, Mediterrâneo, Península Arábica, Índia, Austrália, Indonésia, Malásia, Filipinas e Japão (KOOPMAN, 1970; NOWAK, 1994). Os Microchiroptera são compostos por 17 famílias e 930 espécies no mundo todo (SIMMONS, 2005). Sua distribuição geográfica se sobrepõe com alguns Megachiroptera, sendo que na região Neotropical os Microchiroptera são mais diversos, não ocorrendo apenas nas regiões polares. O vôo tem sido um importante fator relacionado com esta distribuição e, em parte, também com os hábitos alimentares, as estratégias reprodutivas e o comportamento social (NOWAK, 1994).

Entre os microquirópteros, podem ocorrer espécies pequenas, como *Craseonycteris thonglongyai* Hill, 1974, que apresenta comprimento de 29-33 mm (cabeça e corpo) e pesa apenas dois gramas, ou maiores, como *Vampirus spectrum* Rafinesque, 1815, considerado o maior morcego do Novo Mundo, com cerca de 125-135 mm de comprimento e pesando aproximadamente 145-190 g (NOWAK, 1994; REIS et al., 2007) - entretanto menor que a raposa voadora gigante, do Velho Mundo, que chega a pesar até 1 kg (NOWAK, 1994). Utilizam o processo de ecolocalização, o qual consiste na emissão de sons de alta frequência pela boca e pelo nariz, e que são refletidos pelas superfícies do ambiente, indicando ao animal a direção e a distância dos objetos (FENTON, 1992; NOWAK, 1994). Além de ajudar na localização das presas, tal mecanismo também é importante para morcegos que vivem em florestas fechadas, onde é utilizado pelo animal para desviar de obstáculos e para a comunicação, acasalamento e agressão (REIS et al., 2007).

Os membros da ordem quiróptera são de particular importância nas florestas Neotropicais, por constituírem cerca de 40-50% das espécies de mamíferos, contribuindo para o aumento da riqueza e da diversidade de mamíferos nesses ambientes (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2001). Segundo Ricklefs (1993), o aumento do número de espécies de

mamíferos da região Neotropical se deve principalmente aos morcegos, além dos roedores. A abundância de morcegos em um determinado habitat pode estar relacionada com a quantidade de alimento disponível (TAMSITT, 1967). Para Odum (1988), o número de espécies capazes de sobreviver será maior quanto mais nichos existirem em condições naturais. Contudo, um ambiente mais produtivo pode apresentar mais recursos, porém pouco variado. Neste caso, pode ocorrer um aumento no número de indivíduos por espécie, ao invés de um aumento do número de espécies (TOWNSEND et al., 2006).

No Brasil são encontradas 652 espécies de mamíferos, distribuídas em 12 ordens (REIS et al., 2007). Para a ordem Chiroptera, são conhecidas 9 famílias, 64 gêneros e 167 espécies representando a segunda ordem em riqueza, sendo superada somente pela ordem Rodentia, com 235 espécies. As famílias brasileiras para quirópteros são: Emballonuridae (15 espécies), Phyllostomidae (90 espécies), Mormoopidae (4 espécies), Noctilionidae (2 espécies), Furipteridae (1 espécie), Thyropteridae (4 espécies), Natalidae (1 espécie), Molossidae (26 espécies) e Vespertilionidae (24 espécies) (PERACCHI et al., 2006). Segundo estes autores, os morcegos habitam todo o território nacional, ocorrendo na Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica e Pantanal, como também na Caatinga e Campos Sulinos e até em áreas urbanas. Atualmente, cinco espécies brasileiras estão incluídas na Instrução Normativa nº3, de 27 de maio de 2003, do Ministério do Meio Ambiente, constando como ameaçadas de extinção: *Lonchophylla bokermanni* Sazima, Vizotto & Taddei, 1978; *Lonchophylla dekeyseri* Taddei, Vizotto & Sazima, 1983; *Platyrrhinus recifinus* (Thomas, 1901); *Lasiurus eburnus* Fazzolari-Corrêa, 1994 e *Myotis ruber* (E. GEOFFROY, 1806) (REIS et al., 2007).

No estado do Paraná, os estudos sobre quirópteros tiveram início em 1820 e nos últimos anos houve um aumento significativo de pesquisadores trabalhando nesta área, resultando em um acréscimo de informações sobre biologia, riqueza e abundância relativa de algumas espécies que ocorrem no estado paranaense (MIRETZKI, 2003). Segundo REIS *et al.* (2008) já foram registradas no estado, 27 espécies de filostomídeos, 15 de vespertilionídeos e 15 de molossídeos, duas de noctilionídeos e uma de emballonurídeo, totalizando 60 espécies, o que representa 35,9% das 167 encontradas no Brasil. Recentemente houve o registro de mais uma espécie de molossídeo para o Paraná, totalizando 61 espécies no estado (BIANCONI et al., 2008).

De acordo com Margarido e Braga (2004), sete espécies são classificadas em diferentes categorias de ameaça regionalmente, isto é, para o estado do Paraná: *Chiroderma doriae* (THOMAS, 1891), *Chrotopterus auritus* (PETERS, 1856), *Diphylla ecaudata* Spix, 1823, *Eumops hansae* Sanborn, 1932, *Mimon bennettii* (GRAY, 1838) e

Tonatia bidens (SPIX, 1823) como espécies vulneráveis (VU) e *Diaemus youngi* (Jentink, 1893) como criticamente em perigo (CR).

Em relação aos abrigos, locais onde passam mais da metade de seu tempo, os morcegos utilizam cavernas, frestas em rochas, ocos de árvores e folhas, apresentando adaptações associadas com o modo de vôo, comportamento social, dieta, tamanho do grupo e reprodução (KUNZ, 1982). Em áreas urbanas, podem ser encontrados sob pontes, forros de casas e prédios de alvenaria, tubulação fluvial, pedreira abandonada, entre outros (REIS et al., 2002). Seus predadores naturais são falcões, corujas, mamíferos carnívoros e serpentes (FINDLEY, 1993) e até outros morcegos, embora não sejam canibais, pois capturam espécies diferentes da sua (FENTON, 1992).

A maior parte das terras naturais foi convertida para uso humano, confinando a vida biológica a pequenos fragmentos florestais, rodeados por cidades ou terras agricultáveis. A fragmentação florestal é caracterizada por diversas alterações que, direta ou indiretamente, estão associadas ao processo de destruição da característica original de um ecossistema natural (LAZO, 2004). Também, a alteração do substrato acarreta mudanças na vegetação e na composição faunística associada, a qual está relacionada com a oferta de alimentos, com a qualidade dos abrigos e com as condições para a reprodução (RICKLEFS, 1993).

A perda de habitat é uma das principais causas do desaparecimento de espécies, podendo ser responsável pela eliminação de espécies com distribuições restritas (MARINI-FILHO; MARTINS, 2000). As mudanças mais comuns relacionadas à perda de habitat são: mudanças na composição vegetal e animal; amplificação dos efeitos de borda; isolamento genético e demográfico, além de alterações na dinâmica dos pequenos fragmentos (LAURENCE; LAURENCE, 1999). De acordo com Turner (1996), as conseqüências da fragmentação que podem levar à extinção de espécies incluem os efeitos deletérios causados por distúrbios humanos durante e depois do desmatamento, redução no tamanho das populações, redução nas taxas de imigração, efeito de borda, mudanças na estrutura das comunidades e a imigração de espécies exóticas. Fragmentos isolados sofrem redução na riqueza de espécies, sendo que os pequenos remanescentes possuem poucas espécies registradas quando comparados a fragmentos maiores ou com áreas de floresta contínua (TURNER, 1996).

Para os animais, este processo traz riscos para as populações que ainda restam nestas áreas, como a diminuição do alimento, endocruzamentos e redução do tamanho da área de vida (REIS et al., 2003). Para a maioria dos seres vivos, a destruição e a

modificação de habitats têm sido graduais, em que as populações locais declinam e os impactos gerais são percebidos até que a espécie tenha desaparecido de uma parte significativa de sua distribuição original (HERO; RIDGWAY, 2006). Além disso, pode impedir que espécies de mamíferos consigam manter populações geneticamente viáveis em pequenos remanescentes (MARINI-FILHO; MARTINS, 2000). Ainda, os mamíferos em ambientes fragmentados são mais susceptíveis à caça, à introdução de espécies exóticas e também à destruição dos habitats naturais (LAZO, 2004).

Para Lazo (2004), este processo de transformação da floresta natural em manchas isoladas não é o único fator impactante sobre a fauna silvestre; o ambiente que rodeia os remanescentes florestais exerce grande influencia nas comunidades de vertebrados. O entorno atua como um filtro seletivo, mas que muitas espécies de floresta primária podem utilizar este ambiente para movimentação e até para reprodução (COSSON et al., 1999a). Para Gascon et al. (1999), ambientes fechados devem apresentar conectividade entre os fragmentos, exercendo certo grau de proteção aos animais silvestres, quando capazes de utilizar ou ultrapassar estes ambientes. Além disso, sem uma proteção da floresta, espécies pouco adaptadas ao desmatamento ficam mais expostas aos predadores, e no caso dos morcegos, estes podem perder abrigos como ocos de arvores, fendas, proteção de diferentes folhas entre outros (REIS et al., 2006).

Acredita-se também que o tamanho do fragmento de floresta seja importante para manter um número maior de espécies (CHIARELLO, 2000; REIS et al., 2003). Porém, além do tamanho, a qualidade do fragmento, com mananciais de água, disponibilidade de recursos e pouco efeito de borda devem ser levados em conta para manter a riqueza nestes locais (REIS et al., 2003). Entretanto, a conservação de grandes fragmentos é necessária, devido à maior estruturação destes, sendo capazes de sustentar uma maior riqueza de espécies (FÉLIX et al., 2001; REIS et al., 2003).

De acordo com Fenton et al. (1992), morcegos possuem um grande potencial como indicadores do nível de degradação de um ambiente. O aumento do uso de fertilizantes sintéticos, pesticidas e reguladores de crescimento, os quais são utilizados nas práticas agrícolas, podem ser fatores que determinam a presença ou ausência de muitas espécies de morcegos em um ecossistema natural (WICKRAMASINGHE et al., 2003).

As comunidades de morcegos tendem a ser menos diversas e com poucas espécies dominantes em ambientes mais devastados, com algumas sendo restritas a florestas contínuas ou com menos distúrbios (COSSON et al., 1999b; SCHULZE et al., 2000; STONER; LOBO, 2002). Este padrão pode ser encontrado principalmente entre os membros

da subfamília Phyllostominae, que têm se mostrado mais sensíveis à degradação ambiental, e podem ser considerados indicadores de áreas degradadas (MEDELLÍN et al., 2000; FALCÃO et al., 2003). As comunidades de morcegos nas diversas regiões do Brasil são heterogêneas, apresentando poucas espécies dominantes, tanto em ambientes alterados como em áreas conservadas (PEDRO, 1998; FÉLIX et al., 2001).

Para alguns autores, as mudanças no ambiente ocorrem mais rapidamente em fragmentos pequenos que em grandes (COSSON et al., 1999a; REIS et al., 2003). Em relação aos morcegos, alguns remanescentes florestais abrigam diversas espécies; no entanto, a riqueza está fortemente associada com o tamanho da área (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2001). Entretanto, a relação entre riqueza de espécies de morcegos e tamanho do remanescente florestal gera controvérsias, pois estudos mostraram tanto a ausência ou presença de determinadas espécies como uma relação positiva com o tamanho do remanescente (ESTRADA et al., 1993; COSSON et al., 1999b), enquanto outros mostraram diferenças significativas na riqueza entre áreas de floresta contínua e fragmentos (SCHULZE et al., 2000).

Trabalhos como o de Cosson et al. (1999b) revelam que a fragmentação resulta em uma grande redução na abundância e riqueza de espécies de morcegos, como também importantes mudanças na composição das guildas que, segundo Odum (1988), representam grupos de espécies com papel semelhante na comunidade. De acordo com os mesmo autores, a distância de isolamento entre os remanescentes se mostrou como uma importante variável, impedindo a dispersão dos morcegos para outros locais favoráveis. Isto afeta principalmente os pequenos frugívoros de sub-bosque, que apresentam menor facilidade em percorrer longas distâncias quando comparados aos grandes morcegos frugívoros, capazes de percorrer distâncias mais longas e chegar facilmente em locais mais favoráveis, e também por se alimentarem de frutos presentes nas copas, os quais apresentam maior disponibilidade (BIANCONI et al., 2006; COSSON et al., 1999a). Contudo, segundo alguns estudos, espécies de sub-bosque podem não se mostrar muito sensíveis à fragmentação, vindo a percorrer distâncias maiores em busca de alimento e abrigo (NOWAK, 1994; TRAJANO, 1996).

Durante os processos de fragmentação, populações de uma mesma espécie podem manter-se isoladas nestes remanescentes, embora alguns indivíduos possam deslocar-se entre eles (PIRES et al., 2006). Quando a dinâmica de extinções e recolonizações ocorrem regionalmente, as populações podem constituir uma metapopulação (OLIFIERS; CERQUEIRA, 2006). Mas para que isto ocorra, é necessário que os indivíduos com capacidade de locomoção entre os fragmentos o façam com certa frequência (MARINI-

FILHO; MARTINS, 2000; PIRES et al., 2006). Assim, as taxas de extinções locais poderiam diminuir através dos deslocamentos entre as populações remanescentes nas manchas de habitat (PIRES et al., 2006) permitindo, portanto, a persistência de espécies em uma paisagem fragmentada, desde que esta fragmentação não interfira na dinâmica metapopulacional (OLIFIERS; CERQUEIRA, 2006).

Segundo Gilpin e Soulé (1986), existem quatro processos principais que afetam a persistência de populações em remanescentes de habitat, denominados “vórtices da extinção”, os quais são responsáveis pelo desaparecimento de populações locais. São eles: a aleatoriedade demográfica, a aleatoriedade ambiental, a perda da variabilidade genética por endocruzamento e a perda de flexibilidade para respostas evolutivas. A aleatoriedade demográfica ocorre quando há variações ao acaso nas características demográficas de uma população, afetando principalmente populações pequenas (p.ex., populações com predomínio de indivíduos do mesmo sexo). A aleatoriedade ambiental ocorre em virtude das variações ao acaso nas condições ambientais (mudanças na temperatura e precipitação), bem como a ocorrência de eventos imprevisíveis e devastadores, como incêndios e inundações. A aleatoriedade genética é decorrente da perda de variabilidade genética que ocorre em populações isoladas, levando à homozigose ou à fixação de alelos deletérios. O último vórtice refere-se à perda de capacidade de uma população para responder adaptativamente às mudanças no ambiente, devido à perda de variabilidade genética (PAGLIA et al., 2006).

No norte do Paraná, onde atividades relacionadas com a agricultura e a pecuária são muito difundidas em função dos solos férteis e da topografia suave, restam apenas 2-4% do ecossistema original, representado por pequenos remanescentes, formando ilhas de matas circundadas por áreas de intensa exploração agrícola (TOREZAN, 2002; REIS et al., 2006)

Originalmente, toda a superfície do estado do Paraná, cerca de 201.203 km², era coberto por diferentes tipos de vegetação, que cobria desde o sul de Minas Gerais até o sul do Rio Grande do Sul, e que passava pelos estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina (REIS et al., 2002). Esta floresta foi quase que totalmente destruída, restando grandes áreas de florestas apenas no oeste do estado (Parque Nacional do Iguaçu) como também na Serra do Mar (REIS et al., 2002).

Esta vegetação incluía: mata pluvial tropical-subtropical (94.044 km²), mata de araucária (73.780 km²), campos limpos ou cerrados (30.532 km²), vegetação de várzeas e pântanos (1.761 km²), vegetação das praias, ilhas, restingas, e vegetação das regiões de serra (529 km²) e mangues (557 km²) (MAACK, 1981). De acordo com SOARES & MEDRI

(2002), até o final do século XIX, aproximadamente 16,5% desta cobertura vegetal tinham sido removidos em função da entrada dos imigrantes devido à colonização. Entretanto, em 1965 esta situação se modifica, restando aproximadamente 24% da cobertura florestal original. Já em 2002, devido à intensa atividade humana como exploração agropecuária, apenas 2% restou da vegetação original.

Para exemplificar, podemos tomar como base a região da Bacia do rio Tibagi, a qual abrange cerca de 24.712 km² e é considerada a terceira maior bacia do estado (PINESE, 2002). A ocupação desta região pode ser dividida em três períodos: o primeiro caracterizado pelas reduções jesuíticas espanholas (1610-1631); o segundo pelo ciclo do ouro no estado (1640), passa pelo tropeirismo e se estende até o final do século XIX; e o terceiro relacionado com os ciclos da madeira e do café, que ocorreu nas primeiras décadas do século XX (MARTINS, 1995).

Para Soares e Medri (2002), o aumento da população e, conseqüentemente o avanço da agricultura, pecuária e indústria, resultam na degradação do ambiente, sendo que o Paraná possui hoje, apenas 9% das suas florestas preservadas, e destas, apenas 3,8% resta da vegetação original da Bacia do rio Tibagi. O ciclo da madeira e do café no baixo Tibagi teve início no leste e oeste do rio, tornando os processos de desmatamento, ocupação e alteração rápidos, e a frente cafeeira como a principal força de desmatamento do norte do Paraná (baixo Tibagi), que hoje se encontra quase que sem cobertura vegetal (SOARES; MEDRI, 2002). De acordo com Lazo (2004), o estado do Paraná é um bom exemplo do atual estado em que se encontram os remanescentes florestais do Brasil, principalmente nas regiões sul e sudeste, onde áreas destinadas à conservação da biodiversidade são poucas e descontínuas.

O tamanho do remanescente florestal é de grande importância para a manutenção da riqueza de espécies bem como sua diversidade, e no caso dos mamíferos, quanto maior o fragmento, maior o número de espécies presentes (CHIARELLO, 1999; REIS et al., 2003). Para o último autor, um grande remanescente é mais significativo para a manutenção e conservação de morcegos do que vários fragmentos de menor tamanho. Porém, uma unidade de conservação grande, mas com baixa qualidade de habitat abrigaria um número menor de espécies do que uma área de menor tamanho, mas que apresente mais recursos favoráveis à sobrevivência (ZIMMERMAN; BIERREGAARD, 1986). Para morcegos, tanto a riqueza de espécies, o número de espécies raras como também o índice de diversidade estão positivamente correlacionados com a variedade da vegetação, enquanto que a abundância relativa da espécie mais abundante está negativamente correlacionada (MEDELLÍN et al., 2000).

A documentação dos padrões de abundância relativa de espécies em florestas contínuas e em áreas alteradas pelo homem é o primeiro passo para conhecer o potencial de conservação de paisagens fragmentadas e sua dinâmica (SCHULZE et al., 2000). A conservação de grandes fragmentos é necessária, devido à sua maior estruturação, que é capaz de sustentar uma maior riqueza de espécies (FÉLIX et al., 2001; REIS et al., 2003). De acordo com Holl et al. (2000), é necessário desenvolver estratégias para acelerar o processo natural de recuperação, restaurando florestas degradadas para um uso mais produtivo destas áreas. Para estes autores, os mecanismos que ocorrem para a recuperação da vegetação são: dispersão, germinação de sementes, evitando-se a predação das mesmas. Estes fatores são influenciados por outros, por exemplo, a germinação de sementes é afetada pela luz, temperatura e umidade, que por sua vez é influenciada pela cobertura vegetal. Ainda, pesquisas demonstraram que muitos fatores impedem a sucessão florestal, incluindo solos com baixo teor de nutrientes, compactos, a competição com as gramíneas, secas sazonais, pouca taxa de colonização por sementes e alta predação das sementes.

Medidas que visam minimizar os efeitos da fragmentação são de extrema importância. Existem três maneiras para se recuperar uma área devastada: abandono; manejo de capoeiras e o plantio de mudas. O primeiro se refere à sucessão ecológica que a própria natureza inicia, sendo que o grau de degradação do solo e a existência de florestas próximas ao local a ser restaurado influenciam este processo. O manejo de capoeiras pode ser realizado em regiões em que a sucessão ecológica já tenha se iniciado, mas que está estacionada devido à falta de matas próximas, de onde animais dispersariam as sementes. Este procedimento é feito com o plantio de mudas ou com o lançamento de sementes não encontradas na área, sendo feito também o controle das espécies exóticas invasoras. Por fim, o plantio de mudas é o método mais indicado para o estado paranaense, visto o drástico desmatamento ocorrido (CAVALHEIRO et al., 2006). Um estudo realizado para recuperação de Matas Ciliares mostrou que dez anos não foram suficientes para que a floresta plantada adquirisse a estrutura de uma floresta natural (SILVEIRA; DURIGAN, 2004).

A conservação de grandes fragmentos é necessária, devido a sua maior integridade de habitat, capaz de sustentar uma maior riqueza de espécies (REIS *et al.*, 2003). Assim, o tamanho do fragmento, bem como o seu estado de conservação, o grau de isolamento e os efeitos da matriz de habitat são importantes na manutenção da biodiversidade, o que não elimina, porém o potencial de conservação dos pequenos fragmentos, principalmente para aquelas espécies menos sensíveis aos processos de degradação e que se

movem com mais facilidade entre os fragmentos (COSSON et al., 1999a; WICKRAMASINGHE et al., 2003; BIANCONI et al., 2006).

Os fragmentos florestais são de extrema importância não apenas para a comunidade de mamíferos, mas para toda a fauna restante, e é necessário protegê-los para preservar as espécies que neles se encontram (PERACCHI et al., 2002). Na falta de grandes fragmentos, uma opção viável é a implantação de reflorestamentos, com o objetivo de acelerar o processo de sucessão secundária, reduzindo o tempo necessário para a formação de uma mata densa (LORENZI, 1992). Esses reflorestamentos podem funcionar como um prolongamento dos remanescentes florestais, aumentando a área de vida das espécies e seus recursos de acordo com a heterogeneidade vegetal (RICKLEFS, 1993).

No lado Paranaense do Reservatório de Capivara (rio Paranapanema), o Consórcio Intermunicipal da Bacia Capivara está desenvolvendo um programa de reflorestamento de 4.200 ha em cerca de 900 km de margens, iniciado em 2001, e que deverá ser concluído em 2009. Até o momento foram implantados 1800 ha em vários municípios. A Universidade Estadual de Londrina, através do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE), responsabilizou-se pela concepção do projeto básico e dos projetos de viveiro, da capacitação do pessoal envolvido, do fornecimento de sementes e da supervisão técnica do programa. O controle centralizado das informações técnicas e de execução, aliado às condições fisiográficas uniformes (mesma tipologia de vegetação, mesma altitude, mesmo tipo climático, tipologias de solo similares em todas as áreas) permitem a utilização do Programa como um imenso laboratório (J.M.D.TOREZAN, com.pess.).

Descrição da área de estudo

A Fazenda Congonhas está situada na região conhecida como Baixo Tibagi, onde as altitudes não ultrapassam 800 m e a vegetação originalmente dominante era a Floresta Estacional Semidecidual, e solo com predomínio de latossolo roxo eutrófico (nitossolo eutrófico) (TOREZAN, 2002). Nesta região, em áreas com solo profundo e bem drenado, encontra-se uma fisionomia com sub-bosque menos denso, composto principalmente por laranjeira-do-mato (*Actinostemon concolor*, Euphorbiaceae) e quatiguá-vermelho (*Trichilia clausenii*, Meliaceae) e dossel mais alto, com peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron*, Apocynaceae) e paud'álho (*Gallesia integrifolia*, Phytolaccaceae) (SOARES-SILVA; BARROSO, 1992).

De acordo com Dias et al. (2002), em toda a bacia do Tibagi, a família Myrtaceae apresentou a maior riqueza, com espécies compondo principalmente o sub-bosque

e dossel das florestas, seguida pela Leguminosae, concentradas nas regiões do baixo e médio Tibagi, onde há predomínio de florestas estacionais semidecíduais. Já as famílias típicas encontradas no baixo Tibagi são, além das leguminosas, as famílias Euphorbiaceae, Meliaceae, Moraceae, Rubiaceae e Solanaceae. As famílias Arecaceae, Apocynaceae, Phytolaccaceae e Moraceae, são representadas por árvores de grande porte e dominantes na floresta, como a peroba-rosa, o pau d'alho e as figueiras, respectivamente.

A Fazenda Congonhas está localizada no município de Rancho Alegre, no estado do Paraná, região sul do Brasil (23°02'19''S e 50°56'04''W). Possui altitude de 336-340 m acima do nível do mar, clima tipo Cfa, de KÖPPEN (1948), quente, com invernos secos e geadas pouco frequentes. (J. M. D. TOREZAN, com. pess.).

Para caracterizar o município de Rancho Alegre quanto aos dados meteorológicos, utilizaremos como base os dados da estação climatológica mais próxima, isto é, o município de Ibiporã – PR. Neste município, a temperatura média anual é de 21,9°C, sendo fevereiro o mês mais quente (média 24,6°C), a partir do qual a temperatura diminui gradualmente até o mês de julho, mês mais frio (média 17,8°C). A precipitação pluviométrica média é de 127,24 mm, sendo janeiro o mês mais chuvoso (média 215,4 mm) e agosto o menos chuvoso (média 46,5 mm) (Instituto Agrônômico do Paraná - IAPAR). No período de estudo, os meses mais chuvosos foram janeiro/07 e julho/2007 e os meses com precipitação mais baixa foram junho/07, agosto e setembro de 2007 (Figura 1). Com relação à temperatura, os meses mais quentes foram os de janeiro a março de 2007 e dezembro de 2008, já os meses com temperaturas mais baixas, foram maio a julho de 2007 (Figura 1).

Dados referentes à precipitação pluviométrica da Fazenda Congonhas, cedidas pela secretaria da mesma, revelaram padrão de precipitação semelhante aos dados da estação climatológica de Ibiporã, com os meses mais chuvosos janeiro de 2007 e julho do mesmo ano, com diferença para o mês de janeiro de 2008, que foi um dos meses mais chuvosos na fazenda. Os meses com precipitação mais baixa foram junho, agosto e setembro de 2007 (Figura 2). Os dados de temperatura na Fazenda Congonhas durante o período de estudo não foram disponibilizados.

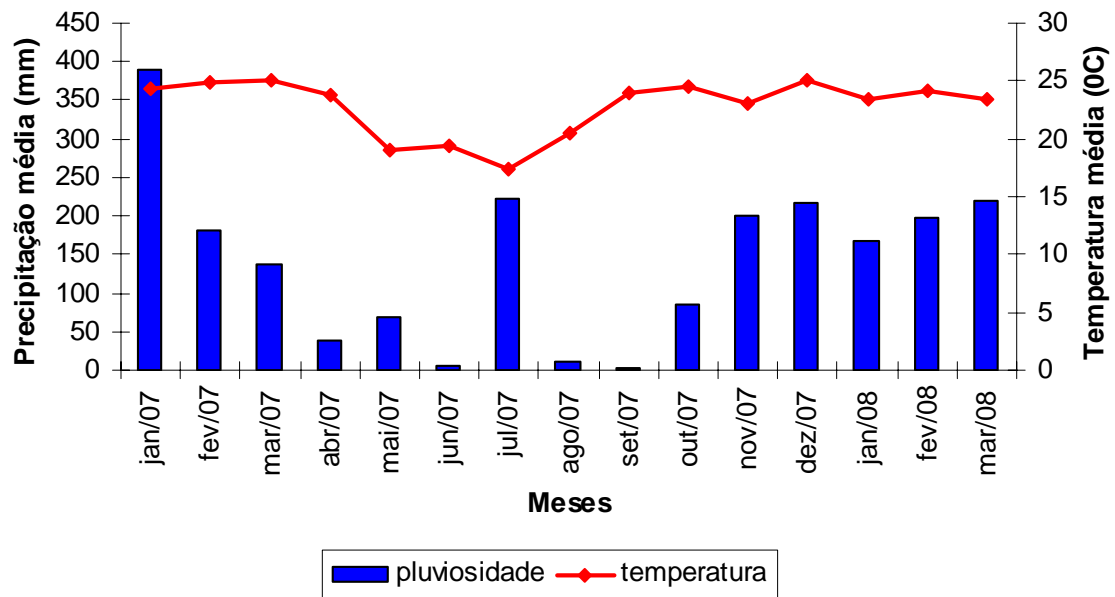


Figura 1 – Variações na precipitação (barras) e temperaturas médias (linha) de Ibiporã, Paraná, entre os meses de janeiro de 2007 a março de 2008.

Fonte: IAPAR.

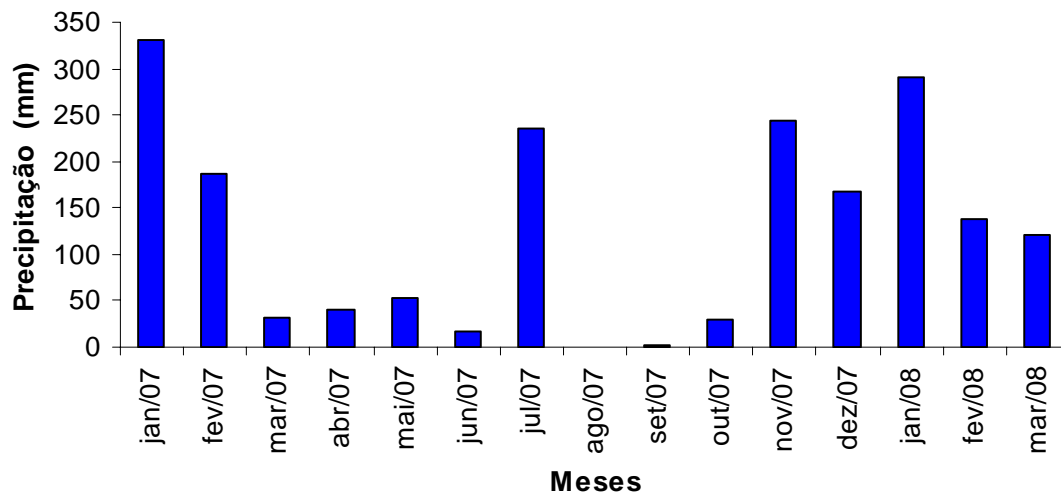


Figura 2 –Variações na precipitação na Fazenda Congonhas, Rancho Alegre, Paraná, entre os meses de janeiro de 2007 a março de 2008.

Fonte: Secretaria da Fazenda Congonhas.

A área florestada da Fazenda compreende um remanescente florestal de mata nativa, circundada por áreas de cultivo agrícola, e uma área reflorestada, localizada

adjacente ao fragmento de mata (Figura 3). A mata nativa na Fazenda Congonhas possui uma área de 107,8 ha, formada por vegetação estacional semidecidual submontana, composta por espécies como guaxupita (*Esenbeckia febrífuga*), pau d'alho (*Gallesia integrifolia*), pau-jacaré (*Piptadenia gonoacantha*), alecrim (*Holocalyx balansae*), peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron*) (TOREZAN, 2002). Parte deste remanescente florestal nativo, entretanto, foi submetida à extração seletiva de madeira no passado (aproximadamente vinte anos atrás) e atualmente é averbado como reserva legal da Fazenda Congonhas (J. M. D. TOREZAN, com. pess.).

Além da mata nativa, a fazenda conta com 11,8 ha de reflorestamento, implantado em 2002, pelo LABRE (Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas) da Universidade Estadual de Londrina, com espécies nativas da Floresta Estacional e predomínio de mutambo (*Guazuma ulmifolia*, Sterculiaceae), aroeirinha (*Schinus therebentifolius*, Anarcadiaceae), jangadeiro *Heliocarpus americanus*, Tiliaceae), embaúba branca ou embaúba do brejo (*Cecropia pachystachya*, Cecropiaceae) e crindiúva (*Trema micrantha*, Ulmaceae), além de mais cerca de 20 espécies (J. M. D. TOREZAN, com. pess.).

Na região de Rancho Alegre estudos relacionados à ecologia de morcegos são inéditos, sendo de grande importância a sua realização. Estudos sobre a fauna encontrada em remanescentes florestais contribuem para o conhecimento das espécies animais, de como estas estão distribuídas nos diferentes ambientes, colaborando para o conhecimento da ecologia e visando a elaboração de programas de conservação. Além disso, estudos desta natureza colaboram para um aumento das informações sobre os remanescentes florestais, o que possibilita estudos comparativos entre diferentes regiões auxiliando a execução de programas de recuperação e de manutenção de áreas degradadas, bem como a conservação da biodiversidade.



Figura 3 – Fotografia por satélite (Google Earth) da área de estudo, localizada na Fazenda Congonhas, Rancho Alegre, Paraná – Brasil.

Fotos da área de estudo na Fazenda Congonhas (Rancho Alegre, Paraná, Brasil).



Foto 1 – Fragmento de mata nativa (107,8 ha) da Fazenda Congonhas, atualmente averbado como Reserva Legal da propriedade.



Foto 2 – Transição entre a mata nativa e a área de cultivo da Fazenda Congonhas.



Foto 3 – Trilha no interior da mata nativa.



Foto 4 – Área de reflorestamento (11,8 ha) da Fazenda Congonhas.



Foto 5 – Interior da área de reflorestamento.



Foto 6 – Trilha no interior da área de reflorestamento.

REFERÊNCIAS

- BIANCONI, G. V.; MIKICH, S. B.; PEDRO, W. Movements of bats (Mammalia, Chiroptera) in Atlantic Forest remnants in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.23, n.4. Curitiba: 2006, p.1199-1206.
- BIANCONI, G. V.; SUCKOW, U. M. S.; CARNEIRO, D. C.; PAROLIN, L. C.; GREGORIN, R. Primeiro registro de *Eumops perotis* e *Nyctinomops aurispinosus* para o estado do Paraná, sul do Brasil. **Anais do IV Congresso Brasileiro de Mastozoologia**. São Lourenço: 2008.
- CAVALHEIRO, A. L.; VANZELA, A. L. L.; BIANCHINI, E.; TOREZAN, J. M. D.; CARVALHO, M.; SOUZA, R. F.; FILHO, W. Z. **A Biologia na Produção de Sementes e Mudanças de Espécies Nativas: Noções Básicas/** CAVALHEIRO, A.L. *et al.* (Organizadores). Londrina: EDUEL, 2006.
- CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**. v.89, n.1. Liverpool: 1999, p.71-82.
- CHIARELLO, A.G. Density and population size of mammals remnants of Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**. v.14, n.6. Gainesville: 2000, p.1649-1657.
- COSSON, J. F.; RINGUET, S.; CLAESSENS, O.; MASSARY, J.C. ; DALECKY, A. ; VILLERS, J. F. ; GRANJON, L. ; PONS, J. M. Ecological changes in recent land-bridge island in French Guiana, with emphasis on vertebrates communities. **Biological Conservation**. v.91. Liverpool: 1999a, p. 213-222.
- COSSON, J. F.; PONS, J. M.; MASSON, D. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**. v.15 n.4. Cambridge: 1999b, p.515 -534.
- DIAS, M. C.; VIEIRA, A O. S.; PAIVA, M. R.C. Florística e fitossociologia das espécies arbóreas das florestas da bacia do rio Tibagi. *In*: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Eds.). **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina: 2002, p.109-124.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; MERITT, D. Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography**, v.16, n. 4. Copenhagen: 1993, p. 309-318.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Bat species richness in live and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography**. v.24, n.1. Copenhagen: 2001, p.94-102.

FALCÃO, F. C.; REBÊLO, V. F.; TALAMONI, S. A. Structure of a bat assemblage (Mammalia, Chiroptera) in Serra do Caraça Reserve, South-east Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.20, n.2. Curitiba: 2003, p.347-350.

FÉLIX, J. S.; REIS, N. R.; LIMA, I. P.; COSTA, E. F.; PERACCHI, A. L. Is the área of the Arthur Thomas Park, with its 82.72ha, sufficient to maintain viable chiropteran populations? **Chiroptera Neotropical**, v.7, n.1/2. Brasília: 2001, p.129-133.

FENTON, M. B. **Bats**. New York: Facts on File, 1992.

FENTON, M. B.; ACHARYA L., AUDET, D.; HICKEY, M. B. C.; MERRIMAN, C.; OBRIST, M. K.; SYME, D. M.; ADKINS, B. Phyllostomid Bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as Indicators of Habitat Disruption in the Neotropics. **Biotropica**. v. 24, n.3. Washington: 1992, p.440-446.

FINDLEY, J. S. **Bats: A community perspective**. Cambridge Studies in Ecology, New York: Cambridge University Press, 1993.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR, R.; MALCON, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical Forest remnants. **Biological Conservation**. v.91. Kidlington: 1999, p.223-229.

GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. Minimum viable populations: processes of species extinction. *In*: SOULÉ M. E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer Associates. Massachussets: 1986, p.19-34.

HERO, J. M.; RIDGWAY, T. Declínio Global de Espécies. *In*: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RiMa, 2006, p.53-90.

HOLL, K. D.; LOIK, M. E.; LIN, E. H. V.; SAMUELS, I A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**. (S.I.). v.8, n.4. 2000, p.339-349.

KOOPMAN, K. F. Zoogeography of bats. *In*: SLAUGHTER, B.H. & WALTON, D. W. (Eds.). **About bats, a chiropteran symposium**. Dallas: Southern Methodist University Press, 1970, p.29-50.

KÖPPEN, W. **Climatologia**. Mexico City: Fondo Cultural Economica, 1948.

KUNZ, T. H. **Ecology of bats**. New York: Plenum Press, 1982.

LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. **Biological Conservation**. v. 91. Kidlington: 1999, p.321-239.

LAZO, L. J. A mastofauna da Fazenda Figueira em uma área do Baixo Tibagi, Município de Londrina, Paraná. Dissertação (**Mestrado em Recursos Florestais – Conservação de Ecossistemas Florestais**), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa, São Paulo: Editora Plantarum, 1992.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Curitiba: Imprensa Oficial do Paraná, 1981.

MARGARIDO, T. C. C.; BRAGA, F. G. Mamíferos. *In*: MICKICH, S. B. & BÉRNILS (Eds.). **Livro vermelho da fauna ameaçada no estado do Paraná**. Curitiba. IAP: Secretaria de Meio Ambiente – SEMA, 2004.

MARINI-FILHO, O. J.; MARTINS, R. P. Teoria de Metapopulações. Novos princípios na biologia da conservação. **Ciência Hoje**. v.27, n.160. Rio de Janeiro: 2000, p.23-29.

MARTINS, R. **História do Paraná**. Curitiba, Fundação Cultural de Curitiba: 1995.

MEDELLÍN, R. A.; EQUIIUA, M.; AMIN, M. A. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical Rainforests. **Conservation Biology**. v.14, n.6. Boston: 2000, p.1666-1675.

MIRETZKI, M. Morcegos do estado do Paraná, Brasil (Mammalia, Chiroptera): riqueza de espécies, distribuição e síntese do conhecimento atual. **Papéis avulsos de Zoologia**. v.43. São Paulo: 2003, p.101-138.

NOVAK, R. M. **Walker's bats of the world**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1994.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S. A., 1988.

OLIFIERS, N.; CERQUEIRA, R. Fragmentação de habitats: Efeitos Históricos e Ecológicos. *In*: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RiMa, 2006, p. 261-279.

PAGLIA, A. P.; FERNADEZ, F. A. S.; MARCO JR. P. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes? *In*: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RiMa, 2006, p. 281-316.

PEDRO, W.A. **Diversidade de morcegos em habitats florestais fragmentados do Brasil (Chiroptera, Mammalia)**. 1998. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

PERACCHI, A. L.; ROCHA, V.; REIS, N. R. Mamíferos não-voadores da bacia do rio Tibagi. *In*: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Eds.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: 2002, p.225-250.

PERACCHI, A. L.; LIMA, I. P.; REIS, N. R.; NOGUEIRA, M. R.; ORTÊNCIO-FILHO, H. Ordem Chiroptera. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: 2006, p.154-230.

PINESE, J. P. P. Síntese geológica da bacia do rio Tibagi. *In*: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A (Eds.). **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina: 2002, p.21-38.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um Mundo em Pedacos: Efeitos da fragmentação Florestal sobre Comunidades e Populações Animais. *In*: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RiMa, 2006, p.231-260.

REEDER, D. M.; HELGEN, K. M.; WILSON, D. E. Global Trends and Biases in New Mammal Species Discoveries. **Occasional Papers, Museum of Texas Tech University**. v. 269. Lubbock: 2007, p.1-36.

REIS, N. R.; PERECCHI, A. L.; LIMA, I. P. Morcegos da Bacia do Rio Tibagi. *In*: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Eds.). **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina: 2002, p.251-270.

REIS, N. R.; BARBIERI, M. L. S.; LIMA, I. P.; PERACCHI, A. L. O que é melhor para manter a riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera): um fragmento florestal grande ou vários fragmentos de pequeno tamanho? **Revista Brasileira de Zoologia**. v.20, n.2. Curitiba: 2003, p.225-230.

REIS, N. R.; LIMA, I. P.; PERACCHI, A. L. Morcegos (Chiroptera) da área urbana de Londrina, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.19, n.3. Curitiba: 2006, p.739-746.

REIS, N. R.; SHIBATTA, O. S.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. Sobre os Morcegos Brasileiros. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Eds.). **Morcegos do Brasil**. Londrina: 2007, p.17-25.

REIS, N. R.; LIMA, I. P.; MIRETZKI, M. Morcegos do Paraná. *In*: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; SANTOS, G. A.S.D. (Eds.). **Ecologia de morcegos**. Londrina: 2008, p.143-148.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A., 1993.

SCHULZE, M. D.; SEAVY, N. E.; WITACRE, D. A comparison of the Phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical forest and in forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Petén, Guatemala. **Biotropica**. v.32, n.1. Washington: 2000, p.174-184.

SILVEIRA, E. R.; DURIGAN, G. Recuperação de Matas Ciliares: Estrutura da Floresta e Regeneração natural aos Dez Anos em Diferentes Modelos de Plantio na Fazenda Canaçu, Tarumã, SP. *In*: VILAS BOAS O.; DURIGAN, G. (Organizadores). **Pesquisas em Conservação e Recuperação Ambiental no Oeste Paulista: Resultados da Cooperação Brasil/Japão**/Instituto Florestal, Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo: 2004.

SIMMONS, N. B. Order Chiroptera. *In*: WILSON, D. E.; REEDER, D.M. (Eds.). **Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference**. 3.ed. v.1. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 2005, p. 312-529.

SOARES, S.F.; MEDRI, M.E. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. *In*: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A (Eds.). **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina: 2002, p.69-80.

SOARES-SILVA, L. H.; BARROSO, G. M. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta na porção norte do parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina-PR. Brasil. *In: Anais do VII Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo (Campinas, SP)*, 1992. p.101-112.

STONER, Q.; LOBO, R. G. Effects of forest fragmentation on the Colima Long-nosed bat (*Musonycteris harrisoni*) foraging in tropical dry forest of Jalisco, Mexico. **Biotropica**. v.34, n.3. Washington: 2002, p.462-467.

TAMSITT, J. R. Niche and species diversity in neotropical bats. **Nature**. v.213, n.5078. Londres: 1967, p.784-786.

TOREZAN, J. M. D. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. *In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Eds.). A bacia do rio Tibagi*. Londrina: 2002, p.103-107.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2006.

TRAJANO, E. Movements of Cave Bats in Southeastern Brazil, with Emphasis on the Population Ecology of the Common Vampire Bat, *Desmodus rotundus* (Chiroptera). **Biotropica**. v.28, n.1. Washington: 1996, p.121-129.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**. v.33. 1996, p.200-209.

ZIMMERMAN, B. L.; BIERREGAARD, JR. R.O. Relevance of the equilibrium theory of island biogeographic with an exemple from Amazônia. **Journal of Biogeography**. v.13. 1986, p.133-143.

WICKRAMASINGHE, L. P.; HARRIS, S.; JONES, G.; VAUGHAN, N. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. **Journal of Applied Ecology**. v.40. 2003, p.984-993.

WILSON, D. E.; REEDER, D. M. **Mammal Species of the World: a taxonomic and geographic reference**. 3^a ed. Washington: Smithsonian Institution Press, 2005.

CAPÍTULO 1

Morcegos (Mammalia: Chiroptera) em um fragmento de mata nativa e reflorestamento no município de Rancho Alegre, Paraná, Brasil.

RESUMO

Ao longo do tempo, os ambientes naturais foram progressivamente transformados em pequenos remanescentes, sendo a perda de habitat uma das principais ameaças à biodiversidade. O presente estudo foi realizado em dois fragmentos florestais da Fazenda Congonhas, município de Rancho Alegre – PR, sendo um deles uma reserva legal de mata nativa (107,8 ha) e o outro uma área de reflorestamento (11,8 ha), com os objetivos de conhecer a riqueza e a abundância de morcegos; verificar quais espécies encontradas na mata também utilizam a área de reflorestamento e também observar as diferenças tanto do número de indivíduos como das espécies capturadas nas diferentes estações do ano. Considerou-se a riqueza absoluta de espécies (S), a abundância e a diversidade, obtida através do Índice de Shannon-Wiener (H'). Quatro coletas por mês foram realizadas durante o período de abril/2007 a março/2008, sendo duas noites consecutivas em cada fragmento. Oito redes de neblina foram armadas em trilhas no interior da mata e do reflorestamento, vistoriadas a cada 15 minutos, por 6 horas após o escurecer. Na mata nativa foram amostrados 397 indivíduos, 14 espécies e 10 gêneros contra 105 indivíduos, 6 espécies e 4 gêneros no reflorestamento. *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) foi a espécie mais capturada em ambos os fragmentos ($n=328$; 65,3%), seguida por *Artibeus fimbriatus* Gray, 1838 ($n=44$; 8,8%) e *Artibeus jamaicensis* Leach, 1821 ($n=30$; 6,0%). As demais espécies, *Platyrrhinus lineatus* (E. Geoffroy, 1810), *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758), *Sturnira lilium* (E. Geoffroy, 1810), *Chrotopterus auritus* (Peters, 1856), *Desmodus rotundus* (E. Geoffroy, 1810), *Michronycteris megalotis* (Gray, 1842), *Phyllostomus hastatus* (Pallas, 1767), *Phyllostomus discolor* Wagner, 1843, *Myotis levis* (I. Geoffroy 1824), *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) e *Lasiurus blossevillii* (Lesson & Garnot, 1826) totalizaram 19,9% das capturas. A mata nativa apresentou maior riqueza ($S=14$) e diversidade ($H'=1,4802$) quando comparada ao reflorestamento ($S=6$; $H'=0,57015$). O teste t ($t=7,1075$) mostrou diferença significativa entre os valores de diversidade. A preservação do fragmento de mata nativa é importante, pois apresenta as melhores condições para manter populações mais diversas de espécies. A implantação do reflorestamento é de grande importância, pois pode impedir mudanças radicais no microclima do contorno do fragmento de floresta.

Palavras-chave: Quirópteros. Fragmentação de florestas. Conservação.

ABSTRACT

Throughout the time, the natural environments gradually had been transformed in small remainders, being the loss of habitat one of the main threats to biodiversity. The present study it was carried through in two forest fragment of the Fazenda Congonhas, city of Rancho Alegre- PR, being an one of them legal reserve of native forest (107.8 ha) and the other a reforestation area (11.8 ha), with the objectives to know the richness and the abundance of bats; to verify which species found in the native forest also they use the reforestation area and also to observe the differences in such a way of the number of individuals as of the species captured in the different stations of the year. It was considered absolute richness of species (S), the abundance and the diversity, gotten through the Shannon-Wiener Index (H'). Four collections for month had been carried during the period of abril/2007 to março/2008, being two consecutive nights in each fragment. Eight “mist nets” had been set in tracks in the interior of the forest and the reforestation area, being inspected to each 15 minutes, for 6 hours after sunset. In the native forest 397 individuals had been captured, 14 species and 10 genus against 105 individuals, 6 species and 4 genus in the reforestation area. *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) was the species more captured in both the fragments ($n=328$; 65.3%), followed by *Artibeus fimbriatus* Gray, 1838 ($n=44$; 8.8%) and *Artibeus jamaicensis* Leach, 1821 ($n=30$; 6.0%). The others species, *Platyrrhinus lineatus* (E. Geoffroy, 1810), *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758), *Sturnira lilium* (E. Geoffroy, 1810), *Chrotopterus auritus* (Peters, 1856), *Desmodus rotundus* (E. Geoffroy, 1810), *Michronycteris megalotis* (Gray, 1842), *Phyllostomus hastatus* (Pallas, 1767), *Phyllostomus discolor* Wagner, 1843, *Myotis levis* (I. Geoffroy 1824), *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) and *Lasiurus blossevillii* (Lesson & Garnot, 1826) had totalized 19.9% of the captures. The native forest presented greater richness ($S=14$) and diversity ($H' = 1.4802$) when compared to reforestation area ($S=6$; $H'=0.57015$). Test t ($t=7.1075$) showed significant difference between the values of diversity. The preservation of native fragment is important; therefore it presents the best conditions to keep more diverse populations of species. The implantation of the reforestation is very important, because it can hinder radical changes in the microclimate around of the forest fragment.

Keywords: Bats. Forests fragmentation. Conservation.

Introdução

Morcegos são considerados excelente objeto para o estudo dos efeitos da fragmentação de habitat, pois representam um importante papel na dinâmica e estrutura dos ambientes em que vivem (FENTON et al., 1992). Estes animais proporcionam uma oportunidade única para estudos devido à sua grande diversidade, ampla distribuição e capacidade real de vôo, podendo se deslocar entre fragmentos e explorar habitats de um modo complexo (MARINI-FILHO; MARTINS, 2000), além de serem bons indicadores de qualidade ambiental (MEDELLÍN et al., 2000). Além disso, possuem reconhecida importância na manutenção das florestas graças à dispersão de sementes e conseqüente regeneração de ambientes degradados (MIRETZKI, 2003; BIANCONI et al., 2006). De acordo com Vogel (1969), dispersam as sementes de cerca de 25% das plantas das florestas tropicais, e têm importante papel na polinização de aproximadamente 500 espécies de plantas Neotropicais.

No Brasil, aproximadamente 25% dos mamíferos existentes são morcegos, com 167 espécies descritas, das quais, 60 foram registradas no Paraná (PERACCHI et al., 2006; REIS et al., 2008). Segundo Reis et al. (2008) já foram registradas no estado, 27 espécies de filostomídeos, 15 de vespertilionídeos e 15 de molossídeos, duas de noctilionídeos e uma de embalonurídeo, totalizando 60 espécies, o que representa 35,9% das 167 encontradas no Brasil. Recentemente houve o registro de mais uma espécie para o Paraná, totalizando 61 espécies no estado (BIANCONI et al., 2008).

Dentre as espécies encontradas no Paraná, cinco estão incluídas na Instrução Normativa nº3, de 27 de maio de 2003, do Ministério do Meio Ambiente, constando como ameaçadas de extinção nacionalmente: *Lonchophylla bokermanni* Sazima, Vizotto & Taddei, 1978; *Lonchophylla dekeyseri* Taddei, Vizotto & Sazima, 1983; *Platyrrhinus recifinus* (THOMAS, 1901); *Lasiurus ebenus* Fazzolari-Corrêa, 1994 e *Myotis ruber* (E. GEOFFROY, 1806) (REIS et al., 2007).

Segundo Hutson et al. (2001), as maiores ameaças aos morcegos na região Neotropical são os desmatamentos, causados pelas atividades agropecuárias, a mineração e a falta de capacitação dos profissionais responsáveis pela elaboração e execução dos programas de controle dos morcegos vampiros, que são eliminados devido às campanhas contra a raiva. Além do tamanho do remanescente florestal, a diversidade vegetal e a qualidade da área são importantes no controle da distribuição e abundância dos morcegos (REIS et al., 2000). Para

estes animais, a riqueza de espécies, o número de espécies raras e o índice de diversidade estão relacionados com a variedade da vegetação (MEDELLÍN et al., 2000).

Ao longo do tempo, os ambientes naturais foram progressivamente transformados em pequenos remanescentes, isolados uns dos outros e mergulhados em paisagens alteradas pelo homem (PIRES et al., 2006). A perda de habitat é uma das causas mais comuns do desaparecimento de espécies, e a principal ameaça à biodiversidade (HERO; RIDGWAY, 2006), podendo causar a eliminação de algumas espécies com distribuições restritas e impedindo que espécies de mamíferos consigam manter populações geneticamente viáveis nos remanescentes (MARINI-FILHO; MARTINS, 2000; PIRES et al., 2006). As comunidades biológicas de diferentes áreas apresentam diferentes fisionomias, o que permite a ocorrência de várias espécies. A alteração do substrato acarreta mudanças na vegetação e na composição da fauna a ela associada, a qual está relacionada com a oferta de alimentos, qualidade dos abrigos e condições para a reprodução (RICKLEFS, 1993).

Atividades humanas ameaçam tanto os habitats como as espécies ali presentes, incluindo o norte do Paraná, onde atividades relacionadas com a agropecuária são muito difundidas em função dos solos férteis e da topografia suave. Nesta região restam apenas 2-4% do ecossistema original, representado por pequenos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, formando ilhas de matas circundadas por áreas de intensa exploração agrícola (TOREZAN, 2002; REIS et al., 2006a).

Na região de Londrina (norte do estado do Paraná) alguns destes remanescentes foram transformados em unidades de conservação, como o Parque Estadual Mata dos Godoy e o Parque Municipal Arthur Thomas. Outros municípios paranaenses também apresentam áreas protegidas, como em Fernandes Pinheiro e Teixeira Soares (Floresta Nacional de Irati) e Cornélio Procópio e Santa Mariana (Parque Estadual Mata São Francisco). Áreas particulares também têm sido convertidas em áreas de conservação, como a Reserva Biológica da Klabin, em Telêmaco Borba (REIS et al., 2000). Entretanto, a maior parte dos remanescentes está desprotegida, apesar de constituírem alguns dos últimos repositórios da biodiversidade da região.

Dentro do contexto de destruição e diminuição das florestas, o habitat original pode estar limitado ao centro do remanescente florestal, ou até mesmo desaparecer naqueles de tamanho muito reduzido (MURCIA, 1995). O micro ambiente de borda é diferente daquele encontrado no interior do fragmento, em função do aumento da temperatura, da penetração da radiação solar, da diminuição da umidade e do aumento da exposição direta aos ventos (MURCIA, 1995). Estes efeitos podem modificar a diversidade e a abundância da fauna

remanescente, o que acontece mais rapidamente nos pequenos fragmentos que nos grandes (COSSON et al., 1999).

Atividades de restauração de ecossistemas, como a realização de reflorestamentos, permitem o início ou a continuidade do processo sucessional (CUSAK & MONTAGNINI, 2004). Uma vez garantida a existência de uma estrutura florestal mínima, a colonização por novas espécies e, portanto, o desenvolvimento da sucessão depende do processo de dispersão de sementes de fontes vizinhas, em especial por agentes bióticos, como aves e morcegos (HOLL et al., 2000). No entanto, a atratividade dos sítios em restauração para os animais dispersores depende da estrutura da vegetação e da oferta de recursos (CAVALHEIRO et al., 2002).

A diversidade possui dois componentes: a riqueza de espécies, que é simplesmente o número total de espécies presentes em uma área; e a uniformidade da distribuição dos indivíduos, que é baseada na abundância relativa de espécies (ODUM, 1988). A abundância é a única maneira de estimar a importância relativa das diferentes espécies que compõem uma comunidade (PIANKA, 1982), e significa a proporção do número total de indivíduos numa comunidade a que pertence àquela espécie (RICKLEFS, 1993). Os efeitos da fragmentação de habitats sobre a diversidade, estrutura e biologia da fauna de morcegos no Brasil são pouco conhecidos, tanto em nível micro-regional, como macro-regional (PEDRO, 1998). A documentação dos padrões de abundância relativa de espécies em florestas contínuas e em áreas alteradas pelo homem é o primeiro passo para conhecer o potencial de conservação de paisagens fragmentadas e a sua dinâmica (SCHULZE et al., 2000).

Neste contexto o presente estudo teve por objetivos:

1) Conhecer a riqueza e a abundância das espécies de morcegos, coletados em redes de espera ao nível do solo, no transcorrer de um ano, em um fragmento florestal e em um reflorestamento adjacente, na região de Rancho Alegre, Paraná;

2) Verificar quais são as espécies comuns aos dois tipos de habitats;

3) Verificar se há diferença entre o número de indivíduos e o número de espécies capturadas nas diferentes estações do ano em cada fragmento.

Material e métodos

Descrição da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na Fazenda Congonhas, situada no município de Rancho Alegre, no estado do Paraná, região sul do Brasil ($23^{\circ}02'19''\text{S}$ / $50^{\circ}56'04''\text{W}$) (Figura 1). A área de trabalho possui altitude de 336-340 m acima do nível do mar, clima tipo Cfa, de Köppen (1948), quente, com invernos secos e geadas pouco frequentes. Apresenta índice pluviométrico com média de $224,5 \text{ mm.mês}^{-1}$ e de $1400 \text{ a } 1600 \text{ mm.ano}^{-1}$. No inverno há uma diminuição das chuvas, principalmente no mês de agosto, com média de $48,3 \text{ mm}$ (J.M.D. TOREZAN, com. pess.). A área florestada da Fazenda compreende um remanescente florestal de mata nativa e uma área reflorestada, localizada adjacente ao fragmento de mata, além de pequenas capoeiras, capôs de *Eucalyptus* sp. e outros reflorestamentos.

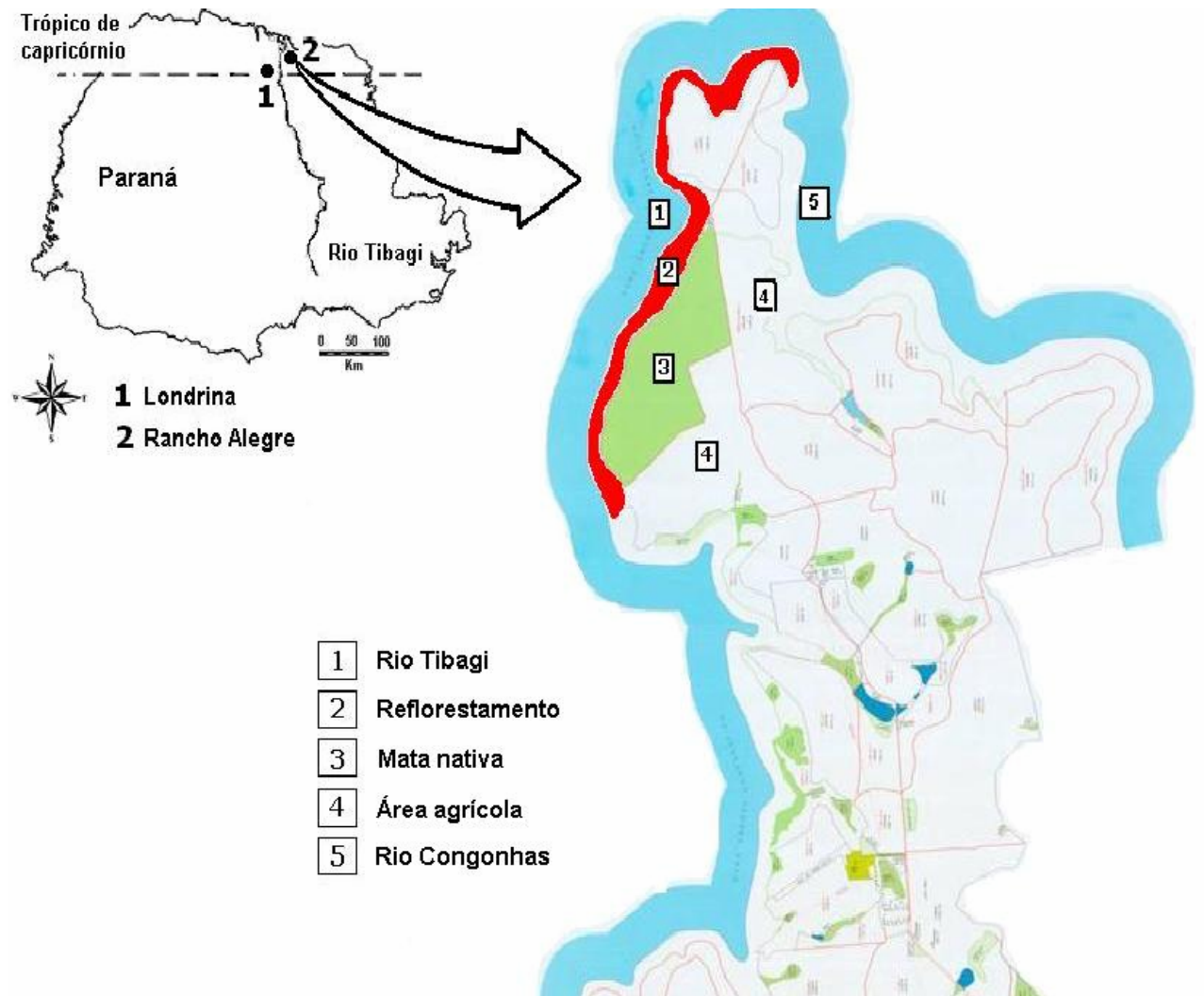


Figura 1 – Localização da área de estudo na Fazenda Congonhas, município de Rancho Alegre, Paraná, Brasil.

A mata nativa (107,8 ha) é formada por vegetação estacional semidecidual submontana, composta por espécies como guaxupita (*Esenbeckia febrífuga*), pau-d'alho (*Gallesia integrifolia*), pau-jacaré (*Piptadenia gonoacantha*), alecrim (*Holocalyx balansae*), peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron*) (TOREZAN, 2002), sendo circundada por lavouras de cultivo (Figura 1). Parte desta área, entretanto, foi submetida à extração seletiva de madeira no passado (aproximadamente vinte anos atrás) e atualmente é averbada como reserva legal da Fazenda Congonhas (J.M.D. TOREZAN, com. pess.). O solo apresenta predomínio de latossolo roxo eutrófico (nitossolo eutrófico) (TOREZAN, 2002).

O reflorestamento (11,8 ha) foi implantado em 2002, pelo LABRE (Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas) da Universidade Estadual de Londrina, com espécies nativas da floresta estacional e predomínio de mutambo (*Guazuma ulmifolia*, Sterculiaceae), aroeirinha (*Schinus terebinthifolius*, Anarcadiaceae), jangadeiro (*Heliocarpus americanus*, Tiliaceae), embaúba branca ou embaúba do brejo (*Cecropia pachystachya*, Cecropiaceae) e crindiúva (*Trema micrantha*, Ulmaceae), além de mais cerca de 20 espécies (J. M. D. TOREZAN, com. pess.). Encontra-se adjacente a mata nativa e ao Rio Tibagi (Figura 1).

Metodologia

Foram realizadas quatro coletas por mês durante o período de abril/2007 a março/2008, com os meses de abril-maio-junho/2007 representando o outono; julho-agosto-setembro/2007 o inverno; outubro-novembro-dezembro/2007 o verão e janeiro-fevereiro-março/2008 a primavera. As amostragens tiveram início a partir do pôr-do-sol e término 6 horas após, sendo duas noites consecutivas em cada fragmento, 12 horas na mata nativa e 12 no reflorestamento, totalizando 288 horas de amostragens nos dois ambientes.

Os morcegos foram capturados com a utilização de oito redes de neblina (“mist nets”), totalizando 230 m² de rede por noite. Estas são confeccionadas em material sintético, malha de nylon preto, apresentando quatro bolsas. Possuem malha fina e linha bastante delgada, devendo ser afixadas por guias e cordões laterais, os quais devem ficar bastante esticados e com a malha solta, formando assim as bolsas (MANGINI; NICOLA, 2006). O esforço de captura utilizado em cada área foi de 2,76.10³ h. m² (STRAUBE; BIANCONI, 2002) (Anexo 1).

As técnicas de captura foram adaptadas das descritas por Greenhall e Paradiso (1968), com redes armadas em trilhas no interior da mata e do reflorestamento, entre 0,5 e 2,5 m

acima do solo, sendo vistoriadas a cada 15 minutos (MANGINI; NICOLA, 2006). Em dias de chuva muito intensa, não foi realizada amostragem (ESBÉRARD, 2007).

A biometria foi realizada com a medida do antebraço (AN) tomada com paquímetro e uso de luvas de couro para o manuseio do animal, sendo esta medida utilizada como auxílio na identificação dos mesmos. A identificação das espécies foi realizada em campo, de acordo com chaves de identificação. Dois exemplares, sempre que possível, de cada espécie foram sacrificados e fixados com formol a 10% e conservados em álcool 70% para posterior confirmação da identificação. Os demais morcegos foram soltos após a coleta dos dados. Os animais fixados foram depositados no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL).

Análise dos dados

Para a análise dos dados obtidos tanto no reflorestamento como no fragmento de mata, aplicaram-se os seguintes índices: riqueza absoluta das espécies (S), abundância relativa das espécies (A) e diversidade, calculada através do Índice de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 1988), utilizando o programa estatístico PAST, versão 1.12 (HAMMER et al., 2001) e realizado teste t para verificação de diferença significativa entre os resultados obtidos.

Foi montada uma curva de acumulação de espécies (curva coletor), que permite a visualização do acúmulo de espécies diferentes coletadas à medida que se aumenta o esforço de amostragem (SANTOS, 2006). Aplicou-se também o Índice de Chao 1 (CHAO, 1984), utilizado para estimar a riqueza esperada de espécies presentes dos dois ambientes, utilizando o programa SPADE (CHAO, 2005).

Resultados

Foram amostrados 502 morcegos, num total de 14 espécies distribuídas em 10 gêneros e duas famílias (Phyllostomidae e Vespertilionidae). Todas as 14 espécies foram encontradas na mata nativa e apenas 6 no reflorestamento. Na mata nativa foram capturados 397 indivíduos e no reflorestamento 105 indivíduos (Tabela1).

Tabela 1 – Riqueza e abundância das espécies de morcegos encontradas na mata nativa (M) e no reflorestamento (R) da Fazenda Congonhas, Rancho Alegre, Paraná, nos períodos de abril/2007 a março/2008.

FAMÍLIA Subfamília	Espécie	M(%)	R(%)	TOTAL
PHYLLOSTOMIDAE				
Phyllostominae				
	<i>Miconycteris megalotis</i> Gray, 1842	2 (0,50)	-	2
	<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	1 (0,25)	3 (2,86)	4
	<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	5 (1,30)	-	5
	<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	4 (1,00)	-	4
Stenodermatinae				
	<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838	36 (9,00)	8 (7,62)	44
	<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821	28 (7,00)	2 (1,90)	30
	<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	238 (60,00)	90 (85,71)	328
	<i>Platyrrhinus lineatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	15 (3,80)	1 (0,95)	16
	<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	25 (6,30)	-	25
Desmodontinae				
	<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810)	9 (2,30)	1 (0,95)	10
Carolliinae				
	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	29 (7,30)	-	29
VESPERTILIONIDAE				
	<i>Lasiurus blossevillii</i> (Lesson & Garnot, 1826)	1 (0,25)	-	1
	<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	1 (0,25)	-	1
	<i>Myotis levis</i> (I. Geoffroy, 1824)	3 (0,75)	-	3
TOTAL	N ^o ind.	397 (100,00)	105 (100,00)	502
	N ^o esp.	14	6	14

A família Phyllostomidae apresentou uma forte dominância, representando 99% das capturas, enquanto a família Vespertilionidae contribuiu com apenas 1% do total de quirópteros amostrados. Quatro subfamílias de filostomídeos foram coletadas, sendo que Stenodermatinae apresentou maior frequência de captura (89,13%), seguida por Carolliinae (5,83%), Phyllostominae (3,02%) e Desmodontinae (2,01%). *Artibeus lituratus* foi a espécie mais capturada tanto na mata quanto no reflorestamento, representando 65,3% do total de indivíduos coletados nos dois fragmentos.

Artibeus fimbriatus foi a segunda espécie mais capturada na mata nativa, seguida por *Carollia perspicillata*, as quais representaram 16,30% das capturas neste fragmento (Tabela 1). Também foram encontrados nesta área *A. jamaicensis* (7,00%), *Sturnira lilium* (6,30%), *Platyrrhinus lineatus* (3,80%), *Desmodus rotundus* (2,30%), *Phyllostomus hastatus* (1,30%), *Phyllostomus discolor* (1,00%), *Myotis levis* (0,75%), *Micronycteris megalotis* (0,50%), *Chrotopterus auritus* (0,25%), *Myotis nigricans* (0,25%) e *Lasiurus blossevillii* (0,25%).

No reflorestamento, além de *A. lituratus* (85,71%), foram capturados exemplares de *A. fimbriatus* (7,62%) e *A. jamaicensis* (1,90%), *C. auritus* (2,86%), *P. lineatus* (0,95%) e *D. rotundus* (0,95%) (Tabela 1). Aqui, a segunda espécie mais amostrada foi *C. auritus*, morcego carnívoro e predador de topo de cadeia. A família vespertilionídae não foi capturada nesta área.

O Índice de Shannon-Wiener revelou diversidade maior na mata nativa ($H' = 1,4802$) que no reflorestamento ($H' = 0,57015$). O teste t mostrou diferença significativa entre os valores ($t=7,1075$). O estimador de espécies Chao 1 mostrou que o número de espécies estimado (dentro da metodologia aplicada), com 95% de confiança, foi de 18 espécies para a mata (erro padrão: 2,6; intervalo de confiança: 14,1; 29,1), sugerindo que a amostragem realizada registrou aproximadamente 78% da riqueza total; e 8 espécies para o reflorestamento (erro padrão: 3,7; intervalo de confiança: 6,2; 28,1), sugerindo que a amostragem registrou 75% da riqueza total.

Em relação ao número de indivíduos coletados nas diferentes estações do ano, houve maior número de registros no outono ($n=201$), seguidos por inverno ($n=141$), verão ($n=86$) e primavera ($n=74$) (Figura 2).

Na mata nativa o número de indivíduos coletados foi maior que no reflorestamento em todas as estações, sendo o outono a estação em que mais houve capturas, representando cerca de 40% dos registros nesta área (Figura 2). Na metade da coleta de dados, quando duas estações já haviam sido amostradas (outono e inverno), 269 morcegos já haviam sido coletados, aproximadamente 68% do total de indivíduos. Na primavera as capturas, somaram 87% das amostras neste fragmento. Ao final do estudo, no verão, 64 animais foram registrados na mata nativa (Figura 2 e Tabela 2).

No reflorestamento, o maior número de capturas se deu no outono, perfazendo cerca de 43 % do total de amostragem desta área. Ao término da primeira metade do trabalho, isto é, no final do inverno, foram capturados 79% do total ($n=73$). Ao término da terceira estação, na primavera, foram coletados 80% da amostra e no verão mais 22 capturas foram realizadas (Figura 2 e Tabela 2).

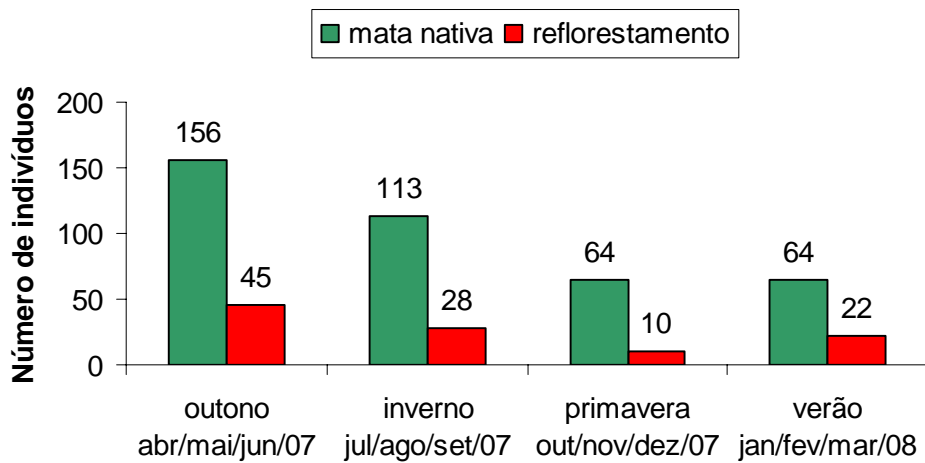


Figura 2 – Número de indivíduos de morcegos coletados nas diferentes estações do ano entre abril/2007 a março/2008, na Fazenda Congonhas, Rancho Alegre, Paraná.

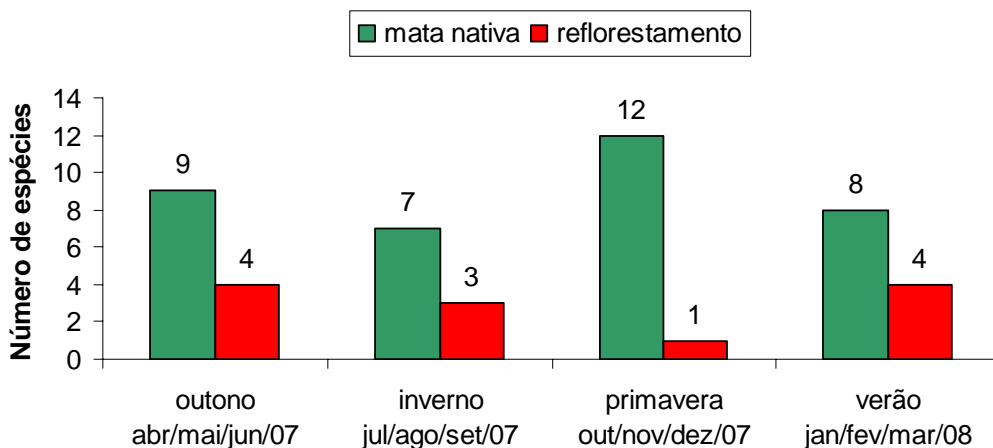


Figura 3 – Número de espécies de morcegos coletadas nas diferentes estações do ano entre abril/2007 a março/2008, na Fazenda Congonhas, Rancho Alegre, Paraná.

Quanto à riqueza de espécies, nas diferentes estações, a primavera apresentou maior número de espécies, sendo que somente nesta estação foram amostrados indivíduos da família Vespertilionidae (Figura 3 e Tabela 2). A segunda estação com maior riqueza encontrada foi o outono, seguida do verão e por fim aparece o inverno (Figura 3).

Tabela 2 – Variação sazonal na coleta de morcegos registrados na mata nativa (M) e reflorestamento (R), da Fazenda Congonhas, Rancho Alegre, Paraná, nos períodos de abril/2007 a março/2008.

Espécies registradas	Outono		Inverno		Primavera		Verão		
	M	R	M	R	M	R	M	R	
PHYLLOSTOMIDAE									
Phyllostominae									
<i>Micronycteris megalotis</i> Gray, 1842	1	-	1	-	-	-	-	-	
<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	1	2	-	-	-	-	-	1	
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	-	-	2	-	3	-	-	-	
<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	-	-	-	-	2	-	2	-	
Stenodermatinae									
<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838	16	1	10	4	2	-	8	3	
<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821	11	-	10	2	5	-	2	-	
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	94	41	69	22	39	10	36	17	
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	8	1	-	-	3	-	4	-	
<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	9	-	12	-	1	-	3	-	
Desmodontinae									
<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810)	4	-	-	-	3	-	2	1	
Caroliniinae									
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	12	-	9	-	1	-	7	-	
VESPERTILIONIDAE									
<i>Lasiurus blossevillii</i> (Lesson & Garnot, 1826)	-	-	-	-	1	-	-	-	
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	-	-	-	-	1	-	-	-	
<i>Myotis levis</i> (I. Geoffroy, 1824)	-	-	-	-	3	-	-	-	
TOTAL	N ^o ind.	156	45	113	28	64	10	64	22
	N ^o esp.	9	4	7	3	12	1	8	4

Observou-se um maior acúmulo de espécies nas primeiras amostragens, isto é, nos meses do outono de 2007.

Neste período, na mata nativa, foram registradas nove espécies, representando 64,3% do total de capturas neste fragmento. Ao término da primeira metade do estudo (inverno), cerca de 71% do total do número de espécies já havia sido registrada. Na estação seguinte, este número elevou-se para 14 espécies, não havendo acréscimo na riqueza no verão (Figura 4).

No reflorestamento, as coletas do outono representaram 66,7% do total de capturas desta área. Na primeira metade do estudo nesta área (outono – inverno) 83,4% das espécies foram capturadas, permanecendo o final da primavera. No final das amostragens (verão), foi adicionada uma espécie, totalizando as seis espécies encontradas no reflorestamento (Figura 4).

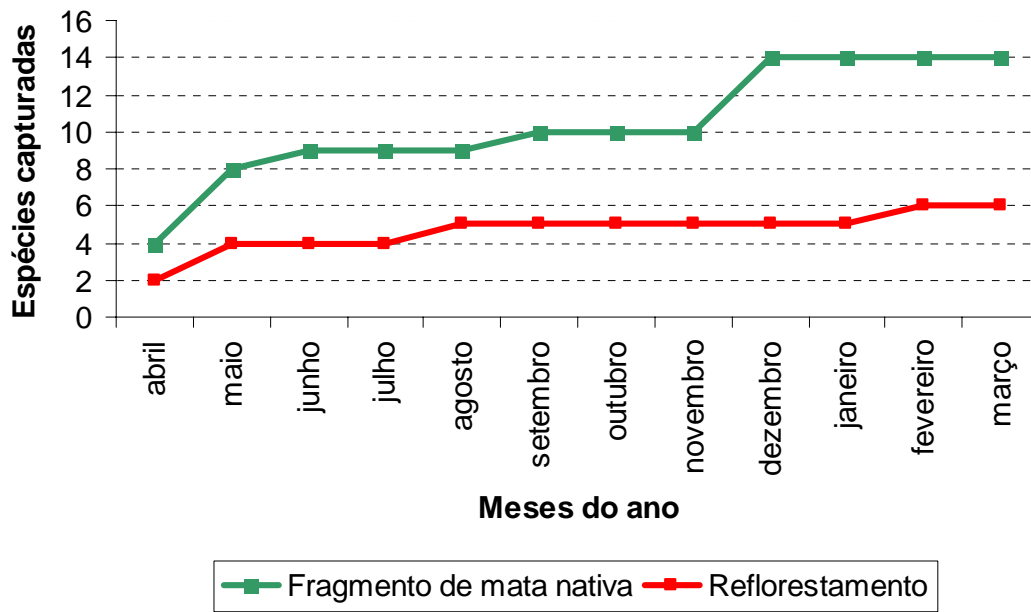


Figura 4 – Curva cumulativa total de espécies de morcegos coletadas na Fazenda Congonhas, Rancho Alegre, Paraná, Brasil, no período de abril/2007 a março/2008.

Discussão

A pesquisa de fauna em vida livre pode ser executada sob diferentes metodologias, de acordo com os objetivos propostos, para que os resultados sejam os mais próximos possíveis da realidade que se está buscando compreender (SCULTORI et al., 2008). Entretanto, frequentemente, somente parte dos organismos presentes em uma área é amostrada (TOWNSEND et al., 2006). Sendo assim, apesar dos métodos de captura com redes de neblina, os mais utilizados em trabalhos com morcegos, não abrangerem todas as possíveis dimensões de um ecossistema, procurou-se obter uma boa representatividade da fauna de quirópteros coletando-se por 12 meses em área de mata nativa e de reflorestamento adjacente à mata.

A fauna de quirópteros da região revelou predominância dos filostomídeos, tanto no número de indivíduos como no número de espécies. Esta predominância pode ser justificada pelo fato de que em um total de 167 espécies encontradas no Brasil (REIS et al., 2007), 90 (53,89%) pertencem a esta família (WILSON; REEDER, 2005), sendo que, no estado do Paraná as 27 espécies de filostomídeos representam quase metade das espécies de morcegos do estado, isto é, 61 espécies, de acordo com Reis et al. (2008) e Bianconi et al. (2008). Além disso, a dominância desta família pode ser resultado da metodologia aplicada, com redes armadas entre 0,5 m e 3 m acima do solo, isto é, na altura da maioria das árvores frutíferas de preferência alimentar destes animais (SIPINSKI; REIS, 1995; PEDRO, 1998), pois os filostomídeos são, na sua maioria, frugívoros e não possuem uma boa capacidade de detectar redes (SEKIAMA, 2003).

Espécies representantes de outras famílias, como os molossídeos insetívoros não são frequentemente capturados em redes ao nível do solo, pois obtém seu alimento forrageando acima do dossel (SEKIAMA, 2003); mas frequentemente são avistados acima das copas das árvores, e já foram capturados em regiões próximas a presente área de estudo (REIS et al., 2002; MIRETZKI, 2003; REIS et al., 2006a). Os vespertilionídeos utilizam o sistema de ecolocalização com maior frequência para capturar seu alimento e podem detectar as redes com mais facilidade (HANDLEY, 1967), podendo ser esta a causa da baixa porcentagem de capturas neste estudo (1%).

Os valores de diversidade obtidos através do índice de Shannon-Wiener se encontram abaixo do observado em outros trabalhos, como de Reis et al. (2000), realizado em fragmentos florestais do Paraná, onde foi encontrado $H' = 1,66$ em uma área localizada no baixo Tibagi (Fazenda Doralice). Entretanto, o valor encontrado no fragmento de mata nativa

é semelhante ao observado no trabalho citado anteriormente, onde foi encontrada uma diversidade de $H' = 1,58$, em uma área localizada no médio Tibagi (Reserva Biológica da Klabin). Estes resultados significam na prática, a ocorrência de uma única espécie dominante. Segundo Odum (1988), do número total de espécies numa comunidade, uma percentagem relativamente pequena é dominante – representada por grandes números de indivíduos – e uma percentagem grande é “rara” (pouco amostrada), que possui poucos indivíduos. Para o autor, este padrão é característico nos trópicos com estações úmidas e secas definidas.

Em uma área com maior heterogeneidade vegetal, como ocorre na mata nativa, existe uma variedade maior de recursos e, conseqüentemente, maior número de nichos a serem explorados, acarretando em uma riqueza de espécies mais elevada (PIANKA, 1982; TOWNSEND et al., 2006). Além disso, as coletas foram realizadas na estrada pré-existente, a qual era margeada com vegetação de crescimento secundário, apresentando vegetação de borda como Piperaceae e Myrtaceae. Esta vegetação atrai morcegos frugívoros que fazem a dispersão de suas sementes, contribuindo para a sucessão das comunidades vegetais (VAN DER PIJL, 1957; MELLO et al., 2004), fato que também pode ter contribuído para o maior número de indivíduos frugívoros capturados neste local.

No reflorestamento foi encontrado pouco menos da metade das espécies capturadas na mata nativa, sendo estas as mais comuns (que apresentaram maior abundância relativa). Isto pode ser decorrente do fato da área ser uma mancha de habitat mais nova (apenas cinco anos) e 10 vezes menor que a área de floresta nativa. Além disso, é um fragmento muito estreito, o que faz com que toda esta área fique sujeita aos efeitos de borda, como o aumento da temperatura, da radiação solar, e também o aumento da exposição direta aos ventos (MURCIA, 1995). Esta área apresenta certamente menor número de nichos e menor variedade de recursos, pois é composta por vegetação característica de estágios iniciais de sucessão e ainda não apresenta sub-bosque, resultando em menor oferta de recursos.

Remanescentes florestais abrigam diversas espécies, no entanto, a riqueza de espécies pode estar fortemente associada ao tamanho do fragmento (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2001). De acordo com Ricklefs (1993), mais espécies ocorrem em áreas maiores que em menores. Isso pode ser verificado em fragmentos florestais de diferentes tamanhos na região norte do Paraná: o Parque Estadual Mata dos Godoy (680 ha), localizado no município de Londrina, possui 42 espécies de morcegos (REIS et al., 2008), enquanto na Fazenda Congonhas (107,8 ha) foram encontradas 14 espécies. Além do tamanho, a diversidade vegetal e a qualidade de área, como a presença de bons criadouros, são importantes no controle da distribuição e da abundância dos organismos (REIS et al., 2000). Uma área

pequena, mas com qualidade melhor de recursos, pode abrigar um número maior de espécies do que uma área grande, e ter um efeito mais significativo na manutenção da riqueza de espécies (TAMSITT, 1967; ZIMMERMAN; BIERREGAARD, 1986). Aparentemente, na região norte do Paraná, os fragmentos florestais maiores são também os que apresentam maior disponibilidade de recursos alimentares e abrigos, e, por este motivo, conservam maior riqueza de espécies de morcegos.

As variações na abundância, riqueza e composição de espécies em paisagens fragmentadas ocorrem primordialmente porque as espécies apresentam características ecológicas únicas que as fazem responder de maneira particular às alterações em seu habitat, bem como pelo grau de adaptação de cada espécie (OLIFIERS; CERQUEIRA, 2006). Também se deve levar em conta o tempo de isolamento e o grau de conectividade entre a mata nativa e o reflorestamento, e destes com as áreas vizinhas. Isto é, a distância entre estas áreas e o tipo de ambiente que as envolve são os principais responsáveis pelas respostas das espécies à fragmentação (PIRES *et al.*, 2006), além de garantir deslocamentos dentro de metapopulações (populações de indivíduos capazes de se locomover com certa frequência entre os remanescentes, e assim diminuir as taxas de extinções locais), permitindo a permanência de espécies numa paisagem fragmentada (OLIFIERS & CERQUEIRA, 2006; PIRES *et al.*, 2006). Entretanto, devido à maior longevidade destes animais - podem viver até vinte anos- (FINDLEY, 1993), estes efeitos são sentidos a médio e longo prazo.

A dominância de algumas espécies nos ambientes está relacionada com um ajuste entre os organismos e seu ambiente, que é definido pelo grau de adaptação de cada espécie (PIANKA, 1982), pois algumas espécies estão mais integradas em seus ambientes em um maior número de dimensões (espaço, tempo, alimento). Mudanças biológicas associadas à perda e à fragmentação de habitat favorecem espécies adaptadas a paisagens alteradas por ação do homem (HERO; RIDGWAY, 2006). Assim, com a fragmentação, existe o risco de que as espécies pré-adaptadas a ambientes alterados invadam o local e desloque espécies sensíveis, o que diminui a riqueza de espécies e homogeneiza a biota (REIS *et al.*, 2000). A dominância de *A. lituratus* nos dois ambientes (n=258; 65% do total na mata nativa e n=85; 90% do total no reflorestamento) justifica-se por possuir maior capacidade de sobreviver em ambientes alterados do que outras espécies. A grande quantidade de capturas de *A. lituratus* encontrada também já foi relatada em outros estudos feitos no norte do Paraná, como o de Muller e Reis (1992), Reis e Muller (1995), Sekiama (2003) entre outros.

A presença de *C. perspicillata* (5,8%), *S. lilium* (5%) e *P. lineatus* (3,2%) em áreas perturbadas pode estar relacionada com a capacidade de utilizarem vários estratos da

vegetação, beneficiando-se das diversas oportunidades presentes nos ambientes com ação antrópica (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2002), sendo por isso denotada para alguns autores como indicadores de áreas devastadas (MEDELLÍN et al., 2000; REIS et al., 2003). Todavia, segundo Aguiar (1994), *C. perspicillata* pode sofrer redução na abundância em habitats degradados, por estar fortemente relacionada com suas preferências alimentares (piperáceas principalmente, solanáceas e moráceas, respectivamente: UIEDA; VASCONCELLOS-NETO, 1985; MULLER; REIS, 1992; MELLO et al., 2004; LIMA; REIS, 2004; MELLO, 2007). Esta pode ser uma explicação para o fato de *C. perspicillata* e *S. lilium* não terem sido encontradas no reflorestamento, pois nesta área não foi observada a presença de piperáceas – considerada planta de preferência alimentar de *Carollia* e solanáceas – planta de preferência alimentar de *Sturnira*.

A presença do hematófago, *Desmodus rotundus* (2%), é explicada pela proximidade das áreas de estudos às propriedades rurais com criação de gado. Esta espécie utiliza florestas como abrigos ou como trampolins ecológicos (*stepping stones*) para as pastagens, onde encontra sua fonte de alimento (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2002). A baixa porcentagem de registro pode ser um reflexo das constantes campanhas de prevenção à raiva, realizadas com o controle populacional de morcegos hematófagos (BREDT et al., 1996), apesar destas não terem sido realizadas na área de estudo.

A presença dos *C. auritus* (0,8%) está mais relacionada com a disponibilidade de alimento (LAZO, 2004). A baixa porcentagem deve-se ao fato deste animal ser um morcego carnívoro, predador de topo de cadeia, que são animais de maior porte, que se alimentam de presas maiores e, portanto necessitam de um território maior para sobreviver. *Micronycteris megalotis* é considerada uma espécie mais sensível, encontrada apenas em áreas bem conservadas, sendo que dentro das comunidades de morcegos encontram-se espécies restritas a florestas contínuas ou com menos distúrbios (FENTON et al., 1992; REIS; MULLER, 1995; COSSON et al., 1999; SCHULZE et al., 2000; STONER; LOBO, 2002; GORRESEN; WILLIG, 2004). Este padrão é encontrado principalmente na subfamília Phyllostominae, a qual tem se mostrado mais sensível à degradação ambiental, podendo também ser considerados como indicadores de áreas degradadas (FENTON et al., 1992; MEDELLÍN et al., 2000; FALCÃO et al., 2003). Já as espécies *P. hastatus* (1%) e *P. discolor*, que são espécies onívoras, isto é, possuem uma dieta mais variada, sendo encontradas inclusive em ambientes bastante alterados (NOGUEIRA et al., 2007).

No presente trabalho foram coletados mais indivíduos durante a estação seca – o outono e inverno. Entretanto, outros trabalhos indicaram uma maior abundância de morcegos

frugívoros, como *A. lituratus* e *A. fimbriatus* nas estações de chuva (PEDRO; TADDEI, 2002; FALCÃO et al., 2003; AGUIAR; MARINHO-FILHO, 2004). Na estação seca foram observados muitos indivíduos alimentando-se de infrutescências de *Ficus* sp. encontradas na trilha onde foram realizadas as amostragens na mata nativa. É possível que, devido ao seu padrão de frutificação assincrônica intraespecífica, com infrutescências (sicônios) sendo produzidas durante todo o ano (PEREIRA et al., 2007) os indivíduos de *Ficus* da mata nativa tenham fornecido alimento aos morcegos na época de menor disponibilidade de outros frutos e, portanto, o número de capturas de indivíduos no período seco não reduziu e até aumentou. De acordo com TERBORGH (1986), algumas espécies vegetais são consideradas “recursos-chave” por frugívoros, como acontece, por exemplo, com as espécies de *Ficus* sp., que produzem frutos quando outros estão relativamente escassos.

Além disso, o menor índice de precipitação no inverno pode ter influenciado os resultados, pois em dias de chuva intensa não foi possível a realização da amostragem.

De acordo com Esbérard (2006), a eficiência de captura decresce gradativamente com a realização das coletas em noites não consecutivas (com intervalo de aproximadamente 29 dias), sem alteração da posição das redes. Fato que pode ser em virtude do aprendizado pelos morcegos (SIMMONS; VOSS, 1998), que provavelmente provoca uma memorização das posições das redes e acabam por evitar voar nos locais em que estas foram armadas ou usam a ecolocalização com mais frequência, podendo assim desviar das redes ou podem acabar se deslocando para outras áreas.

A amostragem geral de espécies foi maior na primavera, fato que pode ter sido influenciado pelo aumento de recursos alimentares (FLEMING et al., 1972), incluindo frutos e insetos, já que insetívoros (*Myotis levis*, *Myotis nigricans* e *Lasiurus blossevillii*) foram amostradas somente neste período. Segundo Pedro et al. (2001), em relação às espécies insetívoras, existe uma tendência do número de espécies aumentar na medida em que aumenta o tamanho do fragmento florestal, isto é, à medida que aumenta a integridade do ambiente, fato que pode explicar a captura destas espécies somente na mata nativa.

De acordo com Townsend et al. (2006), as espécies mais facilmente capturadas são encontradas nos primeiros registros e as espécies mais difíceis, que podem ser as mais raras, são adicionadas à lista cada vez que o número amostral aumenta. Dentro deste esforço de captura, o índice de Chao 1 aponta que se poderia chegar a 18 espécies na mata nativa e oito espécies no reflorestamento, com um número e período maior de amostragens.

A mata nativa possui as melhores condições para manter populações mais diversas de espécies por apresentar uma maior variedade de recursos, como alimentos, maior quantidade

de abrigos, entre outros. Entretanto, a implantação de reflorestamentos é de grande importância, pois se acredita que colaboram na diminuição dos efeitos de borda na mata, impedindo mudanças radicais no microclima do contorno do fragmento de floresta. Sem esta proteção, espécies podem ficar mais susceptíveis aos predadores, o que pode representar uma ameaça (REIS et al., 2006b). O reflorestamento, como uma continuidade do remanescente florestal favorece que espécies oportunistas e generalistas ocupem novos nichos disponíveis ao redor do fragmento de mata, como também diminui a perda de abrigos, por exemplo, colaborando para a sobrevivência das espécies de morcegos, além de contribuir para um possível aumento da área de vida destas espécies, como também um aumento da população e assim diminuir os possíveis endocruzamentos nestas áreas.

As estratégias de conservação de morcegos devem considerar que estes utilizam um conjunto de ambientes para se alimentar (frutos, insetos, pequenos vertebrados) e para se abrigar - como frestas em rochas, ocos de árvores e até sob folhas. Assim, além de ser importante conservar ambientes específicos, que podem servir de abrigos, por exemplo, é igualmente necessária a conservação de outros tipos de habitats, utilizados como fonte de recursos alimentares ou como rotas de vôos a fim de evitar possíveis predadores. Além disso, a implantação de reflorestamentos no entorno de áreas nativas é fundamental no sentido de agirem como ambiente de matriz, capaz de sustentar uma parte da riqueza encontrada nas áreas de floresta primária. Portanto, a conservação e a execução de planos de manejo em todo e quaisquer remanescentes florestais é de extrema importância a fim de minimizar os efeitos deletérios causados pela destruição e alteração dos ambientes naturais nas populações e espécies que ainda restam nestas áreas.

Referências Bibliográficas

- AGUIAR, L. M. S. **Comunidades de Chiroptera em três áreas de Mata Atlântica em diferentes estágios de sucessão, Estação Biológica de Caratinga, Minas gerais.** 1994. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre), Universidade Estadual de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- AGUIAR, L. M. S.; MARINHO-FILHO, J. Activity patterns of nine phyllostomid bat species in a fragment of the Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia.** v.21, n.2. Curitiba: 2004, p.385-390.
- BIANCONI, G. V.; MIKICH, S. B.; PEDRO, W. Movements of bats (Mammalia, Chiroptera) in Atlantic Forest remnants in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia.** v.23, n.4. Curitiba: 2006, p.1199-1206.
- BIANCONI, G. V.; SUCKOW, U. M. S.; CARNEIRO, D. C.; PAROLIN, L. C.; GREGORIN, R. Primeiro registro de *Eumops perotis* e *Nyctinomops aurispinosus* para o estado do Paraná, sul do Brasil. **Anais do IV Congresso Brasileiro de Mastozoologia.** São Lourenço, 2008.
- BREDT, A. I.; ARAÚJO, F. A. A.; CAETANO-JÚNIOR, J.; RODRIGUES, M. G. R.; YOSHIZAWA, M.; SILVA, M. M. S.; HARMANI, N. M. S.; MASSUNAGA, P. N. T.; BURER, S. P.; POTRO, V. A. R.; UIEDA, W. **Morcegos em áreas urbanas e rurais: manual de manejo e controle.** Brasília: Fundação Nacional de Saúde, Ministério da Saúde, 1996, p.117.
- CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D.; FADELLI, E. L. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. *In:* MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Eds.). **A bacia do rio Tibagi.** Londrina: 2002, p.213-224.
- CHAO, A. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. **Scandinavian Journal of Statistics.** v.11, n.4. Copenhagen: 1984, p.265-270.
- CHAO, A. Species Richness Estimation. **Institute of statistics,** National Tsing Hua University. Hsin-Chu: 2005.
- COSSON, J. F.; PONS, J. M.; MASSON, D. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology.** v.15 n.4. Cambridge: 1999, p.515 -534.
- CUSACK, D.; MONTAGNINI, F. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. **Forest Ecology and Management.** v.188. 2004, p.1–15.
- ESBÉRARD, C. E. L. Efeito da coleta de morcegos por noites seguidas no mesmo local. **Revista Brasileira de Zoologia.** v.23, n.4. Curitiba: 2006, p.1093-1096.
- ESBÉRARD, C. E. L. Influência do ciclo lunar na captura de morcegos Phyllostomidae. **Iheringia,** Série Zoológica. v.97, n.1. Porto Alegre: 2007, p. 81-85.

- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Bat species richness in live and in corridors of residual rain forest vegetation at los Tuxtlas, Mexico. **Ecography**. v.24, n.1. Copenhagen: 2001, p.94-102.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. **Biological Conservation**. v.103. Essex: 2002, p.237-245.
- FALCÃO, F. C.; REBÊLO, V. F.; TALAMONI, S. A. Structure of a bat assemblage (Mammalia, Chiroptera) in Serra do Caraça Reserve, South-east Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.20, n.2. Curitiba: 2003, p.347-350.
- FENTON, M. B.; ACHARYA L., AUDET, D.; HICKEY, M. B. C.; MERRIMAN, C.; OBRIST, M. K.; SYME, D. M.; ADKINS, B. Phyllostomid Bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as Indicators of Habitat Disruption in the Neotropics. **Biotropica**. v. 24, n.3. 1992, p.440-446.
- FLEMING, T. H.; HOOPER, E. T.; WILSON, D. E. Three Central American Bats Communities: structure, reproductive cycles, and movement patterns. **Ecology**. v.53, n.4. New York: 1972, p.555-569.
- FINDLEY, J. S. **Bats: A community perspective**. Cambridge Studies in Ecology, New York: Cambridge University Press, 1993.
- GORRESEN, P. M.; WILLIG, M. Landscape Responses of Bats to Habitat Fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay. **Journal of Mammalogy**. v.85, n.4. 2004, p.688-687.
- GREENHALL, A. M.; PARADISO, J. L. Bats and bat banding. **Bureau of Sport Fisheries and Wildlife Resource Publication**. n.72. Washington: 1968, p.1-47.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. **PAST** - Palaeontological Statistics, 2001.
- HANDLEY JR, C.O. Bats of the canopy of an Amazonian Forest. **Atas do simpósio sobre a Biota Amazônica (Zoologia)**. v.5. Belém: 1967, p.211-215.
- HERO, J.M.; RIDGWAY, T. Declínio Global de Espécies. *In*: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RiMa, 2006, p.53-90.
- HOLL, K. D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V.; SAMUELS, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**. v.8, n.4. 2000, p.339-349.
- HUTSON, A. M.; MICKLEBURGH, S. P.; RACEY, P. A. **Microchiropteran bats: global status survey and conservation action plan**. IUCN/SSC Chiroptera Specialist Group. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge: 2001, 258p.
- KÖPPEN, W. **Climatologia**. Mexico City: Fondo Cultural Economica, 1948.

LAZO, L. J. **A mastofauna da Fazenda Figueira em uma área do Baixo Tibagi, Município de Londrina, Paraná, 2004.** Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Universidade de São Paulo, Piracicaba.

LIMA, I. P.; REIS, N. R. The availability of piperaceae and the search for this resource by *Carollia perspicillata* (Linnaeus) (Chiroptera, Phyllostomidae, Carollinae) in Parque Municipal Arthur Thomas, Londrina, Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia.** v.21, n.2. Curitiba: 2004, p.371-377.

MAGNINI, P. R.; NICOLA, P. A. Captura e marcação de animais silvestres. *In*: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Organizadores). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre.** 2^a ed. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná, 2006, p.91-151.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement.** Londres: Croom Helm, 1988.

MARINI-FILHO, O. J.; MARTINS, R. P. Teoria de metapopulações. Novos princípios na biologia da conservação. **Ciência Hoje.** v.27, n.160. Rio de Janeiro: 2000, p.23-29.

MEDELLÍN, R. A., EQUIIUA, M.; AMIN, M. A. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests. **Conservation Biology.** v.14, n.6. Boston: 2000, p.1666-167.

MELLO, M. A. R. Interações entre o morcego *Sturnira lilium* (Chiroptera: Phyllostomidae) e plantas da família Solanaceae. **Biota Neotropica.** v. 7, n.1. 2007.

MELLO, M. A. R.; SCHITTINI, G. M.; SELIG, P.; BERGALLO, H. G. A test of climate and fruiting of *Piper* species (Piperaceae) on reproductive patterns of the bat *Carollia perspicillata* (Phyllostomidae). **Acta Chiropterologica.** v.6, n.2. Warsawa: 2004, p.309-318.

MIRETZKI, M. Morcegos do estado do Paraná, Brasil (Mammalia, Chiroptera): riqueza de espécies, distribuição e síntese do conhecimento atual. **Papéis avulsos de Zoologia.** v.43, n.6. São Paulo: 2003, p.101-138.

MULLER, M. F.; REIS, N. R. Partição de recursos alimentares entre quatro espécies de morcegos frugívoros (Chiroptera, Phyllostomidae). **Revista Brasileira de Zoologia.** v.9, n.3/4. Curitiba: 1992, p.345-355.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree.** v.10, n.2. 1995, p.58-62.

NOGUEIRA, M. R.; PERACCHI, A. L.; MORATELLI, R. Subfamília Phyllostominae. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Eds.). **Morcegos do Brasil.** Londrina: 2007, p.61-97.

ODUM, E. P. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S. A., 1988.

OLIFIERS, N.; CERQUEIRA, R. Fragmentação de habitats: Efeitos Históricos e Ecológicos. *In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. **Biologia da Conservação**: Essências. São Carlos: RiMa, 2006, p. 261-279.*

PEDRO, W.A. **Diversidade de morcegos em habitats florestais fragmentados do Brasil (Chiroptera, Mammalia)**. 1998. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

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

PEDRO, W. A.; TADDEI, V. A. Temporal distribution of five bats species (Chiroptera, Phyllostomidae) from Panga Reserve, south-eastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.19, n.3. Curitiba: 2002, p.951-954.

PERACCHI, A. L.; LIMA, I. P.; REIS, N. R.; NOGUEIRA, M. R.; ORTÊNCIO-FILHO, H. Ordem Chiroptera. *In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: 2006, p.153-230.*

PEREIRA, R. A. S.; RODRIGUES, E.; MENEZES Jr.; A. O. Phenological patterns of *Ficus citrifolia* (Moraceae) in a seasonal humid-subtropical region in Southern Brazil. **Plant Ecology**. v.188. 2007, p.265-275.

PIANKA, E. R. **Ecologia evolutiva**. Barcelona: Omega, 1982.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um Mundo em Pedços: Efeitos da fragmentação Florestal sobre Comunidades e Populações Animais. *In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. **Biologia da Conservação**: Essências. São Carlos: RiMa, 2006, p.231-260.*

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

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SEKIAMA, M. L.; LIMA, I. P. Diversidade de morcegos (Chiroptera, Mammalia) em fragmentos florestais do estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.17, n.3. Curitiba: 2000, p.697-704.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; LIMA, I. P. Morcegos da bacia do rio Tibagi. *In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Eds.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: 2002, p.251-270.*

REIS, N. R.; BARBIERI, M. L. S.; LIMA, I. P.; PERACCHI, A. L. O que é melhor para manter a riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera): um fragmento florestal grande ou vários fragmentos de pequeno tamanho? **Revista Brasileira de Zoologia**. v.20, n.2. Curitiba: 2003, p.225-230.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; LIMA, I. P.; PEDRO, W. A. Riqueza de espécie de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em dois diferentes habitats, na região centro-sul do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.23, n.3. Curitiba: 2006a, p.813-816.

- REIS, N. R.; LIMA, I. P.; PERACCHI, A. L. Morcegos (Chiroptera) da área urbana de Londrina, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.19, n.3. Curitiba: 2006b, p.739-746.
- REIS, N. R.; SHIBATTA, O. S.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. Sobre os morcegos brasileiros. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Eds.). **Morcegos do Brasil**. Londrina: 2007, p.17-25.
- REIS, N. R.; LIMA, I. P.; MIRETZKI, M. Morcegos do Paraná. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SANTOS, G. A. S. D. (Eds.). **Ecologia de morcegos**. Londrina: 2008, p.143-148.
- RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A., 1993.
- SANTOS, A. J. Estimativas de riqueza em espécies. *In*: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Organizadores). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. 2^a ed. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná, 2006, p.19-41.
- SCULTORI, C.; MATTER, V. S.; PERACCHI, A. L. Métodos de amostragem de morcegos em sub-dossel e dossel florestal, com ênfase em redes de neblina. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SANTOS, G. A. D. **Ecologia de Morcegos**, Londrina: Technical Books, 2008, p.17-32.
- SEKIAMA, M. L. **Um estudo sobre quirópteros (Chiroptera: Mammalia) abordando ocorrência e capturas, aspectos reprodutivos, dieta e dispersão de sementes no Parque Nacional do Iguçu, PR, Brasil**. 2003. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas), Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- SCHULZE, M. D.; SEAVY, N. E.; WITACRE, D. A comparison of the Phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical forest and in forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Petén, Guatemala. **Biotropica**. v.32, n.1. Washington: 2000, p.174-184.
- SIMMONS, N. B.; VOSS, R. S. The mammals of Paracou, French Guiana: a neotropical lowland rainforest fauna part 1. Bats. **Bulletin of the American Museum of Natural History**. v. 237. New York: 1998, p.1-219.
- SIPINSKI, E. A. B.; REIS, N. R. Dados ecológicos dos quirópteros da Reserva Volta Velha, Itapoá, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.12, n.3. Curitiba: 1995, p.519-528.
- STONER, Q.; LOBO, R. G. Effects of forest fragmentation on the Colima Long-nosed bat (*Musonycteris harrisoni*) foraging in tropical dry forest of Jalisco, Mexico. **Biotropica**. v.34, n.3. Washington: 2002, p.462-467.
- STRAUBE, F. C.; G. V. BIANCONI. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical**. v.8, n.1-2. Brasília: 2002, p. 150-152.
- TAMSITT, J. R. Niche and species diversity in neotropical bats. **Nature**. v.213, n.5078. Londres: 1967, p.784-786.

- TERBORGH, J. Keystone plant resources in the tropical forest. *In*: Saule´ ME (Ed.) **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associates, 1986, p. 330–344.
- TOREZAN, J. M. D. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. *In*: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. (Eds.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: 2002, p.103-107.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2006.
- UIEDA, W.; VASCONCELLOS-NETO, J. Dispersão de *Solanum* spp. (Solanaceae) por morcegos na região de Manaus, AM, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.2, n.7. Curitiba: 1985, p. 449-458.
- VAN DER PIJL, L. The dispersal of plants by bats (Chiropterocory). **Acta Botanica Neerlandica**. v.6. Manaus: 1957, p.291-315.
- VOGEL, S. Chiropterophilie in der noetropischen Flora. Neve Mitteilungen III, II. Spezieller Teil (Fortsetzung). **Flora Abt. B**. v.158. Jena: 1969, p.289-323.
- WILSON, D. E.; REEDER, D. M. **Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference**. 3.ed. Washington: Smithsonian Institution Press, 2005.
- ZIMMERMAN, B L.; BIERREGAARD, Jr. R. O. Relevance of the equilibrium theory of island biogeographic with an example from Amazônia. **Journal of Biogeography**. v.13. 1986, p.133-143.

ANEXOS

Anexo 1 – Metodologias utilizadas em campo.

A pesquisa de fauna em vida livre pode ser executada sob diferentes metodologias, de acordo com os objetivos propostos, para que os resultados sejam os mais próximos possíveis da realidade que se está buscando compreender (MAGNINI; NICOLA, 2006; SCULTORI et al., 2008). Entretanto, muitos pesquisadores têm optado por apenas um ou poucos métodos ao delinear a amostragem, devido a problemas como baixa disponibilidade de recursos financeiros, baixo número de pessoas envolvidas no trabalho de campo e também devido a pouca literatura específica, com métodos eficientes, que sejam logisticamente viáveis e descritos de forma prática e simples (SCULTORI et al., 2008).

Na grande maioria dos trabalhos realizados com morcegos, a utilização de redes de neblina para a captura é mais freqüente (BREDT et al., 1996; MAGNINI; NICOLA, 2006; SCULTORI et al., 2008). Entretanto são instrumentos utilizados há poucas décadas, principalmente em pesquisas envolvendo aves e morcegos, sendo que seu surgimento no mercado pode ser considerado uma verdadeira revolução metodológica, favorecendo o aumento de possibilidades na obtenção de informações antes inacessíveis (STRAUBE; BIANCONI, 2002). Confeccionadas com material sintético, possuem malha fina e linha bastante delgada, devendo ser fixadas por guias ou cordões laterais, em estacas com aproximadamente três a quatro metros de altura. Estas guias devem ficar esticadas e a malha solta, formando bolsas. Dessa forma, quando o animal se chocar contra a rede, ficará preso e para retirá-lo é necessário observar em qual lado da rede ocorreu o impacto (BREDT et al., 1996; MAGNINI; NICOLA, 2006).

As técnicas de captura foram adaptadas das descritas por Greenhall e Paradiso (1968) e Reis (1981). Quase sempre estas redes ficam dispostas em trilhas e ou em locais estratégicos e em geral de passagem destes animais (rotas de vôo), assegurando êxito na captura (BREDT et al., 1996) e geralmente são armadas entre 0,5 m e 3 m acima do solo, isto é, na altura da maioria das árvores frutíferas de preferência alimentar destes animais (SIPINSKI; REIS, 1995; PEDRO, 1998). Porém, este tipo de amostragem pode ser insuficiente para os estudos os quais objetivam amostrar toda a diversidade possível, pois é considerado seletivo principalmente para filostomídeos frugívoros, espécies que voam baixo e que não possuem boa capacidade em detectar redes (PEDRO, 1998; SEKIAMA, 2003).

De acordo com Fleming et al. (1972) e Esbérard e Bergallo (2005), a maioria dos estudos desenvolvidos com morcegos concentram a atividade de coleta com redes de neblina na primeira metade da noite, isto é, nas primeiras seis horas após o pôr-do-sol. Isso é feito

porque nas primeiras horas na noite ocorre a maior parte da atividade das espécies a serem amostradas, e a taxa de captura declina de três a seis horas após (MARINHO-FILHO; SAZIMA, 1989; PEDRO; TADDEI, 2002). A coleta por toda a noite tem a vantagem de amostrar todo o período de atividade das espécies de morcegos, mas requer um grande desgaste físico, que é maior em metodologias que empregam noites consecutivas de trabalho (ESBÉRARD; BERGALLO, 2005). Segundo estes autores, amostragem que duram seis horas após o pôr-do-sol podem cobrir o maior período de atividade dos morcegos, dando ênfase para os momentos de maior produtividade.

Para o cálculo do esforço de captura, foi utilizada a fórmula: Esforço de captura = área de rede x tempo de exposição x número de repetições (noites de captura) x número total de redes, de acordo com Straube e Bianconi (2002). Para estes autores, a padronização da unidade de esforço amostral permite comparações entre os trabalhos de campo envolvendo captura de morcegos.

Anexo 2 – Fotos da metodologia utilizada em campo.



Foto 1 – Rede de neblina sendo armada na trilha da mata nativa



Foto 2 – Rede de neblina armada no interior da área de reflorestamento



Foto 3 – Morcego preso a rede de neblina.



Foto 4 – Morcego sendo retirado da rede de neblina com o auxílio de luvas de raspa de couro para o manuseio do animal.



Foto 5 – Morcego sendo colocado no saco de algodão para posterior realização da biometria.



Foto 6 – Realização da biometria (medida do antebraço) do animal com o uso de paquímetro.

Anexo 3 – História natural das espécies encontradas na Fazenda Congonhas (Rancho Alegre, Paraná, Brasil) entre abril/2007 a março/2008.

3.1) *Micronycteris megalotis* (GRAY, 1842).

Morcego de porte pequeno dentro do gênero, com comprimento total variando entre 5,5 a 6,6 cm; antebraço entre 3,2 a 3,6 cm e peso entre 5,0 a 6,3 g. (SIMMONS; VOSS, 2002). As orelhas são arredondadas e conectadas por uma banda de pele baixa e com um entalhe raso; margem ventral da ferradura da folha nasal bem demarcada, destacada do lábio superior; queixo com um par de almofadas em forma de “V”, e sem papila central (ALONSO-MEJÍA; MEDELLÍN, 1991; PERACCHI et al., 2006). Apresenta pelagem marrom no dorso e no ventre, sendo que os pêlos dorsais são bicoloridos, com a base branca e os ventrais são mais escuros (NOGUEIRA et al., 2007).



Foto 1 – *Micronycteris megalotis* (Vista frontal à esquerda e lateral à direita).

Alimentam-se predominantemente de insetos, além de frutos (NOGUEIRA et al., 2007; PERACCHI et al., 2006). Quanto à reprodução, é sugerido para a espécie um padrão que inclui dois ciclos reprodutivos ao longo do ano, sendo que estes estão associados com os períodos de chuvas (WILSON, 1979)

Sua distribuição inclui da Colômbia até o Peru, Bolívia e sul do Brasil, além da Venezuela, Guianas, Trinidad e Tobago, e as Ilhas Margarida, Granada e São Vicente (SIMMONS, 2005). No Brasil, estes morcegos são encontrados apenas nos biomas da Amazônia e Mata Atlântica (MARINHO-FILHO; SAZIMA, 1998), com registros para os estados do AC, AM, AP, CE, DF, ES, MA, MG, MT, PA, PE, PR, RJ, RO, RR, SC e SP (PERACCHI et al., 2006; NOGUEIRA et al., 2007). Ocorre em áreas de mata primária,

secundária, fragmentos florestais, clareiras, pomares, além do meio urbano (REIS et al., 2000; PEDRO et al., 2001). Espécie classificada como em baixo risco de extinção (IUCN, 2007).

3.2) *Chrotopterus auritus* (PETERS, 1856).

Trata-se de um dos maiores morcegos do Novo Mundo, sendo considerado um dos maiores microquirópteros encontrados no Brasil, sendo apenas superado em tamanho pelo *Vampyrum spectrum*, que chega a pesar até 120 g. O comprimento cabeça-corpo varia entre 9,3 a 11,4 cm; a cauda entre 0,6 a 1,7 cm; antebraço entre 7,7 a 8,7 cm; e o peso entre 61 a 94 g. (NOGUEIRA et al., 2007; NOWAK, 1994). Possuem orelhas grandes, ovais e bem separadas; folha nasal também grande e em forma de taça. A pelagem é felpuda, com coloração cinza no dorso e mais clara no ventre (MEDELLÍN, 1989; NOGUEIRA et al., 2007).



Foto 2 – *Chrotopterus auritus* (Vista frontal à esquerda e lateral à direita).

Espécie carnívora e insetívora. Consomem pequenos vertebrados, como roedores, pequenas aves, lagartos, sapos, e até outros morcegos. Além disso, sua dieta também é composta por insetos e até mesmo frutos (BORDIGNON, 2005; PERACCHI et al., 2006). Apesar de se alimentarem de outros morcegos, não são considerados canibais, pois consomem morcegos de outras espécies. Quanto à reprodução, apresenta ciclo poliestrico de acordo com Esbérard et al. (2007).

Este morcego é encontrado do México às Guianas, sul do Brasil, Peru, Bolívia e norte da Argentina. Sua localidade-tipo é o México (SIMMONS, 2005). Ocorre em todos os biomas do Brasil (MARINHO-FILHO; SAZIMA, 1998) e já foi registrada no PA, AM, AC, BA, ES, RJ, MG, SP, DF, MT, PR, SC e RS (NOGUEIRA et al., 2007; PERACCHI et al., 2006). Pode ser encontrado principalmente em áreas florestadas, com vegetação primária ou até mesmo

secundária, bem como áreas abertas (PERACCHI et al., 2006). São considerados sensíveis aos efeitos das ações antrópicas em áreas naturais (MEDELLÍN et al., 2000).

Essa espécie consta como em baixo risco de extinção (IUCN, 2007).

3.3) *Phyllostomus hastatus* (PALLAS, 1767).

É a maior espécie dentro do gênero, sendo considerado um dos maiores morcegos das Américas. Possui comprimento cabeça-corpo entre 9,4 e 12,4 cm; antebraço entre 7,75 e 9,4 cm e peso entre 64 e 112g. Possui folha nasal bem desenvolvida e orelhas bem separadas. No lábio inferior há um sulco em forma de “V” margeado por pequenas protuberâncias (SANTOS et al., 2003). A pelagem é curta e aveludada, com o dorso e ventre com coloração geralmente similar, variando entre o marrom-escuro ao marrom-avermelhado, podendo chegar ao alaranjado (PERACCHI et al., 2006; NOGUEIRA et al., 2007).



Foto 3 – *Phyllostomus hastatus* (Vista frontal à esquerda e lateral à direita).

Classificada geralmente como espécie onívora, assim como *P. discolor*, alimentando-se de insetos, frutos, pequenos vertebrados e até néctar (LaVAL; RODRÍGUEZ-H., 2002). O padrão reprodutivo parece variar geograficamente de acordo com Wilson (1979), podendo apresentar tanto monoestria como poliestria sazonal.

Sua distribuição vai desde a Guatemala até as Guianas, Brasil, Paraguai, norte da Argentina, Bolívia, Peru, Trinidad e Tobago, Ilha Margarida (Venezuela). Já foi observado em todos os biomas do Brasil (MARINHO-FILHO; SAZIMA, 1998), sendo encontrada no AC, AM, CE, DF, ES, GO, MA, MG, MT, PA, PE, PI, PR, RJ e SP. Tem localidade-tipo o

Suriname (PERACCHI et al., 2006). Podem ser encontrados em áreas que variam desde florestas primárias, até áreas urbanizadas (NOGUEIRA et al., 2007).

É classificada como espécie em baixo risco de extinção (IUCN, 2007).

3.4) *Phyllostomus discolor* (WAGNER, 1843)

Espécie de tamanho médio dentro do gênero, apresentando de 6,6 a 9,7 cm de comprimento cabeça-corpo; antebraço variando entre 5,5 a 6,9 cm e peso entre 26 a 51 g (SIMMONS; VOSS, 1998). A folha nasal é bem desenvolvida, larga e não muito comprida, em formato de lança; as orelhas são bem separadas e mais curtas que a cabeça; no lábio inferior há um sulco em forma de “V”, marginado por pequenas verrugas; membrana interfemural grande (PERACCHI et al., 2006; NOGUEIRA et al., 2007). A pelagem é macia e densa, com região dorsal geralmente marrom-escuro, onde a base do pêlo é branca, a banda intermediária (mais larga) é marrom-escuro e o ápice acinzentado. O ventre é mais claro, podendo variar entre o creme-esbranquiçado ao laranja-avermelhado ou acinzentado (NOGUEIRA et al., 2007)



Foto 4 – *Phyllostomus discolor* (Vista frontal à esquerda e lateral à direita).

É classificada como espécie onívora, alimentando-se tanto de néctar, pólen, como de insetos e frutos (LaVAL; RODRÍGUEZ-H., 2002). Quanto à reprodução, há evidências de monoestria sazonal (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2001), e de poliestria sazonal (FLEMING et al., 1972).

A localidade-tipo da espécie é Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. É encontrado do México às Guianas, sudeste do Brasil, Bolívia, Paraguai, norte da Argentina e Peru, Trinidad e Ilha

Margarida (SIMMONS, 2005). Presente em todos os biomas brasileiros, com registros no AC, AM, PA, CE, PE, PI, MT, MS, DF, MG, ES, SP e PR (MARINHO-FILHO; SAZIMA, 1998; PERACCHI et al., 2006). São encontrados em florestas primárias, secundárias, além de ambientes alterados e áreas urbanizadas (UIEDA; HAYASHY, 1996).

Esta espécie encontra-se classificada em baixo risco de extinção (IUCN, 2007).

3.5) *Artibeus fimbriatus* (GRAY, 1938)

Morcego de grande porte, intermediário a *A. jamaicensis* e *A. lituratus*, com a medida do antebraço variando de 5,94 a 7,1 cm e peso médio de 54 g (TADDEI et al., 1998). A folha nasal apresenta a borda inferior da ferradura soldada medianamente ao lábio, com as extremidades laterais livres e as bordas geralmente onduladas. Possui listras faciais pouco delimitadas, estreitas, um pouco mais claras que a pelagem do animal. Morcegos do gênero *Artibeus* não possuem cauda. Apresenta coloração cinza fuliginosa, bastante escura na parte dorsal do corpo. Ventralmente a pelagem é mais clara, com a extremidade distal dos pêlos branca, o que dá um aspecto esbranquiçado a esta região (RUI et al., 1999; ZORTÉA, 2007).



Foto 5 – *Artibeus fimbriatus*

Alimenta-se de frutos, embora insetos e recursos florais possam fazer parte de sua dieta. Dentre os frutos podemos citar os das famílias Cecropiaceae, Moraceae, Solanaceae e Piperaceae (PASSOS et al., 2003). Em relação à reprodução, estudos indicam um padrão de poliestria bimodal para a espécie, com dois nascimentos por período reprodutivo (ZORTÉA, 2007).

Espécie endêmica à América do Sul, com ocorrência no Brasil, Paraguai e Argentina (SIMMONS, 2005). Encontrada em todo o território brasileiro, com registros para os estados de BA, CE, DF, ES, MG, PE, PR, RJ, RS, SC e SP (MARINHO-FILHO; SAZIMA, 1998; PERACCHI et al., 2006). A localidade-tipo é Morretes, Paraná, Brasil. Ocorre em áreas de florestas, principalmente na Mata Atlântica, ocorrendo raras vezes em áreas urbanas (ZORTÉA, 2007). É considerada uma espécie com baixo risco de extinção, mas quase ameaçada (IUCN, 2007).

3.6) *Artibeus jamaicensis* (LEACH, 1821)

É um *Artibeus* de tamanho médio, com antebraço entre 6,2 a 7,3 cm e peso de 40 a 69g. As orelhas são pequenas com as pontas arredondadas; o trago é curto. Apresenta folha nasal bem desenvolvida com porção-médio basal livre; membrana interfemural com poucos pêlos e sem cauda. Possui coloração acinzentada a listas faciais quase imperceptíveis. (ORTEGA; CASTRO-ARELLANO, 2001).



Foto 6 – *Artibeus jamaicensis*

Apresenta hábito alimentar predominantemente frugívoro, embora consuma pólen, néctar e insetos numa proporção menor. Utiliza preferencialmente frutos de *Ficus* sp em sua dieta, além de *Cecropia* sp, *Solanum* sp e Piperaceae (NOWAK, 1994; PERACCHI et al., 2006). Quanto à reprodução, estudos revelaram um padrão poliestrício para a espécie (PERACCHI et al., 2006).

Sua distribuição é desde o México até o Equador, Peru, Bolívia, Brasil, norte da Argentina, Trinidad e Tobago; Antilhas e sul de Bahamas. Sua localidade-tipo é a Jamaica

(ORTEGA; CASTRO-ARELLANO, 2001). Pode ser encontrado em todo o Brasil, com registros para os estados da BA, CE, DF, ES, MA, MG, MS, MT, PA, PB, PE, PI, PR, RJ, RO, RR e SP (MARINHO-FILHO; SAZIMA, 1998; PERACCHI et al., 2006). Estes animais habitam áreas de florestas, fragmentos de mata e ambientes xeromórficos, como o Cerrado e a Caatinga. Também é abundante na Amazônia (ZORTÉA, 2007).

É considerada uma espécie comum e não ameaçada de extinção (IUCN, 2007).

3.7) *Artibeus lituratus* (OLFERS, 1818).

Espécie de grande porte, com o a medida do antebraço podendo ultrapassar 7,5 cm e peso de 75 g (VIZOTTO; TADDEI, 1973). A folha nasal apresenta borda inferior da ferradura fusionada medianamente ao lábio e bordas laterais Livres. Suas asas são da mesma cor do corpo, e suas extremidades podem ser brancas, mais claras ou da mesma cor que as asas. A membrana interfemural é larga e moderadamente peluda, sendo a pelagem mais densa na parte dorsal (RUI et al., 1999; ZORTÉA, 2007). Apresenta coloração predominantemente marrom-chocolate, com listas faciais bem pronunciadas (ZORTÉA, 2007). De acordo com Rui et al. (1999), estas duas listras faciais são brancas, largas e bem delimitadas, que se estendem da região da folha nasal até as orelhas.

Quanto à alimentação, possui dieta variada, com a frugivoria como hábito principal, consumindo frutos de várias espécies (PASSOS; GRACIOLLI, 2004). Utiliza preferencialmente frutos de *Ficus* sp em sua dieta, mas também podem consumir frutos de *Cecropia* sp, *Solanum* sp, Piperaceae, *Syagrus* sp (“coquinho”) (NOWAK, 1994; PERACCHI et al., 2006). Alimentam-se também de insetos, recursos florais e folhas (GARDNER, 1977; MULLER; REIS, 1992).

Em relação às características reprodutivas, estes animais formam grupos poligínicos, com o período reprodutivo variando geograficamente e, no Brasil, pode apresentar um padrão de poliestria bimodal com um pico reprodutivo de fevereiro a março e outro de outubro a novembro (BREDET et al., 1996).

Espécie largamente distribuída na região Neotropical, ocorrendo do México até o norte da Argentina, Bolívia, Trinidad e Tobago, Pequenas Antilhas, Ilhas Três Marias e em todas as regiões do Brasil (SIMMONS, 2005). Sua localidade-tipo é Assunção, Paraguai. No Brasil já foi observado nos estados do AC, AL, AM, AP, BA, CE, DF, ES, MG, MS, MT, PA, PE, PR, RJ, RO, RR, RS, SC e SP (PERACCHI et al., 2006).

É uma das espécies mais conhecidas do Brasil, decorrente de sua alta abundância em praticamente toda a área de distribuição, com grande presença em ambientes alterados e urbanos (ZORTÉA, 2007). Pode ser encontrada em ambientes conservados, embora seja uma das espécies mais bem adaptadas a ambientes alterados e urbanos, não sendo considerada ameaçada de extinção (ZORTÉA; CHIARELLO, 2004).



Foto 7 – Macho de *A. lituratus* com o escroto evidente.



Foto 8. Fêmea de *A. lituratus* com filhote.



Foto 9 – *A. lituratus* alimentando-se de frutos de *Ficus* sp.



Foto 10 – Fêmea de *A. lituratus* grávida.

3.8) *Platyrrhinus lineatus* (E. GEOFFROY, 1810).

Morcego de médio porte, com medidas de antebraço variando de 4,3 a 5,0 cm e peso entre 23 e 26,5 g. As orelhas são arredondadas, do mesmo tamanho da cabeça. A folha nasal é bem desenvolvida e em forma de lança (VIZOTTO; TADDEI, 1973). Não possui cauda. Apresenta quatro listas faciais bem distintas que vão desde a borda do nariz até a orelha e uma lista dorsal branca, que se estende entre as orelhas até a base da membrana interfemural. A coloração dos pêlos varia do cinza escuro a marrom-chocolate (PERACCHI et al., 2006; ZORTÉA, 2007).



Foto 11 – *Platyrrhinus lineatus* (vista frontal à direita e dorsal à esquerda).

Embora apresente hábito geralmente frugívoro, também se alimenta de insetos, néctar, pólen e folhas (MULLER; REIS, 1992). Quanto à reprodução, estes animais possuem uma reprodução prolongada, com possível padrão poliestrico bimodal, isto é, com dois picos de reprodução ao longo do ano e um filhote sendo gerado por gestação (COSTA et al., 2007).

Espécie endêmica à América do Sul, com ampla distribuição pelo continente. Há registros na Colômbia, Peru, Equador, Guiana Francesa, Suriname, Bolívia, Brasil, Uruguai, Argentina e Paraguai (SIMMONS, 2005). No Brasil ocorre em todos os biomas, sendo considerada rara apenas na Amazônia (MARINHO-FILHO; SAZIMA, 1998). Já foi observada nos estados da BA, CE, DF, ES, GO, MG, MS, MT, PB, PE, PI, PR, RJ, SC e SP. Localidade-tipo: Assunção, Paraguai (ZORTÉA, 2007). Pode ser encontrada desde ambientes úmidos, como matas ripárias e floresta atlântica, como em ambientes mais xeromórficos, como o Cerrado e a Caatinga (ZORTÉA, 2007).

Não é considerada uma espécie ameaçada de extinção (IUCN, 2007).

3.9) *Sturnira lilium* (E. GEOFFROY, 1810).

Espécie de tamanho médio, com 4,2 cm de antebraço e pesando 21g. Os olhos são grandes e possui verrugas organizadas em meia lua no lábio inferior. Não possuem cauda. As cúspides se apresentam elevadas e com entalhe pronunciado. Possui muitos pêlos entre os membros posteriores. Apresenta membrana interfemural reduzida e coberta por pêlos entre os membros posteriores. A coloração do pêlo é variada, do pardo até o alaranjado. Alguns machos apresentam pêlos com tom mais escuro nos ombros. (GANNON et al., 1989; ZORTÉA, 2007).



Foto 12 – *Sturnira lilium* (Vista frontal à esquerda e lateral à direita).

Esta espécie apresenta hábito frugívoro, com preferência por frutos do gênero *Solanum* (MELLO, 2008). Quanto á reprodução, apresenta poliestria bimodal, com duas estações reprodutivas no ano (FLEMING et al., 1972; ZORTÉA, 2003).

Há registro desta espécie nas Pequenas Antilhas, no México, até a região nordeste da Argentina, Uruguai e Paraguai, sua localidade-tipo (SIMMONS, 2005). No Brasil, distribui-se por todo o território (MARINHO-FILHO; SAZIMA, 1998; ZORTÉA, 2007), sendo observado nos estados do AC, AL, AM, AP, BA, CE, DF, ES, MG, MS, MT, PA, PB, PE, PR, RJ, RO, RR, RS, SC e SP (PERACCHI et al., 2006). É um morcego bem adaptado às modificações do habitat, sendo encontrados em ambientes alterados, incluindo fragmentos de florestas, campos, e áreas desmatadas em estágio de sucessão (REIS et al., 2002). Entretanto, sua presença está fortemente associada à presença de plantas da família Solanaceae, tida como alimento de preferência entre os membros do gênero (MELLO, 2008), fato que explica a não captura, no presente trabalho, na área de reflorestamento, onde não foi observada a presença de vegetais da família das solanáceas.

Não é considerada uma espécie ameaçada de extinção (IUCN, 2007).

3.10) *Desmodus rotundus* (E. GEOFFROY, 1810).

É a espécie mais comum e abundante entre os morcegos vampiros (AGUIAR, 2007), como também uma das espécies mais conhecidas no mundo, devido à sua importância econômica (transmissão do vírus da raiva) e também em função do seu hábito alimentar (BERNARD, 2005; PERACCHI et al., 2006).

Morcego de médio porte, com comprimento total variando de 6,9 a 9,0 cm; antebraço de 5,2 a 6,3 cm e seu peso de 25 a 40 g (NOWAK, 1994). Possuem incisivos grandes e pontiagudos. Seu focinho é curto, o apêndice nasal é reduzido e os polegares são compridos, apresentando três calosidades. O lábio inferior é sulcado profundamente. Não há vestígio de cauda. Geralmente as fêmeas são maiores que os machos. A coloração dos pêlos é geralmente marrom acinzentada na parte dorsal e cinza-claro na barriga (GREENHALL et al., 1983; PERACCHI et al., 2006).



Foto 13 – *Desmodus rotundus*.

Alimenta-se exclusivamente de sangue (espécie hematófaga) e sua saliva possui enzimas que evitam a coagulação do mesmo; em cada lado da língua existem dois canais, os quais lhes permitem chupar o sangue (PERACCHI et al., 2006). Preferem o sangue de mamíferos de grande porte, como cavalos, bovinos e suínos (AGUIAR, 2007). Apesar de ser ativo sexualmente o ano todo, possui dois picos de maior atividade sexual, com maior número de nascimentos de filhotes em abril e maio e em outubro e novembro (PERACCHI et al., 2006). O período de gestação é de cerca de sete meses, com um único filhote sendo gerado (GREENHALL et al., 1983).

Possui uma ampla distribuição, ocorrendo desde o norte do México, Venezuela, Trinidad, Bolívia, norte do Chile, Brasil, Paraguai, Uruguai até o norte da Argentina, sendo sua localidade-tipo Assunção, Paraguai. De acordo com Marinho-Filho e Sazima (1998) no Brasil, pode ser encontrado nos cinco biomas: Amazônia, Pantanal, Cerrado, Caatinga e Campos, com

registro para os estados do AC, AL, AM, AP, BA, CE, DF, ES, GO, MA, MS, MT, PA, PB, PE, PI, PR, RJ, RO, RR, RS, SC, SE e SP (PERACCHI et al., 2006). Segundo Aguiar (2007), é frequentemente encontrado em áreas onde há a presença de animais de criação, o que corrobora com os resultados obtidos no presente trabalho.

Seu estado de conservação é de baixo risco de extinção, não constando na lista das espécies ameaçadas (IUCN, 2007).

3.11) *Carollia perspicillata* (LINNAEUS, 1758).

Espécie de tamanho médio, com o antebraço variando de 3,8 a 4,4 cm; comprimento total (cabeça-corpo-cauda) entre 6,6 e 9,5 cm e peso médio de 18,5 g (CLOUTIER; THOMAS, 1992). Possui orelhas curtas e menores que a cabeça; folha nasal curta e triangular; lábio inferior apresenta forma de “V”, com uma verruga centro-marginal, margeada com várias papilas pequenas. Sua coloração varia do marrom ferruginoso ou cinza (VIZOTTO; TADDEI, 1973; FILHO et al., 2007).



Foto 14 – *Carollia perspicillata*.

Animal de hábito frugívoro, com forte preferência por plantas do gênero *Piper*, que ocorrem principalmente em áreas abertas, clareiras, bordas de mata e capoeiras (LIMA; REIS, 2004; PERACCHI et al., 2006). A não captura desta espécie na área de reflorestamento pode estar relacionada com o fato deste local não apresentar piperáceas. Quanto à reprodução, apresenta poliestria sazonal e a maturidade sexual é atingida pelas fêmeas com aproximadamente um ano de vida, enquanto que os machos este tempo é de um a dois anos (FLEMING et al., 1972).

Esta espécie é encontrada na Bolívia, Brasil, Guianas, México, Paraguai, Peru, Tobago e Trinidad e possivelmente na Jamaica, com localidade-tipo o Suriname (SIMMONS, 2005).

Morcego com distribuição ampla no Brasil, com registros para os estados do AC, AL, AM, AP, BA, CE, DF, ES, GO, MA, MG, MS, MT, PA, PB, PE, PI, PR, RJ, RO, RR, RS, SC e SP (PERACCHI et al., 2006).

O estado de conservação da espécie é de baixo risco de extinção (IUCN, 2007).

3.12) *Lasiurus blossevillii* (LESSON; GARNOT, 1826).

É uma espécie de porte pequeno, com o comprimento do antebraço variando entre 3,6 e 4,2 cm. As orelhas são curtas e arredondadas, e a pele do rosto e das orelhas é rosada; membrana interfemural densamente pilosa em sua face dorsal (BIANCONI; PEDRO, 2007). Apresenta coloração pardo-avermelhada, com tons difusos de cinza (pêlos com pontas esbranquiçadas), e o ventre ligeiramente mais pálido, com tons amarelados e a face ferrugínea (VIZZOTO; TADDEI, 1973; SHUMP-JR ;SHUMP, 1982).



Foto 15 – *Lasiurus blossevillii* (Vista frontal à esquerda lateral à direita).

Espécie com hábito alimentar basicamente insetívoro, capturando suas presas em pleno vôo (SHUMP-JR; SHUMP, 1982). Em relação aos dados reprodutivos, na América do Sul foram encontradas fêmeas lactantes em janeiro e novembro e jovens em fevereiro. No Brasil, foram relatadas fêmeas grávidas em outubro e agosto (BIANCONI; PEDRO, 2007).

Este morcego ocorre em Trinidad e Tobago, Equador, Bolívia, Chile, norte da Argentina, Uruguai e Brasil (SIMMONS, 2005). No Brasil há registro para o AL, AM, AP, BA, CE, DF, ES, GO, MG, MS, PA, PB, PI, PR, RJ, SC e SP. Sua localidade-tipo é “Montevideo”, Uruguai (PERACCHI et al., 2006; BIANCONI; PEDRO, 2007). Pode ser encontrado em áreas urbanizadas, em matas e capoeiras (PERACCHI et al., 2006). Entretanto, esta espécie não foi amostrada no reflorestamento, o que se explica segundo Pedro et al. (2001), que relata que a presença de morcegos insetívoros está mais relacionada com habitats mais íntegros, de melhor qualidade, como a mata nativa da Fazenda Congonhas.

É uma espécie considerada de baixo risco de extinção (IUCN, 2007).

3.13) *Myotis nigricans* (SCHINZ, 1821).

Espécie de porte pequeno, com o antebraço medindo entre 3,0 a 3,62 cm. Possuem orelhas pequenas e estreitas (PERACCHI et al., 2006). O trago é mais afilado na extremidade distal, com lobo arredondado na base da margem externa, bem desenvolvido, seguido de um entalhe profundo, acima do qual apresenta maior largura (VIZOTTO; TADDEI, 1973). A membrana interfemural é muito larga e comprida, envolvendo quase toda a cauda (PERACCHI et al., 2006). Os pêlos dorsais são densos e tendem ao marrom ou a cor acastanhada da canela em pó, e ventralmente percebe-se um colorido castanho (BIANCONI; PEDRO, 2007). Entretanto segundo Peracchi et al. (2006), este morcego possui colorido variando do pardo escuro ao preto.



Foto 16 – *Myotis nigricans*

Espécie considerada insetívora (PERACCHI et al., 2006), e possui ciclo reprodutivo do tipo poliestríco, com gestação de aproximadamente 60 dias (WILSON; LaVAL, 1974).

Distribuem-se na América latina, do México ao Peru, Bolívia, norte da Argentina, Paraguai e Brasil (SIMMONS, 2005). No Brasil foi registrado em todos os estados das regiões Centro-Oeste, Sudeste e Sul, como também para os estados do AM, AP, BA, CE, PA, PB, PE e RR (PERACCHI et al., 2006). De acordo com os autores citados anteriormente, estes morcegos podem ser encontrados em matas e capoeiras. A não captura desta espécie na área reflorestada está de acordo com o citado para a espécie anterior, isto é, a presença de morcegos insetívoros está mais relacionada com habitats mais íntegros, de melhor qualidade (PEDRO et al., 2001), como a mata nativa da Fazenda Congonhas.

É considerada como de baixo risco de extinção (IUCN, 2007).

3.14) *Myotis levis* (I. GEOFFROY, 1824).

Morcego pequeno, com comprimento do antebraço variando entre 3,3 a 4,11 cm. Possuem orelhas pequenas e estreitas, o trago vai até a metade da altura da orelha, e a membrana interfemural é muito larga e comprida, envolvendo quase toda a cauda (PERACCHI et al., 2006). Apresenta coloração castanho-avermelhada a castanho-acinzentada nas pontas, e castanho médio a intenso nas bases; o ventre é cinza-esbranquiçado (LaVAL, 1973).



Foto 17 – *Myotis levis* (Vista lateral à esquerda e frontal à direita).

Com base no que se conhece sobre o gênero nas Américas, esta espécie classifica-se como insetívora em relação ao hábito alimentar (BIANCONI; PEDRO, 2007). De acordo com os autores anteriormente citados, existem poucas informações disponíveis sobre o comportamento reprodutivo dessa espécie, sendo que fêmeas grávidas foram encontradas no mês de outubro da Argentina e lactantes em dezembro e janeiro. No presente trabalho foi encontrada uma fêmea grávida no mês de dezembro.

Esta espécie tem distribuição pela Bolívia, Argentina, Uruguai, Paraguai e Brasil (SIMMONS, 2005). No território brasileiro é encontrada no MG, PR, RS, SC e SP, sendo sua localidade-tipo o “sudeste do Brasil” (PERACCHI, et al., 2006; BIANCONI; PEDRO, 2007). Habitam florestas e capoeiras, forrageando intensamente em áreas abertas (REIS et al., 2002). A não captura desta espécie na área reflorestada está de acordo com o citado para a espécie *L. blossevillii*.

Está classificada como de baixo risco de extinção (IUCN, 2007).

Referências bibliográficas

AGUIAR, L. M. S. Subfamília Desmodontinae. *In*: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Eds.). **Morcegos do Brasil**. Londrina: 2007, p.39-43.

ALONSO-MEJÍA, A.; MEDELLÍN, R. A. *Micronycteris megalotis*. **Mammalian Species**. n.376. New York: 1991, p. 1-6.

BERNARD, E. Morcegos vampiros: sangue, raiva e preconceito. **Ciência Hoje**. v.36, n.214. Rio de Janeiro: 2005, p.44-49.

BIANCONI, G. V.; PEDRO, W. A. Família Vespertilionidae. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Eds.). **Morcegos do Brasil**. Londrina: 2007, p. 167-195.

BORDIGNON, M. O. Predação de morcegos por *Chrotopterus auritus* (Peters) (Mammalia, Chiroptera) no pantanal de Mato grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.22, n.4. Curitiba: 2005, p.1207-1208.

BREDT, A. I.; ARAÚJO, F. A. A.; CAETANO-JÚNIOR, J.; RODRIGUES, M. G. R.; YOSHIZAWA, M.; SILVA, M. M. S.; HARMANI, N. M. S.; MASSUNAGA, P. N. T.; BURER, S. P.; POTRO, V. A. R.; UIEDA, W. **Morcegos em áreas urbanas e rurais: manual de manejo e controle**. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, Ministério da Saúde, 1996, p.117.

COSTA, L. M.; ALMEIDA, J. C.; ESBÉRARD, C. E. L. Dados de reprodução de *Platyrrhinus lineatus* em estudo de longo prazo no Estado do Rio de Janeiro (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae). **Iheringia**, Série Zoológica. v.97, n.2. Porto Alegre: 2007, p.152-156.

CLOUTIER, D.; THOMAS, D. W. *Carollia perspicillata*. **Mammalian Species**. n. 417. New York: 1992, p.1-9.

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

ESBÉRARD, C. E. L.; MOTTA, A. G.; ALMEIDA, J. C.; FERERA, L. C. S.; COSTA, L. M. Reproduction of *Chrotopterus auritus* (Peters) in captivity (Chiroptera, Phyllostomidae). **Brazilian Journal of Biology**. v.66, n.3. São Carlos: 2007, p.955-956.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Bat species richness in live and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography**. v.24, n.1. Copenhagen: 2001, p.94-102.

FLEMING, T. H.; HOOPER, E. T.; WILSON, D. E. Three Central American Bats Communities: structure, reproductive cycles, and movement patterns. **Ecology**. v.53, n.4. New York: 1972, p. 555-569.

- FILHO, H. O.; LIMA, I. P.; FOGAÇA, F, N. O. Subfamília Carolliinae. *In*: REIS, N.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Eds.). **Morcegos do Brasil**. Londrina: 2007. p.99-105.
- GANNON, M. R.; WILLIG, M. R.; JONES JR. J. K. *Sturnira lilium*. **Mammalian Species**. n.333. New York: 1989, p.1-5.
- GARDNER, A. L. Feeding Habits. *In*: BAKER, R. J.; JONES, J. K.; CARTER, D. C. (Eds.). *Biology of bats of the New World family Phyllostomatidae. Part II. Special Publication Museum Texas Tech University*. v.13. Lubbock: 1977, p.293-350.
- GREENHALL, A. M.; PARADISO, J. L. Bats and bat banding. **Bureau of Sport Fisheries and Wildlife Resource Publication**. n.72. Washington: 1968, p.1-47.
- GREENHALL, A. M.; JOERMANN, G.; SCHMIDT, U.; SEIDEL, M. R. *Desmodus rotundus*. **Mammalian Species**. n.202. New York: 1983, p. 1-6.
- IUCN 2007. **2007 IUCN Red list of Threatened species**. Disponível em www.iucnredlist.org.2007. Acesso em abril de 2008.
- LaVAL, R. K. A revision of the neotropical bats of the genus *Myotis*. **Natural History Museum Los Angeles County Science Bulletin**. n.15. Los Angeles: 1973, p.1-54.
- LaVAL, R.; K.; RODRÍGUEZ-H., B. **Murciélagos de Costa Rica/Costa Rica Bats**. Santo Domingo de Heredia: Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad: 2002, 320p.
- LIMA, I. P.; REIS, N. R. The availability of piperaceae and the search for this resource by *Carollia perspicillata* (Linnaeus) (Chiroptera, Phyllostomidae, Carolliinae) in Parque Municipal Arthur Thomas, Londrina, Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.21, n.2. Curitiba: 2004, p.371-377.
- MANGINI, P. R. & NICOLA, P. A. Captura e marcação de animais silvestres. *In*: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Organizadores). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. 2^a ed. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná, 2006, p.91-151.
- MARINHO-FILHO, J.; SAZIMA, I. Activity patterns of six phyllostomid bat species in Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**. v.49, n.3. São Carlos: 1989, p.777-782.
- MARINHO-FILHO, J.; SAZIMA, I. Brazilian bats and conservation biology: a first survey. *In*: KUNZ, T.H.; RACEY, P.A. (Eds.). **Bat Biology and Conservation**. Washington, Smithsonian Institution press: 1998, p.282-294.
- MEDELLÍN, R. A. *Chrotopterus auritus*. **Mammalian Species**. n.343. New York: 1989, p.1-5.
- MEDELLÍN, R. A.; EQUIIUA, M.; AMIN, M. A. Bat Diversity and Abundante as Indicators of Disturbance in Neotropical Rainforests. **Conservation Biology**. v.14, n.6. Boston: 2000, p.1666-1675.

- MELLO, M. A. R.; KALKO, E. K. V.; SILVA, W. R. Diet and abundance of the bat *Sturnira lilium* (Chiroptera) in a Brazilian montane Atlantic forest. **Journal of Mammalogy**. v.89, n.2. Lawrence: 2008, p.485–492.
- MULLER, M. F.; REIS, N. R. Partição de recursos alimentares entre quatro espécies de morcegos frugívoros (Chiroptera, Phyllostomidae). **Revista Brasileira de Zoologia**. v.9, n.3/4. Curitiba: 1992, p.345-355.
- NOGUEIRA, M. R.; PERACCHI, A. L.; MORATELLI, R. Subfamília Phyllostominae. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Eds.). **Morcegos do Brasil**. Londrina: 2007, p.61-97.
- NOVAK, R. M. **Walker's bats of the world**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1994.
- ORTEGA, J.; CASTRO-ARELLANO, I. *Artibeus jamaicensis*. **Mammalian Species**. n. 662, New York: 2001, p-1-9.
- PASSOS, F. C.; GRACIOLLI, G. Observações da dieta de *Artibeus lituratus* (Olfers) (Chiroptera, Phyllostomidae) em duas áreas do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.21, n.3. Curitiba: 2004, p.487- 489.
- PASSOS, F. C.; SILVA, W. R.; PEDRO, W. A.; BONIN, M. R. Frugivoria em morcegos (Mammalia:Chiroptera) no Parque Estadual Intervales, sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.20, n.3. Curitiba: 2003, p.511-517.
- PEDRO, W.A. **Diversidade de morcegos em habitats florestais fragmentados do Brasil (Chiroptera, Mammalia)**. 1998. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- PEDRO, W. A.; PASSOS, F. C.; LIM, B. K. Morcegos (Chiroptera; Mammalia) da Estação Ecológica dos Caetetus, estado de São Paulo. **Chiroptera Neotropical**. v.7, n.1-2. Brasília: 2001, p.136-140.
- PEDRO, W. A.; TADDEI, V. A. Temporal distribution of five bats species (Chiroptera, Phyllostomidae) from Panga Reserve, south-eastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.19, n.3. Curitiba: 2002, p.951-954.
- PERACCHI, A. L.; LIMA, I. P.; REIS, N. R.; NOGUEIRA, M. R.; ORTÊNCIO-FILHO, H. Ordem Chiroptera. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: 2006, p.154-230.
- REIS, N. R. **Estudos ecológicos dos quirópteros de matas primárias e capoeiras da região de Manaus, Amazonas**, 1981. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade do Amazonas, Instituto Nacional de Pesquisas do Amazonas, Manaus.
- REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SEKIAMA, M. L.; LIMA, I. P. Diversidade de morcegos (Chiroptera, Mammalia) em fragmentos florestais do estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.17, n.3. Curitiba: 2000, p.697-704.

- REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; LIMA, I. P. Morcegos da Bacia do Rio Tibagi. *In*: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Eds.). **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina: 2002, p.251-270.
- RUI, A. M.; FABIAN, M. E.; MENEGHETI, J. O. Distribuição geográfica e análise morfológica de *Artibeus lituratus* Olfers e *Artibeus fimbriatus* Gray (Chiroptera, Phyllostomidae) no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.16, n.2. Curitiba: 1999, p.447-460.
- SANTOS, M.; AGUIRRE, L. F.; VÁZQUEZ, L. B.; ORTEGA, J. *Phyllostomus hastatus*. **Mammalian Species**. n.722. New York: 2003, p.1-6.
- SCULTORI, C.; MATTER, V. S.; PERACCHI, A. L. Métodos de amostragem de morcegos em sub-dossel e dossel florestal, com ênfase em redes de neblina. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SANTOS, G. A. D. **Ecologia de Morcegos**. Londrina: Technical Books, 2008, p.17-32.
- SEKIAMA, M. L. **Um estudo sobre quirópteros (Chiroptera: Mammalia) abordando ocorrência e capturas, aspectos reprodutivos, dieta e dispersão de sementes no Parque Nacional do Iguaçu, PR, Brasil**. 2003. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- SHUMP JR, K. A.; SHUMP, A. U. *Lasiurus borealis*. **Mammalian Species**. n.183. New York: 1982, p.1-6.
- SIMMONS, N. B.; VOSS, R.S. A new Amazonian species of *Micronycteris* (Chiroptera: Phyllostomidae), with notes on the roosting habits of sympatric congeners. **American Museum Novitates**. n.3358. New York: 2002, p.1-14.
- SIMMONS, N. B. Order Chiroptera. *In*: WILSON, D. E.; REEDER, D.M. (Eds.). **Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference**. 3.ed. v.1. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 2005, p. 312-529.
- SIPINSKI, E. A. B.; REIS, N. R. Dados ecológicos dos quirópteros da Reserva Volta Velha, Itapoá, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v.12, n.3. Curitiba: 1995, p.519-528.
- STRAUBE, F. C.; BIANCONI, G. V. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical**. v.8, n.1-2. Brasília: 2002, p. 150-152.
- TADDEI, V. A.; NOBILE, C. A.; MORIELLE-VERSUTE, E. Distribuição Geográfica e análise morfométricas comparativa em *Artibeus obscurus* (Schinz, 1821) e *Artibeus fimbriatus* Gray, 1838 (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae). **Ensaio em Ciência**. v.2, n.2. Campo Grande: 1998, p.71-127.
- UIEDA, W.; HAYASHI, M. M. Unusual food item of the Lesser Spear-nosed bat, *Phyllostomus discolor*. **Bat Research News**. v.37, n.2/3. Bloomington: 1996, p.37-38.

VIZOTTO, L. D.; TADDEI, V. A. Chave para identificação de quirópteros brasileiros. **Revista da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras São José do Rio Preto – Boletim de Ciências**. v.1. São José do Rio Preto: 1973, p.1-72.

WILSON, D. E. Reproductive patterns. *In*: BACKER, R. J.; JONES JR, J. K.; CARTES, D. C. (Eds.). *Biology of bats of the New World Family Phyllostomidae. Part III*. **Special Publications Museum, Texas Tech University**. v.16. Lubbock: 1979, p.317-378.

WILSON, D. E.; LaVAL, R. K. *Myotis nigricans*. **Mammalian Species**. n.39. New York: 1974, p.1-3.

ZORTÉA, M. Reproductive patterns and feeding habits of three nectarivorous bats (Phyllostomidae: Glossophaginae) from the Brazilian Cerrado. **Brazilian Journal of Biology**. v.63, n.1. São Carlos: 2003, p.159-168.

ZORTÉA, M. Subfamília Stenodermatinae. *In*: REIS, N.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Eds.). **Morcegos do Brasil**. Londrina: 2007.p. 107-128.

ZORTÉA, M.; CHIARELLO, A. G. Observations on the big fruit-eating bat, *Artibeus lituratus* in an urban reserve of south east Brazil. **Mammalia**, v.58, n.4. Paris: 1994, p.665-670.