



**PPGECO**

**Embrapa**

*Amazônia Ocidental*

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**BRUNA NASCIMENTO DE OLIVEIRA**

**Áreas prioritárias para a conservação de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do  
Brasil**

Belém  
2023

BRUNA NASCIMENTO DE OLIVEIRA

**Áreas prioritárias para a conservação de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

**Área de Concentração:** Ecologia.

**Linha de Pesquisa:** Ecologia Teórica e Aplicada.

**Orientador:** Prof. Dr. Thiago Bernardi Vieira

Belém  
2023

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD**  
**Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará**  
**Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

---

O48a Oliveira, Bruna Nascimento de.  
Áreas prioritárias para a conservação de morcegos (Mammalia:  
Chiroptera) do Brasil / Bruna Nascimento de Oliveira. — 2023.  
42 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Thiago Bernardi Vieira Vieira  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,  
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em  
Ecologia, Belém, 2023.

1. Guilda trófica. 2. Serviços ecossistêmicos. 3.  
Priorização da conservação. 4. Unidades de conservação. 5.  
Modelagem de distribuição de espécies. I. Título.

BRUNA NASCIMENTO DE OLIVEIRA

**Áreas prioritárias para a conservação de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ecologia, avaliada pela comissão julgadora composta pelos seguintes membros:

Data de Aprovação: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_

COMISSÃO JULGADORA

---

Prof. Dr. Thiago Bernardi Vieira  
Universidade Federal do Pará (Presidente)

---

Prof. Dr. Daniel de Brito Candido da Silva  
Universidade Federal do Goiás

---

Prof. Dr. Erlane José Rodrigues da Cunha  
Universidade Federal do Pará

---

Prof. Dr. Fernando Geraldo de Carvalho  
Universidade Federal do Pará

---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Karina Dias Silva  
Universidade Federal do Pará

---

Prof. Dr. Leandro Schlemmer Brasil  
Universidade Federal de Mato Grosso

Dedico esse trabalho à lua, às estrelas, aos morcegos, aos meus pais (Amélia e Gilvano) e ao meu esposo (Allysson).

*Sonhe alto, mire na lua, pois se errar, acertará nas estrelas.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pela saúde, principalmente durante essa fase de minha vida, secundamente ao meu esposo (Allysson) pelos inúmeros “puxões de orelha” que me motivaram e me deram forças diariamente.

Agradeço em especial ao meu orientador **Prof. Dr. Thiago Bernardi Vieira** que tive a chance de receber suas orientações para a concretização dessa ideia nesse trabalho. Agradeço por toda a paciência, por todo o conhecimento compartilhado comigo, o meu muito obrigada.

Agradeço a equipe ChiroXingu pela parceria, pelo apoio na pesquisa, pelos esforços nas coletas.

Também agradeço a Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação (PROPESP) em parceria com a Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas do Estado do Pará (FAPESPA) que financiou esse trabalho com concessão da bolsa de mestrado permitindo o suporte ao projeto de pesquisa.

# **Áreas prioritárias para a conservação de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Brasil**

## **RESUMO**

Existem várias ameaças à biodiversidade dos morcegos como a perda de habitat, a caça ilegal, o desmatamento, transformação de áreas naturais para agricultura e agropecuária, produção de energia, construção civil, extração mineral. Todos esses problemas são agravados pelo desconhecimento da biodiversidade existente e de sua distribuição geográfica para os diferentes grupos. O objetivo desse trabalho é avaliar a rede atual de Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs) para o grupo de morcegos, criar mapas de áreas prioritárias para a conservação dos morcegos, para as guildas tróficas objetivando identificar seus serviços ecossistêmicos e o índice de vulnerabilidade (IUCN), verificar se as UCs e TIs são eficazes, bem como, se a importância delas é consistente entre os biomas. Usamos as ocorrências de espécies (banco de dados da biodiversidade on-line, artigos, grupos de coleta) e usamos 19 variáveis bioclimáticas para construir os modelos de distribuição potencial das espécies usando o pacote ENMTML. Com os resultados potenciais dos modelos calculamos as métricas de importância, sobrepomos com as atuais Unidades de Conservação e Terras Indígenas no Brasil.

**Palavras-chave:** guilda trófica, serviços ecossistêmicos, priorização da conservação, unidades de conservação, zonation, modelagem de distribuição de espécies.

## **Priority areas for the conservation of bats (Mammalia: Chiroptera) in Brazil.**

### **ABSTRACT**

There are several threats to bat biodiversity, such as habitat loss, illegal hunting, deforestation, conversion of natural areas for agriculture and livestock, energy production, construction, and mineral extraction. All of these problems are exacerbated by the lack of knowledge about existing biodiversity and its geographic distribution for different groups. The objective of this study is to assess the current network of Conservation Units (CUs) and Indigenous Lands (ILs) for the bat group, create priority areas maps for bat conservation, focusing on trophic guilds to identify their ecosystem services and the vulnerability index (IUCN), and determine the effectiveness of CUs and ILs, as well as their consistent importance across biomes. We used species occurrences (online biodiversity databases, articles, collection groups) and 19 bioclimatic variables to build potential distribution models for the species using the ENMTML package. Based on the potential model results, we calculated importance metrics and overlapped them with current Conservation Units and Indigenous Lands in Brazil.

**Keywords:** trophic guild, ecosystem services, conservation prioritization, conservation units, zonation, species distribution modeling.

## Sumário

AGRADECIMENTOS.....	vi
<b>RESUMO</b> .....	vii
<b>ABSTRACT</b> .....	viii
<b>Estrutura e formatação da dissertação</b> .....	x
<b>Resumo</b> .....	11
<b>Introdução</b> .....	12
<b>Métodos</b> .....	19
Área de estudo .....	19
Ocorrência de espécies de morcegos .....	20
Variáveis Ambientais .....	21
Algoritmo .....	22
Avaliação dos modelos .....	23
Contribuição dos tipos de unidades (UCs e TI) .....	24
Identificação das áreas prioritárias e de sua importância .....	24
<b>Resultados</b> .....	25
<b>Discussão</b> .....	29
<b>Referências</b> .....	31

## **Estrutura e formatação da dissertação**

A dissertação intitulada “Áreas prioritárias para a conservação de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Brasil” está estruturada em capítulo único, que está no formato de artigo e será submetido à revista Biodiversity and Conservation, com fator de impacto 4.296. A Biodiversity and Conservation, fundada em 1992, publica pesquisas originais, editoriais, resenhas e que investigam todos os aspectos da diversidade biológica, sua conservação e uso sustentável. A submissão será realizada após as considerações da banca examinadora.

O artigo foi formatado conforme as normas da referida revista, que podem ser acessadas através do link: <https://www.springer.com/journal/10531/submission-guidelines>.

## Áreas prioritárias para a conservação de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Brasil

Bruna Nascimento de Oliveira<sup>1</sup>, Thiago Bernardi Vieira<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia (UFPA/PPGECO), Universidade Federal do Pará, Belém, Pará 66075-110, Brasil. E-mail: bruna.oliveira@icb.ufpa.br, orcid: 0000-0001-7910-5160

<sup>2</sup> Faculdade de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Rua Coronel José Porfírio n8 2514, São Sebastião, Altamira, PA 68372-040, Brazil, orcid: 0000-0003-1762-8294

### Resumo

Existem várias ameaças à biodiversidade dos morcegos como a perda de habitat, a caça ilegal, o desmatamento, transformação de áreas naturais para agricultura e agropecuária, produção de energia, construção civil, extração mineral. Todos esses problemas são agravados pelo desconhecimento da biodiversidade existente e de sua distribuição geográfica para os diferentes grupos. O objetivo desse trabalho é avaliar a rede atual de Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas (TIs) para o grupo de morcegos, criar mapas de áreas prioritárias para a conservação dos morcegos, para as guildas tróficas objetivando identificar seus serviços ecossistêmicos e o índice de vulnerabilidade (IUCN), verificar se as UCs e TIs são eficazes, bem como, se a importância delas é consistente entre os biomas. Usamos as ocorrências de espécies (banco de dados da biodiversidade on-line, artigos, grupos de coleta) e usamos 19 variáveis bioclimáticas para construir os modelos de distribuição potencial das espécies usando o pacote ENMTML. Com os resultados potenciais dos modelos calculamos as métricas de importância, sobrepomos com as atuais Unidades de Conservação e Terras Indígenas no Brasil.

**Palavras-chave:** guilda trófica, serviços ecossistêmicos, priorização da conservação, unidades de conservação, zonation, modelagem de distribuição de espécies

## Introdução

Os morcegos são mamíferos voadores da ordem Chiroptera, que incluem 1.456 espécies diferentes no mundo (Fenton and Ratcliffe 2010; Simmons and Cirranello 2022). No Brasil, na Lista SBEQ de Quirópteros de 2020 consta 181 espécies (Lista SBEQ; Garbino et al. 2020), após o estudo sobre o gênero *Micronycteris* foi identificado que a espécie *Micronycteris homezorum* Pirlot, 1967 é sinônimo de *Micronycteris minuta* (Gervais, 1856), ou seja, é o mesmo animal, tendo o *M. minuta* como espécie aceita (Siles and Baker 2020) e por fim, tivemos o primeiro registro confirmado do *Choeroniscus godmani* (Thomas, 1903) aqui no Brasil totalizando as 181 espécies de morcegos. Eles são encontrados em todos os continentes, exceto na Antártida (Fenton and Ratcliffe 2010). Esses mamíferos têm asas alongadas e flexíveis formadas por pele e músculos, que lhes permitem voar, possuem dentes afiados e garras para capturar insetos e outros pequenos animais (Fenton and Ratcliffe 2010) e algumas espécies também se alimentam de frutas, néctar e sangue (Kalko et al. 1996a, b, 2008; Fenton and Ratcliffe 2010; Saldaña-Vázquez et al. 2010). Eles também possuem capacidade de ecolocalização, ou seja, eles emitem sons e ouvem os ecos para navegar e localizar presas no escuro (Kalko et al. 1996a, 1998; Kalko and Handley 2001; Schnitzler and Kalko 2001; Jung et al. 2007, 2014). Algumas espécies de morcegos são importantes polinizadores (Howe and Smallwood 1982; Eguiarte et al. 1987; Sazima and Sazima 2022) e dispersores de sementes (Howe and Smallwood 1982; Godínez-Alvarez and Valiente-Banuet 2000; Wagner et al. 2015; Zapata-Mesa et al. 2017), enquanto outras são importantes controladores de pragas (Kunz et al. 2011; Segura-Trujillo et al. 2016; Russo et al. 2022; Ancillotto et al. 2022b).

Existem várias ameaças à biodiversidade dos morcegos, incluindo a perda e degradação de habitat (Turner 1996; García-Morales et al. 2016; Meyer et al. 2016; Novaes et al. 2017; Brändel et al. 2020; Weier et al. 2021; Tanalgo et al. 2022), a caça ilegal (Chiarello 2000; de Azevedo Chagas et al. 2015; Kingston 2016; Sousa and SrbeK-Araujo 2017) e as mudanças climáticas (Lemes et al. 2014; Ribeiro et al. 2016; Gonçalves et al. 2021; Festa et al. 2022). No entanto, a Biologia exerce um papel importante por meio de recomendações científicas, que incentivam a tomada de ações para proteger os morcegos e suas populações, incluindo programas de conservação para a fauna e a flora (Myers et al. 2000; SNUC 2000; Rodrigues and Gaston 2002; Diniz-Filho et al. 2009; Vargas et al. 2010; Angelieri 2015; Cetas and Yasué 2017; Silva et al. 2018; Nardelli and Ignacio 2021; Puig-Montserrat et al. 2021; Santos et al. 2021), leis e regulamentos (SNUC 2000; Medeiros and Young 2011; Young and Medeiros 2018), e estudos científicos (Myers et al. 2000; Margules and Pressey 2000a; Carwardine et al. 2010; Furey and Racey 2016; Delgado-Jaramillo et al. 2020).

Há várias maneiras de proteger a biodiversidade dos morcegos, incluindo proteger e restaurar habitats naturais onde os morcegos vivem (Christensen et al. 2009; Kunz et al. 2011; Williams-Guillén et al. 2016a; Silva et al. 2018; Coelho Junior et al. 2020; Ancillotto et al. 2022a) como fragmentos florestais, cavernas, corredores ecológicos e rios (Rodrigues et al.

2004; Ferraro et al. 2011; Lim and Da Tavares 2012; Borroto-Páez and Mancina 2017). É importante ainda continuar a estudar os morcegos para entender melhor suas necessidades e como protegê-los (Lim and Da Tavares 2012; Silva et al. 2018; Gonçalves et al. 2021; Baqi et al. 2022; Festa et al. 2022; Russo et al. 2022; Tanalgo et al. 2022; Ancillotto et al. 2022a, b; Florez-Montero et al. 2022; Bogoni et al. 2022). Educar a população sobre a importância dos morcegos e como eles contribuem para o ecossistema (Kingston 2016) pode ajudar a mudar as atitudes negativas em relação aos morcegos e aumentar a conscientização sobre sua conservação.

As lacunas do conhecimento biogeográfico, também conhecidas por lacunas Wallaceanas, são áreas geográficas onde há falta de informações detalhadas sobre a distribuição de espécies e ecossistemas (Bini et al. 2006; Diniz-Filho et al. 2013). As lacunas surgem devido a várias razões, como a inacessibilidade geográfica, falta de estudos científicos sistemáticos, recursos limitados para pesquisa em áreas remotas e desafiadoras, bem como a presença de habitats pouco explorados (por exemplo: montanhas, desertos ou oceanos) e essas informações biogeográficas são escassas até mesmo em *hotspots* de biodiversidade (Rodrigues et al. 2004; Bini et al. 2006; Mas et al. 2021). Essas lacunas têm implicações importantes para a conservação e gestão de recursos naturais, pois impedem a identificação e priorização de áreas importantes para a conservação e a implementação de medidas de proteção eficazes (Christensen et al. 2009; Rezende 2013; Cetas and Yasué 2017; Aguiar et al. 2020; Velazco et al. 2020; Ancillotto et al. 2022a).

As Unidades de Conservação (UCs; SNUC 2000) são áreas protegidas criadas com o objetivo de preservar a biodiversidade e os recursos naturais por serem fundamentais para a proteção da fauna e flora contribuem para a manutenção da saúde dos ecossistemas (Howard et al. 2000; Rodrigues and Gaston 2002; Cetas and Yasué 2017; Silva et al. 2020a; Santos et al. 2021; Martínez-Fonseca 2022). As UCs no Brasil têm tido algum sucesso na proteção da biodiversidade, mas também enfrentam desafios (Ferraro et al. 2011; Cetas and Yasué 2017; Silva et al. 2018; Velazco et al. 2019; Coelho Junior et al. 2020; Dias-Silva et al. 2021; Vieda-Ortega et al. 2022). Cada tipo de UC possui objetivos e níveis de restrição diferentes, mas ambos têm como objetivo fundamental a conservação da biodiversidade e dos recursos naturais, no Brasil as UCs são categorizadas em dois principais tipos, as UC de proteção integral são áreas destinadas à preservação da natureza em seu estado mais natural, com ações voltadas para a manutenção dos ecossistemas e a proteção integral das espécies, nessas áreas a exploração dos recursos naturais é restrita ou proibida, sendo permitido apenas o desenvolvimento de pesquisas científicas e atividades de educação ambiental; e as UC de uso sustentável que são áreas onde ocorre o uso dos recursos naturais de forma sustentável, conciliando a conservação da biodiversidade com atividades econômicas tradicionais, como agricultura familiar, extrativismo, pesca artesanal (e entre outras), essas áreas permitem a presença de comunidades locais e o uso consciente dos recursos naturais, desde que respeitando os princípios de

sustentabilidade e conservação (SNUC 2000; Christensen et al. 2009; Ferraro et al. 2011; Medeiros and Young 2011; MMA 2011; Feijó and Da Rocha 2017; Coelho Junior et al. 2020; Pires et al. 2021; Tubenchlak et al. 2021).

As Terras Indígenas no Brasil são áreas demarcadas e protegidas pelo governo para o uso e ocupação exclusiva dos povos indígenas do país nelas incluem florestas, rios e outros recursos naturais importantes para as comunidades indígenas (Ricardo 2004; Stocks 2005; Souza Filho and Bergold 2013; Cavalcante 2016; Leça de Lima et al. 2016). A demarcação dessas terras é feita com base na Constituição Brasileira e em convenções internacionais de direitos humanos dos povos indígenas (lei nº 6.001, de 19 de dezembro de 1973; decreto 1775/96). No entanto, infelizmente muitas vezes essas terras são invadidas (significa que pessoas externas aos povos indígenas entram ilegalmente nas terras demarcadas, muitas vezes com intenções de explorar recursos naturais, como madeira, minerais ou terra para agropecuária; Ricardo 2004; Stocks 2005; Souza Filho and Bergold 2013; Cavalcante 2016; Leça de Lima et al. 2016; Pinto 2016; Bragato and Neto 2017) e desrespeitadas (significa falta de reconhecimento e proteção adequada que pode incluir a omissão ou negligência do governo em tomar medidas eficazes para coibir as invasões, a falta de ações legais para punir os invasores, a falta de demarcação ou sobreposição de terras indígenas por outros interesses, além de conflitos sociais e violência direcionados às comunidades indígenas; Ricardo 2004; Stocks 2005; Souza Filho and Bergold 2013; Cavalcante 2016; Leça de Lima et al. 2016; Pinto 2016; Bragato and Neto 2017), ocasionando consequências negativas para a conservação de morcegos (Fernández-Llamazares et al. 2021; Resende et al. 2021). Isso ocorre porque as invasões levam à perda e fragmentação de habitats dos morcegos, desequilíbrio ecológico, risco de transmissão de doenças, caça e captura ilegal (Fernández-Llamazares et al. 2021; Resende et al. 2021). Para proteger os morcegos e o ecossistema, é importante respeitar a demarcação legal das terras indígenas, fortalecer os direitos territoriais indígenas, educar sobre a importância da conservação, estabelecer áreas protegidas e promover práticas sustentáveis de uso da terra (Fernández-Llamazares et al. 2021; Resende et al. 2021).

A escolha de áreas de conservação da biodiversidade e a priorização da conservação são processos complexos que envolvem a avaliação de vários critérios e objetivos (Fielding and Bell 1997; Myers et al. 2000; Pressey et al. 2007; Soberón and Nakamura 2009; Ferraro et al. 2011; Diniz-Filho et al. 2013; Lehtomäki and Moilanen 2013; Furey and Racey 2016; Borroto-Páez and Mancina 2017; Silva et al. 2018; Frick et al. 2020; Velazco et al. 2020; Zizka et al. 2021). Os critérios variam de acordo com os contextos regional, nacional e internacional, mas geralmente incluem fatores como diversidade biológica, representatividade de diferentes ecossistemas, importância para espécies ameaçadas, relevância cultural, vulnerabilidade a impactos humanos e conectividade com outras áreas protegidas (Rodrigues et al. 2004; Christensen et al. 2009; Carwardine et al. 2010; Vargas et al. 2010; Ferraro et al. 2011; Nóbrega and De Marco 2011; Sánchez-Fernández et al. 2013; Mendes et al. 2020; Velazco et al. 2020; Brasil et al. 2021; Gonçalves et al. 2021; Pimenta

et al. 2022). As áreas para a conservação são espaços destinados à proteção e manejo sustentável da biodiversidade e dos recursos naturais, elas podem incluir diferentes categorias de áreas protegidas, como parques nacionais, reservas biológicas, áreas de proteção ambiental, entre outras; essas áreas são estabelecidas com o objetivo principal de conservar a diversidade biológica, garantir a integridade dos ecossistemas e promover o uso sustentável dos recursos naturais (SNUC 2000; Medeiros and Young 2011; MMA 2011; Young and Medeiros 2018). Por outro lado, as áreas prioritárias para a conservação são aquelas que apresentam maior importância ecológica, alta biodiversidade, presença de espécies ameaçadas ou endêmicas, além de estarem sujeitas a maiores pressões humanas, pois essas áreas são consideradas estratégicas para a conservação, logo o seu estabelecimento e manejo adequado podem contribuir significativamente para a proteção da biodiversidade em escala regional ou global (Myers et al. 2000; Rodrigues et al. 2004; Diniz-Filho et al. 2009; Brito 2010; Platts et al. 2010; Arponen et al. 2012; Lehtomäki and Moilanen 2013; Moilanen 2013; Silva et al. 2018; La Marca et al. 2019; Zizka et al. 2021; Kafash et al. 2022; Tanalgo et al. 2022; Pimenta et al. 2022).

Os critérios adotados para a criação de áreas de conservação devem ser embasados em fundamentos científicos e ecológicos, com o propósito de preservar a biodiversidade e os recursos naturais (Margules and Pressey 2000a). É relevante ressaltar que, na prática, outros elementos podem influenciar a seleção das áreas, como a disponibilidade de recursos, a viabilidade política e a participação comunitária (Margules and Pressey 2000b, a; Soberón and Nakamura 2009; Ferraro et al. 2011). Além disso, é importante salientar que esses critérios podem ser aplicados de forma conjunta, e as prioridades podem ser atualizadas conforme os avanços científicos, dados e informações disponíveis, bem como mudanças ambientais (Howard et al. 2000; Margules and Pressey 2000b, a; Christensen et al. 2009; Ferraro et al. 2011). Esses critérios utilizados para escolha das áreas de conservação podem variar de acordo com o contexto e os objetivos específicos de conservação (Margules and Pressey 2000b, a; Myers et al. 2000; Pressey et al. 2007; Carwardine et al. 2010; Ferraro et al. 2011; Lehtomäki and Moilanen 2013; Furey and Racey 2016; Borroto-Páez and Mancina 2017; Silva et al. 2018; Brasil et al. 2021; Vieda-Ortega et al. 2022). Por exemplo, a riqueza de espécies é medida pela quantidade de espécies presentes em uma área, enquanto a diversidade engloba a composição e a estrutura da comunidade, podendo ser medida de diversas formas, como diversidade de espécies, diversidade genética e diversidade de ecossistemas (Rex et al. 2008; Vargas et al. 2010; Gotelli and Chao 2013; Delgado-Jaramillo et al. 2020; Kangoyé et al. 2021; Sivault et al. 2022; Bogoni et al. 2022). Áreas com espécies endêmicas, que só são encontradas em uma determinada região, são consideradas importantes para a proteção (Presley and Willig 2010; Juen and de Marco 2012; Fernández-Llamazares et al. 2018; Ramírez-Chaves et al. 2020; Garbino et al. 2021). A priorização também é dada às áreas com espécies ameaçadas (Myers et al. 2000; Arponen et al. 2012; Lehtomäki and Moilanen 2013; Moilanen 2013; La Marca et al. 2019; Zizka et al. 2021). A representatividade busca escolher áreas que representem a diversidade de habitats e ecossistemas onde os morcegos vivem, e a conectividade visa permitir a movimentação e reprodução dos morcegos entre as áreas (Tischendorf and Fahrig

2000; Urban and Keitt 2001). A pressão humana é considerada, priorizando áreas com menor impacto humano (Margules and Pressey 2000b, a). As oportunidades de conservação, como a criação de unidades de conservação, são levadas em conta (Margules and Pressey 2000b, a). As áreas onde os morcegos desempenham papéis importantes como polinizadores, controladores de pragas e dispersores de sementes também são priorizadas (Sazima et al. 1999; Cleveland et al. 2006; Kunz et al. 2011; Kemp et al. 2019; Puig-Montserrat et al. 2021; Ramírez-Fráncel et al. 2022; Sazima and Sazima 2022; Florez-Montero et al. 2022). Por fim, o critério de complementariedade busca identificar áreas que, em conjunto, garantam a proteção efetiva de uma ampla gama de espécies, habitats e processos ecológicos (Margules and Pressey 2000a; Araújo and Williams 2000; Rodrigues et al. 2004).

Atualmente existem dados sobre a distribuição e abundância de morcegos no Brasil, mas eles são geralmente incompletos e desatualizados (Rex et al. 2008; Denzinger and Schnitzler 2013; Castillo-Figueroa 2020; Aguiar et al. 2020; Mas et al. 2021). A maioria dos estudos sobre morcegos no Brasil foram realizados em áreas específicas, como parques nacionais e reservas biológicas, e em algumas regiões do país, como a Amazônia e a Mata Atlântica (Sazima et al. 1999; Arnett et al. 2006; Peters et al. 2006; Presley et al. 2008; Diniz-Filho et al. 2009; Trevelin et al. 2013; Decastro and Michalski 2015; Novaes et al. 2015, 2017; Voss et al. 2016; Barros et al. 2017; Tavares et al. 2017; Gregorin et al. 2017; Farneda et al. 2018; Maas et al. 2018; Torrent et al. 2018; Silva et al. 2018; Cláudio et al. 2020; Pires et al. 2021; Tubenchlak et al. 2021; Bobrowiec et al. 2022). A falta de monitoramento e estudos sobre morcegos em outras áreas do país significa que ainda há muito a ser descoberto sobre a distribuição e abundância desses animais no Brasil (Rodrigues et al. 2004; Mas et al. 2021).

Os recursos financeiros e humanos necessários para implementar programas eficazes de conservação, bem como o monitoramento das populações e distribuição geográfica de morcegos, ainda são limitados em algumas áreas (Kalko and Handley 2001; Lim and Engstrom 2001; Velazco et al. 2020). Além disso, a falta de conscientização sobre a importância dos morcegos e sua conservação pode dificultar a implementação de medidas de proteção (Kunz et al. 2011; Fernandes et al. 2020; Pires et al. 2021; Tubenchlak et al. 2021; Festa et al. 2022; Russo et al. 2022; Ramírez-Fráncel et al. 2022; Ancillotto et al. 2022a, b). Apesar dos avanços, as UCs e TIs no Brasil enfrentam desafios contínuos na proteção da fauna e flora (Feijó and Da Rocha 2017; Cetas and Yasué 2017; Velazco et al. 2019; Brändel et al. 2020; Castillo-Figueroa 2020; Fernández-Llamazares et al. 2021; Resende et al. 2021; Dias-Silva et al. 2021). É crucial continuar investindo em programas de conservação eficazes, monitoramento, pesquisa e conscientização para proteger a biodiversidade dos morcegos e seus habitats no país (Torrent et al. 2018; da Rocha et al. 2018; Barros et al. 2020; Brändel et al. 2020; Cláudio et al. 2020; Coelho Junior et al. 2020; Fernandes et al. 2020; Frick et al. 2020; Silva et al. 2020a, b; Delgado-Jaramillo et al. 2020; Castillo-Figueroa 2020; Aguiar et al. 2020).

A modelagem, como técnica de simulação e análise de dados, desempenha um papel fundamental na superação da falta de recursos financeiros e humanos em projetos de pesquisa e conservação (Guisan and Thuiller 2005; Wisz et al. 2008; Elith and Leathwick 2009). Através da modelagem, é possível obter *insights* valiosos e tomar decisões embasadas, mesmo em situações onde a coleta direta de dados pode ser limitada ou onerosa (Austin 2007; La Marca et al. 2019; Kafash et al. 2022). Os modelos permitem a criação de cenários hipotéticos, simulação de diferentes estratégias de conservação e avaliação de resultados potenciais, antes mesmo de implementar medidas concretas, assim ao utilizar técnicas de modelagem, os pesquisadores e conservacionistas podem explorar diferentes variáveis, testar diferentes hipóteses e prever os possíveis impactos das intervenções de conservação (Araújo and New 2007; Elith and Leathwick 2009; La Marca et al. 2019). Essa abordagem oferece uma forma mais acessível e econômica de avaliar as consequências das ações de conservação, especialmente em áreas com restrições de recursos, além disso, a modelagem permite otimizar a alocação de recursos escassos, direcionando-os para as áreas e estratégias mais promissoras em termos de conservação da biodiversidade (Elith et al. 2006; Wisz et al. 2008; Keith et al. 2014; Zurell et al. 2020). No entanto, é importante destacar que a modelagem não substitui completamente a necessidade de dados de campo e monitoramento contínuo, a coleta de dados empíricos é essencial para validar e calibrar os modelos garantindo sua precisão e confiabilidade (Soberón and Nakamura 2009; Hendel et al. 2023). A modelagem e os dados de campo devem ser vistos como complementares, trabalhando em conjunto para fornecer uma visão abrangente e informada sobre os desafios e as soluções para a conservação da biodiversidade (Qiao et al. 2015; Taweesub et al. 2022).

As guildas tróficas são grupos de espécies que compartilham o mesmo nicho ecológico em termos de alimentação, interagindo de maneira complexa e desempenhando funções vitais nos ecossistemas (Wilson 1999; Tschapka 2004; Denzinger and Schnitzler 2013; Denzinger et al. 2016; Segura-Trujillo et al. 2016; Voss et al. 2016; Weier et al. 2021). No caso dos morcegos, eles desempenham um papel crucial na polinização de plantas e na dispersão de sementes (Sazima et al. 1999; Lewinsohn et al. 2006; Kelm et al. 2008; Castro-Luna and Galindo-González 2012; Lim and Da Tavares 2012; Wagner et al. 2015; Heer et al. 2015; Castillo-Figueroa 2020; Mello et al. 2021; Buxton et al. 2022; Sazima and Sazima 2022), contribuindo para a regeneração de florestas e a manutenção da biodiversidade (Myers et al. 2000; Bianconi et al. 2012; Farneda et al. 2018; Rocha et al. 2018; Kemp et al. 2019; Silva et al. 2020a; Santos et al. 2021; Festa et al. 2022; Ancillotto et al. 2022a, b). As guildas desempenham um papel importante na manutenção do ecossistema e na prestação de serviços ecossistêmicos (Muscarella and Fleming 2007; Soares Filho et al. 2008; Kunz et al. 2011; Farneda et al. 2018; Rocha et al. 2018; Pires et al. 2021; Tubenclak et al. 2021; Russo et al. 2022; Ramírez-Fráncel et al. 2022).

Por exemplo, os morcegos frugívoros são responsáveis pela polinização e dispersão de sementes de muitas plantas, permitindo a reprodução e a regeneração florestal (Muscarella and Fleming 2007; Kelm et al. 2008). Os quirópteros são

importantes controladores de pragas, pois se alimentam de insetos que podem prejudicar as culturas agrícolas (Kunz et al. 2011; Williams-Guillén et al. 2016b; Rodríguez-San Pedro et al. 2020; Castillo-Figueroa 2020; Ramírez-Fráncel et al. 2022; Ancillotto et al. 2022b; Tuneu-Corral et al. 2023). Além disso, os morcegos nectarívoros desempenham um papel importante na polinização de plantas (Tschapka 2004; Soto-Centeno and Kurta 2006; Ortega-García and Saldaña-Vázquez 2022), permitindo a produção de frutos e sementes (Morrison 1980; Zapata-Mesa et al. 2017). Portanto, a presença de diferentes guildas tróficas de morcegos no Brasil é essencial para a manutenção dos ecossistemas e para o fornecimento de serviços ecossistêmicos valiosos para as comunidades humanas e os ecossistemas (Presley et al. 2008; Fernandes et al. 2020; Aguiar et al. 2021; Pires et al. 2021; Resende et al. 2021; Martins et al. 2022; Sazima and Sazima 2022).

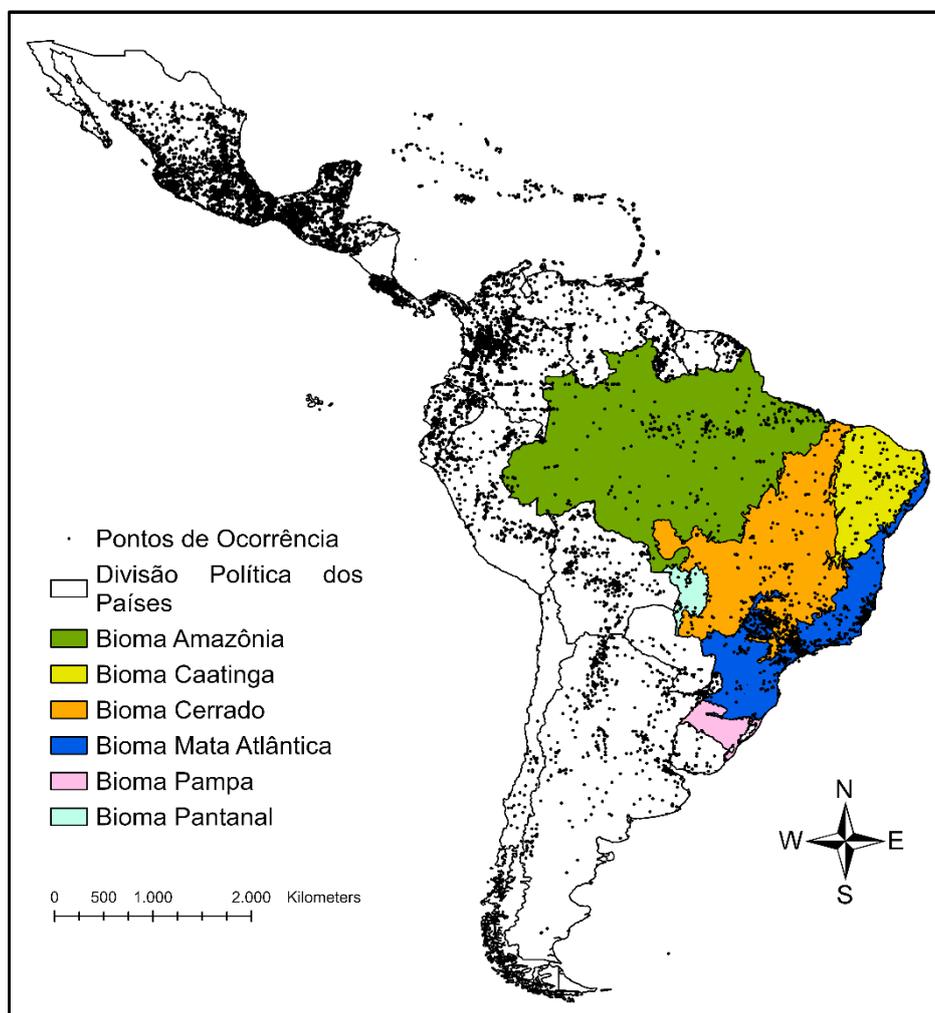
Os índices de vulnerabilidade dos morcegos são medidos através de diferentes categorias de ameaça, como a lista vermelha da IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza; <https://www.iucnredlist.org/>) e a lista oficial de espécies ameaçadas do governo brasileiro (<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/noticias/ultimas-noticias/lista-oficial-das-especies-ameacadas-de-extincao-e-divulgada>). A lista vermelha da IUCN classifica as espécies em diferentes categorias de ameaça, incluindo: (1) Extinto (EX): espécie que não é mais encontrada na natureza; (2) Extinta na natureza (EW): espécies que sobrevivem apenas em cativeiro ou cultivo, não ocorrendo mais em seu habitat natural, por exemplo o *Phylloderma stenops*, conhecido por Murundu; (3) Criticamente em perigo (CR): espécie com uma população extremamente reduzida e/ou em rápido declínio; (4) Em perigo (EN): espécies com um alto risco de extinção em estado selvagem, por exemplo o *Lonchorhina aurita*; (5) Vulnerável (VU): espécie com uma população reduzida e/ou vulnerável a ameaças; (6) Quase ameaçada (NT): espécies que estão próximas de atingir uma das categorias de ameaça, mas não estão incluídas em nenhuma delas atualmente, ou seja, ainda estável, por exemplo o *Artibeus lituratus*; (7) Preocupação menor (LC): espécie com uma população ampla e estável, mas ainda sujeita a ameaças, exemplo *Desmodus rotundus* (Bernard et al. 2011; IUCN <<https://www.iucnredlist.org/>>).

Este trabalho se propõe a avaliar a rede atual de reservas brasileiras (Unidades de Conservação) e as terras indígenas (TI) para o grupo de morcegos, identificar as áreas prioritárias para a conservação de morcegos e de seus serviços ecossistêmicos. Para alcançar esse objetivo as áreas com maior importância para a conservação foram mapeadas por bioma, guildas tróficas e índice de vulnerabilidade (IUCN). Com isso foi possível verificar se as UCs e TIs são eficazes, bem como, se a importância delas é consistente entre os biomas.

## Métodos

### Área de estudo

Os seis biomas brasileiros incluem a Amazônia, Cerrado, Caatinga, Pantanal, Mata Atlântica e Pampa (Fig. 1). Todos esses biomas possuem uma variedade de espécies de morcegos, incluindo frugívoros, nectarívoros, insetívoros, carnívoros e hematófagos (Novaes et al. 2015; Ito et al. 2016; Maas et al. 2018; Cordero-Schmidt et al. 2021). No entanto, a degradação (Heer et al. 2015) e fragmentação dos habitats (Appel et al. 2021), causadas por atividades humanas, representam ameaças significativas para essas espécies. Existem muitas unidades de conservação e terras indígenas no país, que foram criadas para proteger esses biomas e suas espécies (Fernández-Llamazares et al. 2021).



**Fig. 1** Localização dos biomas brasileiros com os pontos de ocorrência utilizados para a realização dos modelos.

## Ocorrência de espécies de morcegos

O estudo sobre as 181 espécies de morcegos existentes no Brasil (Garbino et al. 2020, 2022; Siles and Baker 2020) foi desenvolvido através do levantamento em bases on-line de biodiversidade, como o Global Biodiversity Information Facility (GBIF; <https://www.gbif.org/>; GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.ghkty9>), o SpeciesLink (<https://specieslink.net/>), o Map of Life (MOL; <https://mol.org/>), o Integrated Taxonomic Information System (ITIS; <https://www.itis.gov/>), de coletas pelo grupo de pesquisa ChiroXingu UFPA/Altamira e por mecanismos de busca on-line como a ISI Web of Knowledge e Google Scholar com as palavras-chave “chiroptera”, “morcego”, “bat”. Foram selecionadas apenas as ocorrências registradas a partir de 1960, ignorando os registros sem ocorrência de data, sem coordenadas geográficas e fora da região Neotropical.

Em posse desse montante de registros de ocorrência foi necessário utilizar o editor de planilhas Microsoft Office Excel® por ser comumente adotado para facilitar a visualização, validação e organização dos registros de ocorrência (Meyer and Avery 2009). O Excel® é uma ferramenta amplamente utilizada para manipular dados tabulares de forma eficiente e possui recursos que permitem a criação de tabelas, a aplicação de fórmulas, a formatação dos dados e a geração de gráficos, o que contribui para a análise e interpretação dos registros de ocorrência de forma mais acessível e visualmente agradável (Turner et al. 2015). Após os dados planilhados, seguimos as etapas de validação dos dados que é um processo importante na análise e gerenciamento de informações, na qual consiste em verificar a precisão, consistência e a integridade, garantindo que eles estejam corretos e adequados para o uso (Grech 2018). Nela verificamos o formato dos registros, ou seja, para que todos fiquem no mesmo padrão; verificamos os limites, para que todos estejam dentro do limite estabelecido (possuir coordenadas geográficas, abranger a região Neotropical e datação a partir de 1960); verificação das duplicatas, ou seja, identificar e remover os registros duplicados evitando a inclusão de informações redundantes (Grech 2018).

Porém o Excel® demonstrou não ser uma escolha adequada devido o processamento de grande volume de dados, ou seja, apresentou lentidões e travamentos que implicaram na integridade dos dados. Por isso foi necessário desenvolver um sistema WEB na linguagem PHP integrado a um Sistema de Gerenciamento de Banco de Dados na linguagem MySQL (Denton and Peace 2003; Isiaka et al. 2020). Por ser um sistema ele suportou um volume de dados maior, mais ágil, tolerante às falhas (exemplos: queda de energia, desligamento do computador repentinamente etc.), permite a integração com diversos tipos de sistemas e o SGBD é capaz de recuperar os dados para um estado mais consistente e confiável e gerar *backups* automáticos (Isiaka et al. 2020). Além disso, o sistema (batizado de BATBOT), realiza buscas via API HTTP nas plataformas on-line de dados abertos (GBIF, ISIS, RedList IUCN etc.) para buscar, validar e atualizar informações sobre taxonomia, nomenclaturas atuais e sinônimos para então arquivá-las no SGBD.

As espécies de morcegos do Brasil podem ser separadas em diferentes grupos tróficos, conhecidos como guildas (Wilson 1999), e incluem os insetívoros, os frugívoros, os nectarívoros, os hematófagos e os carnívoros (Kalko et al. 1996a; Kalko and Handley 2001; Denzinger et al. 2016). As guildas tróficas dos morcegos desempenham um papel essencial na ecologia, influenciando a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas. Essas guildas consistem em grupos de espécies de morcegos que compartilham preferências alimentares semelhantes. Através da regulação de populações de presas, os morcegos contribuem para o controle de pragas agrícolas e a redução da transmissão de doenças por artrópodes. Além disso, muitas espécies de morcegos são polinizadoras eficientes, promovendo a reprodução e a diversidade das plantas. Ao se alimentarem de néctar, pólen, frutas ou insetos, os morcegos desempenham um papel fundamental na dispersão de sementes e no transporte de pólen entre as plantas, favorecendo a regeneração florestal e a produção de alimentos. Essas interações alimentares específicas entre morcegos e seus recursos alimentares são essenciais para a saúde e sustentabilidade dos ecossistemas (Ancillotto et al. 2022) (citação). Os insetívoros podem ser divididos em dois subgrupos: os que se alimentam apenas de insetos e os que também utilizam a técnica de *gleaner*, que consiste em capturar insetos que caem no chão ou em folhas (Schnitzler and Kalko 2001). Já os frugívoros se alimentam principalmente de frutos (Riegler 2006; Muscarella and Fleming 2007) e nectarívoros se alimentam de néctar (Winkelmann 1972; Koopman 1981). Os hematófagos se alimentam de sangue (Gregorin et al. 2017; Torquetti et al. 2023) e os carnívoros se alimentam de uma variedade de pequenos animais. Alguns exemplos comuns incluem insetos, como mosquitos, mariposas e besouros. Além disso, eles também podem se alimentar de aranhas, escorpiões, centopeias e outros invertebrados. Em algumas espécies, os morcegos carnívoros também se alimentam de pequenos vertebrados, como pequenos roedores, aves, lagartos e anfíbios, esses animais fornecem uma fonte de alimento rica em proteínas para os morcegos carnívoros. (Gual-Suárez and Medellín 2021; Sánchez and Carrizo 2021).

Finalmente, para avaliar o estado de conservação de cada espécie de morcegos encontrada, foi realizada uma consulta na categoria específica de cada espécie na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, sigla em inglês; <https://www.iucnredlist.org/>). Essa lista fornece informações sobre a situação de conservação de espécies, classificando-as em diferentes categorias, tais como: Não Avaliada (NE), Dados Insuficientes (DD), Preocupação Menor (LC), Quase Ameaçada (NT), Vulnerável (VU), Em Perigo (EN), Criticamente em Perigo (CR), Extinta na Natureza (EW) e Extinta (EX).

### **Variáveis Ambientais**

Utilizamos as 19 variáveis bioclimáticas disponíveis no site WorldClim (<https://www.worldclim.org/>) com resolução espacial de 10 arc-minutos para toda a região Neotropical (Fick and Hijmans 2017), com uma resolução aproximada de

20 x 20km (de Marco and Nóbrega 2018). Logo em seguida realizamos um recorte para o cálculo referente a toda região do Brasil em formato de *grid* (para a geração das células) com resolução de 0,083° (Dias-Silva et al. 2021). Essas variáveis são derivadas de valores mensais de temperatura e precipitação coletados durante os anos de 1970 a 2000 (Fick and Hijmans 2017). Esses dados são frequentemente utilizados em técnicas de modelagem ecológica para estimar a distribuição potencial de espécies (Lisón and Calvo 2013; Mendes et al. 2020; Pimenta et al. 2022). Para reduzir a multicolinearidade dos dados, realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA; Legendre and Legendre 2012) e utilizamos os valores próprios como variáveis ambientais. Seleccionamos apenas os eixos que apresentam uma explicação igual ou superior a 95% (de Marco and Nóbrega 2018), os quais foram utilizados como variáveis do modelo.

### **Algoritmo**

O algoritmo é um conjunto de instruções lógicas que são fornecidas a um computador através de uma linguagem de programação para que ele possa interpretar e executar as tarefas desejadas (Hill 2016). Neste caso, utilizamos a linguagem R® (R Core Team 2021), que é especializada em estatística e gráficos. Para isso, programamos uma rotina em R® (R Core Team 2021) usando o pacote ENMTML (Andrade et al. 2020), que possui vários parâmetros e recursos voltados especificamente para a modelagem de distribuição de espécies (SDM). Com esse pacote, utilizamos 4 modelos de algoritmos como parâmetros, ou seja, realizamos uma modelagem em que a ferramenta de análise de dados foi baseada nesses 4 algoritmos: MaxEnt (MXD; Elith et al. 2006; Merow et al. 2013), Support Vector Machine (SVM; Noble 2006; Awad and Khanna 2015), Random Forest (RDF; Speiser et al. 2019) e Bayesian Gaussian Process (GAU; Seeger 2004).

O script R® foi dividido em dois momentos principais para gerar mapas de distribuição de probabilidade para diferentes espécies de morcegos. No primeiro momento, utilizamos o método de partição BOOT com 10 réplicas numa proporção de 70% por 30% com ocorrência mínima de 5 pontos para gerar 4 mapas por espécie (Pimenta et al. 2022). No segundo momento, utilizamos o método de partição BLOCK com ocorrência mínima de 30 pontos para gerar 4 mapas por espécie (Pimenta et al. 2022). Cada um advindo de um algoritmo: MaxEnt, Support Vector Machine, Random Forest e Bayesian Gaussian Process. Utilizamos o índice de Jaccard (Leroy et al. 2018; Pimenta et al. 2022) como métrica do Threshold e o SUP (média dos melhores algoritmos com TSS acima da média para cada espécie) para gerar um único mapa final por espécie (Velazco et al. 2019, 2020; Andrade et al. 2020; Mendes et al. 2020; Pimenta et al. 2022). A técnica de Ensemble SUP, que combina os resultados dos algoritmos foi escolhida baseada em análises de desempenho prévias e na literatura para aumentar a precisão do modelo final de distribuição de probabilidade de espécies de morcegos (Qiao et al. 2015; Andrade et al. 2020; Pimenta et al. 2022).

Os algoritmos mencionados anteriormente são reconhecidos por serem robustos e eficientes em prever distribuições de espécies a partir de dados de ocorrência segundo Pimenta et al. (2022). Eles são amplamente utilizados na área de aprendizado de máquina para resolver problemas de classificação e regressão. O MaxEnt é um algoritmo de aprendizado supervisionado baseado em princípios de entropia, amplamente utilizado na classificação de espécies (Phillips et al. 2006; Merow et al. 2013). O SVM é um algoritmo de classificação que busca encontrar uma linha de separação entre as classes, com boa performance em problemas de classificação binária e multi-classe (Noble 2006; Awad and Khanna 2015). O Random Forest é baseado em árvores de decisão, utilizado para classificação e regressão, conhecido pela sua capacidade de lidar com grande quantidade de variáveis e alta dimensionalidade (Speiser et al. 2019). Por fim, o GAU é um algoritmo de inferência bayesiana, utilizado para modelagem de dados contínuos e é amplamente utilizado em problemas de regressão (Seeger 2004).

### **Avaliação dos modelos**

Para avaliar os modelos gerados a partir dos algoritmos de distribuição de espécies, como MaxEnt, GAU, Random Forest e SVM, é preciso utilizar as curvas ROC e o indicador TSS (de Marco and Nóbrega 2018). A curva ROC é usada para avaliar o desempenho dos modelos de classificação binária, ela mostra a relação entre a taxa de verdadeiros positivos (TPR) e a taxa de falsos positivos (FPR) para diferentes limiares de classificação (Fawcett 2006). A área sob a curva (AUC) é comumente usada como uma medida global do desempenho do modelo, sendo que valores próximos a 1 indicam bom desempenho e valores próximos a 0 indicam desempenho ruim (Fawcett 2006). Já o indicador TSS (True Skill Statistic) que é a soma da diferença entre a taxa de verdadeiros positivos e a taxa de falsos positivos tem valores entre -1 e 1, sendo que valores próximos a 1 indicam bom desempenho e valores próximos a -1 indicam desempenho ruim, ele é uma medida de desempenho que permite comparar a precisão dos modelos no qual é calculado com base na proporção de acertos e erros dos modelos (Allouche et al. 2006; Leroy et al. 2018).

Além disso, é importante mencionar o uso do método Ensemble SUP (Supervised Ensemble), que consiste em combinar vários modelos de classificação para obter um único modelo que possa ser mais preciso do que qualquer um dos modelos individuais por ser uma técnica amplamente utilizada na ecologia de conservação, pois permite priorizar a conservação de espécies (Velazco et al. 2019). Esse processo é realizado através de diferentes estratégias como a média, mediana, voto majoritário (cada modelo individual emite uma previsão e a previsão final é determinada pela maioria das previsões) e outras, em cada uma dessas estratégias, é possível fazer uma avaliação dos modelos gerados a partir dos algoritmos mencionados anteriormente, de forma que seja possível identificar qual modelo é o melhor para a distribuição de espécies em questão. A combinação dos modelos permite obter uma classificação mais precisa e confiável, aumentando as chances de sucesso na conservação das espécies (Qiao et al. 2015).

## **Contribuição dos tipos de unidades (UCs e TI)**

Para identificar a contribuição dos tipos de unidades de conservação e terras indígenas foi utilizada uma rotina em R® (R Core Team 2021) baseada no teste de randomização Monte Carlo, com 10.000 aleatorizados, para avaliar a importância relativa das células protegidas e desprotegidas. As células são classificadas como "protegidas" (se estiverem com 60 a 100% dentro de uma unidade de conservação ou terra indígena) e "desprotegidas" (de 0 a 59% fora de uma unidade de conservação ou terra indígena) e a importância média das células protegidas é estimada através da análise de zoneamento. Esse procedimento é realizado usando as redes de reservas segundo o mapa oficial das unidades de conservação na categoria: "proteção integral - UPI", "uso sustentável - UUS" e "terra indígena - TI" que estão disponíveis no Ministério do Meio Ambiente (MMA; <https://www.gov.br/mma>) e Fundação Nacional dos Povos Indígenas (FUNAI; <https://www.gov.br/funai>). As fronteiras oficiais dos biomas (também disponíveis no site do MMA) foram consideradas como representativas da distribuição histórica dos biomas biológicos. Esse procedimento será realizado para todas as espécies de morcegos, para cada guilda trófica e para cada categoria IUCN separadamente. Ao identificar a contribuição de diferentes tipos de unidades de conservação e terra indígena para a proteção da biodiversidade obtém-se um valor de significância através da comparação da importância observada com as importâncias aleatórias.

A técnica Zonation se baseia em princípios teóricos de conservação da biodiversidade, como a noção de complementaridade, insubstituibilidade e representatividade (Moilanen 2007; Lehtomäki and Moilanen 2013; Minin et al. 2014). A complementaridade sugere que a conservação de uma variedade de espécies e ecossistemas é mais eficaz do que a conservação de apenas alguns deles (Moilanen 2007; Lehtomäki and Moilanen 2013; Minin et al. 2014). A insubstituibilidade se refere ao fato de que algumas áreas são mais importantes para a conservação de certas espécies ou ecossistemas do que outras (Moilanen 2007; Lehtomäki and Moilanen 2013). Já a representatividade sugere que as áreas prioritárias devem incluir um exemplo representativo de cada tipo de ecossistema ou habitat (Moilanen 2007). Além disso, a técnica Monte Carlo é uma técnica estatística que consiste em gerar várias amostras aleatórias de uma distribuição de probabilidade, com o objetivo de estimar valores de interesse. Nesse caso, a técnica de Monte Carlo somada à técnica Zonation, é utilizado para avaliar a importância relativa das células protegidas e desprotegidas, a medida de importância é gerada usando algoritmos matemáticos que levam em conta dados de biodiversidade, topografia, cobertura vegetal e condições climáticas.

## **Identificação das áreas prioritárias e de sua importância**

A sobreposição de mapas de distribuição de espécies com unidades de conservação e terras indígenas utilizando a ferramenta Zonation (Moilanen 2007; Lehtomäki and Moilanen 2013) é uma técnica valiosa para avaliar a conservação

da biodiversidade. A geração dos modelos de distribuição de espécies permite identificar as áreas com maior presença e frequência de determinadas espécies (Moilanen 2007; Lehtomäki and Moilanen 2013). A ferramenta Zonation, além de precisa e eficiente, permite avaliar o grau de proteção e conservação dessas espécies em áreas protegidas ou em terras com direitos especiais (Moilanen 2007; Lehtomäki and Moilanen 2013). A sobreposição dos mapas também possibilita identificar áreas críticas para conservação, priorizadas em futuros planos de conservação, pois concentram alta incidência de espécies ameaçadas de extinção sem proteção adequada.

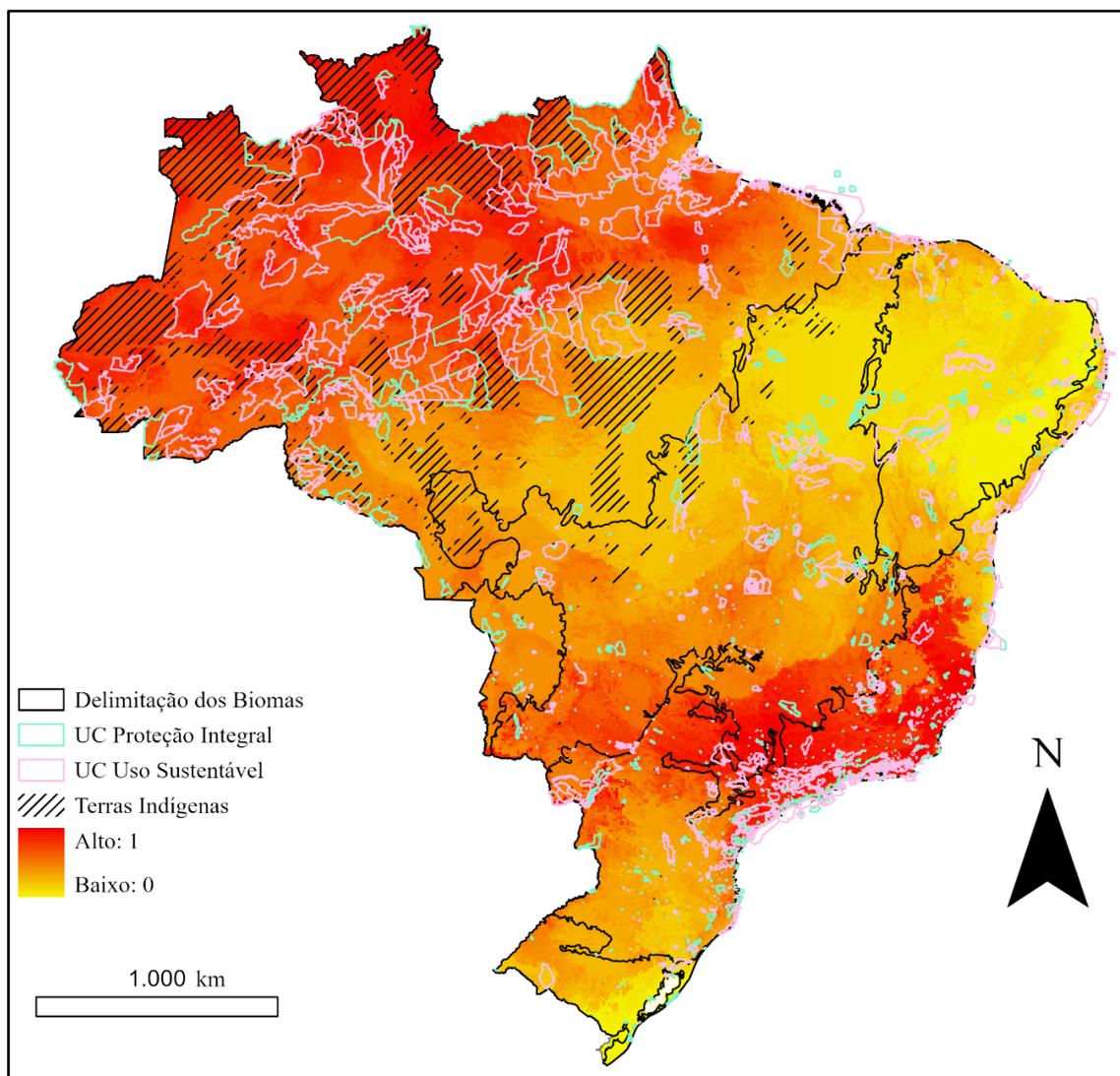
A técnica *Core-area Zonation* prioriza a remoção de células que possuem uma alta concentração de espécies ameaçadas ou endêmicas. Essa técnica se baseia na ideia de que as áreas mais ricas em biodiversidade devem ser preservadas primeiro, uma vez que protegê-las garante a proteção de um número significativo de espécies (Moilanen 2007; Lehtomäki and Moilanen 2013; Minin et al. 2014). Em seguida, *Additive benefit function* avalia a remoção de células de acordo com a soma de benefícios que serão obtidos ao protegê-las, esse benefício pode incluir a proteção de espécies ameaçadas, a conservação de habitats importantes, entre outros (Moilanen 2007; Lehtomäki and Moilanen 2013; Minin et al. 2014). Já a técnica *Target-based planning* tem como objetivo atingir metas específicas de conservação, tais como proteger uma determinada porcentagem de habitats ou espécies ameaçadas, a remoção de células é avaliada de acordo com o impacto que causará no alcance dessas metas (Moilanen 2007; Lehtomäki and Moilanen 2013; Minin et al. 2014). Nesse trabalho utilizamos a técnica *Additive benefit function* por ser a mais adequada em relação aos objetivos da pesquisa.

## **Resultados**

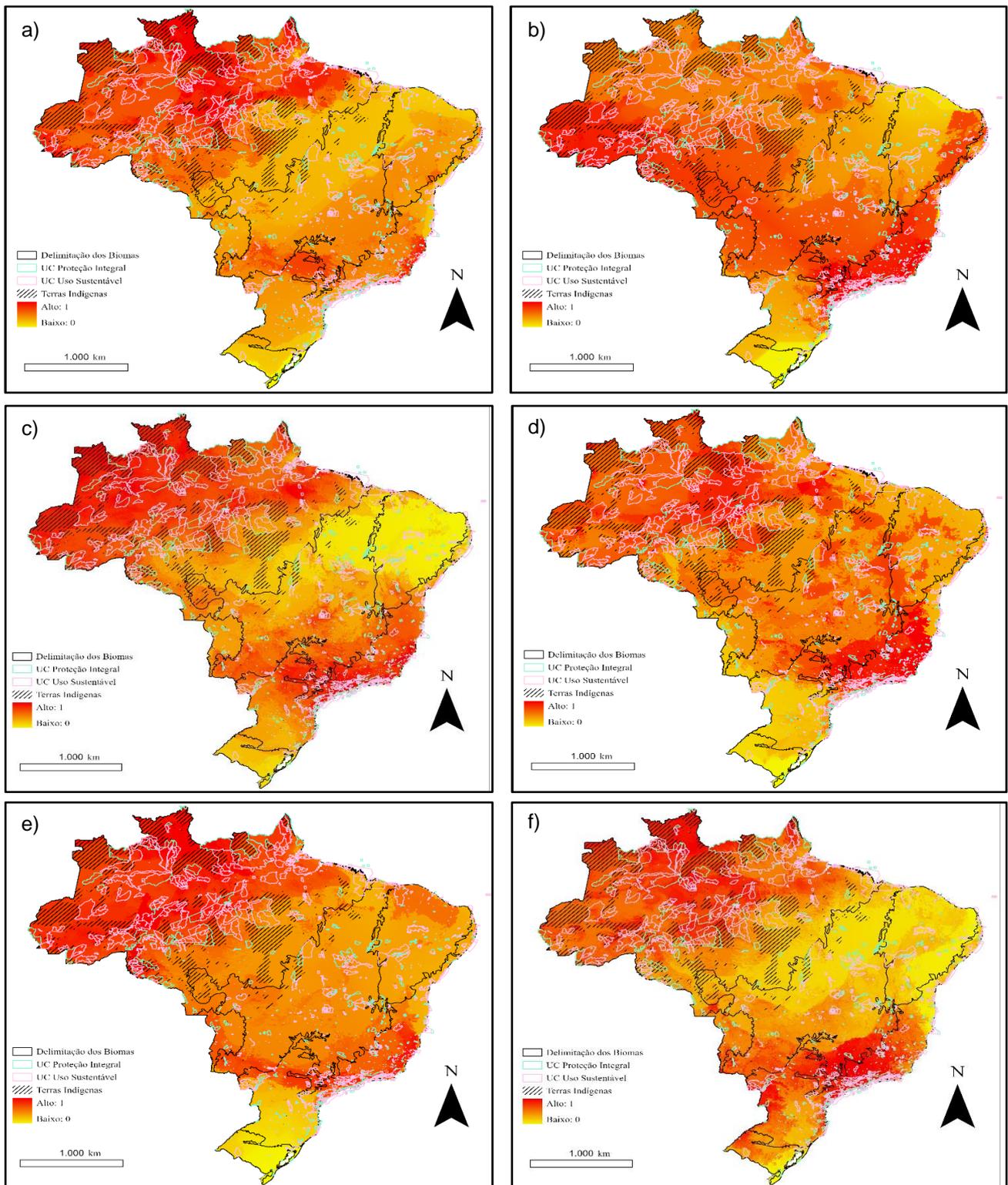
O Brasil possui 181 espécies registradas de morcegos, das quais foram encontradas 228.197 ocorrências. Nós modelamos 164 espécies as quais equivalem a 90.61% do total e para a modelagem ocorrência mínima de 5. Nossos modelos apresentaram valores de AUC variando de 0,275 a 1, conforme descrito na tabela 2 do material suplementar. Além disso, os valores de TSS também variaram de 0 a 1. Utilizamos o índice de Jaccard como limiar para nossos modelos, conforme mencionado na tabela 2 do material suplementar. A análise de contribuição de unidades de conservação e terras indígenas apontou que o valor observado é maior do que o esperado, conforme descrito na tabela 1 do material suplementar.

O mapa de importância com as unidades de conservação e terras indígenas (fig. 2) mostra que a porção mais à sudoeste do Cerrado, porções do Cerrados que fazem divisa com o bioma Mata Atlântica, regiões ao norte (regiões litorâneas) do Cerrado e Caatinga são importantes para a conservação de morcegos. Em geral para os biomas não diferem entre si na conservação de morcegos.

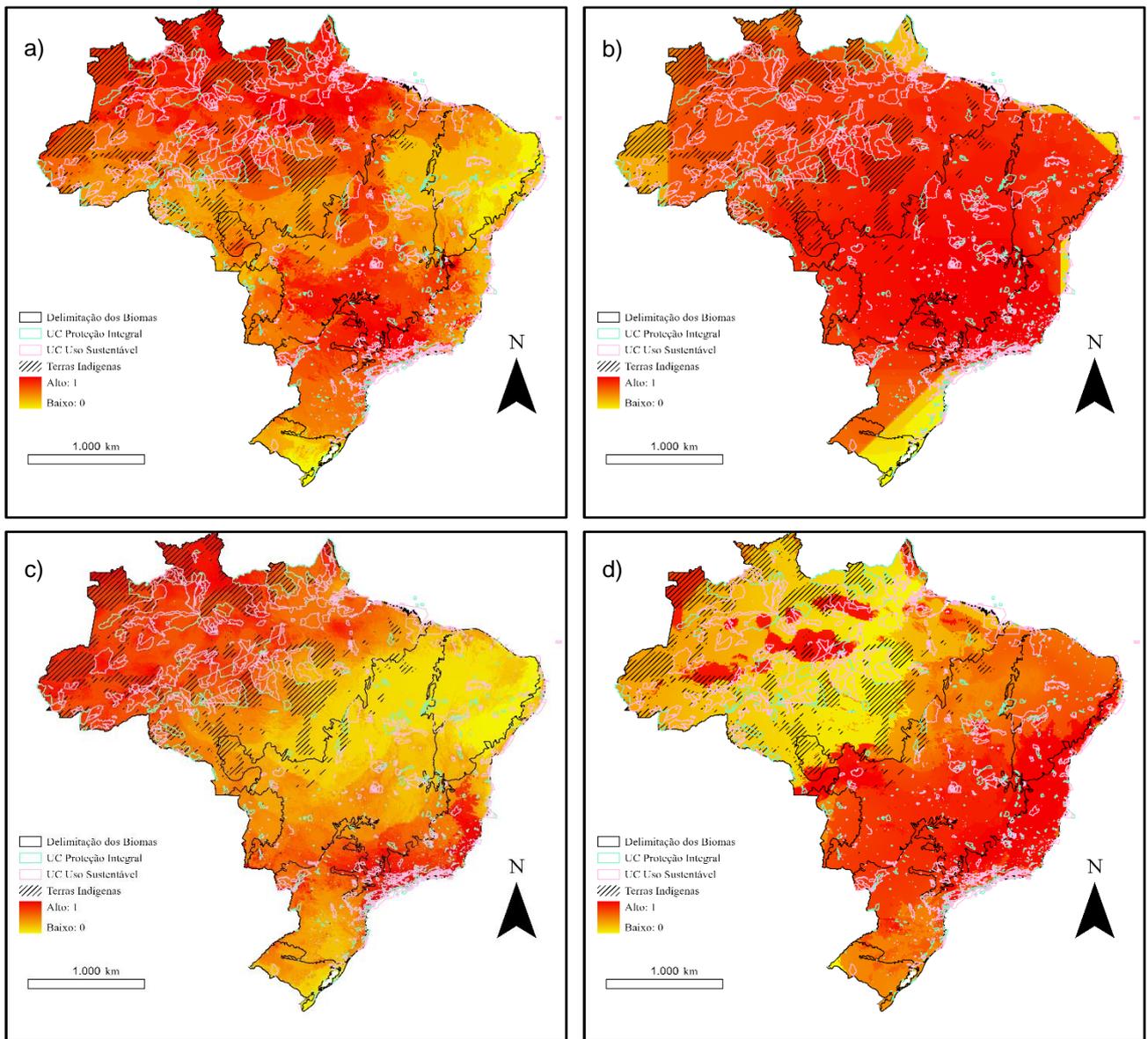
O mapa com a medida de importância para cada guilda trófica de morcegos (fig. 3) nos mostra que os insetívoros hematófagos (fig. 3b) toda a extensão sul e sudeste do Cerrado, área leste da Caatinga são importantes para a conservação de morcegos, para os insetívoros sem a técnica *gleaner* a região oeste do Pampa são pontos importantes para a conservação. Já para os morcegos frugívoros (fig. 3c) e nectarívoros (fig. 3d) coincidem com as regiões mais leste-central englobando os biomas Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica são áreas importantes para a conservação. O mapa com a medida de importância para cada categoria IUCN de morcegos (fig. 4) nos mostra que as espécies de morcegos com categoria DD (fig. 4a) a região central-sul do Cerrado, sul da Mata Atlântica e as regiões litorâneas do Cerrado e Caatinga são áreas importantes para a conservação.



**Fig. 2** Áreas prioritárias para a conservação de morcegos (Mammalia: Chiroptera) de acordo com o algoritmo Zonation. Os valores indicam a importância onde quanto mais vermelha for a área, maior será sua importância. Figura construída no ArgGIS Pro.



**Fig. 3** Áreas prioritárias para a conservação por guilda trófica de morcegos, em a) guilda dos morcegos carnívoros, b) guilda dos hematófagos, c) dos frutívoros, d) nectarívoros, e) guilda de insetívoros com técnica *gleaner* e f) guilda dos insetívoros sem a técnica *gleaner*



**Fig. 4** Áreas prioritárias para a conservação por categoria IUCN, onde em a) situação DD, b) EN, c) LC e d) NT

## Discussão

Em nosso estudo, percebemos que os valores aleatórios de morcegos para o Brasil pertencentes ao IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) nas categorias EN (Espécie em Perigo) e NT (Espécie Quase Ameaçada) são maiores do que o observado em diferentes tipos de Unidades de Proteção. Em Unidades de Proteção Integrais (UPI), Unidades de Uso Sustentável (UUS) e Terras Indígenas (TI), o valor aleatório também é superior ao observado em relação a espécies pertencentes ao IUCN das classificações EN e NT. Quando analisamos o conjunto UPI+UUS+TI, a tendência é mantida. Quando analisamos por biomas, iniciando pela Amazônia, seus valores aleatorizados de espécies pertencentes às categorias EN (Espécies Em Perigo) e NT (Quase Ameaçadas) são maiores do que o observado, da mesma forma na UUS, o valor aleatorizado é superior ao observado para espécies nas categorias EN e NT. Na TI, ocorre o mesmo para as

espécies nas categorias EN e NT. Quando analisamos o conjunto UPI + UUS + TI, vemos que ocorre o mesmo para as espécies nas categorias EN e NT. Na Caatinga, todas as guildas de morcegos (grupos funcionais de animais) têm valores aleatórios superiores ao observado, incluindo as espécies categorias DD (Depende de Conservação) e LC (Pouco Preocupante). No Cerrado, exceto a guilda de morcegos nectarívoros, todas as outras têm valores aleatórios superiores ao observado e estão classificadas nas categorias DD e LC, situação semelhante é descrita no trabalho de Silva et al. (2018). Na Mata Atlântica, as guildas de morcegos carnívoros e insetívoros *gleaner* (morcegos que possuem a habilidade de coletar insetos de folhas, troncos de árvores e outras superfícies) têm valores aleatórios superiores ao observado na categoria EN. No Pampa, todos os valores aleatórios são superiores ao observado. No Pantanal, a tendência é a mesma, com os valores aleatórios superiores ao observado para as guildas de morcegos carnívoros, frugívoros, nectarívoros e os demais insetívoros, todas as categorias IUCN sendo DD e LC. Todos os valores comparativos da média dos valores observados e da média dos valores aleatorizados estão disponibilizados na tabela 1 do material suplementar.

Os morcegos desempenham um papel crucial na conservação da biodiversidade (Vleut et al. 2013) e na manutenção de diversos serviços ecossistêmicos (Cleveland et al. 2006). Em nosso estudo, percebemos que os valores aleatórios de morcegos para o Brasil pertencentes ao IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) nas categorias EN (Espécie em Perigo) e NT (Espécie Quase Ameaçada) são maiores do que o observado em diferentes tipos de Unidades de Proteção, incluindo Unidades de Proteção Integrais (UPI), Unidades de Uso Sustentável (UUS) e Terras Indígenas (TI). Esse fato é particularmente preocupante, pois os morcegos desempenham um papel importante na polinização de plantas (Baqi et al. 2022; Buxton et al. 2022; Ortega-García and Saldaña-Vázquez 2022; Pretorius and Keith 2022) e na regulação de populações de insetos (Mainea and Boylesa 2015; Rodríguez-San Pedro et al. 2020; Ferreira et al. 2022; Tanalgo et al. 2022; Yoh et al. 2022), ambos serviços ecossistêmicos cruciais para a saúde dos ecossistemas. Além disso, a presença de espécies ameaçadas de extinção em áreas protegidas sugere que a conservação desses animais ainda é insuficiente.

Analisando por biomas, encontramos que na Amazônia, na Caatinga, no Cerrado, na Mata Atlântica, no Pampa e no Pantanal, todas as guildas de morcegos têm valores aleatórios superiores ao observado, incluindo as espécies categorizadas como Dependentes de Conservação (DD) e Pouco Preocupantes (LC). Isso significa que as populações de morcegos em todo o país estão em risco, o que afetará negativamente seus serviços ecossistêmicos (Cleveland et al. 2006; Trevelin et al. 2013; Delgado-Jaramillo et al. 2020).

Portanto, é crucial que sejam implementadas medidas de conservação eficazes para garantir a proteção dessas espécies e os serviços ecossistêmicos que elas prestam. Isso inclui a preservação de habitats naturais, a redução de ameaças como a

perda de habitats e a morte acidental por interação com humanos, bem como a promoção da conscientização sobre a importância dos morcegos para os ecossistemas. (Denton and Peace 2003)

## Referências

- Aguiar LMS, Bueno-Rocha ID, Oliveira G, et al (2021) Going out for dinner-The consumption of agriculture pests by bats in urban areas. *PLoS One* 16:1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258066>
- Aguiar LMS, Pereira MJR, Zortéa M, Machado RB (2020) Where are the bats? An environmental complementarity analysis in a megadiverse country. *Divers Distrib* 26:1510–1522. <https://doi.org/10.1111/ddi.13137>
- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43:1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Ancillotto L, Palmieri A, Canfora C, et al (2022a) Spatial responses of long-eared bats *Plecotus auritus* to forestry practices: Implications for forest management in protected areas. *For Ecol Manage* 506:119959. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119959>
- Ancillotto L, Rummo R, Agostinetto G, et al (2022b) Bats as suppressors of agroforestry pests in beech forests. *For Ecol Manage* 522:120467. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120467>
- Andrade AFA de, Velazco SJE, de Marco Júnior P (2020) ENMTML: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. *Environmental Modelling and Software* 125:104615. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104615>
- Angelieri CCS (2015) A conservação de grandes mamíferos e o planejamento de uso e ocupação da terra no estado de São Paulo/Brasil. Tese, Universidade de São Paulo
- Appel G, López-Baucells A, Rocha R, et al (2021) Habitat disturbance trumps moonlight effects on the activity of tropical insectivorous bats. *Anim Conserv* 24:1046–1058. <https://doi.org/10.1111/acv.12706>
- Araújo MB, New M (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol Evol* 22:42–47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>
- Araújo MB, Williams PH (2000) Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biol Conserv* 96:331–345. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00074-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00074-4)
- Arnett ADAB, Ampaio ERMS, Alko ELKVK, et al (2006) Bats of Jaú National Park , central Amazônia , Brazil. 8:103–128
- Arponen A, Lehtomäki J, Leppänen J, et al (2012) Effects of Connectivity and Spatial Resolution of Analyses on Conservation Prioritization across Large Extents. *Conservation Biology* 26:294–304. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01814.x>
- Austin M (2007) Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecol Modell* 200:1–19. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.07.005>
- Awad M, Khanna R (2015) *Efficient Learning Machines*. Apress, Berkeley, CA
- Baqi A, Lim VC, Yazid H, et al (2022) A review of durian plant-bat pollinator interactions. *J Plant Interact* 17:105–126. <https://doi.org/10.1080/17429145.2021.2015466>
- Barros J de S, Bernard E, Ferreira RL (2020) Ecological preferences of neotropical cave bats in roost site selection and their implications for conservation. *Basic Appl Ecol* 45:31–41. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.03.007>

- Barros MAS, Morais CMG, Figueiredo BMB, et al (2017) Morcegos (Mammalia, Chiroptera) da Floresta Nacional de Nísia Floresta, com novos registros para o estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. *Biota Neotrop* 17: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0351>
- Bernard E, Tavares V da C, Sampaio E (2011) Compilação atualizada das espécies de morcegos (Chiroptera) para a amazônia Brasileira. *Biota Neotrop* 11:35–46. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000100003>
- Bianconi G V., Suckow UMS, Cruz-Neto AP, Mikich SB (2012) Use of Fruit Essential Oils to Assist Forest Regeneration by Bats. *Restor Ecol* 20:211–217. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00751.x>
- Bini LM, Diniz-Filho JAF, Rangel TFLVB, et al (2006) Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions - A Journal of Conservation Biogeography* 12:475–482. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00286.x>
- Bobrowiec PED, Farneda FZ, Nobre CC, da Cunha Tavares V (2022) Taxonomic and functional responses of bats to habitat flooding by an Amazonian mega-dam. *Biodivers Conserv* 31:1359–1377. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02396-8>
- Bogoni JA, Carvalho-Rocha V, Silva PG (2022) Spatial and land-use determinants of bat species richness, functional diversity, and site uniqueness throughout the largest Tropical country, Brazil. *Mamm Rev* 52:267–283. <https://doi.org/10.1111/mam.12279>
- Borroto-Páez R, Mancina CA (2017) Biodiversity and conservation of Cuban mammals: Past, present, and invasive species. *J Mammal* 98:964–985. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx017>
- Bragato FF, Neto PB (2017) Conflitos territoriais indígenas no Brasil: entre risco e prevenção. *Revista Direito e Práxis* 8:156–195. <https://doi.org/10.12957/dep.2017.21350>
- Brändel SD, Hiller T, Halczok TK, et al (2020) Consequences of fragmentation for Neotropical bats: The importance of the matrix. *Biol Conserv* 252:108792. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108792>
- Brasil LS, de Andrade AFA, Ribeiro BR, et al (2021) A niche-based gap analysis for the conservation of odonate species in the Brazilian Amazon. *Aquat Conserv* 31:1150–1157. <https://doi.org/10.1002/AQC.3599>
- Brito D (2010) Overcoming the Linnean shortfall: Data deficiency and biological survey priorities. *Basic Appl Ecol* 11:709–713. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.09.007>
- Buxton MN, Gaskett AC, Lord JM, Pattermore DE (2022) A global review demonstrating the importance of nocturnal pollinators for crop plants. *Journal of Applied Ecology* 1–12. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14284>
- Carwardine J, Wilson KA, Hajkowicz SA, et al (2010) Conservation planning when costs are uncertain. *Conservation Biology* 24:1529–1537. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01535.x>
- Castillo-Figueroa D (2020) Why bats matters: A critical assessment of bat-mediated ecological processes in the neotropics. *Eur J Ecol* 6:77–101. <https://doi.org/10.17161/eurojecol.v6i1.13824>
- Castro-Luna AA, Galindo-González J (2012) Seed dispersal by phyllostomid bats in two contrasting vegetation types in a Mesoamerican reserve. *Acta Chiropt* 14:133–142. <https://doi.org/10.3161/150811012X654349>
- Cavalcante TLV (2016) “Terra indígena”: Aspectos históricos da construção e aplicação de um conceito jurídico. *Historia (Brazil)* 35:1–22. <https://doi.org/10.1590/1980-436920160000000075>
- Cetas ER, Yasué M (2017) A systematic review of motivational values and conservation success in and around protected areas. *Conservation Biology* 31:203–212. <https://doi.org/10.1111/cobi.12770>
- Chiarello AG (2000) Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (Nova Série)* 11:229–247
- Christensen V, Ferdaña Z, Steenbeek J (2009) Spatial optimization of protected area placement incorporating ecological, social and economical criteria. *Ecol Modell* 220:2583–2593. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.06.029>
- Cláudio VC, Barbosa GP, Rocha VJ, et al (2020) 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* 37:1–32. <https://doi.org/10.3897/zoologia.37.e36514>

- Cleveland CJ, Betke M, Federico P, et al (2006) Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Front Ecol Environ* 4:238–243. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0238:EVOTPC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0238:EVOTPC]2.0.CO;2)
- Coelho Junior MG, Biju BP, Silva Neto EC da, et al (2020) Improving the management effectiveness and decision-making by stakeholders' perspectives: A case study in a protected area from the Brazilian Atlantic Forest. *J Environ Manage* 272:.. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111083>
- Cordero-Schmidt E, Maruyama PK, Vargas-Mena JC, et al (2021) Bat–flower interaction networks in Caatinga reveal generalized associations and temporal stability. *Biotropica* 53:1546–1557. <https://doi.org/10.1111/btp.13007>
- da Rocha PA, Ruiz-Esparza J, Ferrari SF (2018) Differences in the structure of the bat community between a cloud forest refuge and a surrounding semi-arid Caatinga scrubland in the northeastern Brazil. *J Arid Environ* 151:41–48. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.11.005>
- de Azevedo Chagas AT, da Costa MA, Martins APV, et al (2015) Illegal hunting and fishing in Brazil: A study based on data provided by environmental military police. *Natureza e Conservacao* 13:183–189. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.002>
- de Marco P, Nóbrega CC (2018) Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *PLoS One* 13:e0202403. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202403>
- Decastro IJ, Michalski F (2015) Bats of a varzea forest in the estuary of the Amazon River, state of Amapá, Northern Brazil. *Biota Neotrop* 15:1–8. <https://doi.org/10.1590/1676-06032015016814>
- Delgado-Jaramillo M, Aguiar LMS, Machado RB, Bernard E (2020) Assessing the distribution of a species-rich group in a continental-sized megadiverse country: Bats in Brazil. *Divers Distrib* 26:632–643. <https://doi.org/10.1111/ddi.13043>
- Denton JW, Peace a G (2003) Selection and Use of MySQL in a Database Management Course. *Journal of Information Systems Education* 14:401–408
- Denzinger A, Kalko EK V, Tschapka M, et al (2016) Guild Structure and Niche Differentiation in Echolocating Bats. In: *Bat Acoustics*. pp 141–166
- Denzinger A, Schnitzler H-U (2013) Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Front Physiol* 4:.. <https://doi.org/10.3389/fphys.2013.00164>
- Dias-Silva K, Vieira TB, Moreira FFF, et al (2021) Protected areas are not effective for the conservation of freshwater insects in Brazil. *Sci Rep* 11:21247. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-00700-0>
- Diniz-Filho JAF, Bini LM, de Oliveira G, et al (2009) Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação no cerrado. *Oecologia Brasiliensis* 13:470–497. <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1303.05>
- Diniz-Filho JAF, Loyola RD, Raia P, et al (2013) Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends Ecol Evol* 28:689–695. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.09.003>
- Eguiarte L, del Rio CM, Arita H (1987) El Nectar y el Polen como Recursos: El Papel Ecologico de los Visitantes a las Flores de *Pseudobombax ellipticum* (H.B.K.) Dugand. *Biotropica* 19:74. <https://doi.org/10.2307/2388462>
- Elith J, H. Graham C, P. Anderson R, et al (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129–151. <https://doi.org/10.1111/J.2006.0906-7590.04596.X>
- Elith J, Leathwick JR (2009) Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 40:677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Farneda FZ, Rocha R, López-Baucells A, et al (2018) The Road to Functional Recovery: Temporal Effects of Matrix Regeneration on Amazonian Bats. *Trop Conserv Sci* 11:1–4. <https://doi.org/10.1177/1940082918777185>
- Fawcett T (2006) An introduction to ROC analysis. *Pattern Recognit Lett* 27:861–874. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2005.10.010>
- Feijó A, Da Rocha PA (2017) Morcegos Da Estação Ecológica Aiuaba, Ceará, Nordeste Do Brasil: Uma Unidade De Proteção Integral Na Caatinga. *Mastozool Neotrop* 24:333–346

- Fenton MB, Ratcliffe JM (2010) Bats. *Current Biology* 20:R1060–R1062. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2010.10.037>
- Fernandes GW, Arantes-Garcia L, Barbosa M, et al (2020) Biodiversity and ecosystem services in the Campo Rupestre: A road map for the sustainability of the hottest Brazilian biodiversity hotspot. *Perspect Ecol Conserv* 18:213–222. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.004>
- Fernández-Llamazares Á, López-Baucells A, Rocha R, et al (2018) Are sacred caves still safe havens for the endemic bats of Madagascar? *Oryx* 52:271–275. <https://doi.org/10.1017/S0030605317001648>
- Fernández-Llamazares Á, López-Baucells A, Velazco PM, et al (2021) The importance of Indigenous Territories for conserving bat diversity across the Amazon biome. *Perspect Ecol Conserv* 19:10–20. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.11.001>
- Ferraro PJ, Hanauer MM, Sims KRE (2011) Conditions associated with protected area success in conservation and poverty reduction. *Proc Natl Acad Sci U S A* 108:13913–13918. <https://doi.org/10.1073/pnas.1011529108>
- Ferreira DF, Gibb R, López-Baucells A, et al (2022) Species-specific responses to land-use change in island insectivorous bats. *J Nat Conserv* 67:. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126177>
- Festa F, Ancillotto L, Santini L, et al (2022) Bat responses to climate change: a systematic review. *Biological Reviews* 98:19–33. <https://doi.org/10.1111/brv.12893>
- Fick SE, Hijmans RJ (2017) WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37:4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ Conserv* 24:38–49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>
- Florez-Montero GL, Muylaert RL, Nogueira MR, et al (2022) NeoBat Interactions: A data set of bat–plant interactions in the Neotropics. *Ecology* 103:. <https://doi.org/10.1002/ecy.3640>
- Frick WF, Kingston T, Flanders J (2020) A review of the major threats and challenges to global bat conservation. *Ann N Y Acad Sci* 1469:5–25. <https://doi.org/10.1111/nyas.14045>
- Furey NM, Racey PA (2016) Conservation Ecology of Cave Bats. In: *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer International Publishing, Cham, pp 463–500
- Garbino GST, Gregorin R, Lima IP, et al (2020) Updated checklist of Brazilian bats: versão 2020. Comitê da Lista de Morcegos do Brasil-CLMB. In: *Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros (Sbeq)*. <https://www.sbeq.net/lista-de-especies>. Accessed 30 Jan 2022
- Garbino GST, Pessoa da Silva F, Gonçalves da Silva L (2021) Distribution, habitat suitability, and revised morphological diagnosis confirm that the fruit bat *Platyrrhinus recifinus* is an Atlantic Forest endemic. *Stud Neotrop Fauna Environ* 00:1–12. <https://doi.org/10.1080/01650521.2021.1962678>
- Garbino GSTT, Brandão MV, Tavares V da C, et al (2022) First confirmed records of Godman’s Long-tailed Bat, *Choeroniscus godmani* (Thomas, 1903) (Chiroptera, Phyllostomidae), from Brazil and Panama. *Check List* 18:493–499. <https://doi.org/10.15560/18.3.493>
- García-Morales R, Moreno CE, Badano EI, et al (2016) Deforestation impacts on bat functional diversity in tropical landscapes. *PLoS One* 11:1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166765>
- Godínez-Alvarez H, Valiente-Banuet A (2000) Fruit-Feeding Behavior of the Bats *Leptonycteris curasoae* and *Choeronycteris mexicana* in Flight Cage Experiments: Consequences for Dispersal of Columnar Cactus Seeds1. In: *BIOTROPICA*, 32(3): . [https://bioone.org/journals/biotropica/volume-32/issue-3/0006-3606\\_2000\\_032\\_0552\\_FFBOTB\\_2.0.CO\\_2/Fruit-Feeding-Behavior-of-the-Bats-Leptonycteris-curasoae-and-Choeronycteris/10.1646/0006-3606\(2000\)032\[0552:FFBOTB\]2.0.CO;2.short](https://bioone.org/journals/biotropica/volume-32/issue-3/0006-3606_2000_032_0552_FFBOTB_2.0.CO_2/Fruit-Feeding-Behavior-of-the-Bats-Leptonycteris-curasoae-and-Choeronycteris/10.1646/0006-3606(2000)032[0552:FFBOTB]2.0.CO;2.short). Accessed 26 Mar 2022
- Gonçalves F, Sales LP, Galetti M, Pires MM (2021) Combined impacts of climate and land use change and the future restructuring of Neotropical bat biodiversity. *Perspect Ecol Conserv* 19:454–463. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.07.005>
- Gotelli NJ, Chao A (2013) *Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, and Biotic Similarity from Sampling Data*. Elsevier Ltd.

- Grech V (2018) WASP (Write a Scientific Paper) using Excel — 1: Data entry and validation. *Early Hum Dev* 117:98–103. <https://doi.org/10.1016/j.earlhumdev.2018.01.002>
- Gregorin R, Bernard E, Lobão KW, et al (2017) Vertical stratification in bat assemblages of the Atlantic Forest of south-eastern Brazil. *J Trop Ecol* 33:299–308. <https://doi.org/10.1017/S026646741700027X>
- Gual-Suárez F, Medellín RA (2021) We eat meat: a review of carnivory in bats. *Mamm Rev* 51:540–558. <https://doi.org/10.1111/mam.12254>
- Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecol Lett* 8:993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Heer K, Helbig-Bonitz M, Fernandes RG, et al (2015) Effects of land use on bat diversity in a complex plantation–forest landscape in northeastern Brazil. *J Mammal* 96:720–731. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv068>
- Hendel AL, Winiger N, Jonker M, et al (2023) Bat habitat selection reveals positive effects of retention forestry. *For Ecol Manage* 531:120783. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120783>
- Hill RK (2016) What an Algorithm Is. *Philos Technol* 29:35–59. <https://doi.org/10.1007/s13347-014-0184-5>
- Howard PC, Davenport TRB, Kigenyi FW, et al (2000) Protected area planning in the tropics: Uganda’s national system of forest nature reserves. *Conservation Biology* 14:858–875. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99180.x>
- Howe HF, Smallwood J (1982) Ecology of Seed Dispersal. *Annu Rev Ecol Syst* 13:201–228. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.001221>
- Isiaka FM, Audu SA, Umar MA (2020) Developing a fail-safe culture in a cyber environment using MySQL replication technique. *International Journal of Crowd Science* 4:149–170. <https://doi.org/10.1108/IJCS-04-2018-0008>
- Ito F, Bernard E, Torres RA (2016) What is for Dinner? First Report of Human Blood in the Diet of the Hairy-Legged Vampire Bat *Diphylla ecaudata*. *Acta Chiropt* 18:509–515. <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2016.18.2.017>
- Juen L, de Marco P (2012) Dragonfly endemism in the Brazilian Amazon: Competing hypotheses for biogeographical patterns. *Biodivers Conserv* 21:3507–3521. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0377-0>
- Jung K, Kalko EKV V., Von Helvesen O (2007) Echolocation calls in Central American emballonurid bats: Signal design and call frequency alternation. *J Zool* 272:125–137. <https://doi.org/10.1111/J.1469-7998.2006.00250.X>
- Jung K, Molinari J, Kalko EKV (2014) Driving factors for the evolution of species-specific echolocation call design in new world free-tailed bats (Molossidae). *PLoS One* 9:. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085279>
- Kafash A, Ashrafi S, Yousefi M (2022) Modeling habitat suitability of bats to identify high priority areas for field monitoring and conservation. *Environmental Science and Pollution Research* 29:25881–25891. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17412-7>
- Kalko EKV, Estrada Villegas S, Schmidt M, et al (2008) Flying high - Assessing the use of the aerosphere by bats. *Integr Comp Biol* 48:60–73. <https://doi.org/10.1093/icb/icn030>
- Kalko EKV, Handley CO (2001) Neotropical bats in the canopy: Diversity, community structure, and implications for conservation. *Plant Ecol* 153:319–333. <https://doi.org/10.1023/A:1017590007861>
- Kalko EKV, Handley CO, Handley D (1996a) Organization, Diversity, and Long-Term Dynamics of a Neotropical Bat Community. In: *Long-Term Studies of Vertebrate Communities*. pp 503–553
- Kalko EKV, Herre EA, Handley CO (1996b) Relation of fig fruit characteristics to fruit-eating bats in the New and Old World tropics. *J Biogeogr* 23:565–576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.1996.tb00018.x>
- Kalko EKV, Schnitzler HU, Kaipf I, Grinnell AD (1998) Echolocation and foraging behavior of the lesser bulldog bat, *Noctilio albiventris*: Preadaptations for piscivory? *Behav Ecol Sociobiol* 42:305–319. <https://doi.org/10.1007/s002650050443>
- Kangoyé NM, Oueda A, Silga RP, et al (2021) Modeling Bat Species Richness and Spatial Distribution in Burkina Faso. *Open J Ecol* 11:790–806. <https://doi.org/10.4236/oje.2021.1111048>

- Keith DA, Mahony M, Hines H, et al (2014) Detecting extinction risk from climate change by IUCN red list criteria. *Conservation Biology* 28:810–819. <https://doi.org/10.1111/cobi.12234>
- Kelm DH, Wiesner KR, Helversen O Von (2008) Effects of artificial roosts for frugivorous bats on seed dispersal in a neotropical forest pasture mosaic. *Conservation Biology* 22:733–741. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00925.x>
- Kemp J, López-Baucells A, Rocha R, et al (2019) Bats as potential suppressors of multiple agricultural pests: A case study from Madagascar. *Agric Ecosyst Environ* 269:88–96. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.027>
- Kingston T (2016) Cute, Creepy, or Crispy—How Values, Attitudes, and Norms Shape Human Behavior Toward Bats. In: *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer International Publishing, Cham, pp 571–595
- Koopman KF (1981) The Distributional Patterns of New World Nectar-Feeding Bats. Source: *Annals of the Missouri Botanical Garden* 68:352–369
- Kunz TH, de Torrez EB, Bauer D, et al (2011) Ecosystem services provided by bats. *Ann N Y Acad Sci* 1223:1–38. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x>
- La Marca W, Elith J, Firth RSC, et al (2019) The influence of data source and species distribution modelling method on spatial conservation priorities. *Divers Distrib* 25:1060–1073. <https://doi.org/10.1111/ddi.12924>
- Leça de Lima AB, Cruz CA da, Sola F (2016) UMA QUESTÃO DE DIREITO: SOBREPOSIÇÃO ENTRE PARQUES NACIONAIS E TERRAS INDÍGENAS INGARIKÓ, NUKINI E NAWA. *Espaço Ameríndio* 10:78–102. <https://doi.org/10.22456/1982-6524.59191>
- Legendre P, Legendre L (2012) Cluster analysis. *Developments in Environmental Modelling* 24:337–424. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53868-0.50008-3>
- Lehtomäki J, Moilanen A (2013) Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling and Software* 47:128–137. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.001>
- Lemes P, Melo AS, Loyola RD (2014) Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. *Biodivers Conserv* 23:357–368. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0605-2>
- Leroy B, Delsol R, Huguény B, et al (2018) Without quality presence-absence data, discrimination metrics such as TSS can be misleading measures of model performance. *J Biogeogr* 45:1994–2002. <https://doi.org/10.1111/jbi.13402>
- Lewinsohn TM, Inácio Prado P, Jordano P, et al (2006) Structure in plant-animal interaction assemblages. *Oikos* 113:174–184. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14583.x>
- Lim BK, Da Tavares VC (2012) Review of species richness and biogeography of bats (Chiroptera) from the Guiana subregion of South America with comments on conservation. *Ecotropica* 18:105–118
- Lim BK, Engstrom MD (2001) Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in Iwokrama Forest, Guyana, and the Guianan subregion: Implications for conservation. *Biodivers Conserv* 10:613–657. <https://doi.org/10.1023/A:1016660123189>
- Lisón F, Calvo JF (2013) Ecological niche modelling of three pipistrelle bat species in semiarid Mediterranean landscapes. *Acta Oecologica* 47:68–73. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.01.002>
- Maas ACS, Gomes LAC, Martins MA, et al (2018) Bats in a Cerrado landscape of Northern Brazil: Species occurrence, influence of environmental heterogeneity and seasonality, and eight new records for the State of Tocantins. *Mammalia* 82:469–480. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2017-0023>
- Maine JJ, Boylesa JG (2015) Bats initiate vital agroecological interactions in corn. *Proc Natl Acad Sci U S A* 112:12438–12443. <https://doi.org/10.1073/pnas.1505413112>
- Margules CR, Pressey RL (2000a) Systematic conservation planning. *Nature* 405:243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- Margules CR, Pressey RL (2000b) A framework for systematic conservation planning. *Nature* 405:243–253

- Martínez-Fonseca JG (2022) Scale Effects of Forest Fragmentation on Neotropical and Temperate Bat Species. Northern Arizona University
- Martins ACM, Oliveira HFM, Zimbres B, et al (2022) Environmental heterogeneity and water availability shape the structure of phyllostomid bat assemblages (Mammalia: Chiroptera) in the northeastern Amazon forest. *For Ecol Manage* 504:. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119863>
- Mas M, Flaquer C, Rebelo H, López-Baucells A (2021) Bats and wetlands: synthesising gaps in current knowledge and future opportunities for conservation. *Mamm Rev* 51:369–384. <https://doi.org/10.1111/mam.12243>
- Medeiros R, Young CEF (2011) Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Relatório Final. Brasília: UNEP-WCMC, 120p.
- Mello RM, Laurindo RS, Silva LC, et al (2021) Landscape configuration and composition shape mutualistic and antagonistic interactions among plants, bats, and ectoparasites in human-dominated tropical rainforests. *Acta Oecologica* 112:103769. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2021.103769>
- Mendes P, Velazco SJE, de Andrade AFA, De Marco P (2020) Dealing with overprediction in species distribution models: How adding distance constraints can improve model accuracy. *Ecol Modell* 431:. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109180>
- Merow C, Smith MJ, Silander JA (2013) A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36:1058–1069. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>
- Meyer CFJ, Struebig MJ, Willig MR (2016) Responses of Tropical Bats to Habitat Fragmentation, Logging, and Deforestation. In: *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer International Publishing, Cham, pp 63–103
- Meyer DZ, Avery LM (2009) Excel as a qualitative data analysis tool. *Field methods* 21:91–112. <https://doi.org/10.1177/1525822X08323985>
- Minin E, Veach V, Lehtomäki J, et al (2014) A quick introduction to Zonation. Version 1 (for Zv4). User Manual.
- MMA (2011) O Sistema Nacional De Unidades De Conservação Da Natureza. Ministério do Meio Ambiente 1–16
- Moilanen A (2013) Planning impact avoidance and biodiversity offsetting using software for spatial conservation prioritisation. *Wildlife Research* 40:153–162. <https://doi.org/10.1071/WR12083>
- Moilanen A (2007) Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies. *Biol Conserv* 134:571–579. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.008>
- Muscarella R, Fleming TH (2007) The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews* 82:573–590. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2007.00026.x>
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nardelli M, Ignacio J (2021) Molecular Ecology and Conservation Genetics of Neotropical Mammals
- Noble WS (2006) What is a support vector machine? *Nat Biotechnol* 24:1565–1567. <https://doi.org/10.1038/nbt1206-1565>
- Nóbrega CC, De Marco P (2011) Unprotecting the rare species: A niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. *Divers Distrib* 17:491–505. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00749.x>
- Novaes RLM, Laurindo RDS, Souza RDF (2015) Structure and natural history of an assemblage of bats from a xerophytic area in the Caatinga of northeastern Brazil. *Stud Neotrop Fauna Environ* 50:40–51. <https://doi.org/10.1080/01650521.2015.1006478>
- Novaes RLM, Souza RF, Felix S, et al (2017) Seasonality and habitat influence on bat assemblage structure in an urban Atlantic Forest remnant from Southeastern Brazil. *Mammalia* 81:265–274. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2015-0115>
- Ortega-García S, Saldaña-Vázquez RA (2022) Synthesis of knowledge of the plant diet of nectar-feeding bats of México. *Therya* 13:335–343. <https://doi.org/10.12933/therya-22-1165>

- Peters SL, Malcolm JR, Zimmerman BL (2006) Effects of selective logging on bat communities in the southeastern Amazon. *Conservation Biology* 20:1410–1421. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00526.x>
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Modell* 190:231–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pimenta M, Andrade AFA de, Fernandes FHS, et al (2022) One size does not fit all : Priority areas for real world problems. *Ecol Modell* 470:110013. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110013>
- Pinto RH de A (2016) Sobreposição entre terras indígenas e unidades de conservação. *Revista da Escola Superior da PGE-SP*. <https://doi.org/10.22491/respge.v6.n1.417>
- Pires APF, Shimamoto CY, Padgurschi MCG, et al (2021) Atlantic Forest: Ecosystem Services Linking People and Biodiversity. In: *The Atlantic Forest*. Springer International Publishing, Cham, pp 347–367
- Platts PJ, Ahrends A, Gereau RE, et al (2010) Can distribution models help refine inventory-based estimates of conservation priority? A case study in the Eastern Arc forests of Tanzania and Kenya. *Divers Distrib* 16:628–642. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00668.x>
- Presley SJ, Willig MR (2010) Bat metacommunity structure on Caribbean islands and the role of endemics. *Global Ecology and Biogeography* 19:185–199. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00505.x>
- Presley SJ, Willig MR, Wunderle JM, Saldanha LN (2008) Effects of reduced-impact logging and forest physiognomy on bat populations of lowland Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology* 45:14–25. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01373.x>
- Pressey RL, Cabeza M, Watts ME, et al (2007) Conservation planning in a changing world. *Trends Ecol Evol* 22:583–592. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.001>
- Pretorius M, Keith M (2022) The Shortfall of Using Locality Records in the Conservation Planning of South African Cavernicolous Bats: The Natal Long-Fingered Bat as a Case Study. *Afr J Wildl Res* 52:83–89. <https://doi.org/10.3957/056.052.0083>
- Puig-Montserrat X, Mas M, Flaquer C, et al (2021) Benefits of organic olive farming for the conservation of gleaning bats. *Agric Ecosyst Environ* 313:. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107361>
- Qiao H, Soberón J, Peterson AT (2015) No silver bullets in correlative ecological niche modelling: insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods Ecol Evol* 6:1126–1136. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12397>
- Ramírez-Chaves HE, Noguera-Urbano EA, Morales-Martínez DM, et al (2020) Endemic bats (Mammalia: Chiroptera) of Colombia: State of knowledge, distribution, and conservation. *Univ Sci (Bogota)* 25:55–94. <https://doi.org/10.11144/JAVERIANA.SC25-1.EBMC>
- Ramírez-Francel LA, García-Herrera LV, Losada-Prado S, et al (2022) Bats and their vital ecosystem services: a global review. *Integr Zool* 17:2–23. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12552>
- Resende FM, Cimon-Morin J, Poulin M, et al (2021) The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. *Ecosyst Serv* 49:. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101282>
- Rex K, Kelm DH, Wiesner K, et al (2008) Species richness and structure of three Neotropical bat assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society* 94:617–629. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2008.01014.x>
- Rezende DT de (2013) Modelos aplicados ao estudo de mamíferos deficientes em dados no Brasil: identificação de áreas para amostragem e estimativa de custos para obtenção de informações. 91
- Ribeiro BR, Sales LP, De Marco P, Loyola R (2016) Assessing Mammal Exposure to Climate Change in the Brazilian Amazon. *PLoS One* 11:e0165073. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165073>
- Ricardo F (2004) Terras Indígenas & Unidades de Conservação da natureza : o desafio das sobreposições. Instituto Socioambiental, São Paulo
- Riegler L (2006) Food choice in frugivorous bats. *Tropical Ecology and Conservation* 468

- Rocha R, Ovaskainen O, López-Baucells A, et al (2018) Secondary forest regeneration benefits old-growth specialist bats in a fragmented tropical landscape. *Sci Rep* 8:1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-21999-2>
- Rodrigues ASL, Akçakaya HR, Andelman SJ, et al (2004) Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54:1092–1100. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1092:GGAPRF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1092:GGAPRF]2.0.CO;2)
- Rodrigues ASL, Gaston KJ (2002) Maximising phylogenetic diversity in the selection of networks of conservation areas. *Biol Conserv* 105:103–111. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00208-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00208-7)
- Rodríguez-San Pedro A, Allendes JL, Beltrán CA, et al (2020) Quantifying ecological and economic value of pest control services provided by bats in a vineyard landscape of central Chile. *Agric Ecosyst Environ* 302:107063. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107063>
- Russo D, Coleman JL, Ancillotto L, Korine C (2022) Ecosystem Services by Bats in Urban Areas. pp 167–180
- Saldaña-Vázquez RA, Sosa VJ, Hernández-Montero JR, López-Barrera F (2010) Abundance responses of frugivorous bats (*Stenodermatinae*) to coffee cultivation and selective logging practices in mountainous central Veracruz, Mexico. *Biodivers Conserv* 19:2111–2124. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9829-6>
- Sánchez MS, Carrizo L v. (2021) Forelimb Bone Morphology and its Association with Foraging Ecology in Four Families of Neotropical Bats. *J Mamm Evol* 28:99–110. <https://doi.org/10.1007/S10914-020-09526-5/FIGURES/5>
- Sánchez-Fernández D, Abellán P, Picazo F, et al (2013) Do protected areas represent species' optimal climatic conditions? A test using Iberian water beetles. *Divers Distrib* 19:1407–1417. <https://doi.org/10.1111/ddi.12104>
- Santos JS dos, Dodonov P, Oshima JEF, et al (2021) Landscape ecology in the Anthropocene: an overview for integrating agroecosystems and biodiversity conservation. *Perspect Ecol Conserv* 19:21–32. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.11.002>
- Sazima I, Sazima M (2022) Two in one: the little bat that pollinates and disperses plants at an urban site in Southeastern Brazil. *Biota Neotrop* 22:2022. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2021-1290>
- Sazima M, Buzato S, Sazima I (1999) Bat-pollinated flower assemblages and bat visitors at two Atlantic forest sites in Brazil. *Ann Bot* 83:705–712. <https://doi.org/10.1006/anbo.1999.0876>
- Schnitzler H-U, Kalko EK V (2001) Echolocation by Insect-Eating Bats. *Bioscience* 51:557–569. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0557:EBIEB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0557:EBIEB]2.0.CO;2)
- Seeger M (2004) Gaussian processes for machine learning. *Int J Neural Syst* 14:69–106. <https://doi.org/10.1142/S0129065704001899>
- Segura-Trujillo CA, Lidicker WZ, Álvarez-Castañeda ST (2016) New perspectives on trophic guilds of arthropodivorous bats in North and Central America. *J Mammal* 97:644–654. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv212>
- Siles L, Baker RJ (2020) Revision of the pale-bellied *Micronycteris* Gray, 1866 (Chiroptera, Phyllostomidae) with descriptions of two new species. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 58:1411–1431. <https://doi.org/10.1111/jzs.12388>
- Silva DC, Vieira TB, da Silva JM, de Cassia Faria K (2018) Biogeography and priority areas for the conservation of bats in the Brazilian Cerrado. *Biodivers Conserv* 27:815–828. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1464-z>
- Silva I, Rocha R, López-Baucells A, et al (2020a) Effects of forest fragmentation on the vertical stratification of neotropical bats. *Diversity (Basel)* 12:1–15. <https://doi.org/10.3390/d12020067>
- Silva RC, Silveira M, Verde RS (2020b) Vertical stratification of phyllostomid bats assemblage (Chiroptera, phyllostomidae) in a forest fragment in Brazilian Southwestern amazon. *Neotropical Biology and Conservation* 15:107–120. <https://doi.org/10.3897/neotropical.15.e47641>
- Simmons NB, Cirranello AL (2022) Bat Species of the World: A taxonomic and geographic database. *American Museum of Natural History* 1–94

- Sivault E, Amick PK, Armstrong KN, et al (2022) Species richness and assemblages of bats along a forest elevational transect in Papua New Guinea. *Biotropica* 1–14. <https://doi.org/10.1111/btp.13161>
- SNUC (2000) Lei Federal N° 9.985, de 18 de julho de 2000 SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO (SNUC). In: Ministério do Meio Ambiente (MMA). [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm). Accessed 30 Jan 2022
- Soares Filho BS, Dietzsch L, Moutinho P, et al (2008) Reducing Carbon Emissions from Deforestation : the Role of ARPA ' s Protected Areas in the Brazilian Amazon Reducing Carbon Emissions from Deforestation. IPAM Belem, Para, Brazil
- Soberón J, Nakamura M (2009) Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:19644–19650. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901637106>
- Soto-Centeno JA, Kurta A (2006) Diet of Two Nectarivorous Bats, *Erophylla sezekorni* and *Monophyllus redmani* (Phyllostomidae), on Puerto Rico. *J Mammal* 87:19–26. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-041R1.1>
- Sousa JAC, Srbek-Araujo AC (2017) Are we headed towards the defaunation of the last large Atlantic Forest remnants? Poaching activities in one of the largest remnants of the Tabuleiro forests in southeastern Brazil. *Environ Monit Assess* 189:1–13. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5854-1>
- Souza Filho CFM de, Bergold RC (2013) Os Direitos dos Povos Indígenas no Brasil: desafios no século XXI. Curitiba : Letra da Lei, 2013. 354 p.
- Speiser JL, Miller ME, Tooze J, Ip E (2019) A comparison of random forest variable selection methods for classification prediction modeling. *Expert Syst Appl* 134:93–101. <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2019.05.028>
- Stocks A (2005) Too much for too few: Problems of indigenous land rights in Latin America. *Annu Rev Anthropol* 34:85–104. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.33.070203.143844>
- Tanalgo KC, Oliveira HFM, Hughes AC (2022) Mapping global conservation priorities and habitat vulnerabilities for cave-dwelling bats in a changing world. *Sci Total Environ* 843:156909. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156909>
- Tavares VDC, Nobre CC, Palmuti CFDS, et al (2017) The Bat Fauna from Southwestern Brazil and Its Affinities with the Fauna of Western Amazon. *Acta Chiropt* 19:93–106. <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2017.19.1.007>
- Taweesub C, Cejuela Tanalgo K, Sritongchuay T, Catherine Hughes A (2022) Understanding global patterns of insectivorous bat dietary research. *Barbastella* 14:134–144. <https://doi.org/10.14709/barbj.14.1.2021.12>
- Team RC, Core R Team (2021) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing 2:<https://www.R-project.org>
- Tischendorf L, Fahrig L (2000) On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7–19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>
- Torquetti CG, de Carvalho TP, de Freitas RMP, et al (2023) Influence of landscape ecology and physiological implications in bats from different trophic guilds. *Science of the Total Environment* 857:. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159631>
- Torrent L, López-Baucells A, Rocha R, et al (2018) The importance of lakes for bat conservation in Amazonian rainforests: an assessment using autonomous recorders. *Remote Sens Ecol Conserv* 4:339–351. <https://doi.org/10.1002/rse2.83>
- Trevelin LC, Silveira M, Port-Carvalho M, et al (2013) Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. *For Ecol Manage* 291:136–143. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.013>
- Tschapka M (2004) Energy density patterns of nectar resources permit coexistence within a guild of Neotropical flower-visiting bats. *J Zool* 263:7–21. <https://doi.org/10.1017/S0952836903004734>
- Tubenclak F, Badari CG, de Freitas Strauch G, de Moraes LFD (2021) Changing the Agriculture Paradigm in the Brazilian Atlantic Forest: The Importance of Agroforestry. In: *The Atlantic Forest*. Springer International Publishing, Cham, pp 369–388

- Tuneu-Corral C, Puig-Montserrat X, Riba-Bertolín D, et al (2023) Pest suppression by bats and management strategies to favour it: a global review. *Biological Reviews*. <https://doi.org/10.1111/brv.12967>
- Turner A, Brazier J, Bishop C, et al (2015) Data analysis for strength and conditioning coaches: Using excel to analyze reliability, differences, and relationships. *Strength Cond J* 37:76–83. <https://doi.org/10.1519/SSC.000000000000113>
- Turner IM (1996) Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. *J Appl Ecol* 33:200. <https://doi.org/10.2307/2404743>
- Urban D, Keitt T (2001) LANDSCAPE CONNECTIVITY: A GRAPH-THEORETIC PERSPECTIVE. *Ecology* 82:1205–1218
- Vargas A, Aguirre LF, Siles L, et al (2010) Patrones de riqueza potencial de especies y áreas importantes para la conservación de murciélagos (AICOMs) de Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 27:9–24
- Velazco SJE, Ribeiro BR, Laureto LMO, De Marco Júnior P (2020) Overprediction of species distribution models in conservation planning: A still neglected issue with strong effects. *Biol Conserv* 252:108822. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108822>
- Velazco SJE, Villalobos F, Galvão F, De Marco Júnior P (2019) A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. *Divers Distrib* 25:660–673. <https://doi.org/10.1111/ddi.12886>
- Vieda-Ortega JC, Muñoz-Saba YDS, Giraud-López MJ, et al (2022) Use of artificial refuges as a strategy for the conservation of bats. *Rev Acad Colomb Cienc Exactas Fis Nat* 46:356–371. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1603>
- Vleut I, Levy-Tacher SI, de Boer WF, et al (2013) Tropical Secondary Forest Management Influences Frugivorous Bat Composition, Abundance and Fruit Consumption in Chiapas, Mexico. *PLoS One* 8:1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0077584>
- Voss RS, Fleck DW, Strauss RE, et al (2016) Roosting ecology of Amazonian bats: Evidence for guild structure in hyperdiverse mammalian communities. *Am Mus Novit* 2016-Decem:1–44. <https://doi.org/10.1206/3870.1>
- Wagner I, Ganzhorn JU, Kalko EKV, Tschapka M (2015) Cheating on the mutualistic contract: Nutritional gain through seed predation in the frugivorous bat *Chiroderma villosum* (Phyllostomidae). *Journal of Experimental Biology* 218:1016–1021. <https://doi.org/10.1242/jeb.114322>
- Weier SM, Linden VMG, Hammer A, et al (2021) Bat guilds respond differently to habitat loss and fragmentation at different scales in macadamia orchards in South Africa. *Agric Ecosyst Environ* 320:107588. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107588>
- Williams-Guillén K, Olimpi E, Maas B, et al (2016a) Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World. Springer International Publishing, Cham
- Williams-Guillén K, Olimpi E, Maas B, et al (2016b) Bats in the Anthropogenic Matrix: Challenges and Opportunities for the Conservation of Chiroptera and Their Ecosystem Services in Agricultural Landscapes. In: *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer International Publishing, Cham, pp 151–186
- Wilson JB (1999) Guilds, Functional Types and Ecological Groups. *Oikos* 86:507. <https://doi.org/10.2307/3546655>
- Winkelmann JR (1972) Adaptations for Nectar-Feeding in Glossophagine Bats. PhD thesis, Univ Mich
- Wisz MS, Hijmans RJ, Li J, et al (2008) Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Divers Distrib* 14:763–773. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x>
- Yoh N, Clarke JA, López-Baucells A, et al (2022) Edge effects and vertical stratification of aerial insectivorous bats across the interface of primary-secondary Amazonian rainforest. *PLoS One* 17:1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0274637>
- Young CEF, Medeiros R (2018) Quanto vale o verde: a importância econômica das Unidades de Conservação brasileiras. Rio de Janeiro: Conservação Internacional, 2018. 180p.

- Zapata-Mesa N, Montoya-Bustamante S, Murillo-García OE (2017) Temporal variation in bat-fruit interactions: Foraging strategies influence network structure over time. *Acta Oecologica* 85:9–17. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2017.09.003>
- Zizka A, Barratt CD, Ritter CD, et al (2021) Existing approaches and future directions to link macroecology, macroevolution and conservation prioritization. *Ecography* 1–15. <https://doi.org/10.1111/ecog.05557>
- Zurell D, Franklin J, König C, et al (2020) A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography* 43:1261–1277. <https://doi.org/10.1111/ecog.04960>