

JOÃO EDUARDO CAVALCANTI BRITO

**INFLUÊNCIA DO GRADIENTE URBANO – RURAL NA
QUIROPTEROFAUNA E O RISCO ASSOCIADO À TRANSMISSÃO DE
PATÓGENOS**

São Paulo

2024

JOÃO EDUARDO CAVALCANTI BRITO

**Influência do gradiente urbano – rural na quiropterofauna e o risco associado à
transmissão de patógenos**

VERSÃO CORRIGIDA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciências

Departamento:

Medicina Veterinária Preventiva e Saúde Animal

Área de Concentração:

Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses

Orientador:

Prof. Dr. Ricardo Augusto Dias

São Paulo

2024

Autorizo a reprodução parcial ou total desta obra, para fins acadêmicos, desde que citada a fonte.

Catlogação na Publicação

Biblioteca Virginie Buff D'Ápice da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da
Universidade de São Paulo
Ficha catalográfica gerada automaticamente com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Brito, João Eduardo Cavalcanti
Influência do gradiente urbano ? rural na quiropterofauna e o
risco associado à transmissão de patógenos / João Eduardo Cavalcanti
Brito ; orientador Ricardo Augusto Dias - versão corrigida.-- São
Paulo, 2024.
94 f. : il.

Tese (Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Epidemiologia
Experimental e Aplicada às Zoonoses - Departamento de Medicina
Veterinária Preventiva e Saúde Animal) - Faculdade de Medicina
Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, 2023.

1. Morcego. 2. Ecologia Urbana. 3. Zoonoses. 4. Enterobactéria.
5. Staphylococcaceae. I. Título.

Bibliotecária responsável pela estrutura de catalogação
na publicação: Maria Aparecida Laet - CRB 5673-8.



CERTIFICADO

Certificamos que a proposta intitulada "INFLUÊNCIA DO GRADIENTE URBANO □ RURAL NA QUIROPTEROFAUNA E O RISCO ASSOCIADO À TRANSMISSÃO DE PATÓGENOS", protocolada sob o CEUA nº 5520100619 (ID 007005), sob a responsabilidade de **Ricardo Augusto Dias e equipe; Beatriz Gagete Veríssimo de Mello; João Eduardo Cavalcanti Brito** - que envolve a produção, manutenção e/ou utilização de animais pertencentes ao filo Chordata, subfilo Vertebrata (exceto o homem), para fins de pesquisa científica ou ensino - está de acordo com os preceitos da Lei 11.794 de 8 de outubro de 2008, com o Decreto 6.899 de 15 de julho de 2009, bem como com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal (CONCEA), e foi **APROVADA** pela Comissão de Ética no Uso de Animais da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia Universidade de São Paulo (CEUA/FMVZ) na reunião de 25/09/2019.

We certify that the proposal "INFLUENCE OF THE URBAN - RURAL GRADIENT ON THE CHIROPTEROFAUNA AND THE RISK ASSOCIATED WITH THE TRANSMISSION OF PATHOGENS", utilizing 300 Brazilian wild species (males and females), protocol number CEUA 5520100619 (ID 007005), under the responsibility of **Ricardo Augusto Dias and team; Beatriz Gagete Veríssimo de Mello; João Eduardo Cavalcanti Brito** - which involves the production, maintenance and/or use of animals belonging to the phylum Chordata, subphylum Vertebrata (except human beings), for scientific research purposes or teaching - is in accordance with Law 11.794 of October 8, 2008, Decree 6899 of July 15, 2009, as well as with the rules issued by the National Council for Control of Animal Experimentation (CONCEA), and was **APPROVED** by the Ethic Committee on Animal Use of the School of Veterinary Medicine and Animal Science (University of São Paulo) (CEUA/FMVZ) in the meeting of 09/25/2019.

Finalidade da Proposta: Pesquisa

Vigência da Proposta: de 09/2019 a 09/2022 Área: Medicina Veterinária Preventiva E Saúde Animal

Origem: Animais provenientes de campanha
Espécie: Espécies silvestres brasileiras sexo: Machos e Fêmeas idade: 0 a 20 anos Quantidade de: 300
Linhagem: Morcegos Peso: 5 a 150 g
Registro: Em processo de solicitação.
Local exp.: Região Metropolitana de São Paulo
Mét. Captura: Redes de neblina do tipo ATX.

São Paulo, 18 de setembro de 2023

Prof. Dr. Marcelo Bahia Labruna
Coordenador da Comissão de Ética no Uso de Animais
Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia
Universidade de São Paulo

Profa. Dra. Camilla Mota Mendes
Vice-Coordenadora da Comissão de Ética no Uso de Animais
Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia
Universidade de São Paulo



FOLHA DE AVALIAÇÃO

AUTOR: BRITO, João Eduardo Cavalcanti

TÍTULO: **Influência do gradiente urbano – rural na quiropterofauna e o risco associado à transmissão de patógenos**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciências

Data ___/___/___

Banca examinadora

Prof. Dr. _____

Instituição _____ Julgamento _____

Prof. Dr. _____

Instituição _____ Julgamento _____

Prof. Dr. _____

Instituição _____ Julgamento _____

Prof. Dr. _____

Instituição _____ Julgamento _____

Prof. Dr. _____

Instituição _____ Julgamento _____

Dedico esta tese ao meu filho, Raul,
por ter dado sentido a tudo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, Ricardo, pela idealização do projeto, pela orientação em todos esse anos, por todo apoio logístico, pela parceria em campo, pelas aulas, por todas as conversas e pela amizade.

Aos parceiros do projeto Beatriz, Juliana, Natália e Tiago, por todas as noites incríveis de campo, das com muitos bichos até as com frio e fogueira. E aos colegas de laboratório Washington, Gisele e Lilian, pela ajuda nos procedimentos laboratoriais.

Principalmente à minha família, meus pais e meu irmão, pelo apoio incondicional. Minha esposa, Karin, por inúmeros tipos de ajuda, e por me propiciar a experiência mais feliz da minha vida. Meu filho, Raul, por cada sorriso e soneca no meu colo.

Às pessoas que permitiram o acesso aos locais utilizados para as coletas dos morcegos. Ao Danilo pelo acesso na reserva do Morro Grande, ao Lama Norbu pelo acesso à Floresta Nagmo, à Adriana pelo acesso ao Centro Esportivo, ao síndico do condomínio e aos profissionais da USP.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001.

“Ninguém ignora tudo. Ninguém sabe tudo. Todos nós sabemos alguma coisa. Todos nós ignoramos alguma coisa. Por isso aprendemos sempre.”

Paulo Freire

RESUMO

BRITO, J. E. C. **Influência do gradiente urbano – rural na quiropterofauna e o risco associado à transmissão de patógenos.** 2023. 94p. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2024.

Os morcegos podem sofrer diferentes tipos de impacto causados pelo homem. Desta forma, é fundamental o conhecimento a respeito de como as espécies reagem à medida que os ecossistemas se modificam e como a diversidade é alterada e suportada ao longo do espaço e do tempo, especialmente nas cidades. Das 182 espécies registradas no Brasil, ao menos 84 (46,15%) ocorrem em áreas urbanas. Em um gradiente que parta de uma área conservada em direção à matriz urbana, é esperado que haja uma alteração na comunidade de morcegos. O surgimento de uma zoonose está relacionado a fatores que permitem que o agente patogênico explore novos nichos e se adapte a novos hospedeiros. Os morcegos são relevantes para investigações epidemiológicas, por serem potenciais reservatórios de patógenos, sendo necessário entender os agentes patogênicos de doenças infecciosas relacionados a eles. Este trabalho teve por objetivo determinar a variação da quiropterofauna em um gradiente dado pela mata conservada, área rural e matriz urbana, avaliando os riscos sanitários associados. Para isso, na Região Metropolitana de São Paulo, foram selecionadas seis áreas amostrais: floresta preservada, rural, residencial com casas, residencial com habitações populares, residencial verticalizada e industrial/comercial. Nessas áreas, foram analisadas variáveis ambientais. Em cada área, os morcegos foram capturados e analisados quanto à presença do vírus da raiva, coronavírus, *Leptospira* spp., enterobactérias e Staphylococcaceae. Foi capturado um total de 293 morcegos, pertencentes a 18 espécies. A área conservada apresentou os melhores índices de diversidade e a presença de indicadores de ambiente preservado. Foi constatado um gradiente nas demais áreas amostradas, conforme aumentava a distância da área preservada, seguindo um eixo desde o centro da cidade de São Paulo até a Reserva do Morro Grande, em Cotia. Este padrão se manteve onde áreas mais preservadas foram mais escuras e silenciosas que as áreas no centro urbano. Não foram encontrados resultados positivos para os vírus, enquanto que para *Salmonella* spp. e *Leptospira* spp. foram encontrados positivos. Quanto às enterobactérias, foram obtidos 252 isolados de, pelo menos, 41 espécies, em 174 morcegos. Para Staphylococcaceae, foram isolados 63 amostras de nove espécies, em 147 morcegos. Apesar da não detecção de vírus nas amostras, várias espécies de bactérias foram isoladas, sendo possível associá-las aos

ambientes em que os morcegos foram capturados, assim como os outros critérios avaliados. A descrição dos patógenos circulantes nas populações de morcegos permite a elaboração de planos de contingência para mitigar o risco de transbordamento para humanos e animais. A presença de morcegos nas áreas amostradas na matriz urbana, reforça a importância dos corredores verdes para o deslocamento dos animais, contribuindo para a preservação da biodiversidade em meio à cidade.

Palavras-chave: Morcego, Ecologia Urbana, Zoonoses, Enterobactéria, Staphylococcaceae

ABSTRACT

BRITO, J. E. C. **Influence of the urban – rural gradient on the chiropterofauna and the risk associated with the transmission of pathogens.** 2023. 94p. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2024.

Bats can be affected by different types of human-induced impacts. Understanding how species respond as ecosystem change and how diversity is altered and maintained over space and time, especially in cities, is crucial. Of the 182 bat species recorded in Brazil, at least 84 (46.15%) are found in urban areas. Along a gradient from a protected area towards to the urban matrix, changes in the bat community are expected. The emergence of a zoonosis is related to factors that allow the pathogen to explore new niches and adapt to new hosts. Bats are relevant for epidemiological investigations as potential reservoirs of pathogens, which requires an understanding of the infectious disease agents associated with them. This study aimed to determine the variation in chiropterofauna across a gradient defined by the urban, rural, and protected forest matrix, while assessing the associated health risks. For this purpose, six sample areas were selected in the metropolitan region of São Paulo: preserved forest, rural, residential with houses, residential with low-income housing, vertical residential, and industrial/commercial areas. Environmental variables were analyzed. In each area, bats were captured during field campaigns and sampled for the presence of rabies virus, coronaviruses, *Leptospira* spp., enterobacteria, and Staphylococcaceae. A total of 293 bats belonging to 18 species were captured. The protected area showed the highest diversity indices and indicators of protected environments. A gradient with distance from the protected area was observed in the other sampled areas, following an axis from downtown São Paulo to the Morro Grande reserve. This pattern persisted, with more protected areas being darker and quieter than areas in the city center. No positive results were found for viruses, while positive results were found for *Salmonella* spp. and *Leptospira* spp. For enterobacteria, 252 isolates of at least 41 species were obtained from 174 bats. For Staphylococcaceae, 63 samples of nine species were isolated from 147 bats. Despite the lack of virus detection in the samples, several bacterial species were isolated, allowing their association with the environments in which the bats were captured, as well as other evaluated criteria. The description of circulating pathogens in bat populations allows the development of contingency plans to reduce the risk of spillover to humans and animals. The presence of bats in the sampled areas within the urban matrix

and contributes to the importance of green corridors for animal movement and contributes to the conservation of biodiversity within the city.

Keywords: Bat, Urban Ecology, Zoonosis, Enterobacteria and Staphylococcaceae

SUMÁRIO

Capítulo 1. INFLUÊNCIA DO GRADIENTE FLORESTAL – RURAL – URBANO NA QUIROPTEROFAUNA DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO.....	14
RESUMO	15
ABSTRACT	15
INTRODUÇÃO	16
OBJETIVOS	17
OBJETIVO GERAL.....	17
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
MATERIAIS E MÉTODOS	18
DEFINIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	18
CAPTURA DE MORCEGOS E DINÂMICA POPULACIONAL.....	23
ESTIMATIVAS NÃO PARAMÉTRICAS DE RIQUEZA DE ESPÉCIES.....	25
RESULTADOS	27
DISCUSSÃO	32
CONCLUSÃO	37
BIBLIOGRAFIA	38
Capítulo 2. INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA QUIROPTEROFAUNA EM UM GRADIENTE FLORESTAL – RURAL – URBANO DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO.....	44
RESUMO	45
ABSTRACT	45
INTRODUÇÃO	46
TEMPERATURA E UMIDADE.....	46
LUMINOSIDADE.....	47
NÍVEL DE RUÍDO.....	48
OBJETIVO	49
MATERIAIS E MÉTODOS	49
RESULTADOS	50
DISCUSSÃO	51
CONCLUSÃO	54
BIBLIOGRAFIA	55
Capítulo 3. RISCO ASSOCIADO À TRANSMISSÃO DE PATÓGENOS RELACIONADOS À QUIROPTEROFAUNA EM UM GRADIENTE FLORESTAL – RURAL – URBANO.....	61
RESUMO	62
ABSTRACT	62
INTRODUÇÃO	64
OBJETIVOS	67
OBJETIVO GERAL.....	67
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	67
MATERIAIS E MÉTODOS	68
DIAGNÓSTICOS LABORATORIAIS.....	68
Coleta de amostras biológicas	68
Pesquisa do vírus da raiva (RABV)	69
Pesquisa de <i>Leptospira</i> spp	69
Pesquisa de coronavírus	70
Pesquisa de enterobactérias	71
Pesquisa de Staphylococcaceae	71
FATORES DE RISCO PARA INFECÇÃO POR MICROORGANISMOS.....	72
CONDIÇÃO CORPORAL.....	73
RESULTADOS	74

DISCUSSÃO.....	80
CONCLUSÃO.....	84
BIBLIOGRAFIA.....	86
ANEXO 1.....	92
ANEXO 2.....	94

Capítulo 1.

INFLUÊNCIA DO GRADIENTE FLORESTAL – RURAL – URBANO NA
QUIROPTEROFAUNA DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO

RESUMO

A Mata Atlântica está entre os biomas mais ameaçados do mundo. Os morcegos, por sua vez, são impactados pelos efeitos destas ameaças. Apesar disso, os morcegos estão entre os grupos que melhor se adaptam ao ambiente urbano. Das 182 espécies registradas no Brasil, ao menos 84 (46,15%) ocorrem em áreas urbanas. Em um gradiente que parta de uma área conservada em direção à matriz urbana, é esperado que haja uma alteração na comunidade de morcegos. Este trabalho teve por objetivo determinar a variação da quiropterofauna em um gradiente dado pela matriz urbana, rural e mata conservada. Para isso, na Região Metropolitana de São Paulo, foram selecionadas seis áreas amostrais: floresta preservada, rural, residencial com casas, residencial com habitações populares, residencial verticalizada e industrial/comercial. Foi capturado um total de 247 morcegos, pertencentes a 15 espécies. A área conservada apresentou os melhores índices de diversidade e a presença de indicadores de ambiente preservado. Foi constatada uma gradação das demais áreas amostradas com a distância da área preservada, seguindo um eixo que vai do centro de São Paulo até a Reserva do Morro Grande. A presença de morcegos nas áreas amostradas na matriz urbana, reforça a importância dos corredores verdes para o deslocamento dos animais. Assim, contribuindo para a preservação da biodiversidade em meio à cidade.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is among the most threatened biomes in the world. Bats, in turn, are impacted by the effects of these threats. Despite this, bats are among the groups that are best adapted to the urban environment. Of the 182 species recorded in Brazil, at least 84 (46.15%) occur in urban areas. In a gradient from a conserved area towards an urban matrix, it is expected that there will be a change in the bat community. The aim of this study was to determine the variation of the chiropterofauna in a gradient given by the urban, rural and conserved forest matrix. To this end, six sample areas were selected in the Metropolitan Region of São Paulo: preserved forest, rural, residential with houses, residential with popular housing, verticalized residential and industrial/commercial. A total of 293 bats were captured, belonging to 18 species. The conserved area showed the best diversity indices and the presence of indicators of a preserved environment. There was a gradation between the other areas sampled and the distance from the preserved area, following an axis from the center of São Paulo to the Morro Grande forest. The presence of bats in the areas

sampled in the urban matrix reinforces the importance of green corridors for the movement of animals. Thus contributing to the preservation of biodiversity in the middle of the city.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica está entre os biomas mais ameaçados do mundo, devido seu alto endemismo e acelerado processo de destruição de habitats (MYERS *et al.*, 2000; LAURANCE, 2009). Esse bioma sofre com a redução, a transformação e a fragmentação ambiental, restando hoje menos que 10% de sua área original (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; RIBEIRO *et al.*, 2009). Esses impactos são ligados à expansão da fronteira agrícola e ao crescimento dos grandes centros urbanos (FONSECA, 1985).

Os quirópteros desempenham diversas funções ecossistêmicas no ambiente, sendo responsáveis por grande parte da dispersão de sementes na região Neotropical (GALINDO-GONZÁLEZ; GUEVARA; SOSA, 2000), por isso são cruciais para a dinâmica de regeneração de florestas (WHITTAKER; JONES, 1994). A polinização é outro aspecto relevante, pois mais de 500 plantas neotropicais são visitadas por eles (VOGEL, 1969). Há ainda aqueles que se alimentam de insetos, sendo importantes no controle destas populações, que compreendem desde pragas à lavoura até vetores de doenças (REIS *et al.*, 2007).

Os morcegos são impactados direta e indiretamente pelos efeitos antrópicos, tornando a capacidade de adaptação de cada espécie um importante fator que define a presença de morcegos em zonas urbanas, agrícolas e em fragmentos de mata (BREDT; UIEDA, 1996). Muitos trabalhos enfatizam que as comunidades de morcegos são sensíveis aos efeitos da fragmentação dos ecossistemas naturais (FENTON *et al.*, 1992; REIS; MULLER, 1995; COSSON; PONS; MASSON, 1999; OCHOA, 2000; SCHULZE *et al.*, 2000). O aumento da abundância de algumas espécies e o desaparecimento de outras espécies interfere na ecologia dessas comunidades (BREDT; UIEDA, 1996; VOIGT; KINGSTON, 2016).

Apesar disso, os morcegos estão entre os grupos que melhor se adaptam ao ambiente urbano (NUNES; ROCHA; CORDEIRO-ESTRELA, 2017). Das 182 espécies registradas no Brasil (ABREU *et al.*, 2022), ao menos 84 (46,15%) já foram registradas em áreas urbanas (NUNES; ROCHA; CORDEIRO-ESTRELA, 2017). Dentre eles, as espécies generalistas são as que mais se beneficiam de abrigos artificiais e itens de alimentação, tais quais árvores frutíferas e insetos atraídos pela iluminação urbana (NUNES; ROCHA; CORDEIRO-ESTRELA, 2017).

Para o estado de São Paulo são conhecidas 79 espécies de morcegos, pertencentes a 8 famílias (DE VIVO *et al.*, 2011; GARBINO, 2016). E para a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) é registrada a ocorrência de 53 espécies de quirópteros, incluindo três espécies da família Emballonuridae, 16 da Molossidae, uma da Noctilionidae, 21 da Phyllostomidae e 12 da família Vespertilionidae (GARBINO, 2016). Quanto ao estado de conservação dessas espécies, segundo a IUCN, 49 são consideradas pouco preocupantes (LC), uma quase ameaçada (NT) e quatro com dados deficientes (DD) (GARBINO, 2016).

A urbanização gera uma substituição gradativa da cobertura original e de seus ecossistemas por estruturas e ecossistemas urbanos (MCKINNEY, 2006; HADDAD, *et al.* 2015). Os ecossistemas urbanos caracterizam pela expansão, relativa contemporaneidade e elevada modificação, com um alto grau de complexidade ecológica (DUBOIS; CHEPTOU, 2017). Devido essa complexidade se torna fundamental saber o que acontece com as espécies à medida que esses ecossistemas se expandem, isto é, como as espécies vivem, interagem e se adaptam nesses ecossistemas (MIYASHITA; SHINKAI; CHIDA, 1998, DUBOIS; CHEPTOU, 2017), e como a diversidade biótica é alterada e suportada ao longo do espaço e do tempo nas cidades (SHALTOUT; EL-SHEIKH, 2002; MCKINNEY, 2006; KIRICHENKO-BABKO *et al.* 2017, LEPCZYK *et al.* 2017).

Em um gradiente que parta de uma área conservada em direção à matriz urbana, é esperado que haja uma diminuição da riqueza de espécies, acompanhada do aumento da abundância de algumas espécies. Este aumento da abundância pode gerar conflitos com humanos e animais domésticos, desde o incômodo até a transmissão de patógenos, principalmente os vírus de RNA, incluindo os vírus da raiva (RABV), Ebola, SARS-CoV, Hendra e Nipah (CALISHER *et al.*, 2006; Kessler *et al.*, 2018).

Na interface entre a zona urbana e rural há uma lacuna de conhecimento a respeito da seleção de espécies de morcegos pelo meio urbano (DE LUCCA *et al.*, 2013; DIAS *et al.*, 2019). É neste contexto que se justifica a realização de um trabalho para responder a estas questões e elucidar o papel ecológico e a dinâmica da quiropterofauna em regiões de transição urbano-rural.

OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Determinação da variação da riqueza, abundância, diversidade e distribuição da quiropterofauna em um gradiente dado por áreas conservadas, rurais e matriz urbana.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar a riqueza, parâmetros de diversidade e abundância relativa das diferentes espécies de quirópteros capturados;
2. Verificar a associação entre os componentes da paisagem e os dados de diversidade obtidos através das capturas;
3. Verificar o efeito sazonal nos registros de morcegos ao longo das campanhas de monitoramento;

MATERIAIS E MÉTODOS

DEFINIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Para a definição da área de estudo foi utilizado o método desenvolvido e proposto pelo grupo de pesquisa, Mello, Brito e Dias (2023).

A RMSP compreende uma área de 7.946,96 km² (cerca de 3,2% da área total do Estado de São Paulo), onde vivem 21.571.281 habitantes (cerca de 47,4% da população total do Estado). É composta por 39 municípios que compõe o maior polo de riqueza nacional, correspondendo a cerca de 18% do PIB brasileiro e 54% do PIB estadual (EMPLASA, 2018). A RMSP possui importantes centros industriais, comerciais e financeiros, além de uma extensa matriz rural responsável pelo abastecimento de produtos hortifrutigranjeiros.

A cobertura vegetal é essencialmente fragmentada, porém possui áreas protegidas, principalmente ao norte (Parque Estadual da Cantareira e Áreas de Proteção Ambiental do Sistema da Cantareira e Cajamar), ao sul (Parque Estadual da Serra do Mar, Parques Naturais Municipais Bororé e Jaceguava e Áreas de Proteção Ambiental do Capivari-Monos, Serra do Mar e Itupararanga) e, inclusive, no interior da matriz urbana (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Áreas de Proteção Ambiental da Várzea do Tietê e Fazenda do Carmo).

Os componentes da paisagem influenciem a riqueza e a abundância de espécies de quirópteros no gradiente entre a matriz urbana e áreas conservadas (HOURIGAN *et al.*, 2010; THRELFALL *et al.*, 2011). Com isso, foi proposto um eixo na RMSP entre a Reserva do Morro Grande (Sabesp), no município de Cotia, ao centro de São Paulo, com extensão aproximada de 27 km, para a realização de levantamentos de campo (Figura 1).

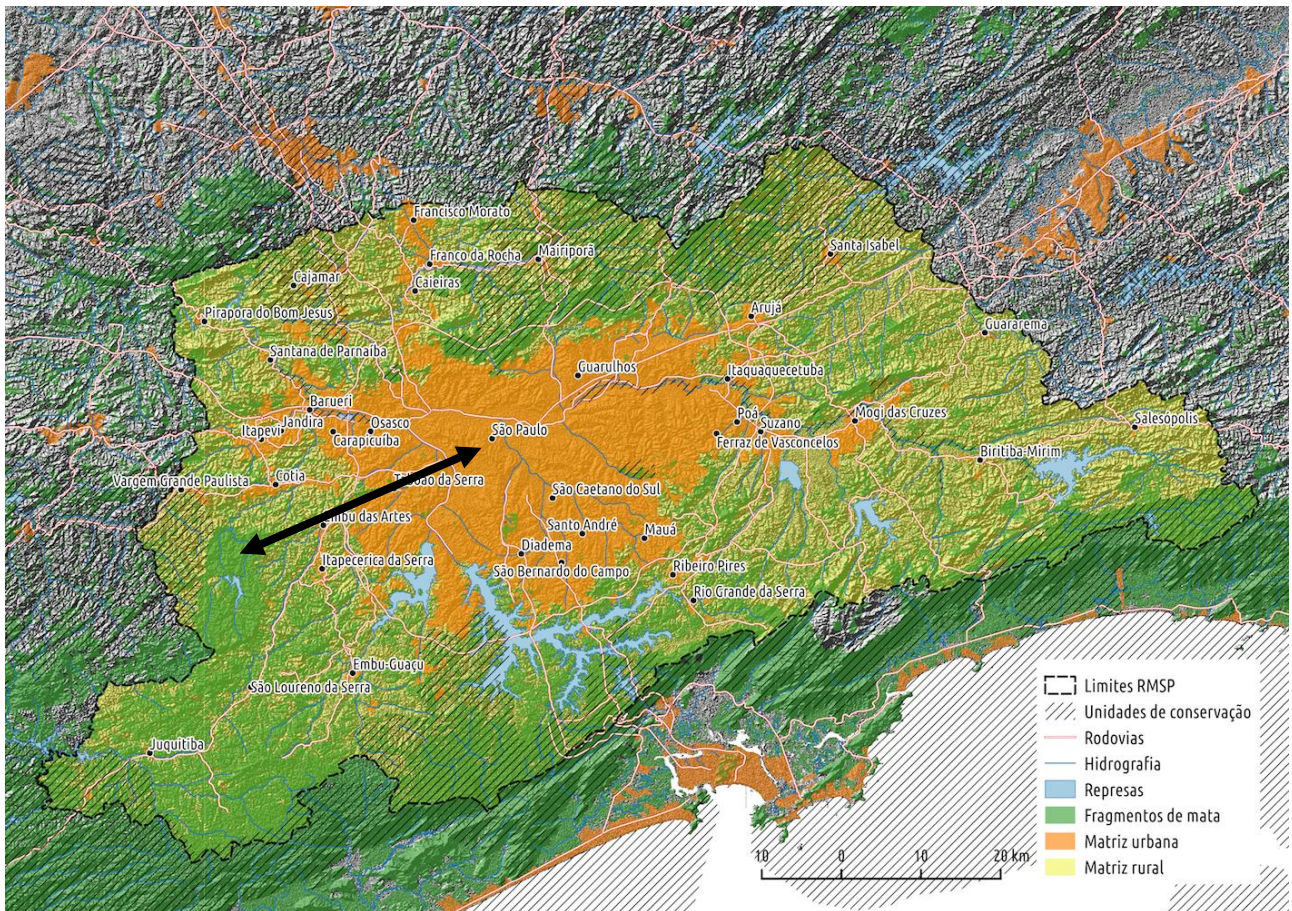


Figura 1. Eixo considerado para o estudo nas matrizes urbana e rural e áreas conservadas da Região Metropolitana de São Paulo, representado pela seta.

Fonte: ASTER GDEM (METI e NASA), DER, Instituto Florestal e Ministério do Meio Ambiente.

Elaboração: Ricardo Augusto Dias.

Parâmetros funcionais, sócio-econômicos ou do uso da terra, tais quais densidade demográfica humana, uso da edificação (residencial, comercial, industrial), tipo da vegetação (nativa, secundária, paisagística) foram agregados aos componentes físicos, além de parâmetros abióticos, tais quais a luminosidade, poluição sonora, temperatura e umidade.

A caracterização do eixo foi realizada pela análise da paisagem utilizando-se levantamentos fotográficos aéreos, imagens de satélite, os efeitos sócio-econômicos que determinam a ocupação e uso do solo. Foram analisados 3 km de cada lado do eixo, sendo as áreas analisadas de forma contínua.

Desta forma, além dos parâmetros da paisagem (em especial os parâmetros da paisagem úteis para a sua caracterização), incorporou-se também a verificação dos planos diretores de cada município do eixo, a fim de considerar características que pudessem nortear a estratificação da área de estudo. Foram avaliados os planos diretores dos municípios de São Paulo (realizado em 2016), Cotia (realizado em 2014) e Embu das Artes

(realizado em 2013). Os municípios de Taboão da Serra e Osasco, por onde o eixo B também passava, não tinham planos diretores. Mesmo assim, as análises dos disponíveis permitiram inferir os critérios de inclusão para Taboão da Serra e Osasco.

Com base nas informações dos planos diretores e das verificações por amostragem, os estratos originais foram reorganizados em seis categorias (Figura 2):

- Área florestada (Estrato 1);
- Área rural (Estrato 2);
- Área residencial com casas (grandes e pequenas) (Estrato 3);
- Área residencial com habitações populares (Estrato 4);
- Área residencial verticalizada (Estrato 5);
- Galpões industriais e comerciais de médio e grande porte (Estrato 6).

Foram identificadas áreas com uma sobreposição intensa de mais de uma das categorias anteriormente definidas, sendo denominadas áreas mistas, além de áreas abertas, principalmente compostas por terrenos baldios. Tais áreas não foram consideradas como potenciais áreas de estudo, pois o objetivo do trabalho era caracterizar feições de paisagem mais diferentes entre si.

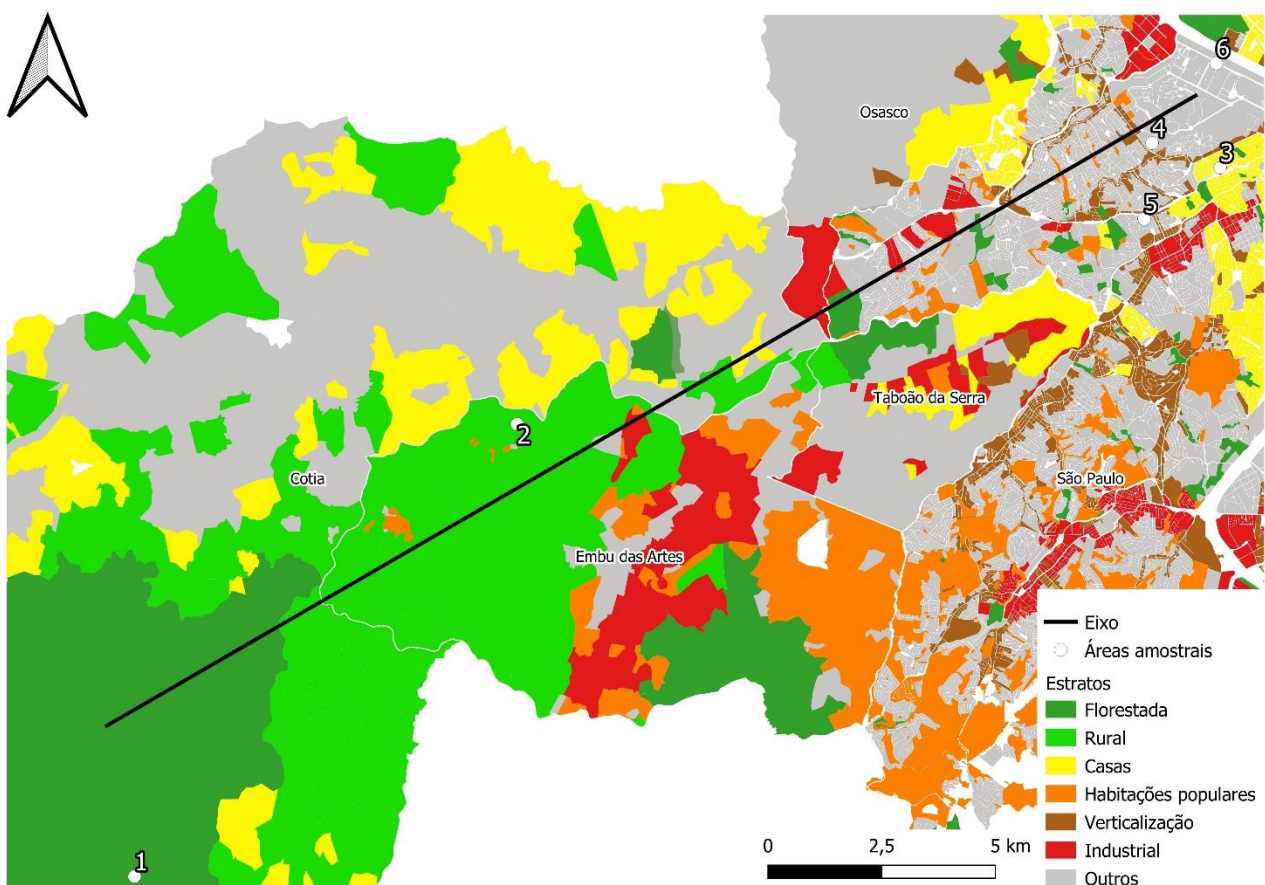


Figura 2. Categorias da paisagem elegíveis para captura de quirópteros e os pontos de amostragem em cada estrato na região metropolitana de São Paulo.

Os pontos amostrais foram definidos conforme a extensão (e conformação espacial) dos estratos, a uma distância mínima de outros pontos amostrais de 1,5 km, a fim de minimizar a interferência entre pontos nos resultados obtidos.

Os critérios para a escolha dos locais de captura dos morcegos incluíram: estarem localizados (ou o mais próximo possível) nos estratos de paisagem definidos, proporcionarem condição segura para a realização das atividades e autorizarem a realização das campanhas de campo frente às restrições impostas pela pandemia da COVID-19.

Os locais selecionados foram (Figura 3):

- Área 1: Reserva do Morro Grande - SABESP (Estrato 1): -23,71495/-46,96019;

Localizada na Reserva do Morro Grande (Sabesp), representando o estrato 1, é uma RPPN com área de cerca de 10.000 hectares de floresta ombrófila densa de montanha e altitude de cerca de 900 m.

- Área 2: Templo Budista Odsal Ling (Estrato 2): -23,624745/-46,875313;

A Floresta Nagmo no Templo Budista Odsal Ling, representante do estrato 2, fragmento de Mata Atlântica secundária com presença de espécies vegetais exóticas e ornamentais com cerca de 100 ha e altitude média de 800 m, circundada por áreas rurais e condomínios. O local estava fechado há quase 40 anos e foi recentemente adquirido pelo Templo Budista, que procedeu à limpeza do local e abertura de trilhas.

- Área 3: Centro Educacional Esportivo do Butantã (Estrato 3): -23,57519/-46,72369;

O Centro Educacional Esportivo do Butantã, representando o extrato 3. Apresenta campos de futebol, quadras, piscinas e uma região florestada, com diversas árvores frutíferas, incluindo mamoeiro (*Carica papaya*), bananeiras (*Musa* sp.), um abacateiro (*Persea americana*) e uma figueira (*Ficus* sp.).

- Área 4: Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo (FMVZ-USP) (Estrato 4): -23,57045/-46,73918;

A área utilizada para representar o extrato 4 está localizada nos fundos do terreno da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo, composta de um pequeno fragmento de mata atlântica secundária, com a presença de diversas plantas da família das piperáceas, importante item alimentar de morcegos frugívoros. Além disso, presença de uma linha de eucaliptos ao longo da Avenida Corifeu de Azevedo Marques.

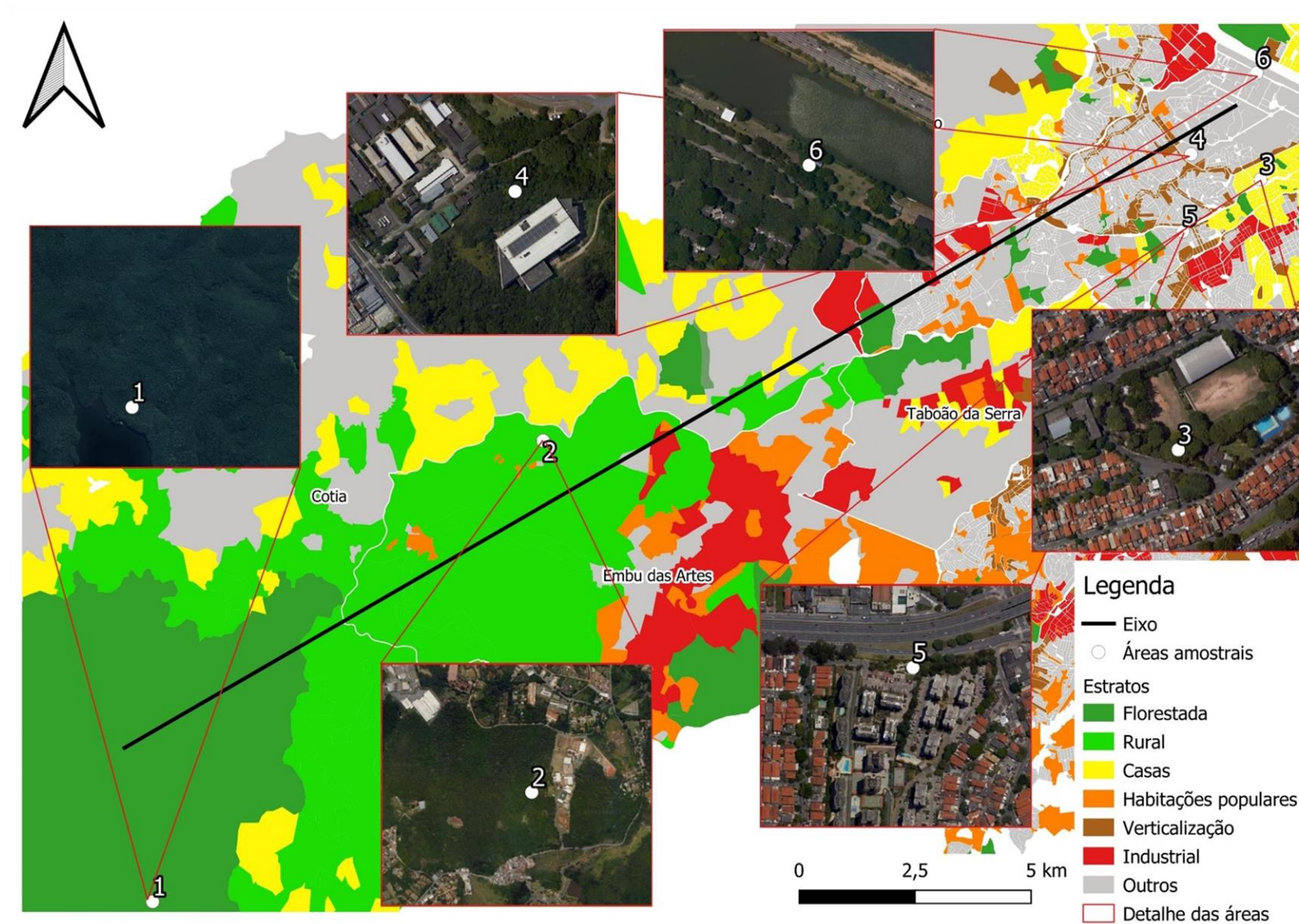


Figura 3. Imagem de satélite das áreas amostrais em detalhe, para cada estrato na região metropolitana de São Paulo. .

- Área 5: Condomínio Residencial Verticalizado (Estrato 5): -23,58556/-46,73969;

O Condomínio Residencial Verticalizado, representando o estrato 5. Possui uma área de horta e pomar ao lado do edifício-garagem do condomínio, com 1.800 m², às margens da Rodovia Raposo Tavares, com diversas árvores frutíferas incluindo abacateiros (*Carica papaya*), bananeiras (*Musa sp.*) e amoreiras (*Morus sp.*).

- Área 6: Raia Olímpica da USP (Estrato 6): -23,55051/ -46,73228;

A Raia Olímpica da Universidade de São Paulo, representando o estrato 6. Realizado no centro da raia olímpica, com algumas árvores não-frutíferas, bambuzais, havendo a presença de bananeira (*Musa sp.*), goiabeira (*Psidium guajava*) e mangueira (*Mangifera indica*).

A FMVZ-USP foi escolhida, mesmo sem pertencer ao Estrato 4, por estar próxima da Comunidade São Remo (cerca de 500 m da comunidade). Anteriormente havia sido feito contato com o 16º Batalhão da Polícia Militar, vizinho à comunidade, porém a autorização para a realização das capturas de morcegos não foi concedida. A Raia Olímpica da Universidade de São Paulo foi escolhida por estar próxima (100 m) à zona industrial do Estrato 6. Havia sido tentado contato com o Museu de Tecnologia de São Paulo, localizado no interior do Estrato 6, porém não foi possível o contato, por estar fechado durante a pandemia da COVID-19. O Templo Budista Odsal Ling concedeu a autorização para a realização das atividades em uma área recentemente adquirida, porém somente a partir da segunda campanha de campo. As negociações para a autorização dos locais escolhidos para as capturas de morcegos se iniciaram no mês de março de 2021, porém com o recrudescimento da pandemia da COVID-19, não concederam tais autorizações, sendo concedidas somente em junho de 2021, com exceção do Templo Budista Odsal Ling, que autorizou a realização das atividades a partir da segunda campanha de campo.

CAPTURA DE MORCEGOS E DINÂMICA POPULACIONAL

Para a captura dos morcegos foi realizado um treinamento da equipe, abordando técnicas de captura, coleta de material biológico e manejo de morcegos, explicado no ANEXO 1. Neste treinamento foi criado um procedimento operacional padrão (POP) a ser utilizado durante as seções de captura, envolvendo a montagem das redes, manejo dos morcegos, realização da biometria e coleta de amostras biológicas, acondicionamento das amostras e desmontagem do material. Este POP também envolveu os procedimentos laboratoriais (ANEXO 2)

Foi realizada uma noite de amostragem em cada área, representante de cada estrato, por cada uma das quatro campanhas trimestrais, em cada estação do ano. Somente na Área 2 não foi possível realizar a primeira campanha, pelos motivos descritos acima. Os pontos de amostragem foram escolhidos, segundo os critérios de inclusão: local seguro, com presença de vegetação arbustiva ou arbórea e de preferência, onde haja coleções d'água (córregos, rios ou lagos). A presença de bordas de mata e coleções d'água aumenta o sucesso de captura em monitoramentos de quirópteros, assim como trilhas utilizadas pelos morcegos como corredores de vôo (KUNZ; PARSONS, 2009).

Foram utilizadas redes de neblina, de 3 m a 9 m de comprimento. Aonde abrigos e vestígios de morcegos (fezes e resto alimentares) foram observados, as redes foram armadas preferencialmente nas imediações de edifícios abandonados, trilhas, estradas, palmeiras e árvores frutíferas.

As redes foram abertas ao anoitecer e fechadas após 5 horas, verificadas a cada 30 minutos. Foram evitados dias chuvosos ou com temperaturas muito baixas, de modo a reduzir a probabilidade de óbito por hipotermia. Os morcegos capturados foram acondicionados em sacos de pano para posterior manejo. O manejo constituiu-se de:

1. Instalação de uma anilha metálica numerada no antebraço esquerdo em machos e direito, nas fêmeas;
2. Verificação do sexo, pela observação de órgãos genitais;
3. Massa corpórea (em g), medida com uma balança de mola de precisão de 100 g e 300 g;
4. Comprimento do antebraço direito;
5. Estado reprodutivo, através da observação dos testículos no escroto de machos e prenhez ou lactação em fêmeas;
6. Jovem ou adulto, pela verificação da consolidação ou não de epífises e diáfises das articulações metacarpo-falangeal, através da transluminescência, utilizando de uma lanterna;
7. Lesões, como perfurações de asa, amputação de dígitos e pavilhão auricular, etc.;
8. Presença de ectoparasitos e grau de infestação;
9. Coleta de materiais biológicos: swab oral, swab retal e sangue nos animais de maior porte.

Os morcegos capturados foram identificados através das chaves de identificação de Bredt *et al.* (2002), Díaz *et al.* (2016) e Reis *et al.* (2017). As informações foram anotadas

em uma ficha específica. Nas recapturas, foi anotado o número da anilha (quando possível) e as informações biométricas serão atualizadas.

Os procedimentos foram realizados conforme os princípios éticos de experimentação animal, sendo aprovados pela Comissão de Ética na Utilização de Animais da FMVZ-USP, sob o número 5520100619. Além disso, foi obtida a licença para as coletas junto ao Sistema de autorização e Informação da Biodiversidade (SISBio) do ICMBIO/MMA, sob o número 71136-1.

ESTIMATIVAS NÃO PARAMÉTRICAS DE RIQUEZA DE ESPÉCIES

Análise de dados foi realizada no programa Estimates versão 9.1.0, sendo utilizado a estimativa de espécies calculado pelo estimador Chao 1 (CHAO, 1984). Este índice é baseado na abundância das espécies raras, ou seja, aquelas que tiveram indivíduos capturados uma vez ou duas vezes, conforme a fórmula:

$$Chao_1 = S_{obs} + \left(\frac{n-1}{n}\right) \frac{F_1(F_1-1)}{2(F_2+1)} \quad (1)$$

onde:

S_{obs} = número de espécies observadas na comunidade;

n = número de amostras;

F_1 = número de espécies observadas com abundância de um indivíduo (espécies *singleton*);

F_2 = número de espécies observadas com abundância de dois indivíduos (espécies *doubletons*).

Para o cálculo da diversidade para área amostral, a partir de matriz de abundância de espécies, empregou-se o índice de Shannon-Wiener (H'), com o auxílio do programa PAST 4.13 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Este índice tem vantagem sobre os demais por ser apropriado para amostras aleatórias de espécies (RICKLEFS, 1996). Entretanto, atribui peso igual a espécies abundantes e raras na amostra (MAGURRAN, 1988), conforme a fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i \quad (2)$$

onde:

p_i = abundância relativa de cada espécie, calculada pela proporção dos indivíduos de uma espécie pelo número total dos indivíduos na comunidade;

\ln = logaritmo natural, mas outras bases logarítmicas podem ser utilizadas;

H' = não tem um valor máximo e sua interpretação é comparativa, com valores maiores indicando maior diversidade.

Considerando a matriz de abundância de espécies, utilizou-se o índice de equitabilidade de Pielou (J) para estimar o quão bem distribuídas são as espécies no ambiente analisado ou se algumas poucas espécies apresentam dominância sobre as demais. Este índice leva em consideração a abundância das espécies durante a amostragem e o índice de diversidade de Shannon-Wiener, segundo a fórmula:

$$J = \frac{H'}{H_{max}} = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (3)$$

onde:

H' = índice de Shannon-Wiener;

H_{max} = todas as espécies teriam a mesma abundância relativa;

H_{max} é calculado aplicando o logaritmo natural (\ln) para a riqueza de espécies (S).

Se todas as espécies apresentam a mesma abundância relativa, então $J = 1$. Se uma espécie apresenta forte dominância, J aproxima-se de zero.

A dominância de Simpson (D_s) (SIMPSON, 1949) foi calculada com o uso de matriz de abundância de espécies, com o intuito de compreender qual a probabilidade de dois indivíduos, selecionados ao acaso na amostra, pertencerem à mesma espécie, conforme a fórmula:

$$D = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

onde:

P_i = abundância relativa de cada espécie, calculada pela proporção dos indivíduos de uma espécie pelo número total dos indivíduos na comunidade;

D = varia de 0 a 1, com valores próximos de 1 indicando menor diversidade enquanto valores próximos de 0 indicam maior diversidade. Para evitar confusão nas interpretações, normalmente o índice de Simpson é expressado como o valor inverso ($1 - D$) para que os maiores valores representem maior diversidade. Neste caso, o valor inverso é conhecido na literatura como índice Gini-Simpson. Para o índice Gini-Simpson estamos avaliando a probabilidade de dois indivíduos retirados ao acaso da comunidade sejam de espécies diferentes.

Análises de agrupamento (cluster) baseadas no índice de similaridade de Bray-Curtis foram aplicadas para calcular e visualizar similaridades entre as áreas amostrais. Para tal, foi compilada matriz contendo dados sobre abundância e riqueza dos táxons registrados em campo, em cada unidade amostral. A análise foi feita no programa PAST 4.13 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). A análise unidirecional de similaridade (ANOSIM) foi empregada para testar o grau e significância das diferenças entre as áreas. Essa sub-rotina compara níveis médios de similaridade dentro dos grupos de amostras pré-definidas com a similaridade média existente entre os grupos.

RESULTADOS

Foi capturado um total de 247 morcegos, nas quatro campanhas, cada uma em uma estação meteorológica diferente. A primeira campanha foi realizada entre os dias 14 e 18 de julho de 2021 (inverno), a segunda campanha ocorreu do dia 02 a 07 de outubro de 2021 (primavera), a terceira de 29 de janeiro a 03 de fevereiro de 2022 (verão), a quarta de 25 a 30 de abril de 2022 (outono). Os 247 morcegos capturados pertencem a duas famílias: Phyllostomidae e Vespertilionidae. A família Phyllostomidae foi representada por 10 espécies e Vespertilionidae com cinco espécies, sendo a mais abundante *Sturnira lilium*, com 77 capturas (31,2%), seguida por *Artibeus lituratus*, 60 capturas (24,3%) e *Artibeus fimbriatus*, com 55 capturas (22,3%); já as espécies com menos capturas foram: *Anoura caudifera*, *Desmodus rotundus*, *Pygoderma bilabiatum*, *Neoptesicus brasiliensis* e *Neoptesicus diminutus*, com uma captura cada (0,4%) (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies de morcegos capturadas, em cada área amostral.

Táxons	Área Amostral						Total	Abundância Relativa
	1	2	3	4	5	6		
Phyllostomidae								
<i>Anoura caudifera</i>	0	1	0	0	0	0	1	0,4%
<i>Artibeus fimbriatus</i>	4	29	0	0	18	4	55	22,3%
<i>Artibeus lituratus</i>	16	22	6	2	10	4	60	24,3%
<i>Carollia perspicillata</i>	3	1	0	0	0	0	4	1,6%
<i>Desmodus rotundus</i>	0	1	0	0	0	0	1	0,4%
<i>Glossophaga soricina</i>	4	1	1	1	10	0	17	6,9%
<i>Platyrrhinus lineatus</i>	0	4	0	1	12	0	17	6,9%
<i>Platyrrhinus recifinus</i>	0	2	0	0	1	0	3	1,2%
<i>Pygoderma bilabiatum</i>	1	0	0	0	0	0	1	0,4%
<i>Sturnira lilium</i>	21	35	1	15	5	0	77	31,2%
Vespertilionidae								
<i>Myotis levis</i>	1	0	0	0	0	0	1	0,4%
<i>Myotis nigricans</i>	2	2	0	0	0	0	4	1,6%
<i>Myotis riparius</i>	1	3	0	0	0	0	4	1,6%
<i>Neoptesicus brasiliensis</i>	1	0	0	0	0	0	1	0,4%
<i>Neoptesicus diminutus</i>	1	0	0	0	0	0	1	0,4%
Total	55	101	8	19	56	8	247	

A Área 2 teve o maior número de capturas com 101 capturas, seguida da Área 5 com 56 capturas, da Área 1 com 55 capturas, da Área 4 com 19 capturas e das Áreas 3 e 6, ambas com 8 capturas. Observando o número de espécies, nas Áreas 1 e 2 foram registradas ambas 11 espécies, seguidas da Área 5 com seis espécies, da Área 4 com quatro espécies, da Área 3 com três espécies e da Área 6 com duas espécies (Figura 4).

A terceira campanha em janeiro e fevereiro de 2022 foi a com maior número de capturas e espécies, 103 e 10 respectivamente; seguida da segunda campanha, de outubro de 2021, com 72 capturas e nove espécies; já na quarta campanha, em abril de 2022, foram capturados 48 morcegos de sete espécies; e a primeira campanha, em julho de 2021, com 24 capturas de seis espécies (Figura 5).

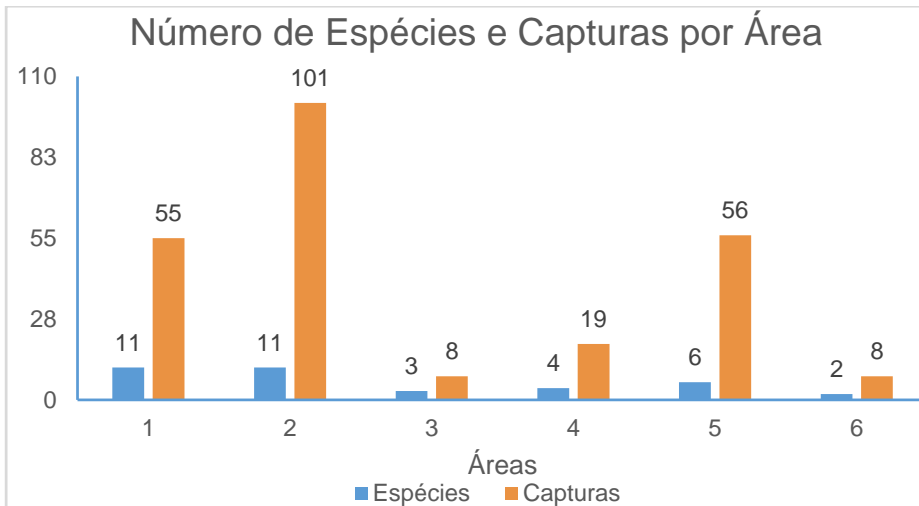


Figura 4. Número de espécies e capturas de morcegos nas áreas amostradas na região metropolitana de São Paulo.

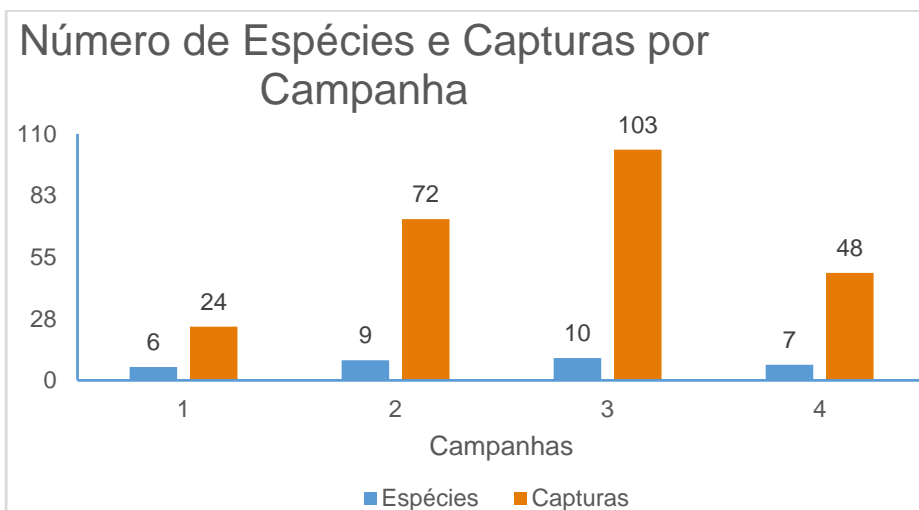


Figura 5. Número de espécies e capturas de morcegos das diferentes campanhas na região metropolitana de São Paulo.

As curvas de rarefação de cada área, estão demonstradas na Figura 8, que informa em média quantas espécies são registradas dado o número de capturas, uma linha de estimativa de espécies dada pelo estimador de riqueza Chao 1 e sua curva logarítmica de tendência. As Áreas 5 e 6 apresentaram assíntotas definidas, e a riqueza amostrada coincidindo com a estimada, indicando que a suficiência amostral foi atingida. Já para as Áreas 1, 2, 3 e 4, as curvas não demonstraram assíntotas definidas, sendo as riquezas estimadas maiores que as registradas, sugerindo que mais espécies poderiam ser amostradas (Figura 6).

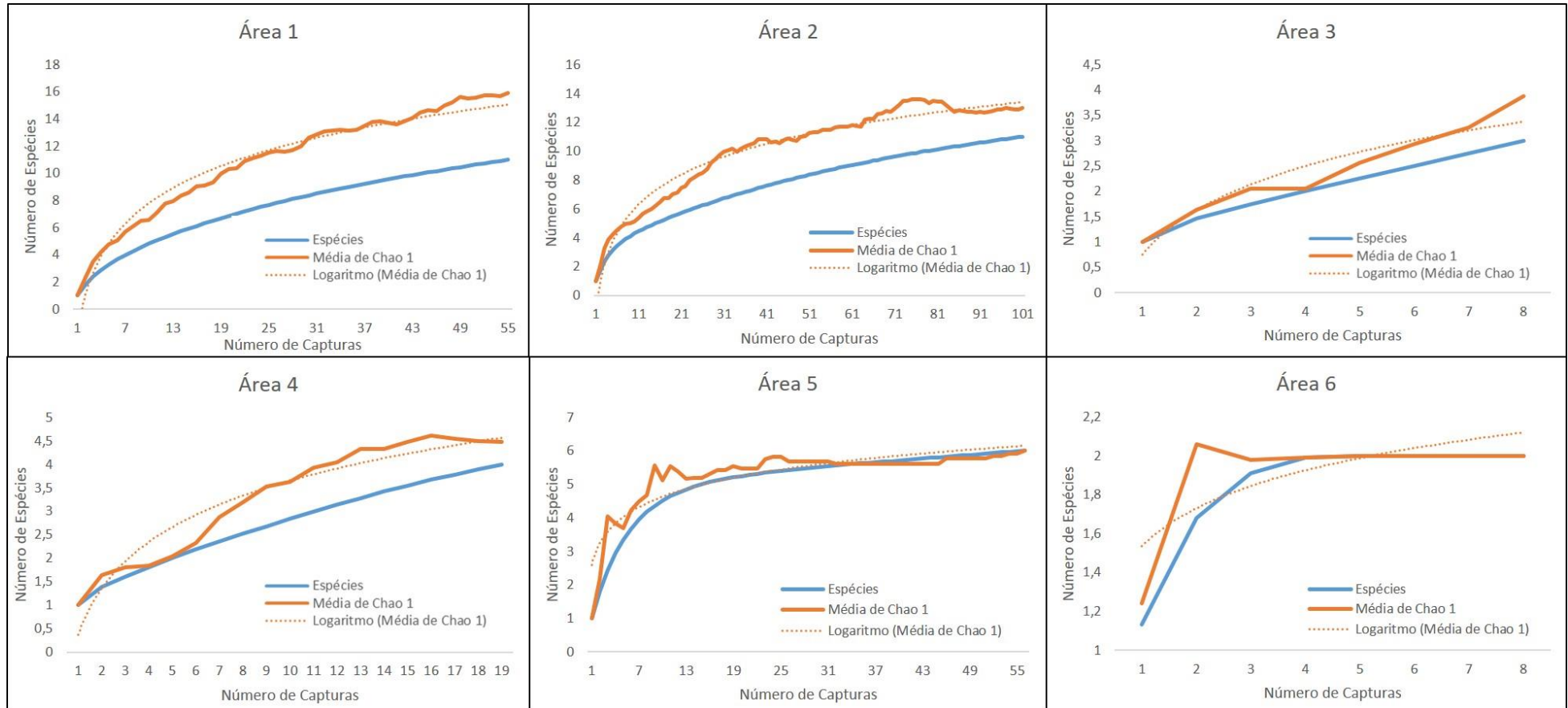


Figura 6. Curvas de rarefação das comunidades de morcegos em cada área amostral da região metropolitana de São Paulo.

Os parâmetros de diversidade em cada área estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros de diversidade da quiropterofauna calculados para as áreas amostrais.

Áreas Amostrais	1	2	3	4	5	6
Shannon (H)	1,75	1,63	0,74	0,73	1,60	0,69
Equitabilidade (J)	0,73	0,68	0,67	0,53	0,89	1
Dominância (D)	0,25	0,25	0,59	0,64	0,22	0,5

Quanto à similaridade entre as áreas amostrais, a análise de ordenação usando a similaridade de Bray-Curtis e a ANOSIM foi empregada para comparar os sítios amostrais, considerando as quatro campanhas sistematizadas. As áreas com maior similaridade são as Áreas 1 e 2, seguidas das Áreas 3 e 6. Os demais sítios apresentaram uma menor similaridade (Figura 7). O estresse da ordenação foi de 0,05, garantindo uma boa confiabilidade na interpretação dos resultados. Apenas valores de estresse menores que 0,20 propiciam uma descrição adequada da informação da matriz de distâncias (LEGENDRE; ANDERSON, 1999). A ANOSIM estabeleceu que há diferença significativa entre as áreas ($R = 0,25$; $p = 0,01$), sendo as áreas que diferiram: Áreas 4 e 5; Áreas 1 e 6; Áreas 5 e 6 (Tabela 3).

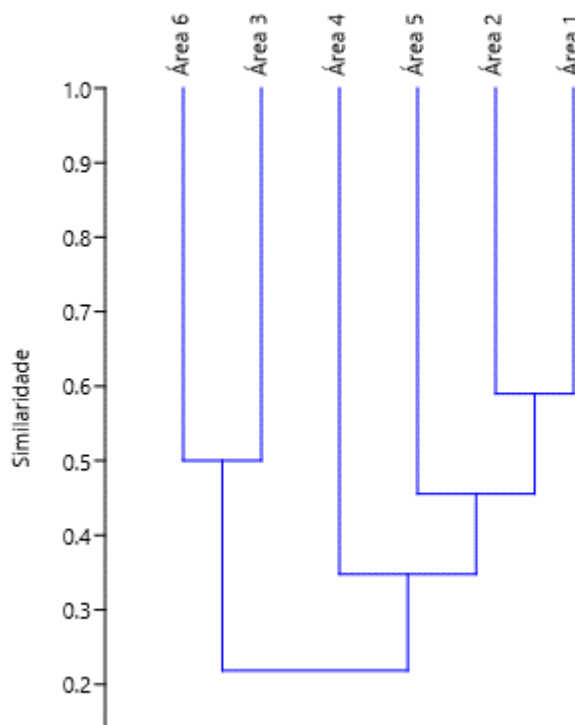


Figura 7. Dendrograma de similaridade da comunidade de morcegos entre as áreas amostrais da região metropolitana de São Paulo.

Tabela 3. Resultado da análise de similaridade (ANOSIM) entre as áreas amostrais da região metropolitana de São Paulo, com destaque em vermelho para as área considerada significativamente diferentes.

Áreas	4	1	3	5	6	2
4		0,42	0,29	0,03	0,26	0,14
1	0,42		0,11	0,06	0,03	0,34
3	0,29	0,11		0,06	0,26	0,06
5	0,03	0,06	0,06		0,03	0,18
6	0,26	0,03	0,27	0,03		0,26
2	0,14	0,34	0,06	0,18	0,26	

DISCUSSÃO

O número de espécies registradas neste trabalho foi 28,3% do já registrado na RMSP na literatura. Sendo destas, um novo registro para a RMSP, *Platyrrhinus recifinus*. *P. recifinus* foi recentemente revisado e sua distribuição ampliada e características diagnose alteradas, portanto essa espécie poderia ter

sido confundida com *P. lineatus* em trabalhos anteriores (SCULTORI; DIAS; PERACCHI, 2009).

A composição da comunidade de morcego nas áreas monitoradas, com predomínio de morcegos da família Phyllostomidae, é similar à maioria dos estudos desenvolvidos na região da mata atlântica (TEIXEIRA; PERACCHI, 1996; TADDEI; PEDRO, 1998; ESBÉRARD, 2003; BRITO; GAZARINI, ZAWADZKI, 2010; MIRANDA *et al.*, 2018;). Embora, observem-se morcegos insetívoros aéreos voando com frequência nas bordas da mata, estes são pouco capturados com redes. Portanto, a diversidade e riqueza de espécies destes grupos, sobretudo da família Molossidae e Vespertilionidae, devem ser aprimoradas com em estudo de bioacústica, que ocorreu em um projeto paralelo.

De acordo com Fenton *et al.* (1992) a presença do morcego vampiro-comum (*Desmodus rotundus*) em grande abundância pode indicar processos de antropização, como a conversão de florestas em pastagens para a criação de gado. Apesar de ter sido capturado apenas um indivíduo desta espécie, os moradores da região da Área 2 relataram ataque à animais, sendo a região rural a mais comumente registrado (MIALHE, 2014). Schulze *et al.* (2000) e Oliveira (2008) apontam ainda que a grande abundância de alguns filostomídeos frugívoros, como *C. Perspicillata*, *S. liliium* e *P. lineatus* também são indicadores de distúrbios florestais, pois esses animais se alimentam de plantas pioneiras, as quais são abundantes em ambientes degradados.

A Área 1, considerada uma área preservada, teve uma alta riqueza de espécies, corroboraram a hipótese de conservação da área. Já a Área 2, representante da região rural, também apresentou uma elevada riqueza de espécies, porém com uma alta abundância de espécies que possam indicar algum distúrbio no ambiente (SCHULZE, 2000; OLIVEIRA, 2008). As Áreas 3, 4 e 6, apresentaram os menores números de espécies, sendo todas comuns de áreas degradadas (SCHULZE, 2000; OLIVEIRA, 2008). Apesar do número elevado de capturas na Área 5, foram compostas de filostomídeos frugívoros, indicadores de distúrbios florestais (SCHULZE, 2000; OLIVEIRA, 2008). E a Área 6, representante da região industrializada, apresentou o menor número de espécie.

O alto número de capturas da Área 5 parece estar relacionado com a localidade do ponto de captura estar num provável corredor ecológico formado

nas margens da rodovia Raposo Tavares, conectando alguns fragmento florestais da região. Porém esta mesma lógica não se aplica para a Área 3, que também está localizada próxima (cerca de 100 metros) do mesmo provável corredor ecológico da Rodovia Raposo Tavares, porém obteve um baixo número de capturas (Figura 10).

Apesar da variação da riqueza não seguir a gradação dos elementos da paisagem indo da Área 6 até a Área 1, esta gradação segue a distância das áreas amostrais para a área preservada (Área 1), ou seja, a Área 2 está mais próxima da Área 1, seguida da Área 5, 4, 3 e 6, sucessivamente.

Fragmentos Florestais Próximos às Áreas 5, 4 e 3



Figura 10. Áreas amostrais 5, 4 e 3, com destaque para a Rodovia Raposo Tavares e os fragmentos florestais que estão próximos.

Embora a variação sazonal não ter sido estatisticamente significativa, é possível observar uma maior abundância e riqueza de espécies na estação meteorológica do verão e uma menor no inverno. Este padrão é comum em outros estudos e reflete a disponibilidade de alimento, principalmente, para os morcegos frugívoros e nectarívoros, devido a frutificação de espécies de plantas

quiropterocóricas e a floração de plantas quiropterófilas (VOGEL, 1969; RAMOS PEREIRA; MARQUES; PALMEIRIM, 2010; BRITO, 2011; BARROS; RUI; FABIAN, 2013; GOMES *et al.*, 2015).

A não estabilização das curvas de rarefação das Áreas 1, 2, 3 e 4, demonstra que mais espécies devem ser registradas com um aumento do esforço amostral. Entretanto para a Área 5, devido ao alto número de capturas foi possível observar a estabilização da curva, demonstrando que a suficiência amostral foi atingida nesta área.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener variou de 1,75 a 0,69, ficando um pouco abaixo do encontrado geralmente em outros trabalhos, como Pedro e Taddei (1997) que constataram diversidade de morcegos próximo de 2,0 em grande extensão da Região Neotropical, mesmo variando as espécies amostradas. Isto é corroborado na comparação em alguns estudos realizados na região sudeste, onde a maioria dos relatos de amostragens em Mata Atlântica descrevem diversidade próxima a 2,0 com número de espécies variando de seis a 27 (AGUIAR, 1994; FARIA, 1997; PEDRO, 1992; PEDRO *et al.*, 1995; REIS *et al.*, 1995; TEIXEIRA; PERACCHI, 1996; TADDEI; PEDRO, 1998; ESBÉRARD, 2003; GRELE *et al.*, 2014;). Em comparação entre as áreas, os índices apresentaram uma graduação, sendo a Área 1 com valor mais alto, seguida das Áreas 2, 5, 4, 3 e 6. Sendo que esta graduação acompanhou a distância do eixo que vai do centro da cidade de São Paulo até a Reserva do Morro Grande (Área 1) (Figura 2).

Entretanto, para o índice de equitabilidade de Pielou, os valores tiveram um padrão diferente, com a área com maior valor, sendo a Área 6, isto porque a área teve apenas oito capturas, sendo elas divididas igualmente entre duas espécies. Já a Área 4 apresentou o menor valor do índice, com uma forte dominância de *S. liliium*, o que foi corroborado pelo maior valor do índice de dominância de Simpson nesta área. Porém todas as comunidades apresentaram valores de equitabilidade, relativamente altos (maiores que 0,5), demonstrando que a quiropterofauna está bem distribuída entre suas espécies (MARTINS; SANTOS, 1999). Para o índice de dominância de Simpson, a área com o menor valor foi a Área 5, seguida das Áreas 1 e 2, demonstrando uma maior diversidade nessas áreas.

Em relação à similaridade entre as áreas amostrais seguiu como foi esperado, em que as áreas mais conservadas (1 e 2) apresentassem uma maior similaridade, assim como as áreas com as menores diversidades (3 e 6). A similaridade também seguiu o mesmo padrão em relação ao eixo criado neste estudo (Figura 2). Apesar das Áreas 5 e 4 estarem relativamente próximas (cerca de 1600m), ela diferiram segundo a ANOSIM, o que também aconteceu com as áreas mais distantes entre si, Áreas 1 e 6, porém sendo esperado esta diferença.

As paisagens amostradas neste trabalho apresentaram diferenças quanto à comunidade de morcegos. Sendo as áreas de preservação (Área 1) e rural (Área 2), as que apresentaram os melhores índices para a quiropterofauna, como o esperado. Entretanto nas paisagens urbanas, algumas áreas não tiveram os resultados esperados, como a área residencial com casas (Área 3), porém o baixo número de captura e espécies pode ser explicado por outros vieses ligados à metodologia, como iluminação e barulho no local, precipitação, temperatura, etc. Já a área residencial com verticalização, apresentou índices acima do esperado. Este tipo de paisagem pode apresentar algumas vantagens para a comunidade de morcegos, onde, geralmente condomínios com edifícios possuem uma área florestada com algum pomar e/ou espécies vegetais que possuam algum atrativo para os morcegos, seja os frutos e flores como alimentos, abrigos naturais e/ou artificiais e conectividade com outros fragmentos, como explicado anteriormente (Figura 10).

Neste cenário insere-se a rede de corredores verdes, incluindo os corredores ecológicos da mata atlântica, previstos pelo PMMA São Paulo (SÃO PAULO, 2017), os corredores verdes propostos nas oficinas técnicas e na consulta pública, bem como os corredores de polinização e o corredor escuro propostos pela Divisão de Fauna Silvestre DFS/CGPABI (SÃO PAULO, 2022). Essa rede de corredores é formada por diversas categorias, cada uma com um objetivo. Os corredores ecológicos têm como principal objetivo a proteção e preservação das áreas remanescentes. Os corredores verdes, por sua vez, têm a função de conectar áreas verdes públicas ou privadas, parques e outros elementos do sistema. Já os corredores polinizadores e corredores escuros são dedicados principalmente a promover a biodiversidade e a favorecer a vida das espécies envolvidas, como polinizadores e animais noturnos, respectivamente. Cada tipologia desempenha um papel essencial na busca por uma paisagem

urbana mais sustentável e integrada com a natureza (SÃO PAULO, 2022). Ao planejar a conexão de áreas verdes em ambientes urbanos, enfatizava-se o plantio de árvores para criar corredores que ligassem os diversos espaços verdes da paisagem. No entanto, além do local e da diversidade das espécies arbóreas a serem mantidas e plantadas, é crucial considerar também a diversidade das formas de vida vegetal e dos elementos da infraestrutura urbana para garantir a efetiva conexão e utilização pelos animais silvestres (SILVA; MAGALHÃES, 1993; LABAREE, 1992).

Atualmente, em diversas cidades do mundo, já é uma realidade a implantação de corredores de fauna utilizando diferentes estruturas urbanas (AHERN, 1995; FABOS, 2004; TURNER, 2006; AMINZADEH; KHANSEFID, 2010). As estruturas urbanas já existentes, como equipamentos públicos, linhas de energia, trilhos de trem e metrô, ciclovias, calçadas e canteiros de avenidas e ruas, rios e represas, podem ser utilizadas como pontos de partida para o planejamento desses corredores (SÃO PAULO, 2022). Mesmo em locais onde o plantio de árvores de grande porte não é recomendado, outras formas de vegetação podem ser utilizadas para oferecer recursos e conectividade para a fauna local. Além de poder adequar os componentes da iluminação urbana, reduzir a emissão de ruídos em áreas significativas e possibilitar a travessia segura de animais silvestres nas vias urbanas.

CONCLUSÃO

Com os resultados apresentados neste trabalho, destaca-se a influência de uma paisagem urbana e rural na quiropterofauna. Porém, esta influência, quando negativa, pode ser mitigada e minimizada e, quando positiva, ser aproveitada. Incluir a comunidade de morcegos na escolha, definição e adequação dos corredores é fundamental para uma melhor estruturação de processos ecológicos no meio urbano. Monitoramentos de longo prazo associado à radiotelemetria, seriam de suma importância, para um melhor entendimento do deslocamento de morcegos em grandes centros urbanos. Dessa forma, é possível promover uma maior interação entre a vida selvagem e o ambiente urbano, contribuindo para a preservação da biodiversidade e promoção da saúde única em meio à cidade.

BIBLIOGRAFIA

ABREU, E. F. *et al.* **Lista de Mamíferos do Brasil (2022-1)** [Data set], 2022.

AGUIAR, L. M. S. **Comunidades de Chiroptera em três áreas de Mata Atlântica em diferentes estágios de sucessão - Estação Biológica de Caatinga, Minas Gerais.** 1994. 90 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1994.

AHERN, J. Greenways as a planning strategy. **Landscape and Urban Planning**, v. 33, n. 1–3, p. 131-155, 1995.

AMINZADEH, B.; KHANSEFID, M. A case study of urban ecological networks and a sustainable city: Tehran's metropolitan area. **Urban ecosystems**, v. 13, p. 23-36, 2010.

BARROS, M. A. S.; RUI, A. M.; FABIAN, M. E. Seasonal variation in the diet of the bat *Anoura caudifer* (Phyllostomidae: Glossophaginae) at the southern limit of its geographic range. **Acta Chiropterologica**, v. 15, n. 1, p. 77-84, 2013.

BREDDT, A.; UIEDA, W. Bats from Urban and rural environments of the Distrito Federal, mid-western Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 2, n. 2, p. 54-57, 1996.

BREDDT, A. *et al.* **Chave visual para a identificação de morcegos do Brasil.** Brasília: FAPDF, 2002. CD-ROM.

BRITO, J. E. C.; GAZARINI, J.; ZAWADZKI, C. H. Abundância e frugivoria da quiropterofauna (Mammalia, Chiroptera) de um fragmento no noroeste do Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá – PR, v. 32, n. 3, p. 265-271, 2010.

BRITO, J. E. C. **Morcegos do Parque Estadual do Pico Marumbi.** 2011. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

CALISHER, C. H. *et al.* Bats: important reservoir hosts of emerging viruses. **Clinical Microbiology Reviews**. v. 19, n. 3, p. 531-545, 2006.

CHAO, A. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. **Scandinavian Journal of Statistics**, v. 11, n. 4, p. 265–70, 1984.

COSSON, J.; PONS, J.; MASSON, D. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, n. 4, p. 515-534, 1999.

DE LUCCA, T. *et al.* Assessing the rabies control and surveillance systems in Brazil: an experience of measures toward bats after the halt of massive vaccination of dogs and cats in Campinas, São Paulo. **Preventive Veterinary Medicine**. v. 111, n. 1-2, p. 126-133, 2013.

DE VIVO, M. *et al.* Checklist of mammals from São Paulo State, Brazil. **Biota neotropica**, v. 11, p. 111-131, 2011.

DIAS, R. A. *et al.* Spatiotemporal distribution of a non-haematophagous bat community and rabies virus circulation: a proposal for urban rabies surveillance in Brazil. **Epidemiology and Infection**. v. 147, e130, 2019.

DÍAZ, M. M. *et al.* **Clave de Identificación de los murciélagos de Sudamérica** (Chave de identificação dos morcegos da America do Sul). Publicación especial, v. 2, 2016.

DUBOIS, J.; CHEPTOU, P. O. Effects of fragmentation on plant adaptation to urban environments. **Philosophical Transactions Royal Society**, , B 372: 20160038, 2017.

EMPRESA PAULISTA DE PLANEJAMENTO METROPOLITANO. EMPLASA. Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado – Região Metropolitana de São Paulo, 2018.

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

FABOS, J. G. Greenway planning in the United States: its origins and recent case studies. **Landscape and Urban Planning**, v. 68, n. 2-3, p. 321–342, 2004.

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

FENTON, M. B. *et al.* Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. **Biotropica**, v. 24, n. 3, p. 440-446, 1992.

FONSECA, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 34, n. 1, p. 17-34, 1985.

GALINDO-GONZÁLEZ, J.; GUEVARA, S.; SOSA, V. J. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1693-1703, 2000.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. **Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005.

GARBINO, G. S. T. Research on bats (Chiroptera) from the state of São Paulo, southeastern Brazil: annotated species list and bibliographic review. **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v. 47, n. 3, p. 43-128, 2016.

GOMES, L. A. C. *et al.* Species composition and seasonal variation in abundance of Phyllostomidae bats (Chiroptera) in an Atlantic Forest remnant, southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 79, n. 1, p. 61-68, 2015.

GRELLE, C.E. *et al.* Bats from karstic area on Lagoa Santa, Minas Gerais, a preliminary survey. **Chiroptera Neotropical**, v. 3, n. 1, p. 68-70, 2014.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, e1500052, 2015.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia electronica**, v. 4, n. 1, 9 pp., 2001.

HOURIGAN, C. L. *et al.* The diversity of insectivorous bat assemblages among habitats within a subtropical urban landscape. **Austral Ecology**, v. 35, n. 8, p. 849-857, 2010.

LABAREE, J. M. **How Greenways Work: A handbook on ecology.** National Park Service and Atlantic Center for the Environment, 2 ed. Ipswich, p. 50, 1992.

LAURANCE, W. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1137, 2009.

LEGENDRE, P.; ANDERSON, M. J. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecological monographs**, v. 69, n. 1, p. 1-24, 1999.

LEPCZYK, C. A. *et al.* Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. **BioScience**, v. 67, n. 9, p. 799-807, 2017.

KESSLAR, M. K. *et al.* Changing resource landscapes and spillover of henipaviruses. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1429, n. 1., p. 78-99, 2018.

KIRICHENKO-BABKO, M. *et al.* The effect of landscape on the diversity in urban green areas. **Ecological Chemistry and Engineering S**, v. 24, n. 4, p. 613-625, 2017.

KUNZ, T. H.; PARSONS, S. **Ecological and behavioral methods for the study of bats.** 2 ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 2009.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement.** Princeton university press, 1988.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. *Revista Holos*, v.1, p. 236-267, 1999.

- MELLO, B. G. V.; BRITO, J. E. C.; DIAS, R. A. Stratifying the urban matrix using zoning laws: a protocol for bats and their pathogens. **Urban Ecosystems**, p. 1-13, 2023.
- MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n.3, p. 247-260, 2006.
- MIALHE, P. J. Preferential prey selection by *Desmodus rotundus* (E. Geoffroy, 1810, Chiroptera, Phyllostomidae) feeding on domestic herbivores in the municipality of São Pedro-SP. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, p. 579-584, 2014.
- MIRANDA, J. M. D. *et al.* Bat assemblage of the Marumbi Peak State Park, Brazilian Atlantic Rainforest. **Mastozoología neotropical**, v. 25, n. 2, p. 379-391, 2018.
- MIYASHITA, T.; SHINKAI, A.; CHIDA, T. The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. **Biological Conservation**, v. 86, n. 3, p. 357-364, 1998.
- MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.
- NUNES, H.; ROCHA, F. L.; CORDEIRO-ESTRELA, P. Bats in urban areas of Brazil: roosts, food resources and parasites in disturbed environments. **Urban ecosystems**, v. 20, p. 953-969, 2017.
- OCHOA, J. Efectos de la extracción de maderas sobre la diversidad de mamíferos pequeños en bosques de tierras bajas de la Guayana Venezolana. **Biotropica**, v. 32, p.146–164, 2000.
- OLIVEIRA, H. F. M. **Assembléias de morcegos (Mammalia: Chiroptera) em áreas preservadas e degradadas do Cerrado do Distrito Federal.** Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, 2008.
- PEDRO, W.A. **Estrutura de uma taxocenose de morcegos da Reserva do Panga (Uberlândia, MG), com ênfase nas relações tróficas em Phyllostomidae (Mammalia: Chiroptera).** Tese de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, 110 p., 1992.
- PEDRO, W.A. *et al.* Fragmentação de hábitat e a estrutura de uma taxocenose de morcegos em São Paulo (Brasil). **Chiroptera Neotropical**, v. 1, n. 1, p. 4-6, 1995.
- PEDRO, W. A.; TADDEI, V. A. Taxonomic assemblage of bats from Panga Reserve, Southeastern Brazil: abundance patterns and trophic relations in the Phyllostomidae (Chiroptera). **Bol. Mus. Biol. Mello Leitão (Nova Série)**, v. 6, p. 3- 21, 1997.

- RAMOS PEREIRA, M. J.; MARQUES, J. T.; PALMEIRIM, J. M. Ecological responses of frugivorous bats to seasonal fluctuation in fruit availability in Amazonian forests. **Biotropica**, v. 42, n. 6, p. 680-687, 2010.
- REIS, N. R.; MULLER, M. F. Bat diversity of forests and open areas in a subtropical region of south Brazil. **Ecologia Austral**, v. 5, n. 1, p. 031-036, 1995.
- REIS, N. R. *et al.* Quirópteros do Parque Estadual do Morro do Diabo, São Paulo, Brasil (Mammalia: Chiroptera). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 56, n. 1, p. 87-92, 1995.
- REIS, N.R. *et al.* **Morcegos do Brasil**. Londrina, 253 p., 2007.
- REIS, N. R. *et al.* **História natural dos morcegos brasileiros: chave de identificação de espécies**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2017.
- RIBEIRO, M. C. *et al.* Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141–1153, 2009.
- RICKLEFS, R. E. A economia da natureza. In: **A economia da natureza**. 1996. p. 470-470.
- SHALTOUT, K. H.; EL-SHEIKH, M. A. Vegetation of the urban habitats in the Nile Delta region, Egypt. **Urban Ecosystems**, v. 6, n. 3, p. 205-211, 2002.
- SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, n. 4148, p. 688-688, 1949.
- SCHULZE, M. D. *et al.* 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 1. **Biotropica**, v. 32, n. 1, p. 174-184, 2000.
- TADDEI, V. A.; PEDRO, W. A. Morcegos (Chiroptera: Mammalia) do Vale do Ribeira, Estado de São Paulo: diversidade de espécies. **Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia**, p. 911-919, 1998.
- TEIXEIRA, S. C.; PERACCHI, A. L. Morcegos do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, Brasil (Mammalia, Chiroptera). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 13, p. 61-66, 1996.
- TURNER, T. Greenway planning in Britain: recent work and future plans. **Landscape and Urban Planning**, v. 76, p. 240–251, 2006.
- SCULTORI, C.; DIAS, D.; PERACCHI, A.L. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Platyrrhinus recifinus*: first record in the state of Paraná, Southern Brazil. **Check List**, v. 5, p. 238-242, 2009.

SÃO PAULO (Município). Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica (PMMA). São Paulo, 2017.

SÃO PAULO (Município). Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente. **Plano Municipal de Áreas Protegidas, Áreas Verdes e Espaços Livres. PLANPAVEL.** São Paulo, 2022.

SILVA, R. S.; MAGALHÃES, H. Ecotécnicas urbanas. **Ciência & Ambiente**, v. 7, p. 33 -42,1993.

THRELFALL, C. *et al.* Ecological processes in urban landscapes: mechanisms influencing the distribution and activity of insectivorous bats. **Ecography**, v. 34, n. 5, p. 814-826, 2011.

VOGEL, S. Chiropterophille in der neotropischen Flora. **Neue Mitteilungen III**, II Spezieller Teil. Flora, Abt v. 158, p. 289-323, 1969.

VOIGT, C.C.; KINGSTON, T. **Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world.** Springer Nature, 2016.

WHITTAKER, R.J.; JONES, S.H. The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatau, Indonesia. **Journal of Biogeography**, v. 21, p. 245-258, 1994.

Capítulo 2.

INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAS NA QUIROPTEROFAUNA EM UM
GRADIENTE FLORESTAL – RURAL – URBANO DA REGIÃO
METROPOLITANA DE SÃO PAULO

RESUMO

Os morcegos podem sofrer diferentes tipos de impacto causados pelo homem. Desta forma, é fundamental o conhecimento de como as espécies reagem à medida que esses ecossistemas se modificam e como a diversidade biótica é alterada e suportada ao longo do espaço e do tempo, especialmente nas cidades. Os morcegos ajustam sua atividade a fatores extrínsecos, como clima, condições de luz e sons. Este trabalho teve por objetivo comparar e correlacionar variáveis ambientais, com a distribuição da quiropterofauna, em um gradiente dado pela matriz urbana, áreas rurais e conservadas. Foram aferidas variáveis como: temperatura, umidade relativa, luminosidade e nível de ruído; e comparadas nas seis áreas amostrais: floresta preservada, rural, residencial com casas, residencial com habitações populares, residencial verticalizada e industrial/comercial. E estas variáveis foram correlacionadas com a abundância dos morcegos capturados nessas áreas. Manteve-se um padrão das áreas mais preservadas serem mais escuras e silenciosas que as áreas no centro urbano. Temperatura, umidade relativa e nível de ruído não tiveram correlação com a abundância. A luminosidade mostrou uma correlação direta significativa durante a primeira e quarta campanhas e uma ligeira correlação inversa durante a terceira campanha. Isto, provavelmente, se deve pela plasticidade de algumas espécies de morcegos relacionada aos ambientes urbanos. A alteração destas variáveis podem impactar a quiropterofauna de diferente formas. Por isso, medidas mitigadoras são fundamentais para a preservação das espécies de morcegos nos ambientes urbanos.

ABSTRACT

Bats can suffer different types of impact caused by humans. It is therefore essential to know how species react as these ecosystems change and how biotic diversity is altered and supported over space and time, especially in cities. Bats adjust their activity to extrinsic factors such as climate, light conditions and sounds. The aim of this study was to compare and correlate environmental variables with the distribution of chiropterofauna in a gradient given by the urban matrix, rural and conserved areas. Variables such as temperature, relative humidity, luminosity and noise level were measured and compared in the six

sample areas: preserved forest, rural, residential with houses, residential with popular housing, verticalized residential and industrial/commercial. These variables were correlated with the abundance of bats captured in these areas. There was a pattern of the more preserved areas being darker and quieter than the areas in the urban center. Temperature, relative humidity and noise level had no correlation with abundance. Brightness showed a significant direct correlation during the first and fourth campaigns and a slight inverse correlation during the third campaign. This is probably due to the plasticity of some bat species in relation to urban environments. Changes in these variables can impact the chiropterofauna in different ways. For this reason, mitigating measures are essential for the preservation of bat species in urban environments.

INTRODUÇÃO

Os morcegos podem sofrer diferentes tipos de impacto causados pelo homem, tornando a capacidade de adaptação de cada espécie um fator que afeta a presença de morcegos em zonas urbanas, agrícolas e em fragmentos de mata (BREDET; UIEDA, 1996). Os ambientes urbanos são caracterizados pela expansão, relativa contemporaneidade e elevada modificação, com um alto grau de complexidade ecológica (DUBOIS; CHEPTOU, 2017). Com isso, se torna fundamental o conhecimento de como as espécies reagem à medida que esses ecossistemas se expandem (MIYASHITA; SHINKAI; CHIDA, 1998, DUBOIS; CHEPTOU, 2017) e como a diversidade biótica é alterada e suportada ao longo do espaço e do tempo, especialmente nas cidades (SHALTOOT; EL-SHEIKH, 2002; MCKINNEY, 2006; KIRICHENKO-BABKO *et al.* 2017, LEPCZYK *et al.* 2017).

TEMPERATURA E UMIDADE

A riqueza e a abundância de espécies são associadas às condições ambientais da região onde estiverem presentes, influenciando a dinâmica e estrutura da comunidade (RICKLEFS; MILLER, 2000). Os animais geralmente ajustam sua atividade a fatores extrínsecos, como clima e condições de luz (DAVIES; BENNIE; GASTON, 2012). As condições climáticas que mais comumente afetam a atividade e distribuição de animais são temperatura,

umidade e chuva (VICKERY; BIDER, 1981; APPEL *et al.*, 2019). A temperatura ambiente tem um efeito no gasto de energia para manter o calor corporal, portanto, a baixa temperatura geralmente resulta na diminuição da atividade (KLÜG-BAERWALD *et al.*, 2017). MacNab (1973) observou que temperaturas abaixo de 10°C limitam a presença de *Desmodus rotundus*, limitando sua distribuição do norte do México ao sul da Argentina. Quanto à umidade, algumas espécies são menos ativas em níveis de umidade relativamente baixos para evitar a atenuação atmosférica de suas chamadas de ecolocalização (CHAVERRI; QUIRÓS, 2017). A precipitação interfere negativamente a termorregulação, molhando a sua pelagem e também porque o voo é comprometido durante fortes chuvas (SNELL-ROOD, 2012).

LUMINOSIDADE

A luminosidade também pode influenciar o comportamento de alguns grupos animais, como a atração de alguns insetos pelo espectro de determinadas luzes (LONGCORE; RICH, 2004). A iluminação urbana pode ser considerada como um atrativo para alguns morcegos, principalmente os insetívoros. Essa relação decorre da atração de determinados insetos pelos pontos de luz (BLAKE *et al.*, 1994; RYDELL; RACEY, 1995). Davies *et al.* (2013) relacionou tipos de lâmpadas presente na iluminação pública com mudanças nas habilidades visuais de algumas espécies de morcegos. O *Pipistrellus kuhlii*, por exemplo, expandiu sua distribuição ao acompanhar o desenvolvimento da iluminação artificial na Europa, sendo essa expansão acompanhada de mudanças na dieta e no tamanho dos indivíduos (TOMASSINI *et al.*, 2014). Silva de Araújo e Bernard (2016) observaram que a atividade de morcegos insetívoros em remanescentes verdes de áreas urbanas é maior do que nos locais onde esses remanescentes não estão presentes.

Grande parte do conhecimento acerca do impacto da iluminação artificial sobre os morcegos provém de trabalhos realizados no hemisfério norte (GORRESEN *et al.*, 2015; ROWSE *et al.*, 2016; LEWANZIK; VOIGT, 2017). Há poucos trabalhos sobre o efeito da iluminação artificial nos morcegos foram realizados na região neotropical (JUNG; KALKO, 2010; FRANK *et al.*, 2019). Devido à falta de conhecimento sobre a relação dos morcegos neotropicais e a iluminação artificial, principalmente no Brasil, onde há um aumento significativo

da urbanização (STRASSBURG *et al.*, 2017; FONSECA; VENTICINQUE, 2018), torna-se importante o monitoramento dos efeitos da iluminação artificial sobre quirópteros que habitam ambientes urbanos.

NÍVEL DE RUÍDO

Os ruídos também podem influenciar na presença de animais silvestres nas cidades. Como morcegos que caçam insetos através da ecolocalização (SIEMERS; SCHNITZLER, 2000), ou acham suas presas ouvindo os sons por elas emitidos (SIEMERS; SWIFT, 2006). Schaub, Ostwald e Siemers (2008), observaram que os morcegos preferem lugares silenciosos para o forrageamento. Portanto ambientes ruidosos como vias com alto fluxo de veículos podem alterar a presença desses animais, no contexto urbano.

O ruído antropogênico é um tipo de poluição negligenciada que pode afetar a utilização do habitat dos morcegos (BARBER; CROOKS; FRISTRUP, 2010; FRANCIS; BARBER, 2013). Experimentos de laboratório mostraram que morcegos expostos ao tráfego e ao ruído industriais reduzem sua eficiência de forrageamento (SIEMERS; SCHAUB, 2011; BUNKLEY; BARBER, 2015) e, quando possível, evitam caçar em ambientes com poluição sonora (SCHAUB; OSTWALD; SIEMERS, 2008). Alguns morcegos insetívoros caçam usando sons gerados pelas presas, que podem ser mascarados por ruídos antropogênicos, causando uma diminuição na atividade em locais artificialmente ruidosos (BUNKLEY; BARBER, 2015).

O efeito do ruído na atividade de morcegos que ecolocalizam em baixa frequência indica um potencial mascaramento de algumas frequências de ecolocalização por ruído antropogênico de frequência mais baixa (<24 kHz) (FENTON; BELL, 1981). Várias das espécies na assembleia de morcegos que ecolocalizam em baixa frequência possuem ecolocalização que contém componentes que podem ser suscetíveis ao mascaramento por ruído antropogênico (FENTON; BELL, 1981; SZEWCZAK *et al.*, 2011). Mesmo as chamadas que não se sobrepõem diretamente à faixa de frequência do ruído ainda podem sofrer efeitos negativos do ruído. Recentemente, Hage *et al.* (2013) mostraram mudanças na frequência de ecolocalização do *Rhinolophus ferrumequinum*, que mudaram a frequência (75 KHz) quando apresentados a ruídos de uma variedade de espectros, inclusive na faixa de ruído antropogênico

(10–30 kHz), indicando que talvez mesmo ruído que não se sobreponha espectralmente aos sinais de ecolocalização possa causar interferência com processos de ecolocalização (HAGE; METZNER, 2013).

Então, se faz necessário o conhecimento de como os morcegos reagem aos ambientes urbanos com um monitoramento ativo (PACHECO *et al.*, 2010). Por isso, foram monitorados parâmetros ambientais na Região Metropolitana de São Paulo, e relacionado com a quiropterofauna dessa região.

OBJETIVO

- Comparar e correlacionar variáveis ambientais, como: temperatura, umidade, luminosidade e nível de pressão sonora, com a diversidade de morcegos, em um gradiente dado pela matriz urbana, áreas rurais e conservadas.

MATERIAIS E MÉTODOS

As sessões de amostragem incluíram capturas noturnas de morcegos, com redes-de-neblina nas seis áreas amostrais. Foi selecionada uma área amostral por estrato, de acordo com os critérios de inclusão: segurança, presença de vegetação arbustiva ou arbórea e preferencialmente, com coleções de água (córregos, rios ou lagos), pois a presença de bordas florestais e de coleções de água aumenta o sucesso da captura (RACEY, 2011), seguindo a metodologia proposta por Mello, Brito e Dias (2023) (Para maiores detalhes sobre as áreas amostrais e o método de captura ver o capítulo um). As condições climáticas (chuva e cobertura de nuvens), meteorológicas (temperatura em °C e umidade relativa em %) e parâmetros ambientais (nível de ruído em dB e luminosidade em lux) foram medidos em todas as sessões de amostragem às 22h usando um termômetro - higrômetro – luxímetro - decibelímetro. Para estas análises foram consideradas as quatro campanhas de campo, uma a cada estação do ano. Como explicado no Capítulo 1, a Área 2 não foi amostrada na primeira campanha, além disso, na Área 3, durante a terceira campanha, os parâmetro não foram aferidos devido às fortes chuvas no dia da amostragem. Os resultados (para cada sessão de amostragem) foram comparados entre as campanhas e entre as áreas amostrais, sendo realizado o teste de Kruskal-

Wallis, para determinar a dominância estocástica entre as campanhas ou entre áreas amostrais. Posteriormente, foi feito o teste *post hoc* de Dunn, para a análise par a par das campanhas e áreas amostrais. Os valores também foram correlacionados com a abundância total de morcegos capturados por meio do coeficiente de correlação de Pearson (ou Spearman), usando a função 'cor()' do R.

RESULTADOS

Dentre as temperaturas aferidas, a mais elevada foi de 25°C, na Área 5, durante a quarta campanha e a mais baixa, 13°C, na Área 1, durante a primeira campanha. Com relação à umidade relativa, a mais elevada foi 93,8%, registrada na Área 1, durante a primeira campanha e a mais baixa, 66,5%, na Área 5, durante a quarta campanha. Quanto ao nível de ruído, o mais elevado foi 63,2dB, na Área 4, durante a primeira campanha e o mais baixo, 10dB, na Área 2, durante a quarta campanha. Finalmente, a luminosidade mais elevada foi 2,7 lux na Área 6, durante a primeira campanha e a mais baixa, 0,01 lux, na Área 1, durante a segunda campanha (Tabela 1).

Na comparação das temperaturas entre as campanhas, houve uma diferença significativa ($p = 0,0014$) entre as campanhas: 1 x 3 ($p = 0,0011$), 1 x 4 ($p = 0,0025$), 2 x 3 ($p = 0,0138$) e 2 x 4 ($p = 0,0293$). E entre as áreas amostrais não houve diferença significativa. Quanto à umidade relativa também houve diferença ($p = 0,0258$) entre as campanhas: 2 x 3 ($p = 0,0153$) e 2 x 4 ($p = 0,0293$). Com relação ao ruído, não foi registrada uma diferença significativa entre as campanhas, porém houve diferença ($p = 0,0189$) entre as áreas amostrais: 1 x 5 ($p = 0,0104$), 1 x 6 ($p = 0,0293$), 2 x 5 ($p = 0,0036$) e 2 x 6 ($p = 0,0106$). Já a luminosidade também não apresentou diferença entre as campanhas, mas sim, entre as áreas: 1 x 4 ($p = 0,0039$), 1 x 5 ($p = 0,0011$) e 1 x 6 ($p = 0,0190$) (Tabela 1).

Temperatura, umidade relativa e nível de ruído não apresentaram correlação com a abundância, se considerarmos as quatro campanhas de campo. A luminosidade não apresentou correlação com a abundância de morcegos capturados, se considerarmos todas as quatro campanhas de campo. Ainda assim, mostrou uma correlação positiva significativa durante a primeira ($r = 0,82$, $p = 0,03$) e quarta ($r = 0,80$, $p = 0,015$) campanhas.

Tabela 1. Mediana dos parâmetros ambientais aferidos nas áreas amostrais na Região Metropolitana de São Paulo.

Parâmetros	Áreas Amostrais					
	1	2	3	4	5	6
Temperatura (°C)	16,7	22,6	20,3	20,1	19,7	19,55
Umidade Relativa (%)	86,7	79,4	86,8	82,9	84,6	83,2
Nível de Ruído (dB)	36,25	33	47	47,8	55,25	52,5
Luminosidade (lux)	0,02	0,12	0,18	0,53	1	0,32

DISCUSSÃO

As temperaturas aferidas na RMSP, mantiveram o mesmo padrão já observado, com temperaturas mais altas nos centros urbanos e amenas nas regiões vegetadas (FERREIRA, 2019). Foi possível observar temperaturas mais baixas na Área 1, já a Área 2 (rural) as temperaturas foram mais altas até mesmo que regiões urbanas, porém como na primeira campanha (inverno), esta área não foi amostrada, a mediana pode não ser representativa. Com relação à umidade relativa, o padrão foi diferente do esperado, com inverno mais úmido e o verão mais seco. E a diferença entre as áreas não foi significativa, mas esta parece estar relacionada com a presença de corpos d'água na área: Área 1 (reservatório Pedro Beicht (Sabesp)); Área 3 (piscinas do Centro Educacional e Esportivo do Butantã); Área 4 (córrego) e Área 6 (raia olímpica da Universidade de São Paulo).

Quanto ao nível de ruído, não houve diferença significativa entre as campanhas. Porém em comparação entre as áreas, as Áreas 1 e 2 foram significativamente menos ruidosas que as Áreas 5 e 6. Estas diferenças refletem um padrão já esperado, com regiões conservadas mais silenciosas e regiões densamente urbanizadas, mais ruidosas. Mas quando relacionada com a abundância dos morcegos, o nível de ruído parece não afetá-la. Curiosamente, na Área 5, que apresentou os maiores níveis de ruído, observou-se uma abundância relativamente elevada de espécies frugívoras e nectarívoras. Diferente dos insetos, as plantas não emitem qualquer som, assim os morcegos que visitam as plantas dependem mais de orientações visuais e olfativas para

localizar o seu alimento do que os morcegos insetívoros (FLEMING; GEISELMAN; KRESS, 2009). Já as espécies insetívoras foram capturadas somente nas áreas mais silenciosas (Áreas 1 e 2). Corroborando o fato de morcegos insetívoros poderem caçar usando sons gerados pelas presas, estes podem ter sofrido interferência de ruídos antropogênicos, além da interferência na sua ecolocalização (BUNKLEY; BARBER, 2015).

A luminosidade foi significativamente diferente entre a Área 1 e as Áreas 4, 5 e 6. Estes resultados seguiram o padrão semelhante ao nível de ruído, com locais preservados (Áreas 1 e 2) mais escuros e locais urbanizados mais claros (Áreas 4, 5 e 6). As correlações entre a luminosidade e abundância registradas nas campanhas 1 e 2, não parecem estar relacionadas com a abundância de morcegos insetívoros, que seriam atraídos pelos insetos que, por sua vez, seriam atraídos por lâmpadas, uma vez que estas espécies foram capturadas somente nas áreas menos iluminadas. O gênero de morcegos insetívoros mais capturado foi o *Myotis*. Estes morcegos normalmente são menos tolerantes à iluminação artificial (FURLONGER; DEWAR; FENTON, 1987; RYDELL, 1992; SPOELSTRA *et al.*, 2017). Por serem considerados de voo lento, esta resposta é geralmente considerada uma forma de se evitar predadores (DUVERGÉ *et al.*, 2000; JONES; RYDELL, 1994; RYDELL; ENTWISTLE; RACEY, 1996; ZEALE *et al.*, 2016). A correlação da abundância com ambientes iluminados, encontrada neste estudo, se deve, provavelmente, pela plasticidade de algumas espécies de morcegos relacionada aos ambientes urbanos (GORRESEN; WILLIG, 2004; MCCULLOCH, 2012).

Geralmente, a atividade de morcegos insetívoros é maior próximo aos locais com iluminação artificial (JUNG; KALKO, 2010; ROWSE *et al.*, 2016; FRANK *et al.*, 2019). Porém, esse efeito pode afetar de forma diferente as espécies de morcegos insetívoros. Espécies que apresentam voo rápido e que forrageiam em áreas abertas são mais tolerantes e são frequentemente registradas próximas à iluminação artificial (ROWSE *et al.*, 2016). Forrageadores de área aberta possuem asas longas e estreitas e necessitam de um voo rápido para se manterem no ar (NORBERG; RAYNER, 1987; RYDELL, 2006; KALKO *et al.*, 2008). Estes morcegos, quando forrageiam próximos aos locais iluminados, voam acima dos postes de iluminação artificial e, no momento da captura dos insetos, passam por baixo da lâmpada (JUNG; KALKO, 2010).

Já as espécies que possuem voo lento e forrageiam em ambiente com mais obstáculos, como bordas de matas, em geral, apresentam intolerância a iluminação artificial e raramente são registrados próximos aos locais iluminados (ROWSE *et al.*, 2016). Os forrageadores de borda de mata possuem asas largas e curtas, que facilitam manobras em ambientes com muitos obstáculos (NORBERG; RAYNER, 1987). Por conta dessa característica do voo, a exposição aos predadores é uma das prováveis explicações para essa intolerância (JONES; RYDELL, 1994; RYDEL; ENTWISTLE; RACEY *et al.*, 1996). Com isso, a proliferação da iluminação artificial tem o potencial de alterar a estrutura da comunidade de morcegos insetívoros aéreos, selecionando as espécies que se beneficiam e restringindo as que evitam locais com iluminação artificial (STONE; HARRIS; JONES, 2015; ROWSE *et al.*, 2016; FRANK *et al.*, 2019).

Um importante impacto a se considerar nesse contexto, é relativo à malha rodoviária (FORMAN; ALEXANDER, 1998). Pois está diretamente relacionado aos níveis de poluição sonora (BRUMM, 2004), luminosa (LAUXEM, 2012) e o risco de colisão (RAMALHO; AGUIAR, 2020). A poluição sonora gerada pelo tráfego pode reduzir a riqueza e abundância de animais próximo às rodovias (BRUMM, 2004; FORMAN; REINEKING; HERSPERGER, 2002; JAEGER *et al.*, 2005; REIJNE; FOPPEN; MEEUWSEN, 1996; REIJNEN; FOPPEN; VEENBAAS, 1997), além disso, ruídos altos podem alertar o animal e este evitar cruzar rodovia no momento em que o automóvel se aproxima, evitando seu atropelamento (FORMAN; ALEXANDER, 1998). Afeta também a comunicação entre os indivíduos (HALFWERK *et al.*, 2011). Linhas contínuas de iluminação artificial, como rodovias, podem representar uma barreira que divide o ecossistema, impedindo a circulação e acentuando a fragmentação dos ambientes (SANDERSON; KIRKLEY, 1998).

Atropelamentos representam uma das principais causas antropogênicas da mortalidade de vertebrados, superando atividades como a caça e o tráfico, por exemplo (FORMAN *et al.*, 2003). A presença de morcegos próximos da rodovia podem levar ao riscos de colisões com veículos em movimento, não sendo raro o encontro de carcaças destes no acostamento (RAMALHO; AGUIAR, 2020). Embora, *a priori* o voo diminua a chance de acidentes, estudos em países temperados mostram que o impacto de batidas entre morcegos e

veículos pode ser significativo, principalmente no caso de espécies insetívoras aéreas ou frugívoros atraídos por espécies vegetais pioneiras que cresçam às margens das rodovias (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009; BERNARD *et al.*, 2012; LESINSKI, 2007; LESINSKI, 2008; GAISLER; REHAK; BARTONICKA, 2009).

CONCLUSÃO

Os enfoques analisados neste trabalho podem impactar a quiropterofauna de diferentes formas. O impacto da variação da temperatura e da umidade causada pelo ambiente urbano podem ser atenuados, por exemplo, por um projeto de arborização urbana (PINHEIRO; DE SOUZA, 2017). A vegetação auxilia na manutenção da temperatura e umidade, pois através de suas folhas evaporam grandes volumes de água, cerca de 97% da quantidade absorvida pelas raízes, pelo processo de transpiração (COSGROVE, 2010). Por isso, um planejamento de corredores de fauna, auxiliaria nesta redução do impacto no microclima urbano, além de promover o deslocamento da fauna (SÃO PAULO, 2022). Neste contexto, se inserem também os corredores escuros, importantes para espécies que são impactadas negativamente com a iluminação artificial (SÃO PAULO, 2022; ZEALE *et al.*, 2018). Os impactos causados pela poluição sonora, também podem ser mitigados para afetar o mínimo possível a fauna local (PARRIS, 2015). A mitigação do ruído rodoviário para proteger os animais e o seu ambiente acústico deve ser considerada antes da construção de estradas (PARRIS, 2015). Para executar um programa efetivo de medidas de mitigação, é essencial determinar padrões espaciais e temporais de colisões de tráfego (BAGER; ROSA, 2011).

BIBLIOGRAFIA

APPEL, G. *et al.* Temperature, rainfall, and moonlight intensity effects on activity of tropical insectivorous bats. **Journal of Mammalogy**, v. 100, n. 6, p. 1889-1900, 2019.

BAGER, A.; ROSA, C.A.; Influence of Sampling Effort on the Estimated Richness of RoadKilled Vertebrate Wildlife. **Environmental Management**, v.47, p.851–858. 2011.

BARBER, J. R.; CROOKS, K. R.; FRISTRUP, K. M. The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. **Trends in ecology & evolution**, v. 25, n. 3, p. 180-189, 2010.

BERNARD, E. *et al.* Uma análise de horizontes sobre a conservação de morcegos no Brasil. pp. 19-35, In: **Mamíferos do Brasil: Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação**, vol II. (ed: T.R.O. Freitas ; E.M. Vieira). Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Mastozoologia. 2012.

BLAKE, D. *et al.* Use of lamplit roads by foraging bats in southern England. **Journal of Zoology**, v. 234, n. 3, p. 453-462, 1994.

BREDT, A.; UIEDA, W. Bats from urban and rural environments of the Distrito Federal, mid-western Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 2, n. 2, p. 54-57, 1996.

BRUMM, H. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. **Journal of Animal Ecology**, v. 73, p. 434-440, 2004.

BUNKLEY, J. P.; BARBER, J. R. Noise reduces foraging efficiency in pallid bats (*Antrozous pallidus*). **Ethology**, v. 121, n. 11, p. 1116-1121, 2015.

CHAVERRI, G.; QUIRÓS, O. E. Variation in echolocation call frequencies in two species of free-tailed bats according to temperature and humidity. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 142, n. 1, p. 146-150, 2017.

COSGROVE, D. J. Chapter 3: Water and plant cells. **Plant Physiology, 5th Edn.**, eds L. Taiz and E. Zeiger (Sunderland, MA: Sinauer Associates Inc.), p. 67-84, 2010.

DAVIES, T. W.; BENNIE, J.; GASTON, K. J. Street lighting changes the composition of invertebrate communities. **Biology letters**, v. 8, n. 5, p. 764-767, 2012.

DAVIES, T. W. *et al.* Artificial light pollution: are shifting spectral signatures changing the balance of species interactions?. **Global change biology**, v. 19, n. 5, p. 1417-1423, 2013.

DUBOIS, J.; CHEPTOU, P. Effects of fragmentation on plant adaptation to urban environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 372, n. 1712, p. 20160038, 2017.

DUVERGÉ, P. L. *et al.* Functional significance of emergence timing in bats. **Ecography**, v. 23, n. 1, p. 32-40, 2000.

FENTON, M. B.; BELL, G. P. Recognition of species of insectivorous bats by their echolocation calls. **Journal of Mammalogy**, v. 62, n. 2, p. 233-243, 1981.

FERREIRA, L. S. **Vegetação, temperatura de superfície e morfologia urbana: um retrato da região metropolitana de São Paulo**. 2019. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

FLEMING, T. H.; GEISELMAN, C.; KRESS, W. J. The evolution of bat pollination: a phylogenetic perspective. **Annals of botany**, v. 104, n. 6, p. 1017-1043, 2009.

FONSECA, C. R.; VENTICINQUE, E. M. Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 2, p. 61-67, 2018.

FORMAN, R. T. T. **Road ecology: science and solutions**. Island press, 2003.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, p. 207-231, 1998.

FORMAN, R. T. T.; REINEKING, B.; HERSPERGER, A. M. Road Traffic and Nearby Grassland Bird Patterns in a Suburbanizing Landscape. **Environmental Management**, v. 29, p. 782-800, 2002.

FRANCIS, C. D.; BARBER, J. R. A framework for understanding noise impacts on wildlife: an urgent conservation priority. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 11, n. 6, p. 305-313, 2013.

FRANK, T. M. *et al.* Impact of artificial lights on foraging of insectivorous bats in a Costa Rican cloud forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 35, n. 1, p. 8-17, 2019.

FURLONGER, C. L.; DEWAR, H. J.; FENTON, M. B. Habitat use by foraging insectivorous bats. **Can. J. Zool**, v. 65, p. 284-288, 1987.

GAISLER, J.; REHAK, Z.; BARTONICKA, T. Bat casualties by road traffic (Brno-Vienna). **Acta Theriologica**, v. 54, n.2, p. 147-155, 2009.

GORRESEN, P. M. *et al.* Ultraviolet vision may be widespread in bats. **Acta Chiropterologica**, v. 17, n. 1, p. 193-198, 2015.

GORRESEN, M. P.; WILLIG, M. R. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. **Journal of Mammalogy**, v. 85, p. 688-697, 2004.

HAGE, S. R. *et al.* Ambient noise induces independent shifts in call frequency and amplitude within the Lombard effect in echolocating bats. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 10, p. 4063-4068, 2013.

HAGE, S. R.; METZNER, W. Potential effects of anthropogenic noise on echolocation behavior in horseshoe bats. **Communicative & integrative biology**, v. 6, n. 4, p. e24753, 2013.

HALFWERK, W. *et al.* Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 210–219, 2011.

JAEGER, J. A. G. *et al.* Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modelling**, v. 185 p. 329-348, 2005.

JONES, G.; RYDELL, J. Foraging strategy and predation risk as factors influencing emergence time in echolocating bats. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 346, n. 1318, p. 445-455, 1994.

JUNG, K.; KALKO, E. K. V. Where forest meets urbanization: foraging plasticity of aerial insectivorous bats in an anthropogenically altered environment. **Journal of Mammalogy**, v. 91, n. 1, p. 144-153, 2010.

KALKO, E. K. V *et al.* Flying high—assessing the use of the aerosphere by bats. **Integrative and Comparative Biology**, v. 48, n. 1, p. 60-73, 2008.

KIRICHENKO-BABKO, M. *et al.* The effect of landscape on the diversity in urban green areas. **Ecological Chemistry and Engineering S**, v. 24, n. 4, p. 613-625, 2017.

KLÜG-BAERWALD, B. J. *et al.* Home is where you hang your bat: winter roost selection by prairie-living big brown bats. **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 3, p. 752-760, 2017.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Tree**, v. 24, n.12, p. 659-669, 2009.

LAUXEN, M. S. A mitigação dos impactos de rodovias sobre a fauna: Um guia de procedimentos para tomada de decisão. 2012.

LEPCZYK, C. A. *et al.* Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. **BioScience**, v. 67, n. 9, p. 799-807, 2017.

LESINSKI, G. Bat road casualties and factors determining their number. **Mammalia**, v. 71, n. 3, p. 138-142, 2007.

LESINSKI, G. Linear landscape elements and bat casualties on roads – an example. **Ann. Zool. Fennici**, v. 45, p. 277-280, 2008.

LEWANZIK, D.; VOIGT, C. C. Transition from conventional to light-emitting diode street lighting changes activity of urban bats. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 1, p. 264-271, 2017.

LONGCORE, T; RICH, C. Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 2, n. 4, p. 191-198, 2004.

MCCULLOCH, E. S. **Environmental and landscape determinants of population genetic structure and diversity of the great fruit-eating bat, *Artibeus lituratus*, in Atlantic forest remnants in South America.** Louisiana State University and Agricultural & Mechanical College, 2012.

MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological conservation**, v. 127, n. 3, p. 247-260, 2006.

MCNAB, B. K. Energetics and the distribution of vampires. **Journal of Mammalogy**, v. 54, n. 1, p. 131-144, 1973.

MELLO, B. G. V.; BRITO, J. E. C.; DIAS, R. A. Stratifying the urban matrix using zoning laws: a protocol for bats and their pathogens. **Urban Ecosystems**, p. 1-13, 2023.

MIYASHITA, T.; SHINKAI, A.; CHIDA, T. The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. **Biological conservation**, v. 86, n. 3, p. 357-364, 1998.

NORBERG, U. M.; RAYNER, J. M. V. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences**, v. 316, n. 1179, p. 335-427, 1987.

PACHECO, S. M. *et al.* Morcegos urbanos: status do conhecimento e plano de ação para a conservação no Brasil. **Chiroptera neotropical**, v. 16, n. 1, p. 629-647, 2010.

PARRIS, K. M. Ecological impacts of road noise and options for mitigation. **Handbook of road ecology**, p. 151-158, 2015.

PINHEIRO, C. R.; DE SOUZA, D. D. A importância da arborização nas cidades e sua influência no microclima. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 6, n. 1, p. 67-82, 2017.

RACEY, P. A. **Ecological and behavioral methods for the study of bats.** Oxford University Press, 2011.

RAMALHO, D. F.; AGUIAR, L. Bats on the Road — A Review of the Impacts of Roads and Highways on Bats. **Acta Chiropterologica**, v. 22, n. 2, p. 417-433, 2020.

- REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; MEEUWSEN, H. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. **Biological Conservation**, v. 75, p. 255-260, 1996.
- REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; VEENBAAS, G. Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, p. 567-581, 1997.
- RICKLEFS, R. E.; MILLER, G. **Ecology**. Macmillan, 2000.
- ROWSE, E. G. *et al.* Dark matters: the effects of artificial lighting on bats. **Bats in the Anthropocene: Conservation of bats in a changing world**, p. 187-213, 2016.
- RYDELL, J. Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. **Functional Ecology**, v. 6, p. 744–750, 1992.
- RYDELL, J. Bats and their insect prey at streetlights. **Ecological consequences of artificial night lighting**, v. 2, p. 43-60, 2006.
- RYDELL, J.; RACEY, P. A. Street lamps and the feeding ecology of insectivorous bats. **Zoological Symposium**, v. 67, p. 291-307, 1995.
- RYDELL, J.; ENTWISTLE, A.; RACEY, P. A. Timing of foraging flights of three species of bats in relation to insect activity and predation risk. **Oikos**, p. 243-252, 1996.
- SANDERSON, K.; KIRKLEY, D. Yearly activity patterns of bats at Belair National Park in Adelaide, South Australia. **Australian Mammalogy**, Austrália, n. 20, p. 369-375, 1998.
- SÃO PAULO (Município). Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente. **Plano Municipal de Áreas Protegidas, Áreas Verdes e Espaços Livres**. PLANPAVEL. São Paulo, 2022.
- SHALTOUT, K. H.; EL-SHEIKH, M. A. Vegetation of the urban habitats in the Nile Delta region, Egypt. **Urban Ecosystems**, v. 6, p. 205-221, 2002.
- SCHAUB, A.; OSTWALD, J.; SIEMERS, B. M. Foraging bats avoid noise. **Journal of Experimental Biology**, v. 211, n. 19, p. 3174-3180, 2008.
- SIEMERS, B. M.; SCHAUB, A. Hunting at the highway: traffic noise reduces foraging efficiency in acoustic predators. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 278, n. 1712, p. 1646-1652, 2011.
- SIEMERS, B. M.; SCHNITZLER, H. U. Natterer's bat (*Myotis nattereri* Kuhl, 1818) hawks for prey close to vegetation using echolocation signals of very broad bandwidth. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 47, p. 400-412, 2000.

SIEMERS, B. M.; SWIFT, S. M. Differences in sensory ecology contribute to resource partitioning in the bats *Myotis bechsteinii* and *Myotis nattereri* (Chiroptera: Vespertilionidae). **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 59, p. 373-380, 2006.

SILVA DE ARAÚJO, M. L. V.; BERNARD, E. Green remnants are hotspots for bat activity in a large Brazilian urban area. **Urban Ecosystems**, v. 19, p. 287-296, 2016.

SNELL-ROOD, E. C. The effect of climate on acoustic signals: does atmospheric sound absorption matter for bird song and bat echolocation?. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 131, n. 2, p. 1650-1658, 2012.

SPOELSTRA, K. *et al.* Response of bats to light with different spectra: light-shy and agile bat presence is affected by white and green, but not red light. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 284, n. 1855, p. 20170075, 2017.

STONE, E. L.; HARRIS, S.; JONES, G. Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 3, p. 213-219, 2015.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 0099, 2017.

SZEWCZAK, J. M. *et al.* Automated acoustic identification of bats. **California: Humboldt State University**, 2011.

TOMASSINI, A. *et al.* Cranial size has increased over 133 years in a common bat, *Pipistrellus kuhlii*: a response to changing climate or urbanization?. **Journal of Biogeography**, v. 41, n. 5, p. 944-953, 2014.

VICKERY, W. L.; BIDER, J. R. The influence of weather on rodent activity. **Journal of Mammalogy**, v. 62, n. 1, p. 140-145, 1981.

ZEALE, M. R. K. *et al.* Mitigating the impact of bats in historic churches: the response of Natterer's bats *Myotis nattereri* to artificial roosts and deterrence. **Plos One**, v. 11, n. 1, p. e0146782, 2016.

ZEALE, M. R. K. *et al.* Experimentally manipulating light spectra reveals the importance of dark corridors for commuting bats. **Global Change Biology**, v. 24, n. 12, p. 5909-5918, 2018.

Capítulo 3.

RISCO ASSOCIADO À TRANSMISSÃO DE PATÓGENOS RELACIONADOS À
QUIROPTEROFAUNA EM UM GRADIENTE FLORESTAL – RURAL –
URBANO

RESUMO

O surgimento de uma zoonose está relacionado a fatores que permitem que o agente patogênico explore novos nichos e se adapte a novos hospedeiros. As atividades humanas têm um papel significativo na criação ou exposição a esses novos nichos. A circulação de zoonoses pode ser potencializada, por exemplo, devido o aumento da probabilidade de contato de animais silvestres com humanos e animais domésticos. Os morcegos têm mostrado uma notável capacidade de adaptação a ambientes perturbados, tornando-os alvos relevantes para investigações epidemiológicas. Devido aos morcegos serem potenciais reservatórios de patógenos, é necessário entender os agentes patogênicos de doenças infecciosas relacionadas a eles. Com isso, o objetivo deste trabalho é avaliar os riscos sanitários associados aos morcegos. Os morcegos capturados em campanhas de campo realizadas na Região Metropolitana de São Paulo foram amostrados quanto à presença do vírus da raiva, coronavírus, *Leptospira* spp., enterobactérias e Staphylococcaceae. O resultado dessas análises foram relacionados com o índice de condição corporal das espécies mais abundantes. Não foram encontrados resultados positivos para os vírus, enquanto que para *Salmonella* spp. e *Leptospira* spp. foram encontrados positivos. Quanto às enterobactérias, foram obtidos 252 isolados de, pelo menos, 41 espécies, em 174 morcegos. Para Staphylococcaceae, foram isolados 63 amostras de nove espécies, em 147 morcegos. Não houve diferença significativa entre o índice de condição corporal das áreas amostrais. Apesar da não detecção de vírus nas amostras, várias espécies de bactérias foram isoladas, sendo possível associá-las aos ambientes em que os morcegos foram capturados, assim como os outros critérios avaliados. A descrição dos patógenos circulantes nas populações de morcegos permite a elaboração de planos de contingência para mitigar o risco de transbordamento para humanos e animais de outras espécies.

ABSTRACT

The emergence of a zoonosis is related to factors that allow the pathogen to explore new niches and adapt to new hosts. Human activities play a significant role in creating or being exposed to these new niches. The circulation of

zoonoses can be enhanced, for example, by the increased likelihood of contact between wild animals and humans and domestic animals. Bats have shown a remarkable ability to adapt to disturbed environments, making them relevant targets for epidemiological investigations. Because bats are potential reservoirs of pathogens, it is necessary to understand the pathogens of infectious diseases related to them. With this in mind, the aim of this study is to assess the health risks associated with bats. Bats captured in field campaigns carried out in the São Paulo metropolitan region were sampled for the presence of rabies virus, coronavirus, *Leptospira* spp., enterobacteria and Staphylococcaceae. The results of these analyses were related to the body condition index of the most abundant species. No positive results were found for viruses, while positive results were found for *Salmonella* spp. and *Leptospira* spp. As for enterobacteria, 252 isolates of at least 41 species were obtained from 174 bats. For Staphylococcaceae, 63 samples of nine species were isolated from 147 bats. There was no significant difference between the body condition index of the sampling areas. Although no viruses were detected in the samples, several species of bacteria were isolated and it was possible to associate them with the environments in which the bats were captured, as well as the other criteria evaluated. The description of the pathogens circulating in bat populations allows contingency plans to be drawn up to mitigate the risk of spillover to humans and animals.

INTRODUÇÃO

As doenças infecciosas emergentes representam um dos principais desafios para a saúde pública em escala global, sendo influenciadas por fatores sociais, econômicos e ambientais. Cerca de 60% dessas doenças são zoonoses, ou seja, têm origem em animais, e aproximadamente 70% delas são causadas por patógenos que naturalmente habitam ambientes silvestres (JONES *et al.*, 2008). O surgimento de uma zoonose está relacionado a fatores que permitem que o agente patogênico explore novos nichos e se adapte a novos hospedeiros. As atividades humanas têm um papel significativo na criação ou exposição a esses novos nichos, principalmente devido a ações antropogênicas, como a exploração do solo, desmatamento, extração de recursos naturais e a intensificação da produção pecuária (KARESH *et al.*, 2012). Essas condições podem proporcionar oportunidades para que um patógeno seja introduzido em uma nova população e se dissemine nesse novo ambiente, estabelecendo um novo ciclo de vida, possivelmente afetando seres humanos e dando origem a uma nova doença (DASZAK; CUNNINGHAM; HYATT, 2001). Ou então, há casos em que um patógeno pode mudar de hospedeiro, para táxa diferentes (FIELD *et al.*, 2001).

O principal impacto da antropização, para a fauna, é a degradação do habitat e consequente fragmentação, gerando impactos significativos nas populações de espécies que dependem exclusivamente do ambiente florestal (MYERS *et al.*, 2000; CEBALLOS; EHRLICH, 2006). Algumas populações podem desaparecer se o habitat não oferecer qualidade suficiente. Em contraste, espécies generalistas podem se beneficiar dessa degradação (FAHRIG, 2003). No entanto, o adensamento populacional humano em áreas que apresentam restrições ambientais pode gerar estresse social nos animais de outra espécies, o que pode resultar em uma diminuição na resistência a doenças. Essa redução na capacidade de resposta imunológica pode tornar essas espécies mais suscetíveis a infecções e a propagação de doenças (KEESING; HOLT; OSTFELD, 2006).

A circulação de zoonoses pode ser potencializada devido o aumento da probabilidade de contato de animais silvestres com humanos e animais domésticos (MILLS, 2006). No caso das espécies favorecidas serem as mais

eficientes para transmissão de patógenos, pode ocorrer um aumento nas prevalências desses patógenos entre os hospedeiros, o que conseqüentemente eleva o risco de transmissão para os seres humanos (TEIXEIRA, 2013). Além disso, observa-se uma provável relação entre a infecção e a diversidade de espécies, onde locais com alta diversidade geralmente apresentam menor prevalência de infecções entre os hospedeiros, devido à maior pressão competitiva entre as espécies (MILLS, 2006). É importante ressaltar que a maioria dos animais hospedeiros de zoonoses pertence ao grupo dos mamíferos (MACKENZIE; JEGGO, 2013).

Os morcegos, como mamíferos, apresentam uma série de características fisiológicas e imunológicas compartilhadas com os seres humanos (MORATELLI; CALISHER, 2015). Além disso, eles mantêm um contato constante com a população humana, visto que diversas espécies de morcegos frequentam construções humanas para se empoleirar, alimentam-se em árvores frutíferas e voam em torno de áreas urbanas e rurais para se alimentarem de insetos (ANTI *et al.*, 2015). Esses padrões comportamentais aumentam a interação entre morcegos e seres humanos, além de expô-los a animais domésticos, gado e outras espécies selvagens (STRAKA *et al.*, 2021). Esse aumento na exposição pode, em última instância, favorecer a transmissão de doenças entre essas populações (PLOWRIGHT *et al.*, 2015).

Devido esse aumento significativo da presença humana em áreas naturais, especialmente aquelas com alta diversidade biológica (MYERS *et al.*, 2000; CEBALLOS; EHRLICH, 2006), a constatação de que os morcegos desempenham um papel crucial como hospedeiros de uma grande variedade de vírus zoonóticos e ao potencial de propagação para humanos e outros vertebrados, nos últimos anos, cesceu o interesse na pesquisa com morcegos (LUIS *et al.*, 2013; HAYMAN, 2016). Há evidências diretas de que os vírus se espalharam dos morcegos para outros vertebrados. Por exemplo, o vírus Nipah foi transmitido de morcegos para humanos e porcos, levando a surtos no Sudeste Asiático, e o vírus Hendra continua a se espalhar para cavalos e humanos na Austrália (FIELD *et al.*, 2001). Além disso, algumas espécies de morcegos têm mostrado uma notável capacidade de adaptação a ambientes perturbados, tornando-os alvos relevantes para investigações epidemiológicas (JONES *et al.*, 2008; SMITH; WANG, 2013).

Morcegos são suscetíveis a infecções bacterianas, transmitidas por artrópodes (*Bartonella* sp., *Borrelia* sp. e *Rickettsia* sp.) ou não (*Leptospira* sp., *Yersinia* sp., *Pasteurella* sp., *Mycoplasma* sp.), protistas (*Babesia* sp., *Toxoplasma gondii*, *Eimeria* sp., *Cryptosporidium* sp., *Trypanosoma* sp. e *Leishmania* sp.) e fungos (*Histoplasma capsulatum*, *Blastomyces dermatidis*, *Pneumocystis* sp., *Coccidioides* sp., *Encephalitozoon* sp., *Candida* sp., *Malassezia* sp. e *Pseudogymnokscus destructans*, que causa a “síndrome do nariz branco”) (KUNZ; PARSONS, 2009). Com exceção da “síndrome do nariz branco”, que causa declínio populacional de morcegos na América do Norte, as outras doenças aqui descritas têm potencial zoonótico. Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), uma das áreas urbanas com maior riqueza de espécies de morcegos (NUNES; ROCHA; CORDEIRO-ESTRELA, 2017), a descrição de patógenos em morcegos refere-se a *Candida* sp. (BOTELHO *et al.*, 2012), *Rickettsia* spp. (D'AURIA *et al.*, 2010), *Toxoplasma gondii* (CABRAL *et al.*, 2013), *Leptospira* spp. (BESSA *et al.*, 2010) e vírus da raiva (FAVORETTO *et al.*, 2002; SODRÉ; GAMA; ALMEIDA, 2010).

Bactérias da família Staphylococcaceae já foram isoladas do intestino e da nasofaringe de morcegos (HEATON *et al.*, 2020), mas poucas informações sobre eles na pele de morcegos estão disponíveis. *Staphylococcus aureus* foi isolado da pele de uma população de vida livre do morcego frugívoro *Pteropus livingstonii* na República de Comores (FOUNTAIN *et al.*, 2022). Além disso, a microbiota da pele de espécies de morcegos na China foi avaliada pelo sequenciamento do gene 16S rRNA e revelou a presença de *Staphylococcus* spp. (LI *et al.*, 2022). Uma das espécies de Staphylococcaceae mais isoladas de animais é o anteriormente chamado *Staphylococcus sciuri*, que foi reclassificado em 2020 no novo gênero *Mammaliicoccus*, e agora é denominado *Mammaliicoccus sciuri* (MADHAIYAN; WIRTH; SARAVANAN, 2020).

A raiva é uma doença zoonótica causada por um vírus (RABV) pertencente à família Rhabdoviridae e ao gênero *Lyssavirus*, transmitido entre mamíferos através da mordedura e arranhadura e subsequente inoculação (WHO, 2013). Diversas linhagens do RABV ou variantes antigênicas (AgV) se adaptaram a hospedeiros específicos, como carnívoros, morcegos e primatas não-humanos (FAVORETTO *et al.*, 2002). Entretanto, é comum a transmissão dessas linhagens específicas para outros mamíferos, incluindo as variantes

específicas de morcegos para animais domésticos e humanos (CALISHER *et al.*, 2006; SODRÉ; GAMA; ALMEIDA, 2010). Poucos estudos descreveram as comunidades de quirópteros em áreas urbanas no Brasil, sendo restritos a descrições pontuais de patógenos como *Candida* sp. (BOTELHO *et al.*, 2012), *Leptospira* spp. (BESSA *et al.*, 2010), *Rickettsia* spp. (D'AURIA *et al.*, 2010) e *Toxoplasma gondii* (CABRAL *et al.*, 2013) ou baseados em dados de vigilância passiva de raiva (DE LUCCA *et al.*, 2013; DIAS *et al.*, 2019). Há poucos trabalhos publicados a respeito da estrutura de comunidades de morcegos em áreas urbanas no Brasil, até o momento.

Devido aos morcegos serem potenciais reservatórios de uma alta diversidade de patógenos (LUIS *et al.*, 2013), se faz necessário entender os mecanismos de resistência imunológica que permite aos morcegos abrigar patógenos, os agentes patogênicos em morcegos e os mecanismos subjacentes ao surgimento de doenças (CALISHER *et al.*, 2006; DOBSON, 2006; DASZAK *et al.*, 2013; MANDL *et al.*, 2015). Para isto, foram coletadas e analisadas amostras biológicas de morcegos em regiões urbanas, rural e preservada na RMSP.

OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Avaliar os riscos sanitários associados aos morcegos, especialmente a manutenção e circulação de patógenos.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Realizar diagnósticos laboratoriais diretos e indiretos do RABV, coronavírus, *Leptospira* spp., enterobactérias e Staphylococcaceae em amostras biológicas dos morcegos capturados;
2. Relacionar os diagnósticos laboratoriais com as áreas amostrais e suas características;
3. Calcular e comparar o índice de condição corporal das espécies de morcegos mais abundantes nos diferentes estratos da paisagem.

MATERIAIS E MÉTODOS

As áreas amostrais e o método de captura dos morcegos foram descritos no Capítulo 1.

DIAGNÓSTICOS LABORATORIAIS

Coleta de amostras biológicas

As amostras de saliva foram obtidas em duplicata de cada morcego capturado para diagnóstico molecular de RABV, utilizando *swabs* esterilizados. As amostras foram acondicionadas em tubos plásticos e mantidas a 4°C até serem transportadas ao Laboratório de Zoonoses Virais da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo (FMVZ-USP).

Os *swabs* retais foram coletados em duplicata para cada animal (excluindo aqueles com peso < 25 g devido a limitações anatômicas) usando *swabs* de algodão estéreis com haste de alumínio, pois os morcegos devem permanecer vivos após a coleta da amostra. Amostras fecais foram coletadas quando havia defecação espontânea. *Swabs* ou fezes (obtidas durante o manejo ou nos sacos de contenção) foram usados para diagnóstico molecular de coronavírus (CoV) e cultura e isolamento de enterobactérias. Se possível, amostras de urina também foram obtidas quando os morcegos urinaram espontaneamente durante o manuseio.

Para a pesquisa de Staphylococcaceae foram esfregados *swabs* estéreis nas asas e costas de morcegos e imediatamente armazenados em gelo. As amostras foram transportadas para o laboratório, colocadas em tubos com água peptonada (Difco, BD) e incubadas a 35°C ± 2°C por 12 h.

Quando possível, foi realizada a coleta de sangue através de punção das veias pré-braquial, não excedendo 1% do peso vivo do animal, em animais com peso > 40g. A desinfecção local foi feita com álcool 70%, anteriormente à coleta. As amostras foram mantidas a 4°C até serem transportadas ao Laboratório de Zoonoses Bacterianas da FMVZ-USP.

Morcegos que morrerem durante o manejo foram resfriados a 4°C e levados para o Laboratório de Zoonoses Virais e para o Laboratório de Zoonoses

Bacterianas da FMVZ-USP, para a coleta de material para diagnóstico e isolamento do RABV e *Leptospira* spp.

Os procedimentos foram realizados conforme os princípios éticos de experimentação animal, sendo aprovados pela Comissão de Ética na Utilização de Animais da FMVZ-USP, sob o número 5520100619. Além disso, foi obtida a licença para as coletas junto ao Sistema de autorização e Informação da Biodiversidade (SISBio) do ICMBIO/MMA, sob o número 71136-1.

Pesquisa do vírus da raiva (RABV)

A extração de RNA viral das amostras de saliva dos morcegos capturados foi realizada segundo o protocolo utilizado no Laboratório de Zoonoses Virais da FMVZ-USP. A transcrição reversa e a amplificação foram realizadas com os primers senso RABV504 e antissenso RABV304, de acordo com Shankar *et al.* (2004) e Macedo *et al.* (2006), gerando um *amplicon* de 210 pb. AS amostras foram analisadas através de eletroforese em gel de agarose (1,5%), utilizando-se como controle positivo uma amostra PV do RABV e como controle negativo, água tratada com DEPC.

Os produtos foram purificados com kit comercial e quantificados em Nanodrop®. A reação de sequenciamento foi realizada com o BigDye Terminator Cycle Sequencing Kit (Applied Biosystems®). A análise das sequências de nucleotídeos foi realizada nos programas FinchTV e Bioedit, para comparação com sequências homólogas depositadas no GENBank, utilizando o programa BLAST. O alinhamento e a árvore filogenética foram obtidos utilizando o programa MEGA X (KUMAR *et al.*, 2018). As análises foram realizadas no Laboratório de Zoonoses Virais da FMVZ-USP.

Pesquisa de *Leptospira* spp.

Para a pesquisa sorológica de anticorpos contra *Leptospira* spp., foi empregado o teste de aglutinação microscópica (MAT), utilizando-se uma coleção de 24 antígenos vivos, mantidos no Laboratório de Zoonoses Bacterianas da FMVZ-USP. As amostras de soro sanguíneo foram diluídas a 1:50 em solução salina de Sørensen estéril (pH 7,4), e 50 µL das diluições das amostras foram depositados em microplacas de poliestireno contendo 96 poços.

Em seguida, 50 µL do antígeno foram adicionados aos poços, atingindo uma diluição de 1:100 (screening). As microplacas foram incubadas a 28°C por pelo menos duas horas para leitura e interpretação. Cada antígeno foi analisado microscopicamente quanto à sua viabilidade, pureza e autoaglutinação como controle para validação do teste. A leitura foi realizada em microscopia de campo escuro para observação de aglutinações, sendo consideradas reagentes apenas aquelas amostras que apresentassem no mínimo 50% de leptospiral aglutinada na diluição 1:100.

As análises moleculares foram realizadas após a extração do DNA das amostras de urina e rim utilizando o kit PureLink Genomic DNA Mini Kit (Invitrogen®), conforme protocolo do fabricante. O material extraído foi armazenado a -20°C até o momento da amplificação. Amplificação de DNA para *Leptospira* spp. foi realizada por PCR utilizando usando a Go Taq® Green Master Mix (Promega, Brasil®) e os primers Lep1 e Lep2 que amplificam uma região de 330 pb do gene 16S rRNA (*rrs*) (MÉRIEN *et al.*, 1992). Amostras positivas nesta primeira amplificação foram submetidas a uma segunda rodada de PCR para tipagem por meio da aplicação de pares de primers que amplificam uma região de 549 pb do gene *SecY* (AHMED *et al.*, 2009). Culturas de *L. interrogans* sorovar Canicola e água ultrapura foram utilizadas como controles positivo e negativo, respectivamente. Os produtos amplificados foram analisados por eletroforese em gel de agarose 1,5% (p/v) com tampão de corrida 0,5X TBE (0,045 M Tris–borato, 1 mM EDTA, pH 8,0). O gel foi corado com SYBR Safe DNA gel stain (Invitrogen®) e posteriormente fotografado sob luz ultravioleta usando um transiluminador.

Pesquisa de coronavírus

O RNA total das amostras será extraído diretamente dos *swabs* retais com Purelink RNA Mini Kit (Thermo Fishcer Scientific) e utilizado para pesquisa de coronavírus utilizando-se os *primers* pan-coronavírus, capazes de detectar todos os gêneros de coronavírus dirigidos a RNA-polimerase RNA-dependente descritos por Escutenaire *et al.* (2007) e adaptados para RT-PCR convencional, com M-MLV (Thermo Fishcer Scientific) e Dream Taq Green PCR Mastermix (Thermo Fishcer Scientific). Como controles positivos e negativos, foram

utilizados *swabs* com amostra vacinal de coronavírus aviário e *swab* sem vírus, respectivamente.

Bandas de PCR de 179 pb, consideradas positivas para coronavírus, foram submetidas a sequenciamento de Sanger. Após a purificação com Exosap It (Thermo Fisher Scientific), foi realizada a reação com BiGDyE 3.1 (Thermo Fisher Scientific), resolvendo-se as sequências com sequenciador automático ABI-3500 (Thermo Fisher Scientific).

Os *reads* com *score* Phred >20 foram utilizados para montagem das respectivas sequências contig com CAP-Contig em Bioedit 7.0.5.3 (HALL, 1999), sendo estas utilizadas para construção de árvore de máxima verossimilhança com o software Mega X (KUMAR *et al.*, 2018) com modelo de substituição estimado por critério BIC e 1.000 repetições de *bootstrap*, em conjunto com sequências dos diversos gêneros e espécies de coronavírus homólogas, para a determinação da identidade de cada sequência detectada. As análises foram realizadas no Laboratório de Zoonoses Virais da FMVZ-USP.

Pesquisa de enterobactérias

Para a pesquisa das enterobactérias, o *swab* fecal será inoculado em meio não seletivo de pré-enriquecimento (água peptonada, DIFCO, BD) e incubadas a 37 °C durante 18–24 h. Em seguida, 10 µl de cada cultura foi semeado em placas de ágar MacConkey (Acumedia®). Além disso, outra alíquota de 10 µl de cada cultura foi semeada em placas de ágar XLT-4, específico para *Salmonella* spp. (WALTMAN, 2000). Colônias sugestivas de *E. coli* ou *Salmonella* spp. foram separadas e identificadas por espectrometria de massa (MALDI-TOF MS). Os isolados identificados foram armazenados em 1% Tryptic Soy Agar em temperatura ambiente e meio Brain Heart Infusion (DIFCO, BD®) a -20° C.

Pesquisa de Staphylococcaceae

Os *swabs* nas asas e costas de morcegos após armazenados em gelo e colocadas em tubos com água peptonada (Difco, BD) foram incubadas a 35°C ± 2°C por 12 h. Dez microlitros de cada cultura com crescimento bacteriano foram

semeados em placas de Sal Manitol Agar (Difco, BD) após incubação a $35 \pm 2^\circ\text{C}$ por 24 h. Em seguida, as cepas bacterianas foram selecionadas e identificadas usando espectrometria de massa de ionização por dessorção a laser assistida por matriz (MALDI-TOF MS).

FATORES DE RISCO PARA INFECÇÃO POR MICROORGANISMOS

Além das informações coletadas durante o manuseio dos morcegos capturados, outras variáveis foram utilizadas para realizar uma análise de fatores de risco. Os hábitos alimentares (insetívoro generalista, insetívoro aéreo, frugívoro, nectívoro, polinívoro e hematófago) foram compilados a partir de Dias *et al.* (2019) e usado para agrupar as espécies capturadas usando a média não ponderada de grupos de pares (UPGMA) e o índice de distância de Raup-Crick (que considera dados de ausência-presença) no software Past 4.

Além disso, outro conjunto de novas variáveis foi criado, também a partir de uma compilação de Dias *et al.* (2019), relacionados aos possíveis abrigos (casa abandonada, ponte, prédio, cisterna, cerca, poste de luz, mina, forro de telhado, túnel, bananeira, caverna, folhagem, mata, palmeira, fenda na rocha, buraco de árvore e copa de árvore) para cada espécie capturada. Essas variáveis também foram usadas em uma análise discriminatória para agrupar as espécies capturadas por meio de agrupamento hierárquico usando a média não ponderada de grupos de pares (UPGMA) e Raup-Crick como medida de matriz de distância (que considera dados de ausência-presença) no software Past 4.

A análise de fatores de risco utilizou como variáveis dependentes os microrganismos com dez ou mais resultados positivos (para vírus) ou isolados (para bactérias). Na primeira etapa, foi feita uma análise univariada comparando cada variável independente com a variável dependente por meio do qui-quadrado (χ^2), usando o comando 'chisq.test ()' de R. Para as variáveis qualitativas, a comparação foi feita por meio do teste t usando o comando 't.test ()' de R. As variáveis com $p \leq 0,20$ foram submetidas à análise multivariada por regressão logística stepwise, utilizando o comando 'glm ()' do ISLR pacote do R. Apenas as variáveis com $p \leq 0,05$ foram mantidos no modelo final.

Além das variáveis levantadas no trabalho de campo (campanha, área de amostragem, espécie, família, peso, comprimento do antebraço direito, índice de condição corporal (ICC), idade, sexo, estado reprodutivo e presença de feridas,

como fraturas ou cicatrizes), foram criadas duas novas variáveis: hábitos alimentares e possíveis abrigos. O agrupamento hierárquico dos hábitos alimentares resultou em seis grupos: (1) *Desmodus rotundus*; (2) *Myotis nigricans* + *Myotis levis* + *Neoptesicus brasiliensis* + *Neoptesicus diminutus* + *Artibeus lituratus*; (3) *Sturnira lilium* + *Platyrrhinus lineatus* + *Carollia perspicillata*; (4) *Artibeus fimbriatus* + *Pygoderma bilabiatum* + *Platyrrhinus recifinus*; (5) *Myotis riparius*; (6) *Anoura caudifera* + *Glossophaga soricina*.

O agrupamento hierárquico dos possíveis abrigos resultou em sete grupos: (1) *Myotis levis* + *Artibeus fimbriatus*; (2) *Artibeus lituratus*; (3) *Platyrrhinus lineatus* + *Myotis nigricans* + *Neoptesicus brasiliensis*; (4) *Glossophaga soricina*; (5) *Myotis riparius* + *Anoura caudifera* + *Neoptesicus diminutus*; (6) *Sturnira lilium* + *Pygoderma bilabiatum* + *Platyrrhinus recifinus*; (7) *Desmodus rotundus* + *Carollia perspicillata*.

CONDIÇÃO CORPORAL

A condição corporal é um importante atributo ecológico que fornece uma estimativa da saúde de um organismo (SPEAKMAN, 1997; STEVENSON; WOODS JR, 2006; LABOCHA; SCHUTZ; HAYES; 2012). Esta medida pode ser um importante preditor do sucesso reprodutivo e taxa de sobrevivência dos animais (MOYA-LARAÑO *et al.*, 2008). A condição corporal pode ser estimada usando índices morfométricos de condição corporal (ICC). Esses índices são baseados na relação entre a massa corporal e as medidas corporais lineares. A premissa básica desse índice é que, se os indivíduos de uma população tiverem medidas biométricas semelhantes, por exemplo, comprimento do antebraço, a diferença entre suas massas corporais representaria diferentes medidas de suas condições (SPEAKMAN; RACEY, 1986; SPEAKMAN, 2001).

O índice de condição corporal (ICC) foi calculado para avaliar a condição corporal dos indivíduos adultos, não grávidos, das três espécies mais abundantes: *Sturnira lilium*, *Artibeus lituratus* e *Artibeus fimbriatus*, segundo Azeredo *et al.* (2019), usando a condição relativa de Le Cren (Kn) (LE CREN, 1951). O cálculo dos resíduos ($r_i = y_i - \hat{y}_i$, onde r = residual; y = peso real (g); \hat{y} = peso estimado em função do antebraço direito (mm)) do modelo de regressão linear usando o comprimento do antebraço direito (mm) em função do peso (g). Após o cálculo do ICC, para a comparação entre as áreas amostrais, foi realizado

o teste de Kruskal-Wallis, para saber se há uma dominância estocástica entre as áreas amostrais. Posteriormente foi feito o teste *post hoc* de Dunn, para a análise par a par das áreas amostrais.

Quanto aos ectoparasitas, embora nenhum procedimento formal de identificação tenha sido aplicado, foram consideradas e quantificados apenas dípteros (Streblidae ou Nycteribiidae).

RESULTADOS

Foram observados 12 morcegos, de quatro espécies, com feridas e/ou cicatrizes (Tabela 1).

Tabela 1. Morcegos com feridas e cicatrizes capturados na Região Metropolitana de São Paulo.

Espécies	Áreas Amostrais					
	1	2	3	4	5	6
<i>Anoura caudifera</i>	1					
<i>Artibeus fimbriatus</i>	1	1			2	
<i>Artibeus lituratus</i>	2				1	1
<i>Sturnira lilium</i>	1			2		

O número de morcegos infestados por moscas é apresentada na Tabela 2. A proporção de morcegos parasitados por moscas na Campanha 4 (33,33%) foi maior do que na Campanha 3 (17,48%) ($\chi^2 = 4,075$, $df = 1$, $p = 0,043$). O número médio de moscas por morcego capturado na Campanha 4 (5,43) foi maior do que na Campanha 3 (2,97) ($t = 2,83$; $df = 50$; $p = 0,0067$). Além disso, foi observada uma diferença na proporção de indivíduos infestados entre as áreas de amostragem (Yates $\chi^2 = 29,18$, $df = 5$, $p = 0,000021$): Área 6 > Área 3 > Área 5 > Área 1 > Área 2 > Área 4. Não foi observada diferença no número médio de moscas de morcego entre as áreas de amostragem ($f = 0,27$; $p = 0,93$).

Tabela 2. Número de morcegos capturados parasitados e moscas ectoparasitas na Região Metropolitana de São Paulo.

Áreas Especies	3ª Campanha						4ª Campanha						Total
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	
<i>Artibeus fimbriatus</i>		2/2			1/1	3/7					5/22	1/1 0	12/42
<i>Artibeus lituratus</i>	3/7	2/3		1/4	1/1	1/3		4/33	4/19			1/1 0	17/80
<i>Carollia perspicillata</i>	2/21												2/21
<i>Glossophaga soricina</i>					2/5						1/1		3/6
<i>Myotis levis</i>	1/2												1/2
Total	6/30	4/5		1/4	4/7	4/10		4/33	4/19		6/23	2/2 0	35/151

Quanto aos microrganismos, nenhum resultado positivo para nenhum vírus (RABV e CoV), *Salmonella* spp. e *Leptospira* spp. foi observado. Quanto às outras bactérias, foram obtidos 252 isolados de 174 espécimes de morcegos, sendo as que obtiveram maior número de isolados: *Escherichia coli* (n = 71), *Enterobacter cloacae* (n = 29), *Serratia marcescens* (n = 23); e a maioria obteve um isolado (Tabela 3). Desse total, em 63 morcegos (23,25%) foi obtido mais de um isolado bacteriano, sendo isolados até cinco em um único morcego.

Morcegos Bactérias	<i>Anoura caudifera</i>	<i>Artibeus fimbriatus</i>	<i>A. lituratus</i>	<i>Carollia perspicillata</i>	<i>Glossophaga soricina</i>	<i>Platyrhinus lineatus</i>	<i>P. recifinus</i>	<i>Sturnira lilium</i>	<i>Neoptesicus brasiliensis</i>	<i>E. diminutus</i>	<i>Myotis levis</i>	<i>M. nigricans</i>	<i>M. riparius</i>	Total
<i>K. aerogenes</i>			1									1		2
<i>K. oxytoca</i>			3	1				3				1		8
<i>K. pneumoniae</i>			1					5						6
<i>K. variicola</i>		1			1									2
<i>Kluyvera ascorbata</i>		2	2					1						5
<i>K. cryocrescens</i>		1	1											2
<i>Kosakonia cowanii</i>		1	2					4	1					8
<i>Leclercia adenocarboxylata</i>		1												1
<i>Morganella morganii</i>		2	1					1						4
<i>Pantoea</i> spp.			1					1						2
<i>P. agglomerans</i>			1											1
<i>Pluribacter gergoviae</i>			2											2
<i>Proteus hauseri</i>			1											1
<i>Providencia alcalifaciens</i>								1					1	2
<i>P. rettgeri</i>					1									1
<i>Pseudeschierichia sp.</i>								1						1
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		2				1		1						4
<i>Serratia marcescens</i>		10	6	1	2		1	3						23
<i>S. nematodiphila</i>		2												2
Total	2	72	62	7	8	2	1	84	1	2	2	7	2	252

Foram amostrados 147 swabs da pele de morcegos para Staphylococcaceae. As amostras foram obtidas principalmente na área rural (Área 2; n = 61), seguida da área florestal preservada (Área 1; n = 40), residencial verticalizada (Área 5; n = 19), residencial de casas (Área 3; n = 14), residencial de casas populares (Área 4; n = 08) e industrial (Área 6; N = 07). Nove espécies de morcegos foram capturadas e amostradas: *Sturnira lilium* (N = 56), *Artibeus lituratus* (N = 38), *Artibeus fimbriatus* (N = 28), *Glossophaga soricina* (N = 11), *Carollia perspicillata* (N = 4), *Platyrrhinus lineatus* (N = 4), *Platyrrhinus recifinus* (N = 02), *Pygoderma bilabiatum* (N = 01) e *Desmodus rotundus* (N = 01), todos pertencentes à família Phyllostomidae (Tabela 4).

Os 63 isolados pertenciam a nove espécies de Staphylococcaceae. *M. sciuri* (n = 44) foi a espécie mais frequente, isolada em 66,7% (06/09) das espécies de morcegos (Tabela 1), e os *Staphylococcus* isolados foram *S. aureus* (n = 7), *S. saprophyticus* (n = 3), *S. warneri* (n = 2), *S. xylosus* (n = 2), *S. kloosii* (n = 2), *S. epidermidis* (n = 1), *S. haemolyticus* (n = 1) e *S. nepalensis* (n = 1) (Tabela 4).

Tabela 4. Frequência das nove espécies de Staphylococcaceae isoladas de amostras de pele de de morcegos.

Espécie de morcegos	Staphylococcaceae	% (N/M)	Total de isolados % (N/M)
<i>Desmodus rotundus</i>	<i>M. sciuri</i>	100 (01/01)	100 (01/01)
<i>Pygoderma bilabiatum</i>	<i>M. sciuri</i>	100 (01/01)	100 (01/01)
<i>Carollia perspicillata</i>	<i>M. sciuri</i>	75.0 (03/04)	75.0 (03/04)
<i>Platyrrhinus recifinus</i>	<i>S. aureus</i>	50.0 (01/02)	50.0 (01/02)
<i>Platyrrhinus lineatus</i>	<i>S. nepalensis</i>	25.0 (01/04)	50.0 (02/04)
	<i>S. haemolyticus</i>	25.0 (01/04)	
<i>Sturnira lilium</i>	<i>M. sciuri</i>	39.3 (22/56)	46.4 (26/56)
	<i>S. aureus</i>	03.6 (02/56)	
	<i>S. warneri</i>	01.8 (01/56)	

	<i>S. xylosus</i>	01.8 (01/56)	
<i>Artibeus lituratus</i>	<i>M. sciuri</i>	23.7 (09/38)	39.5 (15/38)
	<i>S. aureus</i>	05.3 (02/38)	
	<i>S. saprophyticus</i>	05.3 (02/38)	
	<i>S. warneri</i>	02.6 (01/38)	
	<i>S. kloosii</i>	02.6 (01/38)	
<i>Artibeus fimbriatus</i>	<i>M. sciuri</i>	28.6 (08/28)	39.3 (11/28)
	<i>S. aureus</i>	03.6 (01/28)	
	<i>S. saprophyticus</i>	03.6 (01/28)	
	<i>S. kloosii</i>	03.6 (01/28)	
<i>Glossophaga soricina</i>	<i>S. epidermidis</i>	09.1 (01/11)	27.3 (03/11)
	<i>S. xylosus</i>	9.1 (01/11)	
	<i>S. aureus</i>	9.1 (01/11)	

N = número de isolados, M = número de morcegos analisados.
Tabela adaptada de Carrillo-Gaeta *et al.*, 2023.

Staphylococcaceae foram isolados de 42,8% (63/147) do total de morcegos, 44,0% (33/75) de machos e 41,7% (30/72) de fêmeas ($P = 0,46$), e principalmente de morcegos jovens (77,8%; 21/27) em comparação com morcegos adultos (35,0%; 42/120) ($P = 0,0001$). Em relação ao local de estudo, a maioria dos isolados foi obtida da área 2 (57,4 %; 35/61), seguida da área 1 (45,0 %; 18/40), área 04 (33,3%; 04/12), área 03 (25,0 %; 02/08), área 05 (15,8 %; 03/19) e área 06 (14,3%; 01/07) ($P = 0,01$). Mais isolados foram obtidos no verão (34,0 %; 50/147) do que no outono (8,8%; 13/147) ($P = 0,008$).

O modelo de regressão logística considerando os isolados de *C. freundii* como variável dependente mostrou a área 2 (comparada à área 1) como fator de proteção ($p = 0,0041$) (OR = 0,30; IC 95% = 0,091—0,91) e presença de feridas como fator de risco ($p = 0,075$) (OR = 6,74; IC 95% = 0,72—59,90). O modelo de regressão para *E. cloacae* mostrou edificações como abrigo como fator de proteção ($p = 0,039$) (OR = 0,37; IC95% = 0,13—0,90). Por fim, o modelo de

regressão para *E. coli* mostrou a Área 4 (comparada à Área 1) como um fator de risco ($p = 0,001$) (OR = 10,33; IC 95% = 2,79—50,88).

Não houve diferença significativa entre as medianas dos resíduos de cada área amostral (Tabela 5), para o cálculo do ICC, de nenhuma das três espécies: *S. liliium* ($p=0,26$), *A. lituratus* ($p=0,72$) e *A. fimbriatus* ($p=0,16$). Porém, no teste *post hoc* de Dunn, analisando cada área par a par, foi possível observar diferença significativa entre algumas áreas. Para *S. liliium*, as áreas 1 e 4 apresentaram foram diferentes ($p=0,04$), e para *A. fimbriatus*, as áreas 4 e 5 apresentaram diferença ($p=0,03$).

Tabela 5. Número de animais utilizados por área amostral e mediana dos resíduos para a análise de índice de condição corporal, nas três espécies mais abundantes.

Espécies		Áreas					
		1	2	3	4	5	6
<i>Sturnira liliium</i>	N	18	16	1	13	4	0
	Mediana	0,40	-0,14	-0,17	-1,48	0,27	-
<i>Artibeus lituratus</i>	N	27	12	6	4	9	4
	Mediana	1,04	2,28	0,72	-1,56	-1,42	-0,98
<i>Artibeus fimbriatus</i>	N	2	24	0	3	15	4
	Mediana	2,80	-1,09	-	-4,34	3,16	-2,29

DISCUSSÃO

Moscas de morcegos das famílias Streblidae e Nycteribiidae já foram descritas na área de estudo (BERTOLA *et al.*, 2005). O ambiente pode causar variação na abundância de moscas, diferentes tipos de pernoite de morcegos podem influenciar no grau de parasitismo dessas moscas (BORDES; MORAND; RICARDO, 2008; PILOSOF *et al.*, 2012).

Bertola *et al.* (2005) observaram uma preferência dos dípteros pela fase juvenil dos morcegos, o que pode explicar em parte esses resultados, mas espécies de morcegos que coabitam abrigos também devem ser levadas em consideração. Esses autores também descreveram a preferência das moscas por morcegos fêmeas grávidas. Ainda assim, infelizmente, isso não pode ser

corroborado com o presente trabalho, uma vez que nenhum morcego, com ectoparasitas, foi coletado durante as Campanhas 1 e 2.

Pilosof et al. (2012) descobriram que a abundância de moscas é afetada por distúrbios climáticos e antrópicos. Como as moscas dos morcegos estão expostas ao ambiente durante seu ciclo de vida, a abundância de parasitas pode ser diretamente afetada pelas condições climáticas locais. Por exemplo, o desenvolvimento de moscas de morcego é favorecido em temperaturas mais quentes. Compreender a transmissão das moscas do morcego pode ajudar a elucidar a epidemiologia de patógenos transmissíveis, como mencionado por Bertola et al. (2005).

Nenhum vírus (RABV e CoV) foi detectado na amostra, porém o RABV já foi previamente isolado no RMSP (FAVORETTO et al., 2002; SODRÉ; GAMA; ALMEIDA, 2010). Dado que a prevalência do RABV pode ser pequena, seria necessária uma amostra grande para detectá-lo, conforme descrito por Dias et al. (2019). Estudos de CoV de morcego no Brasil são escassos (BRANDÃO et al., 2008; LIMA et al., 2013; ASANO et al., 2016), compostos por amostras pequenas e baixas prevalências. Mais estudos são necessários para descrever a circulação do CoV no Brasil, principalmente após a pandemia de COVID-19.

Com relação aos modelos de regressão logística, a Área 2 (comparada à Área 1) foi um fator de proteção para a infecção por *C. freundii*, e a presença de feridas foi um fator de risco. A área 2 teve o maior número de morcegos capturados, o que pode explicar o alto número de morcegos feridos. Este resultado evidenciou o papel oportunista de *C. freundii* e sua associação com feridas cutâneas em morcegos, como demonstrado para outras espécies (KUS; BURROWS, 2007).

Para *E. cloacae*, o uso de edificações como abrigo foi um fator de proteção. *A. fimbriatus* e *S. liliium* foram as espécies com menor prevalência de *E. cloacae*, 14,5 e 7,8%, respectivamente, se comparadas a *A. lituratus* (20%) e *C. perspicillata* (75%). Os dois primeiros podem residir em edificações, mas este fato não explica diretamente este fator de proteção, que deve ser melhor investigado. Vale lembrar que os tipos de abrigos utilizados pelos morcegos foram atribuídos genericamente, conforme Dias et al. (2019), mas não necessariamente observadas em campo.

A Área 4 (em comparação com a Área 1) foi um fator de risco para a infecção por *E. coli*. A presença abundante de água (devido à presença de uma nascente) e pecuária na FMVZ-USP, além das precárias condições de saneamento básico na favela próxima, podem explicar esse resultado. Não foram obtidos modelos de regressão logística significativos para *E. hormaechei* e *S. marcescens*.

Não foram isoladas *Salmonella* spp. e *Leptospira* spp. na amostra, embora essas bactérias já tenham sido descritas em morcegos urbanos e selvagens (BESSA *et al.*, 2010; IOVINE *et al.*, 2015). Por outro lado, um alto número de isolados de bactérias foi encontrado na amostra, em particular *Citrobacter freundii* (n = 21), *Enterobacter cloacae* (n = 29), *E. hormaechei* (n = 10), *Escherichia coli* (n = 71) e *Serratia marcescens* (n = 23). Não foram observadas diferenças na proporção de isolados de bactérias em relação ao número de morcegos capturados entre as campanhas de campo e áreas de amostragem, exceto *E. hormaechei*, com maior proporção de isolados por morcegos capturados nas Campanhas 3 e 4 do que nas Campanhas 1 e 2 e maior proporção de isolados por morcego capturado na Campanha 3 do que na Campanha 1.

Os resultados da *Leptospira* são consonantes com os resultados levantados da literatura, mostrando que a América do Sul apresenta a menor taxa de positividade no MAT e testes moleculares. Os resultados positivos variaram de 0% a 0,5% (0,1% ± 0,2%) e 0% a 100% (26,9% ± 23%), usando MAT e diagnóstico molecular, respectivamente em todo o mundo (ESTEVEZ *et al.*, 2022). *Salmonella* spp. pertence à família Enterobacteriaceae e foi detectado em morcegos em todo o mundo, porém em taxas baixas (REYES *et al.*, 2011; ISLAM *et al.*, 2013), inclusive em uma fêmea insetívora de morcego *Lasiurus blossevillii* no Brasil (FERREIRA *et al.*, 2021). Nossos resultados indicam que os morcegos estudados podem não ser portadores dessa bactéria patogênica.

A maioria dos isolados de Staphylococcaceae foi obtida em áreas rurais e florestais, provavelmente pela maior abundância de morcego nestas áreas. Devido à maior probabilidade de contato entre morcegos, outros animais e plantas no verão (BARROS; PESSOA; RUI, 2014; GORMAN *et al.*, 2021), a maioria dos isolados de Staphylococcaceae foi obtida nesta estação. O gênero *Staphylococcus* compreende 53 espécies patogênicas e comensais

reconhecidas (PHE, 2020) que podem ser isoladas de animais e do ambiente. *M. sciuri* foi a espécie mais frequentemente isolada, o que corrobora *M. sciuri* ser encontrado principalmente em animais (KLOOS; SCHLEIFER; SMITH, 1976). No entanto, sua importância na medicina humana está aumentando devido à sua associação com infecções de feridas (HU *et al.*, 2015), peritonite (MESERVEY *et al.*, 2020) e infecções do trato urinário (STEPANOVIC *et al.*, 2003). *S. aureus* é um patógeno significativo que causa diversas infecções em animais e humanos, vale ressaltar que essas espécies clinicamente significativas também foram isoladas de morcegos (HEATON *et al.*, 2020). Vale ressaltar que Staphylococcaceae foi isolada principalmente de morcegos jovens, o que pode estar relacionado à colonização em fêmeas. Assim como, já foi comentado, em relação às moscas ectoparasitas de morcego, em que as fêmeas grávidas e lactantes de morcegos geralmente apresentam um alto grau de infestação e transferem os parasitas para os jovens (DICK; PATTERSON, 2006).

Com relação ao ICC, as diferenças observadas entre as Área 1 e 4 para *S. lillium*, com uma melhor condição para os morcegos desta espécie da Área 1; e 4 e 5 para *A. fimbriatus*, com melhor condição para Área 5, significam que, no primeiro caso, áreas mais conservadas propiciam melhores condições corporais para morcegos da espécie *S. lillium*. Já no segundo caso, a Área 5 (conforme explicado no capítulo 1), apresentou uma alta abundância de algumas espécies de morcego, o que não era esperado para o extrato (habitações verticalizadas), porém aqui é corroborado para *A. fimbriatus*, que teve uma melhor condição corporal nesta área. Os fragmentos florestais próximos a esta área deve representar uma importante fonte de alimento para esta espécie, justificando a melhor condição. Em ambos os casos a Área 4 (representante do extrato de habitações populares) teve piores ICCs para ambas espécies. Este fato foi corroborado pelo maior risco de infecção por *E. coli* nesta área, que também pode piorar a condição corporal, assim como a baixa condição corporal pode aumentar a susceptibilidade à infecção.

Vírus quando são isolados ou detectados em tecidos ou excrementos de morcegos, não prova uma relação entre a presença de um vírus (ou parte genética deles) e a doença que o vírus pode causar (MORATELLI; CALISHER, 2015). Alguns desses vírus ou sequências virais podem estar em alimentos

ingeridos por morcegos e pelo menos alguns (ou a maioria) são irrelevantes com relação à epidemiologia de doenças virais.

Moratelli e Calisher (2015) especulam sobre a distribuição taxonômica e geográfica dos morcegos que podem transmitir vírus aos humanos. Em que, exceto pela raiva, esses eventos ocorrem predominantemente no Velho Mundo, com destaque para as famílias de morcegos pteropodídeos, hiposiderídeos e rinolofídeos pertencentes à subordem Yinpterochiroptera. Até agora, não há evidências sólidas de que os morcegos do Novo Mundo desempenham um papel significativo na transmissão de vírus zoonóticos para humanos, exceto para o vírus da raiva. Isso pode estar relacionado à concentração de estudos no Velho Mundo, onde a incidência dessas doenças é mais prevalente. No entanto, diferenças evolutivas, biológicas e comportamentais entre morcegos do Novo e Velho Mundo podem oferecer explicações plausíveis. Os morcegos do Velho Mundo podem ter desenvolvido estratégias para coexistir com vírus devido à longa coevolução com outros mamíferos. Em contraste, o conjunto de mamíferos do Novo Mundo foi drasticamente reconfigurado devido ao Grande Intercâmbio Biótico Americano, potencialmente resultando em menor coevolução (PIMENTA, 2022). Essas subordens de morcegos também têm divergências genéticas antigas, o que pode ter influenciado suas respostas imunológicas distintas (WANG *et al.*, 2021). Ecologicamente, os pteropodídeos tendem a formar grupos maiores, facilitando a disseminação viral, enquanto os morcegos frugívoros do Novo Mundo formam grupos menores (ALMEIDA; GIANNINI; SIMMONS, 2016). Além disso, o consumo de morcegos é menos comum nas Américas, minimizando a exposição direta a sangue e fluidos infectados (MICKLEBURGH; WAYLEN; RACEY, 2009).

CONCLUSÃO

Apesar da não detecção de vírus nas amostras, várias espécies de bactérias foram isoladas, sendo possível associá-las aos ambientes nos quais os morcegos foram capturados, assim como os outros critérios avaliados. Entretanto, os morcegos sendo potenciais reservatórios de uma longa lista de patógenos e possivelmente abrigando mais vírus zoonóticos que outros mamíferos (LUIS *et al.*, 2013), incluindo alguns vírus mortais (WYNNE; WANG, 2013), é necessário entender os mecanismos de resistência imunológica que

permitem aos morcegos serem reservatórios de patógenos, as bases patogênicas de doenças infecciosas em morcegos e os mecanismos subjacentes ao surgimento de doenças (CALISHER *et al.*, 2006; DOBSON, 2006; DASZAK *et al.*, 2013; MANDL *et al.*, 2015). Para abordar essas questões, é necessário realizar estudos ecoepidemiológicos de campo. Além disso, a descrição dos patógenos circulantes nas populações de morcegos permite a elaboração de planos de contingência para mitigar o risco de transbordamento para humanos e animais. O contrário também é válido. A implementação dessas ações exigiria uma intensa relação interinstitucional e poderia ser justificada não apenas para morcegos, mas para outras espécies.

BIBLIOGRAFIA

ALMEIDA, F. C.; GIANNINI, N. P.; SIMMONS, N. B. The evolutionary history of the African fruit bats (Chiroptera: Pteropodidae). **Acta Chiropterologica**, v. 18, n. 1, p. 73-108, 2016.

AHMED, A. *et al.* Development and validation of a real-time PCR for detection of pathogenic *Leptospira* species in clinical materials. **PloS one**, v. 4, n. 9, p. e7093, 2009.

ANTI, P. *et al.* Human–bat interactions in rural West Africa. **Emerging Infectious Diseases**, v. 21, n. 8, p. 1418, 2015.

ASANO, K. M. *et al.* Alphacoronavirus in urban Molossidae and Phyllostomidae bats, Brazil. **Virology journal**, v. 13, p. 1-5, 2016.

AZEREDO, L. M. M. *et al.* Body mass index and glucose variations during the night in free-ranging *Artibeus planirostris* (Chiroptera: Phyllostomidae). **Zoologia (Curitiba)**, v. 36, 2019.

BARROS, M. A. S.; PESSOA, D.; RUI, A. M. Habitat use and seasonal activity of insectivorous bats (Mammalia: Chiroptera) in the grasslands of southern Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 31, p. 153-161, 2014.

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

BESSA, T. Á. F. *et al.* The contribution of bats to leptospirosis transmission in Sao Paulo City, Brazil. **The American journal of tropical medicine and hygiene**, v. 82, n. 2, p. 315, 2010.

BORDES, F.; MORAND, S.; RICARDO, G. Bat fly species richness in Neotropical bats: correlations with host ecology and host brain. **Oecologia**, v. 158, p. 109-116, 2008.

BOTELHO, N. S. *et al.* Candida Species Isolated from Urban Bats of Londrina-Paraná, Brazil and their Potential Virulence. **Zoonoses and Public Health**, v. 59, n. 1, p. 16-22, 2012.

BRANDÃO, P. E. *et al.* A coronavirus detected in the vampire bat *Desmodus rotundus*. **Brazilian Journal of Infectious Diseases**, v. 12, p. 466-468, 2008.

CABRAL, A. D. *et al.* First isolation and genotyping of *Toxoplasma gondii* from bats (Mammalia: Chiroptera). **Veterinary parasitology**, v. 193, n. 1-3, p. 100-104, 2013.

CALISHER, C. H. *et al.* Bats: important reservoir hosts of emerging viruses. **Clinical microbiology reviews**, v. 19, n. 3, p. 531-545, 2006.

- CARRILLO GAETA, N. *et al.* Bats Are Carriers of Antimicrobial-Resistant Staphylococcaceae in Their Skin. **Antibiotics**, v. 12, n. 2, p. 331, 2023.
- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R. Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 51, p. 19374-19379, 2006.
- DASZAK, P.; CUNNINGHAM, A. A.; HYATT, A. D. Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife. **Acta tropica**, v. 78, n. 2, p. 103-116, 2001.
- DASZAK, P. *et al.* Interdisciplinary approaches to understanding disease emergence: the past, present, and future drivers of Nipah virus emergence. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. supplement_1, p. 3681-3688, 2013.
- D'AURIA, S. R. N. *et al.* Serologic survey for rickettsiosis in bats from São Paulo city, Brazil. **Vector-Borne and Zoonotic Diseases**, v. 10, n. 5, p. 459-463, 2010.
- DE LUCCA, T. *et al.* Assessing the rabies control and surveillance systems in Brazil: an experience of measures toward bats after the halt of massive vaccination of dogs and cats in Campinas, Sao Paulo. **Preventive Veterinary Medicine**, v. 111, n. 1-2, p. 126-133, 2013.
- DIAS, R. A. *et al.* Spatiotemporal distribution of a non-haematophagous bat community and rabies virus circulation: a proposal for urban rabies surveillance in Brazil. **Epidemiology & Infection**, v. 147, p. e130, 2019.
- DICK, C. W.; PATTERSON, B. D. Bat flies: obligate ectoparasites of bats. In: **Micromammals and macroparasites: from evolutionary ecology to management**. Tokyo: Springer Japan, p. 179-194, 2006.
- DOBSON, A. P. Response to: linking bats to emerging diseases. **Science**, v. 311, p. 1999, 2006.
- ESCUTENAIRE, S. *et al.* SYBR Green real-time reverse transcription-polymerase chain reaction assay for the generic detection of coronaviruses. **Archives of virology**, v. 152, p. 41-58, 2007.
- ESTEVEZ, S. B. *et al.* *Leptospira* sp. infection in bats: A systematic review and meta-analysis. **Transboundary and Emerging Diseases**, v. 69, n. 5, p. e2456-e2473, 2022.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FAVORETTO, S. R. *et al.* Antigenic typing of Brazilian rabies virus samples isolated from animals and humans, 1989-2000. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 44, p. 91-95, 2002.

FERREIRA, A. C. R. *et al.* Cross-sectional study on *Brucella* spp., *Leptospira* spp. and *Salmonella* spp. in bats from Montes Claros, Minas Gerais, Brazil. **Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases**, v. 78, p. 101692, 2021.

FIELD, H. *et al.* The natural history of Hendra and Nipah viruses. **Microbes and infection**, v. 3, n. 4, p. 307-314, 2001.

FOUNTAIN, K. *et al.* *Staphylococcus aureus* lineages associated with a free-ranging population of the fruit bat *Pteropus livingstonii* retained over 25 years in captivity. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 13457, 2022.

GORMAN, K. M. *et al.* Bat activity patterns relative to temporal and weather effects in a temperate coastal environment. **Global Ecology and Conservation**, v. 30, p. e01769, 2021.

HALL, T. A. *et al.* BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. In: **Nucleic acids symposium series**, p. 95-98, 1999.

HAYMAN, D. T. S. Bats as viral reservoirs. **Annual review of virology**, v. 3, p. 77-99, 2016.

HEATON, C. J. *et al.* *Staphylococcus aureus* epidemiology in wildlife: A systematic review. **Antibiotics**, v. 9, n. 2, p. 89, 2020.

HU, X. *et al.* Draft genome sequence of *Staphylococcus sciuri* subsp. *sciuri* strain Z8, isolated from human skin. **Genome announcements**, v. 3, n. 4, p. 10.1128/genomea.00714-15, 2015.

IOVINE, R. O. *et al.* Isolation of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. from free-ranging wild animals. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 46, p. 1257-1263, 2015.

ISLAM, A. *et al.* Isolation of *Salmonella virchow* from a fruit bat (*Pteropus giganteus*). **EcoHealth**, v. 10, p. 348-351, 2013.

JONES, K. E. *et al.* Global trends in emerging infectious diseases. **Nature**, v. 451, n. 7181, p. 990-993, 2008.

KARESH, W. B. *et al.* Ecology of zoonoses: natural and unnatural histories. **The Lancet**, v. 380, n. 9857, p. 1936-1945, 2012.

KEESING, F.; HOLT, R. D.; OSTFELD, R. S. Effects of species diversity on disease risk. **Ecology letters**, v. 9, n. 4, p. 485-498, 2006.

KLOOS, W. E.; SCHLEIFER, K. H.; SMITH, R. F. Characterization of *Staphylococcus sciuri* sp. nov. and its subspecies. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 26, n. 1, p. 22-37, 1976.

KUMAR, S. *et al.* MEGA X: molecular evolutionary genetics analysis across computing platforms. **Molecular biology and evolution**, v. 35, n. 6, p. 1547, 2018.

KUNZ T. H.; PARSONS S. **Ecological and behavioral methods for the study of bats**, 2nd edn. Johns Hopkins University Press, Baltimore, 2009.

KUS J. V., BURROWS L. L. Infections due to *Citrobacter* and *Enterobacter*. xPharm: **The Comprehensive Pharmacology Reference**, p. 1-12, 2007.

LABOCHA, M. K.; SCHUTZ, H.; HAYES, J. P. Which body condition index is best?. **Oikos**, v. 123, n. 1, p. 111-119, 2014.

LE CREN, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). **The Journal of Animal Ecology**, p. 201-219, 1951.

LI, Z. *et al.* Skin microbiota variation among bat species in China and their potential defense against pathogens. **Frontiers in Microbiology**, v. 13, p. 808788, 2022.

LIMA, F. E. S. *et al.* Detection of Alphacoronavirus in velvety free-tailed bats (*Molossus molossus*) and Brazilian free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*) from urban area of Southern Brazil. **Virus Genes**, v. 47, p. 164-167, 2013.

LUIS, A. D. *et al.* A comparison of bats and rodents as reservoirs of zoonotic viruses: are bats special?. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, n. 1756, p. 20122753, 2013.

MACEDO, C. I. *et al.* Diagnosis of human rabies cases by polymerase chain reaction of neck-skin samples. **Brazilian Journal of Infectious Diseases**, v. 10, p. 341-345, 2006.

MACKENZIE, J. S.; JEGGO, M. Reservoirs and vectors of emerging viruses. **Current opinion in virology**, v. 3, n. 2, p. 170-179, 2013.

MADHAIYAN, M.; WIRTH, J. S.; SARAVANAN, V. S. Phylogenomic analyses of the Staphylococcaceae family suggest the reclassification of five species within the genus *Staphylococcus* as heterotypic synonyms, the promotion of five subspecies to novel species, the taxonomic reassignment of five *Staphylococcus* species to *Mammaliococcus* gen. nov., and the formal assignment of *Nosocomiicoccus* to the family Staphylococcaceae. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 70, n. 11, p. 5926-5936, 2020.

- MANDL, J. N. *et al.* Reservoir host immune responses to emerging zoonotic viruses. **Cell**, v. 160, n. 1, p. 20-35, 2015.
- MÉRIEN, F. *et al.* Polymerase chain reaction for detection of *Leptospira* spp. in clinical samples. **Journal of clinical microbiology**, v. 30, n. 9, p. 2219-2224, 1992.
- MESERVEY, A. *et al.* *Staphylococcus sciuri* peritonitis in a patient on peritoneal dialysis. **Zoonoses and public health**, v. 67, n. 1, p. 93-95, 2020.
- MICKLEBURGH, S.; WAYLEN, K.; RACEY, P. Bats as bushmeat: a global review. **Oryx**, v. 43, n. 2, p. 217-234, 2009.
- MILLS, J. N. Biodiversity loss and emerging infectious disease: an example from the rodent-borne hemorrhagic fevers. **Biodiversity**, v. 7, n. 1, p. 9-17, 2006.
- MORATELLI, R.; CALISHER, C. H. Bats and zoonotic viruses: can we confidently link bats with emerging deadly viruses?. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 110, p. 1-22, 2015.
- MOYA-LARAÑO, J. *et al.* Analysing body condition: mass, volume or density?. **Journal of Animal Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1099-1108, 2008.
- MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.
- NUNES, H.; ROCHA, F. L.; CORDEIRO-ESTRELA, P. Bats in urban areas of Brazil: roosts, food resources and parasites in disturbed environments. **Urban ecosystems**, v. 20, p. 953-969, 2017.
- PILOSOF, S. *et al.* Effects of anthropogenic disturbance and climate on patterns of bat fly parasitism. **PloS one**, v. 7, n. 7, p. e41487, 2012.
- PIMENTA, G. B. Os efeitos do Grande Intercâmbio Biótico Americano nas faunas Sul-Americanas: uma revisão sistemática da literatura. 2022.
- PLOWRIGHT, R. K. *et al.* Ecological dynamics of emerging bat virus spillover. **Proceedings of the royal society B: biological sciences**, v. 282, n. 1798, p. 20142124, 2015.
- PUBLIC HEALTH ENGLAND (PHE). **Standards for Microbiology Investigations Identification of *Staphylococcus* Species, *Micrococcus* Species and *Rothia* Species**; Public Health England: London, UK, v. 4, p. 1–26, 2020.
- REYES, A. W. B. *et al.* Polymerase chain reaction assay and conventional isolation of *Salmonella* spp. from Philippine bats. **Acta Scientiae Veterinariae**, v. 39, n. 1, p. 1-7, 2011.

- SHANKAR, V. *et al.* Rabies in a captive colony of big brown bats (*Eptesicus fuscus*). **Journal of wildlife diseases**, v. 40, n. 3, p. 403-413, 2004.
- SMITH, I.; WANG, L. Bats and their virome: an important source of emerging viruses capable of infecting humans. **Current opinion in virology**, v. 3, n. 1, p. 84-91, 2013.
- SODRÉ, M. M.; GAMA, A. R.; ALMEIDA, M. F. Updated list of bat species positive for rabies in Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 52, p. 75-81, 2010.
- SPEAKMAN, J. Factors influencing the daily energy expenditure of small mammals. **Proceedings of the Nutrition Society**, v. 56, n. 3, p. 1119-1136, 1997.
- SPEAKMAN, J. R. (Ed.). **Body composition analysis of animals: a handbook of non-destructive methods**. Cambridge University Press, 2001.
- SPEAKMAN, J. R.; RACEY, P. A. The influence of body condition on sexual development of male brown long-eared bats (*Plecotus auritus*) in the wild. **Journal of Zoology**, v. 210, n. 4, p. 515-525, 1986.
- STEPANOVIC, S. *et al.* Isolation of members of the *Staphylococcus sciuri* group from urine and their relationship to urinary tract infections. **Journal of clinical microbiology**, v. 41, n. 11, p. 5262-5264, 2003.
- STEVENSON, R. D.; WOODS JR, W. A. Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. **Integrative and comparative biology**, v. 46, n. 6, p. 1169-1190, 2006.
- STRAKA, T. M. *et al.* Human dimensions of bat conservation—10 recommendations to improve and diversify studies of human-bat interactions. **Biological Conservation**, v. 262, p. 109304, 2021.
- TEIXEIRA, B. R. **Estudo longitudinal da infecção por hantavírus em roedores silvestres no estado do Paraná**. 2013. Tese de Doutorado.
- WALTMAN, W. D. Methods for the cultural isolation of *Salmonella*. **Salmonella in domestic animals**, p. 355-372, 2000.
- WANG, L. *et al.* Decoding bat immunity: the need for a coordinated research approach. **Nature Reviews Immunology**, v. 21, n. 5, p. 269-271, 2021.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **WHO expert consultation on rabies: second report**. World Health Organization, 2013.
- WYNNE, J. W.; WANG, L. Bats and viruses: friend or foe?. **PLoS Pathogens**, v. 9, n. 10, p. e1003651, 2013.

ANEXO 1

TREINAMENTO PARA CAPTURA E MANEJO DE MORCEGOS

Foi organizado um treinamento para a equipe abordando técnicas de captura, coleta de material biológico e manejo de morcegos. Sendo considerado como uma campanha-piloto, realizada entre os dias 19 e 21 de outubro de 2020, em um condomínio verticalizado (condomínio de prédios), na zona oeste do município de São Paulo. Este treinamento foi composto por seis passos:

1. Escolha do local da captura;
2. Apresentação, manipulação e montagem dos métodos de captura, tais quais redes de neblina e puçá;
3. Manipulação e retirada dos morcegos das redes de neblina por toda equipe;
4. Realização de biometria, anilhamento e identificação dos morcegos, e concomitante teste da chave de identificação dos morcegos da RMSP, desenvolvido previamente pela equipe e ainda em formato PDF;
5. Coleta de material biológico (sangue, urina, fezes, swab oral e swab retal) e ectoparasitas;
6. Desmontagem das redes de neblina e soltura dos animais.

Participaram do treinamento, além do Professor coordenador do projeto, um biólogo e doutorando no Programa de Pós graduação em Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses, duas médica veterinárias e mestrandas no Programa de Pós graduação em Epidemiologia Experimental Aplicada às Zoonoses, e um biólogo, graduando em Medicina Veterinária na Universidade de São Paulo e bolsista PUB. Todos os participantes foram imunizados contra a raiva em protocolos de pré-exposição e apresentaram os laudos de sorologia protetora contra o vírus da raiva antes do início desta atividade, emitido pelo Instituto Pasteur de São Paulo ou Hospital Emílio Ribas.

Em duas noites, foram capturados 10 morcegos da família Phyllostomidae, sendo quatro indivíduos da espécie *Artibeus lituratus* e quatro *Artibeus fimbriatus*, e *Platyrrhinus lineatus* e *Glossophaga soricina*, com apenas um indivíduo cada.

Na primeira noite (19/10/20), devido à chuva abundante no final da tarde e no começo da noite, as redes de neblina só puderam ser armadas por volta

das 20:30 h. Foram armadas duas redes, sendo uma de 9 m de comprimento por 2,5 m de altura e outra de 7 m de comprimento por 2,5 m de altura, sendo ambas armadas na horta de um condomínio. Nesta noite, foram capturados um indivíduo de *P. lineatus* às 22:50 h e um indivíduo de *A. fimbriatus* às 23:40 h. Na madrugada (20/10/20), foram capturados um indivíduo de *A. lituratus* às 00:40 h e mais dois indivíduos de *A. fimbriatus*, às 00:46 h e às 1:30 h.

Na segunda noite (20/10/20), foram armadas três redes, sendo duas de 9 m e uma de 7 m de comprimento, por volta das 18:00 h. Neste período de coleta foram capturados um indivíduo de *A. fimbriatus*, às 22:00 h, e três *A. lituratus*, um às 23:40 h do mesmo dia e dois às 0 h do dia 21/10/20.

Na tarde do dia 21/10/20, foi realizada uma captura diurna em abrigo artificial, em uma galeria do condomínio, conforme nos foi informado pelo corpo diretivo. Às 16:45 h, foi feita uma vistoria, tendo sido encontrado e capturado um indivíduo de *G. soricina*.

Foi coletada uma amostra de sangue de todos os animais capturados, possibilitando a todos os participantes treinar esta técnica. O treinamento da equipe foi considerado exitoso, uma vez que todos puderam aprender a manipular os materiais de captura, retirar os animais das redes, triá-los e coletar amostras biológicas.

ANEXO 2**P.O.P. PARA CAPTURA DE MORCEGOS****Preparação para captura:**

Chegada ao campo duas horas antes do pôr do sol;

Definir os melhores pontos para as redes e limpar e cortar os pontos esses pontos;

Instalar as redes, deixando-as “fechadas” até o pôr do sol;

Abrir as redes no pôr do sol;

Durante a captura:

Sair para vistoriar as redes com intervalo de 30 minutos;

Aproximar das redes com a lanterna de cabeça, luva na mão e saquinhos de pano e eppendorfs em uma bolsa;

Conter o animal com luva e descobrir qual bolsa e lado da rede ele está preso;

Coletar fezes no eppendorf, caso o animal defeque;

Retirar o animal da rede, anotar os dados (número de campo, rede, hora e, se possível, a espécie) e identificar o saco de pano que o animal for acondicionado com o número de campo;

Coleta de dados:

Pesar o saco com o animal acondicionado;

Retirar o morcego do saco e verificar se há fezes no saco, caso tenha coletar no eppendorf;

Medir o antebraço com paquímetro;

Distinguir o sexo;

Ver a idade (adulto ou jovem) pelo grau de ossificação das epífises dos metacarpos e falanges;

Tentar identificar o animal, caso não consiga, aferir outras medidas e características importantes para identificação;

Anilhar o antebraço direito de fêmeas e esquerdo de machos;

Coletar ectoparasitas;

Swab oral;

Swab anal;

Coleta de sangue;

Soltura do animal.