

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

Vinícius Theotônio Baptista de Almeida

Influência da estrutura da paisagem na diversidade de espécies em comunidades de morcegos na Mata Atlântica.

SÃO CARLOS -SP
2025

Vinícius Theotônio Baptista de Almeida

Influência da estrutura da paisagem na diversidade de
espécies em comunidades de morcegos na Mata
Atlântica.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais¹.

Orientador: Prof. Dr. Luciano Elsinor Lopes
Coorientador: Prof. Dr. Vlamir José Rocha

São Carlos-SP
2025

Almeida, Vinícius Theotônio Baptista de

Influência da estrutura da paisagem na diversidade de espécies em comunidades de morcegos na Mata Atlântica. / Vinícius Theotônio Baptista de Almeida -- 2025.
47f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus São Carlos, São Carlos
Orientador (a): Luciano Elsinor Lopes
Banca Examinadora: Victor Eduardo Lima Ranieri, Pedro Henrique Miguel, Danilo Boscolo
Bibliografia

1. Ecologia de Paisagem. 2. Quirópteros. I. Almeida, Vinícius Theotônio Baptista de. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Arildo Martins - CRB/8 7180



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Vinicius Theotônio Baptista de Almeida, realizada em 05/05/2025.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Luciano Elsinor Lopes (UFSCar)

Prof. Dr. Vlamir Jose Rocha (UFSCar)

Prof. Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri (EESC/USP)

Prof. Dr. Pedro Henrique Miguel (ITV)

Prof. Dr. Danilo Boscolo (USP)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

DEDICATÓRIA

*Dedico este trabalho aos meus dois grandes companheiros de quatro patas,
Coady e Buddy (em memória), com todo meu amor e gratidão.*

AGRADECIMENTOS

Gostaria de iniciar agradecendo ao grande professor Luciano por toda orientação e ensinamentos nessa jornada e estendo esse agradecimento à Paty, por todos os conselhos e aprendizados nesses anos. Gostaria de agradecer ao professor Vlamir, por aceitar ser meu coorientador, sendo sempre muito solícito e paciente. Ao Prof. Dr. Wilson Uieda e à Prof^a. Dr^a. Margareth Lumy Sekiama pela participação e colaborações durante minha qualificação. Ao Prof. Dr. Victor Ranieri, ao Dr. Pedro Henrique Miguel e ao Prof. Dr. Danilo Boscolo pela participação em minha banca de defesa.

Gostaria de agradecer ao Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro, coordenador do PELD CCM, por todo apoio para realização dos campos necessários para este trabalho. Assim como ao Prof. Dr. Danilo Boscolo pelo apoio nos campos mais recentes. Ao INCT, CNPQ e à CAPES pelas verbas necessárias para a realização da etapa de campo.

A todos os proprietários que abriram as portas para que nossa equipe pudesse realizar a amostragem dos morcegos em todo esse corredor da Cantareira-Mantiqueira.

A todos os professores, técnicos e funcionários do PPGCAm, em especial para a Prof^a. Dr^a. Sonia Buck e o Prof. Dr. Alexandre Kannebley de Oliveira por todo o apoio desde o início desse projeto. Ao Vinicius, por toda ajuda e paciência na resolução de toda papelada e burocracia. A todos os amigos e colegas pós-graduandos do programa.

Aos meus grandes amigos e companheiros de campo, primeiramente a Ana Elisa por ter me apresentado o incrível mundo dos morcegos, ao Léo e Danilo (muitos anos de Top FM para nós!!), Guilla, Israel, Lucas e Esquiva por toda parceria durante essa incrível jornada de milhares de quilômetros, com muitos perrengues e risadas. Aos meus amigos de longa data Campos, Lui, Lele, Rafinha, Galindo, Viny e Bárbara.

A minha melhor amiga, companheira e namorada, Katarina, por todo apoio e ajuda nessa etapa. Aos meus pais, Silvana e Lírio por todo amor e incentivo, a minha irmã Jaqueline e meu cunhado Talis, minha avó Mafalda, que sempre fica encantada quando conversamos sobre morcegos, principalmente sobre quando as mães morcegos carregam seus bebês durante o voo, o que ela acha uma graça. Amo muito todos vocês, só tenho a agradecer a todos pela contribuição neste trabalho!!!

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

RESUMO

Almeida, V. T. B - Influência da estrutura da paisagem na diversidade de espécies em comunidades de morcegos na Mata Atlântica. 2025; p. 46: Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, São Carlos – 2025

Morcegos desempenham importantes serviços ecossistêmicos, como dispersão de sementes, polinização e controle de pragas. No entanto, a composição e a diversidade das comunidades de morcegos podem ser influenciadas por alterações na paisagem. Neste estudo foi avaliado como diferentes métricas da paisagem se relacionam com dados de morcegos amostrados em 18 paisagens distintas de Mata Atlântica, distribuídas no Corredor Cantareira - Mantiqueira, na região sudeste do Brasil. Foi utilizado um buffer de 2 km ao redor dos 18 pontos para o cálculo das métricas de porcentagem de vegetação nativa, borda total, área dos fragmentos e heterogeneidade da paisagem. Para os morcegos calculou-se a diversidade de Shannon-Wiener, índice CHAO-1 e riqueza e abundância observadas. As análises estatísticas foram realizadas por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLM) e a autocorrelação espacial foi calculada por meio do índice de Moran. Foram criados grupos funcionais baseados na dieta preferencial e no tamanho corporal dos morcegos, a fim de se facilitar a visualização de possíveis respostas semelhantes para espécies de um mesmo grupo funcional. Além das análises por comunidades e grupo funcional, buscou-se a relação entre as espécies mais abundantes ($N > 20$) e as métricas de paisagem nos 18 pontos. Foi empregado um esforço amostral de 17.280 m²h (horas-rede), amostrando 501 indivíduos de 26 espécies, sendo cerca de 80,6% frugívoros, 10,3% insetívoros, 5,2% hematófagos, 3,2% nectarívoros e 0,6% onívoros. A abundância em cada paisagem variou de 2 a 65 indivíduos, já a riqueza de 2 a 11 espécies. Os GLM calculados com as métricas da paisagem e as comunidades não resultaram em relações estatisticamente significativas, assim como entre os grupos funcionais e as métricas da paisagem. Apenas a espécie *Sturnira lilium* obteve uma relação estatisticamente significativa com a métrica de porcentagem de vegetação nativa ($p = 0,0141$). A espécie demonstrou maior abundância em paisagens com 10 a 35% de vegetação nativa, o que pode ser explicado pela abundância de alimentos, uma vez que espécies pioneiras da família *Solanaceae* são alimentos preferenciais da espécie, podendo ser mais abundantes em paisagens mais alteradas, sendo a espécie um importante ator na dispersão e restauração dessas áreas mais impactadas.

Palavras-chave: Ecologia de paisagem; Configuração da paisagem; Morcegos; Mata Atlântica.

ABSTRACT

Bats provide important ecosystem services, such as seed dispersal, pollination, and pest control. However, the composition and diversity of bat communities can be influenced by landscape changes. In this study, we evaluated how different landscape metrics relate to bat data collected in 18 distinct Atlantic Forest landscapes within the Cantareira–Mantiqueira Corridor in southeastern Brazil. A 2-km buffer was applied around each sampling site to calculate metrics including percentage of native vegetation cover, total edge length, patch area, and landscape heterogeneity. For bats, we computed Shannon-Wiener diversity index, Chao-1, observed richness, and abundance. Statistical analyses were performed using Generalized Linear Models (GLMs), and spatial autocorrelation was assessed using Moran's I index. Functional groups were established based on dietary preferences and body size to facilitate the identification of potential patterns of response among ecologically similar species. In addition to analyses at the community and functional group levels, we also explored relationships between the most abundant species ($N > 20$) and landscape metrics. Sampling effort totaled 17,280 m²h (mist-net hours), collecting 501 individuals from 26 species, of which 80.6% were frugivorous, 10.3% insectivorous, 5.2% hematophagous, 3.2% nectarivorous, and 0.6% omnivorous. Abundance per site ranged from 2 to 65 individuals, and species richness from 2 to 11 species. GLMs did not reveal statistically significant relationships between landscape metrics and either community or functional group attributes. However, *Sturnira lilium* showed a significant positive relationship with native vegetation cover ($p = 0.0141$), with higher abundances observed in landscapes containing 10–35% native vegetation. This pattern may reflect greater food availability, as pioneer species from the *Solanaceae* family, preferred dietary items for *S. lilium*, are often more abundant in disturbed landscapes. These findings highlight the species' potential role in seed dispersal and ecological restoration in anthropogenically altered areas.

Keywords: Landscape Ecology; Landscape Configuration; Bats; Atlantic Forest

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização dos 18 pontos de amostragem de morcegos, distribuídos pelo Corredor Cantareira - Mantiqueira e uso e ocupação dos 18 buffers de 2km.....	06
Figura 2 - Exemplos dos corredores utilizados para a montagem das redes de neblina...	07
Figura 3 - Medição do antebraço direito de um indivíduo de morcego.....	08
Figura 4 - Grupos funcionais criados a partir da dieta preferencial e do comprimento do antebraço direito.....	13
Figura 5 - Relação entre a Porcentagem de Vegetação Nativa (PLAND) e a abundância de <i>S.lilium</i>	16

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Espécies de morcegos coletadas durante a amostragem.....	12
Tabela 2 - Resultados das métricas Porcentagem de Vegetação Nativa (PLAND), Borda Total (TE) e Índice Shannon de Diversidade da Paisagem e de dados da Abundância (Abund) e Riqueza.....	14
Tabela 3 - Resultados das relações entre as métricas de paisagem Porcentagem de Vegetação Nativa (PLAND), Borda Total (TE), Área (AREA) e Índice Shannon de Diversidade da Paisagem (SHANNON) e os índices de diversidade das comunidades de quirópteros.....	15
Tabela 4 - Resultados das relações entre métricas de Porcentagem de Vegetação Nativa (PLAND), Borda Total (TE), Área e Índice Shannon de Diversidade da Paisagem (SHANNON) e o número de indivíduos das espécies mais abundantes (N>20).....	16

TABELA DE ABREVIATURAS E SIGNIFICADOS

AN	Comprimento do antebraço direito
GLM	Modelos Lineares Generalizados
IUCN	União Internacional para Conservação da Natureza
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
PELD	Projeto Ecológico de Longa Duração
CCM	Corredor Cantareira-Mantiqueira
PLAND	Porcentagem de Vegetação Nativa
SHANNON	Índice Shannon de Diversidade de Paisagem
TE	Borda Total

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	01
2	OBJETIVO	04
2.1	Objetivo geral	04
2.2	Objetivo específico	04
3	MATERIAS E MÉTODOS	04
3.1	Área de estudo	04
3.2	Amostragem dos morcegos	06
3.3	Análise dos dados	09
3.3.1	Métricas da paisagem.....	09
3.3.2	Índices de diversidade.....	10
3.3.3	Análises estatísticas.....	10
4	RESULTADOS	11
4.1	Análise da paisagem	14
5	DISCUSSÃO	17
5.1	Quiropterofauna do CCM	17
5.2	Métricas da paisagem e a diversidade de morcegos	19
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	22
	REFERÊNCIAS	24
	ANEXOS	30

1 INTRODUÇÃO

A paisagem, tanto em sua composição quanto em sua configuração, influencia uma série de padrões e processos ecológicos (WIENS, 2002; FAHRIG, 2003, 2007; FAHRIG et al., 2010; MANCINI, 2022). Em relação à composição, a perda de habitat é tida como uma das maiores ameaças à biodiversidade (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2013). Comunidades tendem a apresentar uma queda em seus valores de riqueza e abundância com a diminuição de quantidade de vegetação na paisagem (WITH; CRIST, 1995; GORRESEN; WILLIG, 2004; PARDINI, 2010; UEZU; METZGER, 2011; ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2016). Em paisagens com menos de 47% de vegetação nativa, por exemplo, a riqueza de morcegos em fitofisionomia de Cerrado e vegetações ripárias de Mata Atlântica diminui bruscamente (MUYLAERT, 2014).

Além da perda de habitat, a falta de conectividade entre os fragmentos traz efeitos negativos para a biodiversidade (RICKETTS, 2001). Um importante fator para a conectividade na paisagem é a diversidade dos usos do solo no entorno dos fragmentos, a qual também traz influências diretas na biota, como por exemplo, no deslocamento de fauna. Essa matriz pode facilitar ou dificultar esse processo, podendo ser tão importante quanto a própria distância entre os fragmentos (METZGER; DECAMPS, 1997; BIANCONI et al., 2007). Questões como proximidade de centros urbanos, com alta poluição luminosa e de matrizes agrícolas, tendem a influenciar comunidades de morcegos (FREY-EHRENBOLD et al., 2013; LAFORGE et al., 2019; MANCINI, 2022). No entanto, estudos com morcegos neotropicais apontam que, quanto maior o fragmento, menor tende a ser a influência negativa da matriz (LÓPEZ-BAUCELLS et al., 2022).

Já em relação à influência da configuração da paisagem nos morcegos neotropicais, a riqueza e a abundância relativa tendem a variar conforme o tamanho do fragmento (REIS et al., 2003). Maiores áreas de floresta tendem a apresentar maiores

abundâncias, e as menores podem possuir taxas de riqueza mais baixas, por exemplo (GORRESEN; WILLIG, 2004; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2016). A fragmentação também pode influenciar a abundância de algumas espécies, como a de morcegos mais adaptados a ambientes alterados, sendo que essa resposta à fragmentação tende a ser muito específica para cada espécie (FREGONEZI et al., 2013; ALURRALDE; DIAZ, 2021). No entanto, para algumas espécies de morcegos menos sensíveis, isso pode significar uma maior variedade de habitats, influenciando positivamente sua abundância (GORRESEN; WILLIG, 2004; FREGONEZI et al., 2013; MENDES et al., 2014; SILVA et al., 2020; LOPEZ-BAUCELLS et al., 2022). Além disso, em paisagens fragmentadas, tem-se um aumento da quantidade de borda, apesar de possuir uma tendência negativa com as comunidades de quirópteros (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2016), essa relação pode depender da espécie. Ao se analisar morcegos insetívoros, a borda pode abrigar uma maior riqueza em relação ao interior do fragmento (JANTZEN; FENTON, 2013; LOPEZ-BAUCELLS et al., 2022).

O Brasil é um dos países com maior diversidade de quirópteros no mundo, abrigando cerca de 186 espécies pertencentes a nove famílias distintas (GARBINO et al., 2024). Ocupando os mais diversos níveis tróficos e nichos alimentares, os morcegos desempenham importantes serviços ecossistêmicos, como polinização, dispersão de sementes e controle de pragas (SATO et al., 2008; KUNZ et al., 2011; MIKICH et al., 2015; UIEDA; BREDT, 2016; TAYLOR et al., 2018; SILVA et al., 2019).

Morcegos são eficientes predadores de insetos, realizando um importante papel no controle dessas populações (KUNZ et al., 2011). A presença de morcegos em regiões agrícolas pode trazer benefícios aos agricultores, diminuindo a necessidade de compra de pesticidas, promovendo, assim, economias de cerca de 3,7 bilhões de dólares por ano (BOYLES et al., 2011; TAYLOR et al., 2018).

Além do protagonismo no controle de pragas, morcegos são importantes atores na polinização e dispersão de sementes, tornando-se essenciais na manutenção

genética de certas populações da flora (FLEMING; GEISELMAN; KRESS, 2009). Morcegos são polinizadores de diversas famílias. Algumas espécies possuem ampla importância econômica, com a polinização de espécies de Agave, utilizada para produção de tequila (MOLINA-FREANER; EGUIARTE, 2003) e de diversas frutas, como pitaya, banana, manga, caju e mamão (KUNZ et al., 2011; TREMLETT, 2021).

Morcegos possuem intensas interações com a flora brasileira (UIEDA; BREDT, 2016). Por exemplo, três gêneros de morcegos se alimentam e, conseqüentemente, dispersam cerca de 143 espécies diferentes de plantas (MIKICH et al., 2015; UIEDA; BREDT, 2016). Há uma forte atuação na dispersão e no sucesso germinativo de espécies pioneiras (SATO et al., 2008). Portanto, a dispersão de sementes (AGUIAR et al., 2007; MELLO et al., 2008) se apresenta como um importante pilar ecológico para a conservação dos quirópteros no país, sendo este um grupo chave na manutenção dos ameaçados domínios fitogeográficos brasileiros.

Estima-se que a Mata Atlântica possua cerca de 36% da sua vegetação natural original (VANCINE et al., 2024). Devido à sua rica biodiversidade, é tida como um dos hotspots mundiais (MYERS et al., 2000; RIBEIRO et al., 2009). Parte dessa vegetação remanescente pode ser encontrada no Corredor Cantareira-Mantiqueira (CCM), formado pela Serra da Cantareira (SP) e Serra da Mantiqueira (MG) (GONÇALVES, 2017). Devido à sua extensa rede de drenagem, o CCM é um dos grandes contribuintes no abastecimento público de diversos municípios, inclusive a cidade de São Paulo.

Tendo em vista a intensificação da transformação de habitat natural em áreas antrópicas, buscar entender como a biodiversidade responde a essas alterações ambientais é de extrema importância para sua conservação. Entender como as características da paisagem influenciam a comunidade de quirópteros em um ambiente tão ameaçado como a Mata Atlântica é de suma importância para a manutenção desses animais na paisagem. Mendes e Srbek-Araújo (2020) apontam uma lacuna no estudo dessa influência, principalmente nas escalas de paisagem e local. Assim sendo, tendo

em vista sua importância ecológica na prestação de serviços ecossistêmicos, este projeto busca observar se há relação entre a riqueza e a abundância de morcegos e a estrutura da paisagem, medida pela porcentagem de vegetação nativa, borda total, diversidade de usos do solo e área do fragmento. Tais respostas contribuirão para uma maior compreensão sobre a relação e influência da estrutura da paisagem nas populações de quirópteros na Mata Atlântica.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Como objetivo geral, este trabalho visa analisar a influência da configuração e da composição da paisagem na diversidade taxonômica de comunidades de morcegos em paisagens da Mata Atlântica, tendo como área de estudo o Corredor Cantareira-Mantiqueira, no estado de São Paulo.

2.2 Objetivos Específicos

- Calcular índices e métricas para estimar dados de diversidade, abundância e riqueza para as espécies de morcegos registradas nas comunidades amostradas nos pontos da área de estudo;
- Analisar a configuração e composição da paisagem da área de estudo por meio de métricas da paisagem;
- Buscar relações entre as métricas de paisagem e os dados de diversidade e abundância das comunidades de quirópteros na área de estudo.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A área de estudo deste trabalho está inserida no Corredor Cantareira-Mantiqueira (CCM), uma importante região de Mata Atlântica, considerada um hotspot mundial de biodiversidade (MYERS et al., 2000), formada pela Serra da Cantareira e pela Serra da

Mantiqueira. Devido à sua extensa rede de drenagem, esta área é uma das grandes contribuintes no abastecimento público de diversos municípios, inclusive a cidade de São Paulo, enaltecendo ainda mais a importância da conservação dessa região (BARBOSA, 2012). O CCM engloba diversas Unidades de Conservação, como o Parque Estadual de Itaberaba, Parque Estadual de Itapetininga, Parque Estadual de Campos de Jordão, Parque Estadual do Juquery, o Monumento Estadual da Pedra Grande e a Floresta Estadual de Guarulhos (MAZZEI, 2007; SARTORELLO, 2014). Trata-se de uma área de extrema importância na conservação da Mata Atlântica nos estados de São Paulo e Minas Gerais. A fragmentação da vegetação nessa região é resultado da grande expansão urbana ocorrida no final da década de 60 na região, com a construção de importantes rodovias, como a Dom Pedro I e a Fernão Dias, impulsionando a industrialização da região (HOEFFEL et al., 2008; GONÇALVES, 2017).

As coletas dos quirópteros foram realizadas em 18 pontos, em fragmentos distribuídos em 12 municípios (Figura 1), sendo eles: Santa Isabel, Guarulhos, Nazaré Paulista, Itatiba, Jarinu, Bragança Paulista, Atibaia, Piracaia, Bom Jesus dos Perdões e Joanópolis no estado de São Paulo, e Extrema e Camanducaia, em Minas Gerais. Criou-se um *buffer* de 2 km no entorno de cada um dos 18 pontos de amostragem. Esse raio é baseado em estudos prévios e mostrando-se relevante para análises de diversidade e abundância de quirópteros em paisagens fragmentadas (MUYLAERT et al., 2016; MIGUEL, 2019), sendo cada um desses buffers as paisagens consideradas para as análises. As imagens de uso e ocupação foram obtidas do projeto MapBiomas (MAPBIOMAS, 2025) da coleção 8 referente ao ano de 2022, com mapas feitos a partir de imagens LandSat, com resolução de 30 metros.

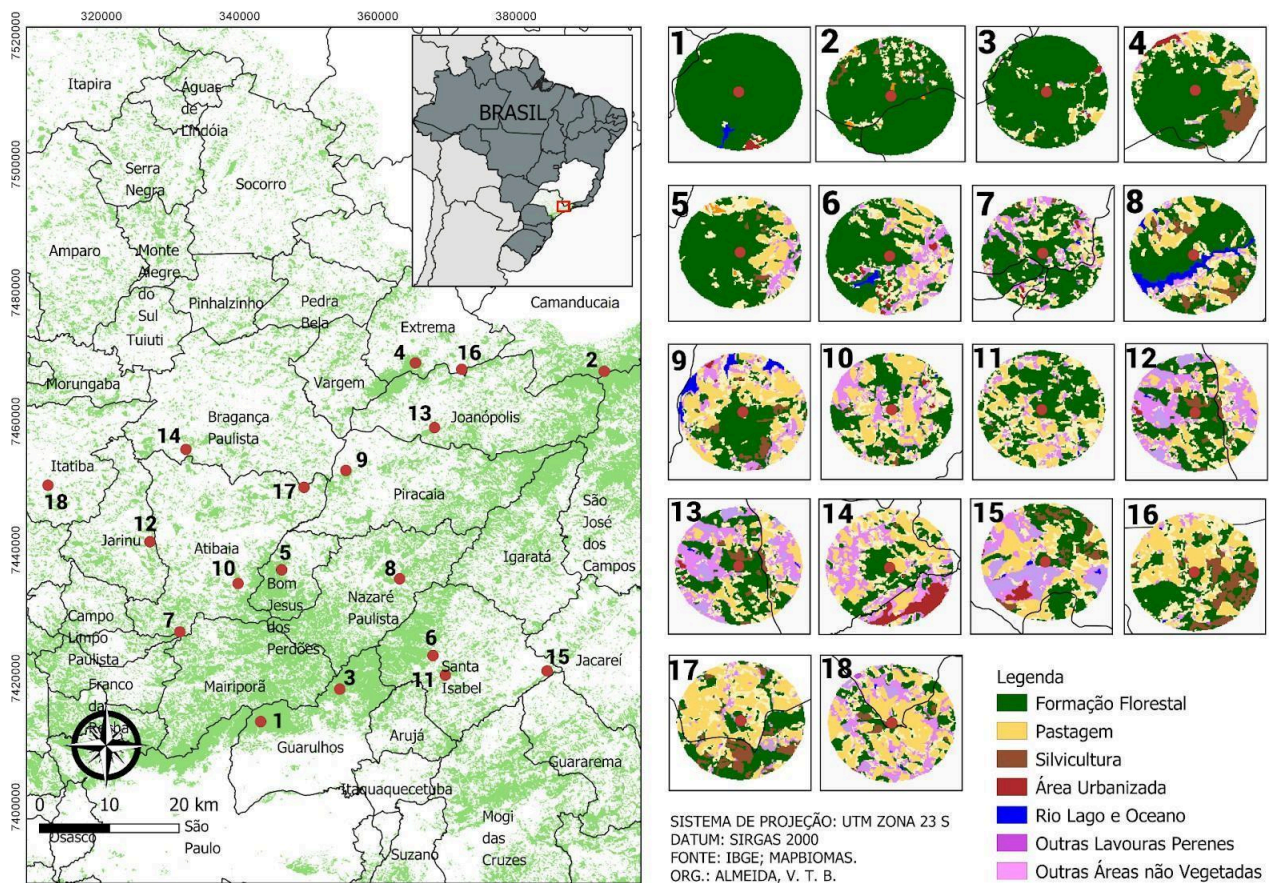


Figura 1 - Localização dos 18 pontos de amostragem de morcegos, distribuídos pelo Corredor Cantareira - Mantiqueira e uso e ocupação dos 18 *buffers* de 2km.
 Fonte: autoria própria.

3.2 Amostragem dos morcegos

As coletas foram realizadas durante a estação chuvosa, devido à maior disponibilidade de recursos alimentares, o que resulta em maior atividade dos quirópteros (MELLO et al., 2004; TOMAZ; ZORTÉA, 2008). Esse período corresponde aos meses de outubro de 2023 até março de 2024. Ao todo, foram realizadas cinco campanhas com cerca de quinze dias cada, preferencialmente em dias de lua nova e minguante, uma vez que a luminosidade tende a diminuir a atividade de morcegos (MELLO et al., 2013).

Foram utilizadas quatro redes de neblina de fio de nylon com 12 m x 2,5 m para as capturas dos morcegos. As redes foram instaladas em trilhas no interior dos fragmentos de floresta nativa, a cerca de 0,5 m de altura em relação ao solo, com um espaçamento mínimo de 10 m entre elas (Figura 2). Eram abertas nas primeiras horas

do anoitecer, mantidas assim durante 4 horas por noite, acompanhando o início das atividades dos quirópteros (LAVAL, 1970). Durante 4 horas, as redes foram vistoriadas a cada 15 minutos, a fim de evitar estresse aos animais capturados.



Figura 2 - Exemplos das trilhas utilizadas para a montagem das redes de neblina.
Fonte: autoria própria.

Ao longo de cinco campanhas, os 18 pontos foram amostrados duas vezes, com no mínimo um mês de intervalo entre a primeira e a segunda noite de amostragem. O esforço amostral total foi de 17.280 m²h (horas rede), sendo 960 m²h para cada um dos pontos amostrados (STRAUBE; BIANCONI, 2002).

As espécies capturadas foram identificadas a partir de suas características morfológicas externas e com auxílio de literatura específica (REIS et al., 2013;

LÓPEZ-BAUCELLS, 2016; CLAUDIO et al., 2020). Além disso, o comprimento do antebraço direito (AN) de todo indivíduo capturado foi medido com o auxílio de um paquímetro com precisão de 0,05 mm (Figura 3). A medida do AN contribui na identificação correta em nível da espécie. Após a identificação, os animais foram liberados no local da captura. Este trabalho possui registro e autorização pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO (2022), sob o documento nº 85358-3, do Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBio), assim como pelo Instituto de Pesquisas Ambientais (IPA), sob o processo nº 000017162/2022.



Figura 3 - Medição do antebraço direito de um indivíduo de morcego.
Fonte: autoria própria.

Baseado nas guildas alimentares preferenciais descritas na literatura (REIS et al., 2007; REIS et al., 2013) e no tamanho corporal (em função do AN), as espécies capturadas foram agrupadas em grupos funcionais, a fim de facilitar a visualização de possíveis relações estatísticas existentes com a estrutura da paisagem analisada. Uma vez que o tamanho corporal semelhante e a mesma guilda alimentar podem significar que as espécies possam ter atuações semelhantes no ambiente, respondendo de forma similar às alterações ambientais, como disponibilidade de alimentos e a perda de habitat (DIAZ; CABIDO, 2001).

3.3 Análise dos dados

3.3.1 Métricas da paisagem

Com o intuito de analisar a influência da estrutura da paisagem nas comunidades de morcegos, algumas métricas da paisagem foram calculadas por meio do *software* FragStats v. 4.2 (McGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2023).

A Porcentagem de Vegetação Nativa foi calculada pela métrica Porcentagem da Paisagem (PLAND), que calcula a porcentagem de cada uso da terra presente na paisagem, podendo ser considerada como a quantidade de vegetação nativa existente. A heterogeneidade da paisagem foi medida por meio do Índice Shannon de Diversidade da Paisagem (SHANNON), que “reflete” a diversidade de usos da terra na paisagem, ou seja, paisagens dominadas por um único uso, como pastagens, apresentam baixos valores. No entanto, paisagens com diversos usos, como pastagens, formações florestais, área urbana e agrícola, savanas e silvicultura terão um maior valor de SHANNON. Ciente da influência da borda nos quirópteros (LÒPEZ-BAUCELLS, 2022), a métrica de Borda Total (TE) representa o somatório dos perímetros das bordas existentes em cada fragmento da classe de vegetação na paisagem estudada. A área dos fragmentos amostrados foi calculada por meio da métrica AREA. Para esta métrica, o fragmento como um todo foi considerado, não apenas a porção contida no buffer de 2 km.

Assim sendo, a paisagem foi analisada tanto pela sua composição, com métricas como SHANNON, PLAND e AREA, quanto pela sua configuração, com métricas como TE (Quadro 1).

Quadro 1 - Variáveis e métricas da paisagem a serem calculadas.

Tipo de variável	Categoria	Métrica	Unidade	Tipo de métrica
Variável Explicativa	Composição da paisagem	PLAND	%	Classe
		AREA	Hectares	Fragmento
		SHANNON	-	Paisagem
	Configuração da paisagem	TE	Metros	Classe
Variável Resposta	Riqueza e Abundância de Morcegos			-

3.3.2 Índices de diversidade

Índices de diversidade buscam fornecer informações sobre a estrutura e composição das comunidades, o que é desafiador, já que são dinâmicas e influenciadas por fatores como migração, por exemplo. Além disso, apenas parte de uma população é amostrada, sendo impossível observar todos os quirópteros na área de estudo, tendo-se uma estimativa das espécies presentes (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; MELO, 2008). A riqueza de espécies representa uma informação importante sobre uma comunidade, porém deve-se levar em conta que existem espécies raras e comuns, com abundâncias naturalmente distintas (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

Estimadores de riqueza podem considerar dados de presença e ausência ou de abundância das espécies. O índice de Chao 1 trabalha com dados de abundância das espécies (MAGURRAN, 2004).

Assim sendo, muitos índices de diversidade buscam combinar a riqueza e a equitabilidade das espécies para descrever uma comunidade, ou seja, quais espécies foram encontradas e suas abundâncias. Como o índice de diversidade de Shannon-Wiener, que pode ser útil na comparação entre áreas. Índices de diversidade podem atribuir pesos diferentes a mesmos fatores, como o índice de Shannon-Wiener, que carrega um peso maior para espécies raras (MAGURRAN, 2004; MELO, 2008).

Portanto, para este trabalho serão utilizados os índices de riqueza e abundância observados, estimador de riqueza de Chao 1 e o índice de diversidade de Shannon-Wiener.

3.3.3. Análises estatísticas

Todas as análises estatísticas foram realizadas no *software* R v. 4.4.1 (R CORE TEAM, 2024). Para testar se há ou não relação entre a estrutura da paisagem calculada e os dados de diversidade das comunidades de morcegos e da abundância de cada

espécie capturada nos 18 pontos, foram ajustados Modelos Lineares Generalizados (GLM), com distribuição Quasi-Poisson para as variáveis resposta riqueza observada e riqueza estimada pelo índice Chao 1. A distribuição Quasi-Poisson é indicada para dados de contagem que apresentam superdispersão (ZUUR, 2009). Já para o índice de diversidade de Shannon-Wiener foi utilizada a distribuição Gaussiana. Para o cálculo de modelos com mais de uma variável explicativa, calculou-se a correlação de Pearson entre as métricas, sendo que métricas correlacionadas não foram utilizadas no mesmo modelo. Além dos modelos que utilizam os dados das comunidades, foram ajustados GLM com os dados de abundância das espécies capturadas, a fim de se identificar possíveis relações entre as métricas das paisagens e as espécies. Devido à dificuldade de inferências estatísticas robustas, para as espécies com taxa de captura abaixo de 20 indivíduos não foram calculadas as possíveis relações com as métricas da paisagem consideradas. Para verificar indícios de autocorrelação espacial entre as áreas, utilizou-se o Índice de Moran. Este índice indica se áreas próximas possuem valores de diversidade semelhantes, utilizando distância de centro a centro de cada paisagem. Todos os mapas deste trabalho foram confeccionados no *software* QGIS v 3.10.5.

4 RESULTADOS

Ao longo da amostragem, foram amostrados 501 indivíduos, totalizando 26 espécies (Tabela 1), com a grande maioria pertencente às famílias *Phyllostomidae* (19 espécies) e *Vespertilionidae* (7 espécies). Essa riqueza representa 13,9% das espécies catalogadas no Brasil e 32,9% das espécies catalogadas para o estado de São Paulo (De VIVO, 2011; GARBINO, 2016), semelhante ao encontrado por Sato e colaboradores (2015), Delciellos e colaboradores (2018) e Xavier e colaboradores (2018) em áreas de Mata Atlântica no sudeste do Brasil.

Tabela 1 - Espécies de morcegos amostradas durante o trabalho.

Espécie coletada	Família	N	Guilda alimentar
<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	Phyllostomidae	167	Frugívoro
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Phyllostomidae	86	Frugívoro
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	Phyllostomidae	69	Frugívoro
<i>Artibeus fimbriatus</i> (Gray, 1838)	Phyllostomidae	56	Frugívoro
<i>Myotis riparius</i> (Handley, 1960)	Vespertilionidae	26	Insetívoro
<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Phyllostomidae	24	Hematófago
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	Phyllostomidae	13	Frugívoro
<i>Histiotus velatus</i> (I. Geoffroy, 1824)	Vespertilionidae	11	Insetívoro
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Phyllostomidae	8	Nectarívoro
<i>Anoura caudifer</i> (É. Geoffroy, 1818)	Phyllostomidae	6	Nectarívoro
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	Phyllostomidae	5	Frugívoro
<i>Neoptesicus brasiliensis</i> (Desmarest, 1819)	Vespertilionidae	3	Insetívoro
<i>Mimon bennettii</i> (Gray, 1838)	Phyllostomidae	3	Insetívoro
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	Phyllostomidae	3	Onívoro
<i>Platyrrhinus recifinus</i> (Thomas, 1901)	Phyllostomidae	3	Frugívoro
<i>Anoura geoffroyi</i> (Gray, 1838)	Phyllostomidae	2	Nectarívoro
<i>Diphylla ecaudata</i> (Spix, 1823)	Phyllostomidae	2	Hematófago
<i>Neoptesicus furinalis</i> (d'Orbigny e Gervais, 1847)	Vespertilionidae	2	Insetívoro
<i>Myotis levis</i> (I. Geoffroy, 1824)	Vespertilionidae	2	Insetívoro
<i>Myotis ruber</i> (É. Geoffroy, 1806)	Vespertilionidae	2	Insetívoro
<i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843)	Phyllostomidae	2	Frugívoro
<i>Vampyressa pusilla</i> (Wagner, 1843)	Phyllostomidae	2	Frugívoro
<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	Phyllostomidae	1	Insetívoro
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	Vespertilionidae	1	Insetívoro
<i>Neoptesicus taddeii</i> (Miranda, Bernardi e Passos, 2006)	Vespertilionidae	1	Insetívoro
<i>Chiroderma doriae</i> (Thomas, 1891)	Phyllostomidae	1	Frugívoro

Fonte: autoria própria.

Dos morcegos amostrados, no que diz respeito às guildas alimentares

preferenciais, cerca de 80,6% são frugívoros (404 indivíduos), cerca de 3,2% são nectarívoros (16 indivíduos), 10,3% são insetívoros (52 indivíduos), hematófagos são cerca de 5,2% (26 indivíduos) e os onívoros, representados pelos três indivíduos de *Phyllostomus hastatus*, corresponderam a 0,6%.

Seguindo o agrupamento por guilda alimentar preferencial e pelo tamanho do AN, foram criados oito grupos funcionais (Figura 4). Agruparam-se as espécies de nectarívoros (*A. geoffroy*, *A. caudifer*, *G. soricina*), insetívoros pequenos (*M. nigricans*, *M. levis*, *M. ruber*, *M. megalotis*, *N. furinalis*, *N. brasiliensis*, *N. taddeii*, *H. velatus*), insetívoro grande (*M. bennettii*), hematófagos (*D. ecaudata* e *D. rotundus*), frugívoros pequenos (*V. pusilla*, *C. perspicillata*, *P. bilabiatum*, *P. lineatus*, *P. recifinus*, *S. lilium*), frugívoro médio (*C. doriae*) e frugívoros grandes (*A. lituratus*, *A. fimbriatus*, *A. planirostris*).

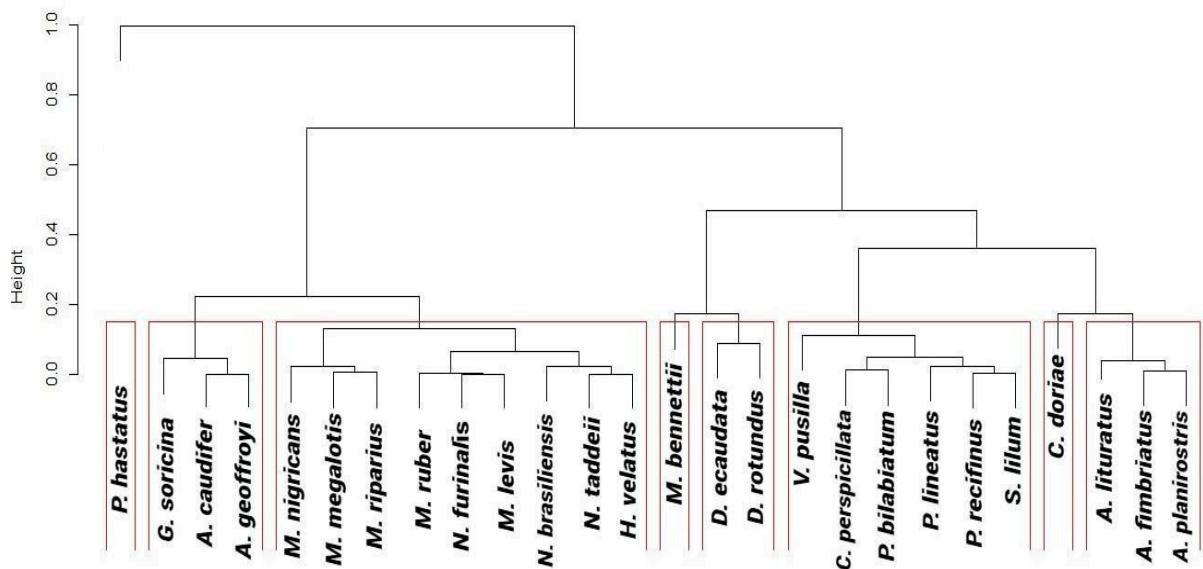


Figura 4 - Grupos funcionais criados a partir da dieta preferencial e do comprimento do antebraço direito. Fonte: autoria própria.

4.1 Análise da paisagem

No que tange à análise da estrutura da paisagem (Tabela 2), as 18 paisagens possuem um gradiente de vegetação nativa na paisagem de 10,2% a 97,1%. O tamanho do fragmento amostrado variou de 11,8 ha a 84.416,4 ha. O índice Shannon de diversidade da paisagem variou de 0,16 a 1,80. Considerando as comunidades de morcegos, a riqueza teve uma variação de 2 a 11 espécies, e a abundância de 2 a 65 indivíduos capturados em um único ponto.

Tabela 2 - Resultados das métricas Porcentagem de Vegetação Nativa (PLAND), Borda Total (TE) e Índice Shannon de Diversidade da Paisagem e de dados de Abundância (Abund.) e Riqueza.

Ponto	PLAND (%)	TE (m)	Área (Ha)	SHANNON	Abund.	Riqueza
1	97.1	7230	58.529,97	0.1653	37	8
2	88.94	48900	84.416,4	0.4593	2	2
3	88.62	38940	58.529,97	0.4687	7	6
4	69.01	50880	3.951,9	1.0766	8	4
5	66.27	48000	58.529,97	1.0751	44	11
6	57.43	88860	7.073,82	1.1313	8	4
7	52.03	68700	84.416,4	1.4207	15	7
8	51.63	68730	58.529,97	1.317	65	11
9	46.28	85200	447.03	1.2494	20	6
10	35.46	74010	149.76	1.4235	17	7
11	33.92	81210	414.45	1.4441	33	9
12	33.57	57330	459.72	1.5878	29	9
13	33.45	73200	303.12	1.6322	29	7
14	27.82	68880	39.06	1.4931	34	8
15	26.42	55560	609.93	1.8016	54	7
16	23.66	55590	406.26	1.6176	21	6
17	19.44	63810	32.58	1.5086	27	7
18	10.21	32670	11.88	1.41	51	5

Fonte: autoria própria.

Os Modelos Lineares Generalizados (GLM) calculados não indicaram relações estatisticamente significativas entre as métricas de paisagem e a abundância e riqueza. Não foram observadas relações estatisticamente significativas entre as métricas da paisagem e o índice de diversidade de Shannon-Wiener, o estimador de riqueza de Chao 1, a riqueza e a abundância (Tabela 3).

Tabela 3 - Resultados das relações entre as métricas de paisagem de Porcentagem de Vegetação Nativa (PLAND), Borda Total (TE), Área (AREA) e Índice Shannon de Diversidade da Paisagem (SHANNON) e os índices de diversidade das comunidades de quirópteros.

	Shannon-Wiener	Chao 1	Riqueza	Abundância
PLAND	p = 0,745	p = 0,612	p = 0.497	p = 0.132
TE	p = 0,545	p = 0,640	p = 0.882	p = 0.5
AREA	p = 0,925	p = 0,265	p = 0.865	p = 0.149
SHANNON	p = 0,381	p = 0,891	p = 0.336	p = 0.179

Fonte: autoria própria.

Não foram encontradas correlações apenas entre as métricas de paisagem PLAND e TE ($p = 0.080$). Assim, foram ajustados Modelos Lineares Generalizados com a interação entre essas duas métricas. Porém, não houve resultados significativos com a Riqueza ($p = 0.174$) nem com a Abundância ($p = 0.542$). Da mesma forma, quando as espécies foram agrupadas em oito grupos funcionais, não foram encontradas relações significativas com as métricas de paisagem.

O índice de Moran, utilizado para calcular a autocorrelação espacial entre as 18 paisagens amostradas, indicou que não há relação estatisticamente significativa entre as distâncias geográficas e a similaridade entre as áreas ($p = 0.343$ para o índice de Shannon-Wiener e $p = 0.711$ para o índice Chao 1). Ou seja, não há indícios de que pontos próximos possuem comunidades mais semelhantes entre si do que pontos mais distantes.

A Tabela 4 traz as relações entre as métricas da paisagem e as espécies mais abundantes ($N > 20$).

Tabela 4 - Resultados das relações entre métricas de Porcentagem de Vegetação Nativa (PLAND), Borda Total (TE), Área e Índice Shannon de Diversidade da Paisagem (SHANNON) e o número de indivíduos das espécies mais abundantes (N>20).

Espécies	PLAND	TE	AREA	SHANNON
<i>Sturnira lilium</i>	p = 0,0141	p = 0,296	p = 0,162	p = 0,147
<i>Artibeus lituratus</i>	p = 0,797	p = 0,763	p = 0,290	p = 0,820
<i>Carollia perspicillata</i>	p = 0,954	p = 0,656	p = 0,864	p = 0,776
<i>Artibeus fimbriatus</i>	p = 0,492	p = 0,849	p = 0,385	p = 0,449
<i>Myotis riparius</i>	p = 0,484	p = 0,959	p = 0,663	p = 0,579
<i>Desmodus rotundus</i>	p = 0,486	p = 0,741	p = 0,762	p = 0,091

Fonte: autoria própria.

Nota-se que *Sturnira lilium* foi a única espécie que demonstrou uma relação estatisticamente significativa com a métrica PLAND. É possível observar uma tendência negativa nessa relação, os maiores valores de captura de *Sturnira lilium* encontram-se nas paisagens com menores porcentagens de vegetação nativa (Figura 5).

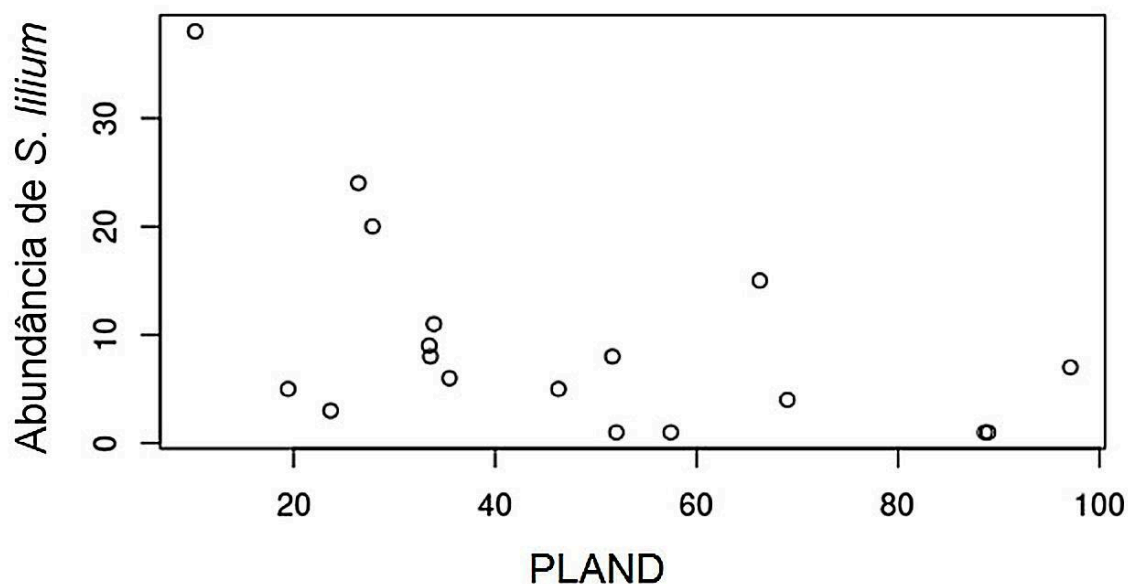


Figura 5 - Relação entre a Porcentagem de Vegetação Nativa (PLAND) e a abundância de *S. lilium*.

Fonte: autoria própria.

5 DISCUSSÃO

5.1 Quiropteroфаuna do CCM

Os morcegos frugívoros desempenham um importante papel na restauração, se alimentando e dispersando sementes, incluindo diversas espécies pioneiras, como espécies do gênero *Cecropia* e das famílias *Solanaceae* e *Piperaceae* (SATO et al., 2008). Os gêneros *Sturnira*, *Carollia* e *Artibeus* alimentam-se de mais de 140 espécies da flora (MIKICH et al., 2015; UIEDA; BREDT, 2016). Esses três gêneros possuem as maiores taxas de captura neste trabalho, o que é esperado, uma vez que essas espécies são consideradas abundantes, com grande adaptabilidade, e bem documentadas no estado de São Paulo (PASSOS et al., 2003; SILVA, 2017). Ao contrário de *Chiroderma doriae*, por exemplo, que é considerada uma espécie mais sensível a alterações ambientais (REIS et al., 2003). Sobre o status de conservação das espécies capturadas, o pequeno frugívoro *Vampyressa pusilla* é classificado como “Deficiente de dados (DD)” pela “International Union for Conservation of Nature” (IUCN).

O morcego hematófago *Desmodus rotundus* se alimenta preferencialmente do sangue de mamíferos de grande porte, podendo ter sua presença associada a pastagens e áreas agrícolas, onde há presença de gado, cavalos e suínos, os quais podem servir de fonte de alimento (REIS et al., 2007; UIEDA; BREDT, 2016). Já *Diphylla ecaudata*, também hematófago, alimenta-se do sangue de aves e é considerada uma espécie rara, com menos registros de captura em relação a *Desmodus rotundus* (REIS et al., 2007).

Sobre a guilda dos insetívoros pequenos, o *Myotis ruber* é uma espécie classificada como Quase Ameaçada (NT), segundo a IUCN, sendo uma espécie que forrageia no interior de florestas (BERNARD et al., 2023). Já *Myotis levis* é considerada como uma espécie sensível a alterações ambientais (REIS et al., 2003) e com poucos registros de ocorrência (BERNARD et al., 2023). Assim como o *Neoptesicus taddeii*

também considerado como “Vulnerável (VU)” tanto no estado de São Paulo (2018) como em âmbito nacional, segundo o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio (2018). Em escala internacional, o *Histiotus velatus* é classificado como “Deficiente de dados (DD)” segundo a IUCN.

O insetívoro grande *Mimon bennettii* possui preferência por insetos (REIS, 2003), em especial coleópteros e lepidópteros, porém, a espécie também pode se alimentar de pequenos vertebrados e frutos (BERNARD et al., 2023). A espécie forma pequenas colônias e pode coabitar com algumas outras espécies em cavernas (ORTEGA; ARITA, 1997).

Sobre os nectarívoros, as espécies *Anoura caudifer* e *Anoura geoffroyi* podem ser mais sensíveis e suscetíveis à extinção pela perda de habitat, devido à sua dependência de algumas espécies da flora (REIS et al., 2007). No entanto, *Glossophaga soricina* pode ter uma dieta mais flexível. Apesar de sua preferência por pólen, a espécie pode se alimentar também de frutos e, inclusive, de insetos, demonstrando um comportamento mais plástico (CLARE et al., 2014; SILVA, 2017) o que explica sua abundância em algumas áreas alteradas e inclusive áreas urbanas (MELO et al., 2021).

Os onívoros, aqui representados pelo *Phyllostomus hastatus* que é tido como um dos maiores morcegos das Américas, ocupa diversas guildas, se alimentando desde néctar até pequenos vertebrados, inclusive, podendo atuar como polinizador (REIS et al., 2007).

No entanto, é importante ressaltar as limitações das redes de neblina, o método empregado neste trabalho é menos eficaz na captura de famílias insetívoras, como *Vespertilionidae* e *Molossidae*, uma vez que esses morcegos predam em alturas superiores às redes de sub-bosque utilizadas neste trabalho. As redes de neblina favorecem a captura da família *Phyllostomidae*, que forrageiam na área de alcance das redes (PEDRO; TADDEI, 1997; KUENZI; MORRISON, 1998). Para uma amostragem

mais completa, recomenda-se a complementação da amostragem com monitoramento acústico e redes de dossel.

No entanto, mais pesquisas sobre quirópteros ainda são necessárias, uma vez que 42 espécies são consideradas “Deficiente de dados (DD)” no Brasil, segundo o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio, 2018). Assim sendo, o status de conservação e o risco de extinção dos morcegos podem estar subestimados (De VIVO, 2011).

Considerando os dados obtidos, a área de estudo se mostra como um refúgio de diversas espécies com distintos graus de ameaça, espécies raras e pouco estudadas. O Corredor Cantareira - Mantiqueira é uma importante área com recursos capazes de auxiliar na conservação dos quirópteros da Mata Atlântica, justificando seu status de área prioritária para conservação, tanto em âmbito federal quanto estadual (SARTORELLO, 2014).

5.2 Métricas da paisagem e a diversidade de morcegos

As relações entre Riqueza e Abundância dos morcegos e as métricas da paisagem podem ser influenciadas pela diferença entre o gradiente de valores encontrado. Uma vez que a Abundância tem uma variação de 2 a 65 indivíduos, já a Riqueza de 2 a 11 espécies. Porém, alguns fragmentos podem produzir recursos suficientes para incrementar o número de indivíduos de algumas espécies generalistas, por exemplo, mas não produzem uma variedade de recursos capaz de abrigar diversas espécies (BEGON et al., 2007; FREGONEZI et al., 2013). Esse fator também pode influenciar a relação encontrada apenas entre abundância e a estrutura da paisagem.

Observou-se maior abundância de *Sturnira liliium* em paisagens com porcentagem de vegetação de cerca de 10 a 35%. A espécie *Sturnira liliium* tolera alterações antrópicas, sendo encontrada em áreas com níveis intermediários de

fragmentação e em fragmentos de diversos tamanhos (REIS et al., 2003; GORRESEN; WILLIG, 2004; ALURALDE; DIAZ, 2021). Isso pode estar relacionado à sua alimentação diversificada, que inclui diversas espécies da flora, inclusive plantas pioneiras, em especial da família *Solanaceae* (SILVA et al., 2019), a qual é bem abundante em ambientes perturbados (TABARELLI et al., 1999), podendo explicar assim sua abundância em paisagens alteradas .

A diferença entre as capturas pode ser um fator favorável para a visualização e o surgimento de certas influências da paisagem em algumas espécies. Uma vez que há uma espécie com 167 indivíduos capturados e outra com apenas um indivíduo capturado, como em *M. nigricans*, por exemplo. Lembrando que para os indivíduos com baixas taxas de captura ($N < 20$) os modelos de correlação entre as métricas de paisagem não foram calculados. Sua baixa frequência de captura não nos permite inferências significativas e robustas.

Em Gorresen e Willig (2004), os autores obtiveram uma amostra consideravelmente superior ao deste trabalho, com 11 espécies e 7.725 indivíduos capturados. Semelhante ao encontrado por Reis e colaboradores (2003), que capturaram 3.931 indivíduos, em fragmentos de diferentes tamanhos. Lacerda (2024) capturou cerca de 2.646 indivíduos de 24 espécies. Portanto, o número de capturas pode ser um importante fator para o aparecimento de certas relações entre características da paisagem e as espécies de morcegos.

Apesar da alta taxa de captura ($N = 69$), a espécie *Carollia perspicillata* não demonstrou relação significativa com nenhuma métrica. Isso pode ser explicado por seu comportamento adaptativo, na utilização de diversos tipos de abrigo, por exemplo, o que o permitiria ocupar diversas paisagens com características distintas (BREDET et al., 1999; MIKICH, 2002; MARTINS et al., 2011; MOURA et al., 2024). Sua presença também pode estar relacionada com características locais e não em escala de paisagem, como abundância de plantas da família *Piperaceae*, por exemplo. A espécie

possui uma grande preferência alimentar por essa família e utiliza uma pequena área de forrageio (REIS et al., 2003; BIANCONI et al., 2007). Reis e colaboradores (2003) apontam que a presença da espécie pode estar relacionada com as piperáceas, sendo que em 10 anos de estudo os autores nunca encontraram *C. perspicillata* em fragmentos que não possuíssem *Piperaceae*. Ademais, são espécies vegetais que podem ser encontradas em fragmentos com diversas condições ambientais, inclusive ambientes alterados (GARCIA, 2005), o que favorece a ocorrência de *C. perspicillata* em diversas paisagens.

Já as espécies do gênero *Artibeus*, como *Artibeus lituratus* e *Artibeus fimbriatus* possuem grande capacidade de voo e tolerância a matrizes agropecuárias, o que permite a busca de fragmentos favoráveis, com disponibilidade de recursos (BIANCONI et al., 2007). Essas espécies podem ser encontradas em fragmentos de diversos tamanhos (GORRESEN; WILLIG, 2004). No entanto, sua abundância pode variar de acordo com o tamanho do fragmento, sendo mais capturada em fragmentos pequenos e médios, com cerca de 20 e 85 ha, respectivamente (REIS et al., 2003).

Assim sendo, algumas características compartilhadas por *A. lituratus*, *A. fimbriatus* e *C. perspicillata* como a tolerância a áreas degradadas, a preferência alimentar por plantas abundantes e pioneiras e a grande capacidade de voo (no caso dos *Artibeus*) podem explicar tanto sua grande frequência de captura quanto a ausência de relações com as métricas de paisagem aqui analisadas. Outros fatores podem influenciar as espécies, podendo ser de escala local (como a própria abundância de *Piperaceae*) e o estágio sucessional da vegetação ou de outras características de paisagem não consideradas aqui.

Apesar de sua abundância (N=26), a espécie *Myotis riparius* foi capturada em oito das 18 paisagens amostradas, com uma abundância acima de 2 indivíduos em apenas quatro paisagens. Sua captura pode ser altamente influenciada pelo próprio método de amostragem, uma vez que as redes de neblina não são tão eficientes na

captura da família *Vespertilionidae* (PEDRO; TADDEI, 1997; KUENZI; MORRISON, 1998). Além disso, a espécie forrageia próximo a corpos-d'água, capturando insetos sobre a água, possui baixo deslocamento entre seus abrigos e áreas de forrageio (BERNARD et al., 2023). Assim, é possível que características locais, como proximidade a corpos d'água, possam explicar mais a captura desta espécie do que características da paisagem. Neste trabalho, nove indivíduos foram capturados em um único ponto, no qual as redes estavam instaladas próximas a um pequeno corpo d'água.

Já a espécie hematófaga *Desmodus rotundus* possui grande capacidade de deslocamento (MEDINA et al., 2007), pode usar as áreas de vegetação nativa como abrigos e as áreas agrícolas para forrageio. Exibem preferência por áreas com animais de criação, com a presença de bovinos, caprinos e equinos, os quais servem como fonte de alimento. (REIS et al., 2007). A espécie foi capturada em seis das paisagens analisadas neste trabalho, sendo que em uma única paisagem (paisagem nº 15) foram capturados 10 indivíduos da espécie. Este ponto de amostragem possui cerca de 64% de sua área (buffer de 2 km) destinada a áreas agropecuárias (somando Pastagens, Mosaico de Agricultura e Pastagem, e Outras Lavouras Temporárias). Portanto, apesar de considerarmos o Índice Shannon de Diversidade da Paisagem, alguma relação direta com os usos agropecuários na paisagem pode ser mais eficaz para explicar a abundância do *Desmodus rotundus*.

Além das particularidades de cada espécie, a amostragem em ambas as estações (seca e chuvosa) pode dar luz a relações não observadas apenas na estação chuvosa. Isso se deve ao fato de que a estação seca altera a disponibilidade de recursos (LACERDA, 2024; CARVALHO et al., 2023).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir das análises realizadas até o momento e com as métricas aqui escolhidas, nota-se que a resposta às alterações na paisagem tende a ser intrínseca a cada espécie. Cada uma responderá de maneira única às mesmas métricas. Destaca-se a importância de considerar as características em escala local, pois nem sempre o nível de paisagem é o mais explicativo, o que corrobora as informações da literatura. O comportamento e as características de cada espécie podem influenciar essa relação, e em um mesmo grupo funcional, pode haver diferentes respostas.

O fato de haver maior abundância da espécie *Sturnira liliium* em paisagens com menores porcentagens de vegetação, ressalta a grande importância dos pequenos fragmentos para a quiropterofauna, os quais podem atuar como refúgios, além de dispor de espécies de plantas pioneiras, frequentemente utilizadas por diversas espécies como fonte alimentar. Ainda assim, mais estudos são necessários para uma maior compreensão e preenchimento de lacunas sobre essas relações entre as diferentes espécies de morcegos e a paisagem.

O Corredor Cantareira-Mantiqueira demonstrou-se uma importante área, abrigando uma diversidade de 26 espécies de morcegos encontradas neste trabalho, incluindo espécies raras e com diversos graus de ameaça. Além disso, a quiropterofauna encontrada na região é de extrema importância para a manutenção do próprio CCM, atuando em serviços ambientais como polinização, essencial à sobrevivência de determinadas espécies da flora nativa. Os morcegos observados são essenciais também na dispersão de sementes, inclusive de espécies pioneiras, como *Piperaceae*, *Solanaceae* e *Urticaceae*. Essas plantas auxiliam no processo de regeneração florestal e na manutenção da “produção de água”, tendo em vista a importância da área do Sistema Cantareira no abastecimento público. Diante do exposto, o CCM se mostra como um importante refúgio para a fauna, em especial a

quiropterofauna da Mata Atlântica. Esta, por sua vez, se mostra como um importante ator na restauração e manutenção do CCM.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, L. M. S.; MARINHO-FILHO, J. Bat frugivory in a remnant of southeastern Brazilian Atlantic Forest. **Acta Chiropterologica**, v. 9, p. 251–260, 2007.

ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 3. ed. Ilhéus: Editus, 2016. 200 p.

ALURRALDE, S. G.; DIAZ, M. M. Assemblage-level responses of Neotropical bats to forest loss and fragmentation. **Basic and Applied Ecology**, v. 50, p. 57-66, 2021.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, p. 355–366, 1994.

ARROYO-RODRIGUEZ, V.; ROJAS, C.; SALDANA-VASQUEZ, R. A.; STONER, K. E. Landscape composition is more important than landscape configuration for *phyllostomid* bat assemblages in a fragmented biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 198, p. 84-92, 2016.

BARBOSA, G. P. **Ecologia de Morcegos no Parque Estadual Carlos Botelho**: Estrutura da Comunidade e Interações com Plantas em Área de Mata Atlântica. 2018. 74 p. Dissertação (Mestrado em Conservação da Fauna) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2018.

BARBOSA, K. V. C. **Efeito do tipo de matriz e da proximidade de remanescentes florestais no uso de pequenos fragmentos pela avifauna do corredor Cantareira-Mantiqueira**. 2012. 64 p. Dissertação (Mestrado em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável) - Instituto de Pesquisas Ecológicas, Nazaré Paulista, 2012.

BERNARD, E.; GAMA, A. R.; GOMES, A. M. E.; SANTOS, C. L. C.; FISCHER, E. A.; SCHMIDT, E. J. C.; ANDRADE, F. A. G.; FALCÃO, F. C.; GARBINO, G. S. T.; MENA, J. C. V.; LUZ, J. L.; TREVELIN, L. C.; AGUIAR, L.; PEREIRA, M. J. V. C. R.; DELGADO, M.; ZORTÉA, M.; ROCHA, P. A.; BOBROWIEC, P. E. D.; NOVAES, R. L. M.; TAVARES, V. C.; CARVALHO, W. D.; UIEDA, W. 2023. **Myotis ruber**. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE, 2023.

BERNARD, E.; GAMA, A.R.; GOMES, A.M.E.; SANTOS, C.L.C.; FISCHER, E.A.; SCHMIDT, E.J.C.; ANDRADE, F.A.G.; FALCÃO, F.C.; GARBINO, G.S.T.; MENA, J.C.V.; LUZ, J.L.; TREVELIN, L.C.; AGUIAR, L.; PEREIRA, M.J.V.C.R.; DELGADO, M.; ZORTÉA, M.; ROCHA, P.A.; BOBROWIEC, P.E.D.; NOVAES, R.L.M.; TAVARES, V.C.; CARVALHO, W.D.; UIEDA, W. **Mimon bennettii**. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE, 2023

BEGON, M., TOWNSEND, C. R., & HARPER, J. L. **Ecology, from Individuals to Ecosystems**, (4th ed., 740 p.). Blackwell Publishing. 2007.

BIANCONI, G. V.; MIKICH, S. B. TEIXEIRA, S. D.; MAIA, B. H. L. N. S. Attraction of Fruit-Eating

Bats with Essential Oils of Fruits: A Potential Tool for Forest Restoration. **BIOTROPICA**, v. 39, n. 1, p 136–140, 2007.

BOYLES, J. G.; CRYAN, P. M.; MCCRACKEN, G. F.; KUNZ, T. H. Economic Importance of Bats. **Agriculture Science**, v. 332, n. 6025, p. 41-42, 2011.

BREDT, A.; UIEDA, W.; MAGALHÃES, E. D. Morcegos cavernícolas da região do Distrito Federal, centro-oeste do Brasil (*Mammalia, Chiroptera*). **Revista brasileira de Zoologia**. v. 16, n. 3, p. 731-770, 1999.

BREDT, A.; UIEDA, W.; PEDRO, W. A. **Plantas e morcegos na recuperação de áreas degradadas e na paisagem urbana**. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2012. 273 p.

CARVALHO, W. D.; ROSALINO, L. M.; DA SILVA XAVIER, B.; DE CASTRO, I. J.; HILÁRIO, R.; MARQUES, T. M.; MUSTIN, K. The relative importance of forest cover and patch-level drivers for phyllostomid bat communities in the Amazonian Savannas. **Landscape Ecology**, v. 38, n.1, p. 117-130, 2023.

CISNEROS, L. M.; FAGAN, M. E.; WILLIG, M. R. Effects of human-modified landscapes on taxonomic, functional and phylogenetic dimensions of bat biodiversity. **Diversity and Distributions**, p. 1-11, 2014.

CLARE, E. L.; GOERLITZ, H. R.; DRAPEAU, V. A.; HOLDERIED, M. W.; ADAMS, A. M.; NAGEL, J.; DUMONT, E. R.; HEBERT, P. D. N.; FENTON, M. B. Trophic niche flexibility in *Glossophaga soricina*: how a nectar seeker sneaks an insect snack. **Functional Ecology**, v. 28, p. 632-641, 2014.

CLÁUDIO, V. C.; BARBOSA, G. P.; RASSY, F. B.; ROCHA, V. J.; MORATELLI, R. The bat fauna (*Mammalia: Chiroptera*) of Carlos Botelho State Park, Atlantic Forest of Southeastern Brazil, including new distribution records for the state of São Paulo. **Zoologia**, v. 37, p. 1-32, 2020.

DE VIVO, M.; CARMIGNOTTO, A. P.; GREGORIN, R.; HINGST-ZAHER, E.; IACK-XIMENES, G. E.; MIRETZKI, M.; PERCEQUILLO, A. R.; JUNIOR, M. M. R.; ROSSI, R. V.; TADDEI, V. A. Checklist dos mamíferos do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, supl. 1, 2011.

DELICIELLOS, A. C.; MOTTA, A.; DIAS, D.; ALMEIDA, B.; ROCHA-BARBOSA, O. Bats of the Serra da Bocaina National Park, southeastern Brazil: an updated species list and a distribution extension for *Trinycteris nicefori* (Sanborn, 1949). **Biota Neotropica**. v. 18, n.4, 2018.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, n.11, p. 646-655, 2001.

FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J. L. Functional Landscape Heterogeneity and Animal Biodiversity in Agricultural Landscape. **Ecology Letters**, v. 14, p. 101-112, 2010.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, p. 1649–1663, 2013.

FAHRIG, L. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. **Functional Ecology**,

v. 21, p. 1003-1015, 2007.

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

FREGONEZI, M. N.; REIS, N. R.; ROSSANEIS, B. K. Richness, diversity and abundance of bats in small forest fragments of the Atlantic Forest in northern Paraná, Brazil. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 34, n. 2, p. 149-58, 2013.

FREY-EHRENBOLD, A.; BONTADINA, F.; ARLETTAZ, R.; OBRIST, M. K. Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, p. 252–261, 2013.

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

GARBINO, G.S.T.; GREGORIN, R.; LIMA, I.P. ; LOUREIRO, L.; MORAS, L.; MORATELLI, R.; NOGUEIRA, M.R.; PAVAN, A.C.; TAVARES, V.C.; NASCIMENTO, M.C.; NOVAES, R.L.M.; PERACCHI, A.L. 2024. Updated checklist of Brazilian bats: versão 2024. Comitê da Lista de Morcegos do Brasil—CLMB. Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros (Sbeq). Acesso em: jan/ 2025.

GARCIA, A. R. M. **Distribuição e Abundância de Arbustos do gênero Piper (PIPERACEAE) na Reserva Florestal Adolpho Ducke – Manaus, Amazonas – Brasil**. 2005. 50 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas, Manaus, 2005.

GONÇALVES, F. **Morcegos vetores de pólen e dispersores de sementes no Pantanal**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

GOODWIN, G. G.; GREENHALL, A. M. A review of the bats of Trinidad and Tobago. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 122, n. 3, p.187- 302, 1961.

GORRESEN, M.; WILLIG, M. R. Landscape Responses of Bats to Habitat Fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay. **Journal of Mammalogy**, v. 85, n. 4, p. 688–697, 2004.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391, 2001.

HOEFFEL, J. L.; FADINI, A. A. B.; MACHADO, M. K.; REIS, J. C. Trajetórias do Jaguar - Unidades de Conservação, Percepção Ambiental e Turismo - Um Estudo na APA do Sistema Cantareira, São Paulo. **Ambiente & Sociedade**, v. 11, p. 131-148, 2008.

IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: www.iucnredlist.org. Acesso em: 29 dez. 2024.

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II– Mamíferos**. ICMBio/MMA: Brasília, DF, 1. ed., 2018

JANTZEN, M. K.; FENTON, M. B. The depth of edge influence among insectivorous bats at

forest-field interfaces. **Canadian Journal of Zoology**, v. 91, n. 5, 2013.

KUENZI, A. J.; MORRISON, M. L. Detection of Bats by Mist-Nets and Ultrasonic Sensors. **Wildlife Society Bulletin**, v. 26, n. 2, p. 307-311, 1998.

KUNZ, T. H.; TORREZ, E. B.; BAUER, D.; LOBOVA, T.; FLEMING, T. Ecosystem services provided by bats. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1223, p. 1-38, 2011.

LACERDA, H. D. **Efeitos da fragmentação florestal sobre a estrutura trófica de morcegos filostomídeos na região da Serra da Bodoquena**. 2024. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2024.

LAFORGE, A.; PAUWELS, J.; FAURE, B.; BAS, Y.; KERBIRIOU, C.; FONDERFLICK, J. BESNARD. A Reducing light pollution improves connectivity for bats in urban landscapes. **Landscape Ecology**, v. 34, p. 793–809, 2019.

LAVAL, R. K. Banding returns and activity periods of some Costa Rican bats. **The Southwestern Naturalist**, v. 15, n. 1, p. 1-10, 1970.

LÓPEZ-BAUCELLS, A.; ROCHA, R.; BOBROWIEC, P.; BERNARD, E.; PALMEIRIM, J.; MEYER, C. **Field Guide to Amazonian Bats**. - Manaus: Editora INPA, 2016. 168 p.

LÓPEZ-BAUCELLS, A.; ROWLEY, S., ROCHA, R. *et al.* Interplay between local and landscape-scale effects on the taxonomic, functional and phylogenetic diversity of aerial insectivorous neotropical bats. **Landscape Ecology**, v. 37, p. 2861–2875, 2022.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. 2004. New Jersey: Princeton University Press.

MANCINI, M. C. S. **Efeitos da paisagem sobre uma comunidade de morcegos no sul de Minas Gerais**: espécies, traços funcionais e padrões de atividade. 2022. 138 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2022.

MARTINS, M. A. **Riqueza, diversidade de espécies e variação altitudinal de morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Parque Nacional do Itatiaia, Rio de Janeiro, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2011

MAZZEI, K. **Corredores de fauna na região Cantareira Mantiqueira: Evidências geográficas**. 2007, 162 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

McGARIGAL K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. 2023. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Computer software program produced by the authors; available at the following web site: <https://www.fragstats.org>.

MEDINA, A.; HARVEY, C. A.; MERLO, D. S.; VILCHEZ, S.; HERNANDEZ, B. Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matiguás, Nicaragua. **Biotropica**, v. 39, n. 1, p. 120-128, 2007.

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

MELLO, M. A. R.; KALKO, E. K. V.; SILVA, W. R. Diet and abundance of the bat *Sturnira lilium*

(*Chiroptera*) in a Brazilian montane Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 89, p. 485–492, 2008.

MELLO, M. A. R.; KALKO, E. K. V.; SILVA, W. R. Effects of moonlight on the capturability of frugivorous phyllostomid bats (*Chiroptera: Phyllostomidae*) at different time scales. **Zoologia**, v. 30, n. 4, p. 397-402, 2013.

MELO, A. S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropical**, v. 8, n. 3, 2008.

MELO, M. A.; BRAGA, D. A.; MANSHO, W.; CARVALHO, R. R.; OLIVEIRA, D. C.; ROSA, A. R. Morcegos urbanos de Guarulhos: alta riqueza de espécies e dominância de espécies ecologicamente flexíveis reveladas a partir de dados de monitoramento da raiva. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 111, 2021.

MENDES, E. S.; PEREIRA, M. J. R.; MARQUES, S. F.; FONSECA, C. A mosaic of opportunities? Spatio-temporal patterns of bat diversity and activity in a strongly humanized Mediterranean wetland. **European Journal of Wildlife Research**, v. 60, p. 651-664, 2014.

MENDES, P., SRBEK-ARAUJO, A. C. (2020) Effects of land-use changes on Brazilian bats: a review of current knowledge. **Mammal Review**, v. 51, n. 1, p. 127-142, 2020.

METZGER, J. P.; DECAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Ecologica**, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.

MIGUEL, P. H. **Efeito de fragmentação de habitat sobre a associação entre ectoparasitos e morcegos na Mata Atlântica**. 2019. 87 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Zoologia) - Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro, 2019.

MIKICH, S. B. A dieta dos morcegos frugívoros (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) de um pequeno remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do sul do Brasil. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 19, n. 1, p. 239-249, 2002.

MIKICH, S. B.; BIANCONI, G. V.; PAROLIN, L. C.; DE ALMEIDA, A. Serviços ambientais prestados por morcegos frugívoros na recuperação de áreas degradadas. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; DE OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (org.). **Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília: Embrapa, 2015. cap. 20, 248-256.

MIRANDA, J. M. D.; BERNARDI, I. P.; PASSOS, F. C. **Chave ilustrada para a determinação dos morcegos da região sul do Brasil**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, p. 55, 2011.

MOLINA-FREANER, F.; EGUIARTE, L., E. The Pollination Biology of Two Paniculate Agaves (Agavaceae) from Northwestern Mexico: Contrasting Roles of Bats as Pollinators. **American Journal of Botany**, v. 90, n. 7, p. 1016-1024, 2003.

MOURA, J. B. O.; PEREIRA DA SILVA, S. S.; GUEDES, P. G. Ecologia alimentar e reprodutiva de uma população de *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758) em um fragmento florestal urbano na cidade do Rio de Janeiro. **Biodiversidade Brasileira**, v. 14, n. 1, p. 78-91, 2024.

MUYLAERT, R. L. **Influência multi-escala da paisagem e limiar da fragmentação em**

morcegos no cerrado. 2014. 97 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2014.

MUYLAERT, R. L.; STEVENS, R. D.; RIBEIRO, M. C. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. **Ecological Applications**, v. 26, n. 6, p. 1854–1867, 2016.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.; MITTERMEIER, C. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

ORTEGA, J.; ARITA, H. T. *Mimon bennettii*. **Mammalian Species**, n. 549: p. 1-4, 1997.

PARDINI, R.; BUENO, A. A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, 2010.

PASSOS, F. C.; SILVA, W. R.; PEDRO, W. A.; BONIN, M. R. Frugivoria em morcegos (*Mammalia, Chiroptera*) no Parque Estadual Intervales, sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 3, p. 511–517, 2003.

PEDRO, W. A.; TADDEI, V. A. Taxonomic assemblage of bats from Panga Reserve, Southeastern Brazil: abundance patterns and trophic relations in the *Phyllostomidae* (*Chiroptera*). **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, n. 6, p. 3-21, 1997.

PURVIS, A.; HECTOR, A. Getting the measure of biodiversity. **NATURE**, v. 405, 8 p., 2000.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. QGIS Geographic Information System. **Open Source Geospatial Foundation Project**, 2024. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2024. Disponível em: www.R-project.org.

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

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; DE LIMA, I. P. **Morcegos do Brasil**. Londrina: Universidade Estadual de Londrina, 2007. 256 p.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SHIBATTA, O. A.; FREGONEZI, M. N. **Morcegos do Brasil: Guia de campo**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2013. 252 p.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The 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.

RICKETTS, T. H.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R.; FAY, J.P. Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. **Conservation Biology**, v. 15, p. 378–388, 2001.

SARTORELLO, R. **Interações em estudos para conservação: conceitos e técnicas para**

análises geográficas e ecológicas da paisagem. 2014. 253. p. Tese (Doutorado em Geografia) - Departamento de Geografia, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

SATO, T. M.; PASSOS, F. C.; NOGUEIRA, A. C. Frugivoria de morcegos (*Mammalia, Chiroptera*) em *Cecropia Pachystachya (Urticaceae)* e seus efeitos na germinação das sementes. **Papéis Avulsos de Zoologia - Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo**, v. 48, n. 3, p. 19-26, 2008.

SATO, T. M.; CARVALHO-RICARDO, M. C.; UIEDA, W.; PASSOS, F. C. Estrutura da comunidade de morcegos (*Mammalia, Chiroptera*) da Estação Experimental de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia - Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo**, v. 55, p. 1-11, 2015.

SEKIAMA, M. L. **Estrutura de comunidade de Quirópteros (*Chiroptera; Mammalia*) no parque estadual Mata dos Godoy, Londrina - Paraná.** 1996. 106 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1996.

SILVA, A. E. T. **Estudo da Quirópteroфаuna (*Chiroptera; Mammalia*) em área nativa e de sistema agroflorestal (SAF) em Pirassununga, São Paulo, Brasil.** 2017. 80 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2017.

SILVA, A. E. T.; ROCHA, V. J.; FIGUEREDO, R. A. Dieta e dispersão de sementes por morcegos em área de floresta estacional semidecidual e sistema agroflorestal, no interior do estado de São Paulo. In: PACHECO, J. T. R.; KAWANISHI, J. Y.; PACHECO, M. Z. (org.). **O Meio Ambiente sustentável.** Atena Editora, 2019, p. 168-181.

SILVA, I.; ROCHA, R.; LOPEZ-BAUCELLS, A.; FARNEDA, F. Z.; MEYER, C. F. J. Effects of Forest Fragmentation on the Vertical Stratification of Neotropical Bats. **Diversity**, v. 12, n. 67, 2020.

SILVESTRE, S. M.; ROCHA, P. A.; CUNHA, M. A.; SANTANA, J. P.; FERRARI, S. F. Diet and seed dispersal potential of the white-liebat, *Platyrrhinus lineatus* (E. Geoffroy, 1810), at a site in northeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 51, n. 3, 2016.

STRAUBE, F. C.; BIANCONI, G. V. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical**, v. 8, p. 150–152, 2002.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, p. 119-127, 1999.

TAYLOR, P. J.; GRASS, I.; ALBERTS, A. J.; JOUBERT, E.; TSCHARNTKE, T. Economic value of bat predation services – A review and new estimates from macadamia orchards. **Ecosystem Services**, v. 30, p. 372–381, 2018.

TREMLETT, C., J.; PEH, K., S., H.; ZAMORA-GUTIERREZ, V.; SCHAAFSMA, M. Value and benefit distribution of pollination services provided by bats in the production of cactus fruits in central Mexico. **Ecosystem Services**, v. 47, 2021.

TOMAZ, L. A. G.; ZORTÉA, M. Composição faunística e estrutura de uma comunidade de morcegos do Cerrado de Niquelândia, Goiás. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SANTOS, G. A.

D. (Eds.). **Ecologia de Morcegos**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora. 2008. p. 109-124.

UEZU, A.; METZGER, J. P. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity Conservation**, v. 20, p. 3627–3643, 2011.

UIEDA, W.; BREDT, A. Bats: Neglected Agents of Sustainability. **Sustentabilidade em Debate - Brasília**, v. 7, n. 1, p. 186-209, 2016.

VANCINE, M. H.; MUYLEAERT, R. L.; NIEBUHR, B. B.; OSHIMA, J. E. F.; TONETTI, V.; BERNARDO, R.; DE ANGELO, C.; ROSA, M. R.; GROHMANN, C. H.; RIBEIRO, M. C. The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 291, p. 110499, 2024.

VIZOTTO, L. D.; TADDEI, V. A. **Chave para determinação de quirópteros brasileiros**. São Paulo: Editora da Universidade Estadual de São Paulo, 72 p., 1993.

XAVIER, B. S.; CARVALHO, W. D.; DIAS, D.; TABOSA, L. O.; SANTOS, C. E. L.; ESBÉRARD, C. E. L. Bat richness (Mammalia: Chiroptera) in an area of montane Atlantic Forest in the Serra da Mantiqueira, state of Minas Gerais, southeast Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, 2018.

WIENS, A. J. Central Concepts and Issues of Landscape Ecology. In: GUTZWILLER, K. J. (ed.), **Applying Landscape Ecology in Biological Conservation**. Nova Iorque: Springer Science+Business Media, 2002

WITH, K. A.; CRIST, T. O. Critical Thresholds in species response to landscape structure. **Ecology**, v. 76, n. 8, p. 2446-2459, 1995.

ZUUR, A. F. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. New York: Springer, 2009.

ANEXOS

Gráficos de Rank-Abundância das espécies amostradas em cada paisagem, na sequência do 1 ao 18.

