



Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

**Identificação de lacunas na conservação de morcegos no estado
de Mato Grosso do Sul por meio de modelos de distribuição
potencial de espécies**

Elice Garcia Manhães



Campo Grande

Janeiro 2017

Identificação de lacunas na conservação de morcegos no estado de Mato Grosso do Sul por meio de modelos de distribuição potencial de espécies

Elice Garcia Manhães

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de **Mestre em Ecologia**, pelo Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Orientador: Jose Manuel Ochoa Quintero

Banca avaliadora

Dr. _____

Dr. _____

Dr. _____

Dr. _____

Dr. _____

“Tenho em mim um atraso de nascença.
Eu fui aparelhado
para gostar de passarinhos.
Tenho abundância de ser feliz por isso.
Meu quintal é maior do que o mundo.”

Manoel de Barros

Agradecimentos

Agradeço ao CNPq pelo apoio financeiro aos meus primeiros meses de mestrado. A Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul e toda a equipe de professores, gestores, e seus assistentes, do Programa de Ecologia e Conservação, pelo grande apoio às minhas atividades acadêmicas e suporte fornecido. Agradeço pessoalmente aos professores Erich Fischer e Andrea Araujo pelo encaminhamento e orientação que me prestaram nos últimos anos, e os demais pesquisadores Atenisi Pulchério-Leite, Carol Santos, Maurício Silveira, George Camargo, Alêny Lopes, Alan Ericksson, Amanda Boareto, Ângela Sartori, Flávio Alves, Rafael Guariento, Antônio Paranhos, Veronica Gutierrez e Wellington Fava uns que prestaram suporte técnico, e outros que de forma direta ou indireta foram grande importância na construção da minha carreira. Sou muito grata ao meu orientador Jose Quintero que esteve lado a lado na produção deste estudo e contribuiu muito com sua experiência e dedicação. Sem mais, agradeço à minha equipe escolar, gestores Valter, Adauto, Débora, Vicenta e professores, que me deram apoio para estar presente às disciplinas e para que eu pudesse me dedicar à escrita de minha dissertação. Sou eternamente grata minha mãe e minha família pelo apoio logístico e emocional.

Índice

1.Resumo	Página 1
1.Abstract	Página 2
2.Introdução	Página 3
3.Métodos	
3.1 <i>Área de Estudo</i>	Página 20
3.2 <i>Coleta de dados</i>	Página 21
3.3 <i>Análise de dados</i>	Página 24
3.3.1 <i>Modelagem de distribuição potencial</i>	Página 24
3.3.2 <i>Gerando mapas de presença</i>	Página 25
3.3.3 <i>Áreas de riqueza potencial</i>	Página 26
4.Resultados	Página 26
4.1 <i>Áreas de riqueza potencial</i>	Página 42
5.Discussão	Página 49
5.1 <i>Áreas de riqueza potencial e análise de lacunas regionais</i>	Página 50
5.2 <i>Áreas de riqueza potencial e análise de lacunas regionais</i>	Página 52
5.3 <i>Conclusões</i>	Página 53
6.Literatura citada	Página 54

Anexos

Anexo 1 - Tabela 1: Categorias de Unidades de Conservação brasileiras de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).

Anexo 2 - Tabela 2: Demais categorias de áreas protegidas brasileiras.

Anexo 3 - Tabela 3: Princípios para os sistemas de reservas de acordo com Ponsingham et al. (2006): “Comprehensive” (C), “Adequate” (A), “Representative” (R) e “Efficient” (E) (CARE).

1. Resumo

Hotspots de conservação são áreas onde há alta diversidade e endemismo de espécies e enfrentam sérias ameaças. Por esse motivo, uma estratégia do planejamento sistemático de conservação é concentrar recursos em hotspots, por meio da criação de áreas protegidas. A análise de lacunas é uma usada, para dar base científica à tomada de decisões, na criação de áreas protegidas ou validar áreas pré-existentes. Por meio dessa ferramenta é possível identificar regiões geográficas com alta concentração de espécies, mas que não se encontram dentro de áreas protegidas. Nesta abordagem tem-se usado a modelagem preditiva de distribuição para reconhecer áreas com maior probabilidade de ocorrência de espécies. A rede de reservas Brasileiras abrange, dentre outros domínios, dois hotspots de conservação o Cerrado e Mata Atlântica. Mato Grosso do Sul é um estado brasileiro que apresenta grande heterogeneidade ambiental, nele ocorrem os dois hotspots nacionais, e maior parte do Pantanal, que recebe os títulos de Reserva da Biosfera e Patrimônio Natural Mundial. Para proteger toda essa riqueza de ambientes e espécies, o estado de Mato Grosso do Sul conta com 133 áreas protegidas, mas apenas 1,29% são de Proteção Integral. Estudos recentes indicam a necessidade de criação de novas áreas protegidas na região, para garantir a persistência das populações vegetais, visto que as atuais são insuficientes e reforçam a teoria de terras inúteis. Neste estudo modelamos a distribuição potencial de 54 espécies de morcegos que ocorrem em Mato Grosso do Sul, e apresentam acima de 15 registros diferentes de ocorrência. Todas as espécies modeladas neste estudo estão representadas dentro da rede de unidades de conservação estaduais, porém, em uma porcentagem muito baixa de suas áreas potenciais de ocorrência. Segundo a informação sobre a distribuição potencial das espécies modeladas em Mato Grosso do Sul, a área de maior probabilidade de ocorrência dos morcegos foi no Pantanal do Paraguai, Paiaguás e Nhecolândia e na Serra da Bodoquena. O mapa também apresenta probabilidade média de

riqueza potencial em áreas de lacunas de inventários de quirópteros no norte do Pantanal e uma faixa de sudeste a nordeste do estado. O direcionamento de estudos e inventários faunísticos nessas áreas poderão reduzir as lacunas no conhecimento não só de espécies morcegos, mas também para outros grupos taxonômicos e auxiliará a identificação de áreas prioritárias para o estabelecimento de novas áreas protegidas no estado.

1. Abstract

Conservation hotspots are areas with high species diversity and endemism and face serious threats. For this reason, a strategy of systematic conservation planning focuses resources on hotspots by creating protected areas. Gap analysis is used to provide a scientific basis for decision-making, to create protected areas, or to validate pre-existing areas. Through the use of this tool it is possible to identify geographic regions with high species concentration, which are not found within protected areas. With this approach we used the predictive distribution modeling to recognize areas with greater probability of species occurrence. The network of Brazilian reserves includes two conservation hotspots, the Cerrado (Brazilian Savannah) and the Atlantic Rainforest, among others. Mato Grosso do Sul is a Brazilian state that presents great environmental heterogeneity in which these two national hotspots occur, as well as the Pantanal, which is recognized as a Biosphere Reserve and a World Natural Heritage Site. In order to protect all the environment and species richness, the state of Mato Grosso do Sul has 133 protected areas, with only 1.29 % as areas of Integral Protection. Recent studies indicate the need for new protected areas in the region, in order to ensure the persistence of plant populations, since current areas are insufficient and reinforce the theory of useless land. In this study we model the potential distribution of 54 bat species that occur in Mato Grosso do Sul and present over 15 different occurrence records. All species modeled in this study are represented within the network of state conservation units, however, in a low percentage of their potential area of occurrence. According to the information about the species potential distribution models from Mato Grosso do Sul, the area with greatest probability of bat occurrence was in the Paraguay, Paiaguás, and Nhecolândia regions of the Pantanal and the Serra da Bodoquena. The map also shows average probability of potential richness in areas with inventory gaps for bats in the northern Pantanal and with a band in the southeast to northeast of the state.

Targeting these areas for wildlife studies and inventories may reduce knowledge gaps not only for bat species, but also for other taxonomic groups, and will help identify priority areas to establish new areas of protection in the state.

2.Introdução

A biodiversidade não se encontra distribuída de forma homogênea no mundo, mas sim em áreas geográficas específicas conhecidas como “hotspots” de biodiversidade (Myers 2000). Nessas áreas se concentram alta diversidade de espécies e alto endemismo (Myers 1988). Por exemplo, a Mata Atlântica possui 35% das espécies vegetais que existem no Brasil, 270 espécies de mamíferos, sendo 55 endêmicas (MMA 2015). Porém, a diminuição da biodiversidade, devido ao aumento do desmatamento, justamente em “hotspots”, constitui uma ameaça com alto risco de perda de espécies (Davies et al. 1986), o que pode ter consequências sem precedentes para a biodiversidade.

Concentrar esforços de conservação em “hotspots” é considerado uma maneira eficiente de usar recursos limitados para proteger as espécies (Myers et al. 2000). Uma forte evidência disso são os ditos “momentos quentes” na conservação mundial, quando ocorreu um aumento de áreas protegidas em um curto período de tempo, devido à concentração de esforços nos “hotspots” de conservação (Radeloff et al. 2013). A partir da década de 90, a necessidade de criação de áreas protegidas para a conservação da biodiversidade passou a ser reconhecida como uma das estratégias mais eficientes na proteção de espécies, comunidades e ambientes (Pressey et al. 1993).

Em 2010 a Convenção sobre Diversidade Biológica, devido à queda de biodiversidade, estabeleceu 20 metas globais, Metas de Aichi, que teriam de ser cumpridas até 2020 (Butchart et al. 2010). Dentre elas, os governos são comissionados a proteger 17% dos ecossistemas terrestres e 10% dos ecossistemas marinhos mundiais (CBD 2010). Contudo, apenas 14,6% dos ecossistemas terrestres e 2,8% da extensão marinha são protegidos atualmente, e a expansão das áreas de proteção para atingir a meta é improvável em tão pouco tempo (Butchart et al. 2015). Por outro lado, é importante notar que a

presença de áreas protegidas tem sido eficaz na prevenção do desmatamento nas últimas décadas (Gaveau et al. 2012), e é considerada uma importante ferramenta para manter a diversidade biológica em longo prazo.

No Brasil as iniciativas de conservação começaram a partir de 1934 com a criação do Código Florestal. As estratégias de conservação envolviam áreas de proteção privadas: Áreas de Preservação Permanente (APP) e a Reserva Legal (RL). Porém a consolidação de uma legislação única e abrangente só ocorreu em 2002, com a aprovação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, o SNUC, constituído por unidades de conservação federais, estaduais e municipais pertencentes ao poder público (Peccatiello 2011; SNUC 2002). Este sistema foi criado com o objetivo de, entre outros, contribuir para a manutenção da biodiversidade, proteger as espécies ameaçadas em âmbito nacional e recuperar ecossistemas degradados. Para tanto, foram delimitados os tipos de Unidades de Conservação nacionais (Anexo 1). Além disso, ainda há categorias de áreas de Reconhecimento Internacional (Portaria nº 186/2010) pertencentes à União e reservas de Terras indígenas (Lei nº 6001, 19/12/1973) (veja Anexo 2).

Mudanças no Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651 de 25/05/2012) foram motivo de grande polêmica devido a alterações na porcentagem de áreas que devem ser destinadas a preservação e recuperação, que implicaram em uma redução das áreas protegidas (Pereira 2013). Outros fatores que afetam as áreas protegidas hoje são o fogo e o desmatamento (Mistry e Bizerril 2011). Na Amazônia, por exemplo, o desmatamento encontra-se fortemente ligado à condição financeira da população local, em época de baixa no produto interno bruto (PIB) da população local o desmatamento aumenta (Oliveira et al. 2011). Outro aspecto econômico que tem contribuído para o desmatamento, não só no Brasil, mas também em outros países, é a produção de biocombustíveis e os conflitos do uso da terra (Blanchard et al. 2015).

O Brasil possui atualmente 2010 áreas protegidas reconhecidas, dentre as categorias mencionadas anteriormente. De acordo com o relatório do Ministério do Meio Ambiente de 2002, mais de 105 milhões de hectares do território brasileiro está protegido por unidades de conservação. Considerando o total do território brasileiro, no domínio Amazônico encontra-se a maior quantidade de hectares protegidos 17,69%, a Caatinga 5,53%, o Cerrado 5,77%, a Mata Atlântica 5,77%, Campos Sulinos 2,69%, Pantanal 0,02% e as Zonas Costeira e Marinha possuem 0,47% do seu território protegido por reservas (MMA 2015; MMA 2007).

Mas, será que as áreas protegidas existentes são suficientes para cumprir seu objetivo e manter a biodiversidade, e a representatividade dos ambientes? O resultado, na maioria das vezes, mostra que as unidades protegidas ainda se encontram inadequadas (Rodrigues et al. 2004b). Apenas manter a cobertura vegetal não assegura a preservação das espécies. Principalmente porque uma porção significativa das áreas protegidas se localiza em áreas de baixa biodiversidade (Bensusan 2006), e esse padrão vem se repetindo em escalas locais e globais (Rodrigues et al. 2004a).

Para resolver esse viés das áreas de proteção inadequadas, e indicar áreas realmente significantes para a proteção da biodiversidade, foi desenvolvido o Planejamento Sistemático da Conservação (PSC) (Margules e Pressey 2000; Kukkala e Moilanen 2013). As etapas do PSC começam pela delimitação da área de planejamento; identificação de todas as partes envolvidas; descrição de um contexto, e proposição metas ou objetivos de conservação; levantamento de informações ecossistêmicas, socioeconômicas, e de paisagem atual e futura; fixação de metas quantitativas e por último uma avaliação das redes de reservas pré-existentes (Pressey e Bottrill 2009).

Uma importante ferramenta dentro do PSC é análise de lacunas, ou “gap analysis” essa abordagem de planejamento procura falhas na cobertura de conservação da biodiversidade, e por meio dela é possível definir se são necessárias mais áreas protegidas para melhor representar a biodiversidade (Scott et al. 1993; Lacher 1998). Visa estabelecer um quadro global ou regional das falhas existentes nas redes de áreas protegidas, e dá base científica para a tomada de decisões para a criação de novas áreas (Rodrigues et al. 2004b). Levando em consideração as transformações ambientais e suas decorrentes mudanças na distribuição geográfica das espécies, e o dinamismo temporal e espacial das populações (Holt 2003; Hannah 2011). O PSC tem sido utilizado para a seleção de áreas com maior eficiência, seguindo o princípio da complementaridade, que representem melhor a biodiversidade com menor área possível (Possingham et al. 2006; Kukkala e Moilanen 2013).

O enfoque do presente estudo é avaliar a representatividade e eficiência das redes de reservas do Estado de Mato Grosso do Sul usando os morcegos como grupo taxonômico focal. O estado está inserido na região central da América do Sul e apresenta grande heterogeneidade ambiental, formado por domínios como Pantanal, e dois hotspots nacionais, Cerrado e Mata Atlântica, regiões que apresentam alta riqueza de espécies (Veloso et al. 1991). Ocorrem no estado 38 espécies de aves e 20 de mamíferos na lista de espécies ameaçadas. Isso sugere uma necessidade de elaboração de planos de conservação de espécies ameaçadas em Mato Grosso do Sul, até então inexistentes (Torrecilha et al. 2015).

Como estratégia de conservação para essa grande diversidade, o ano de 2000 representou um momento quente para a conservação em Mato Grosso do Sul (Radeloff 2013), quando uma rede de unidades de conservação foi criada. Em destaque a Área de Proteção Ambiental (APA) Rio Cênico e a Estrada Parque Piraputanga, e o primeiro

Parque Nacional, o Parque Nacional da Serra de Bodoquena. Neste mesmo ano o Pantanal recebeu os títulos de Reserva da Biosfera e de Patrimônio Natural Mundial (IMASUL 2014). Atualmente em Mato Grosso do Sul existem 133 áreas protegidas, incluindo Unidades de Conservação Federais (total 887.892,3210 ha), Estaduais (270.035,2957 ha), Municipais (4.169.813,1575 ha) e Terras Indígenas (613.043,1167 ha) (SEMADE 2015). No total 0,89% da área total é abrangida por Unidades de Proteção Integral (totalizando 28 unidades), 0,40% por Reservas Particulares do Patrimônio Natural (48 unidades), 13,16% por Áreas de Proteção Ambiental (40 unidades) (Torrecilha et al. 2015; IMASUL).

O cenário de conservação atual em Mato Grosso do Sul, não atinge os objetivos preferenciais de proteção dos habitats. Tomando como exemplo a área úmida do Pantanal, as unidades de proteção, tanto públicas quanto privadas são insuficientes para proteger todas as classes de vegetação existentes (Lourival et al. 2009). A maioria delas, salvo algumas exceções, deixa clara a hipótese de terras inúteis, que descreve o motivo de escolha das áreas o fato de não possuírem nenhum retorno econômico e por isso são transformadas em reservas, e não pelo fato de proporcionarem complementaridade e abrangência da biodiversidade local (Pressey 1994; Lourival et al. 2009).

O PSC aplicado ao componente de Biodiversidade do Zoneamento Ecológico Econômico de Mato Grosso do Sul, delimitou áreas insubstituíveis à biodiversidade baseando-se nos critérios de Possingham et al. (2006) (Veja a Anexo 3) (Fundação Neotrópica 2015). O estudo identificou áreas com melhor representatividade vegetacional, conectividade e integridade na Planície Pantaneira, e sugere implementar as áreas protegidas existentes nessa região. Porém, estudos recentes demonstram a importância de incluir a influência dos ciclos de inundação, sucessão e mudanças climáticas futuras para a escolha de redes de reservas no Pantanal, devido ao efeito desses fenômenos sobre o recrutamento e sobrevivência das espécies (Lourival et al. 2011).

Não se sabe se a rede de reservas existente no estado de Mato Grosso do Sul é capaz de representar toda a diversidade das espécies existentes na região, de maneira que possam garantir a persistência das populações, visto que deixam a desejar na proteção das classes de vegetação (Lourival et al. 2009).

Considerando como objeto de estudo os morcegos, em Mato Grosso do Sul ocorrem 74 espécies de 41 gêneros e sete famílias, que representa 42% das espécies ocorrentes no Brasil, e cerca de 40% das espécies de mamíferos que ocorrem em todo o estado (Pulchério-Leite 1998; Cáceres et al., 2008; Fischer et al., 2015) (veja a distribuição dos locais de amostragem das espécies de morcegos na Figura 1).

O estado é limite de distribuição para 22 espécies de morcegos, e apresenta a primeira ocorrência no Brasil de *Eumops dabbenei* (Fischer et al. 2015, Tabela 4). Há ocorrência de *Lonchophylla dekeyseri* e *Vampyrum spectrum*, espécies classificadas como quase ameaçadas e *Micronycteris sanborni* classificado na categoria de dados insuficientes (IUCN Red List of Threatened Species 2015.2).

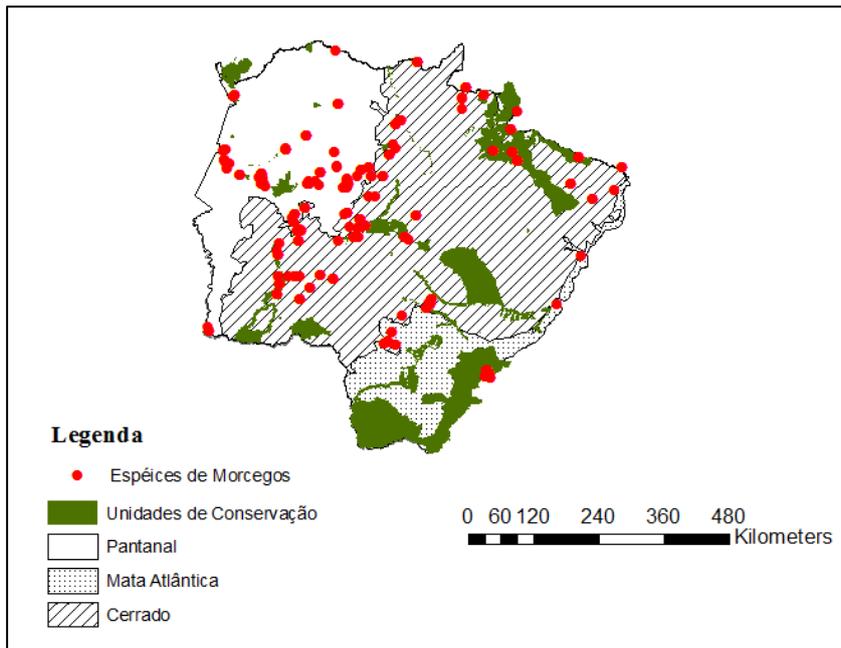


Figura 1: Os pontos em vermelho indicam os locais de amostragem das espécies de morcegos no estado de Mato Grosso do Sul, frente às áreas de reservas no estado. Fonte: Fischer et al. (2015).

Tabela 4: Espécies de morcegos ocorrentes no estado de Mato Grosso do Sul e suas respectivas categorias de ameaça de acordo com a “Red List” da IUCN.

Famílias	Subfamílias	Espécies	Categoria de Ameaça (IUCN)
Phyllostomidae			
	Phyllostominae		
		<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	LC
		<i>Lonchorhina aurita</i> (Tomes, 1863)	LC
		<i>Lophostoma brasiliense</i> (Peters, 1866)	LC
		<i>Lophostoma silvicolum</i> (D’Orbigny, 1836)	LC
		<i>Macrophyllum macrophyllum</i> (Schinz, 1821)	LC
		<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	LC
		<i>Micronycteris minuta</i> (Gervais, 1856)	LC
		<i>Micronycteris sanborni</i> (Simmons, 1996)	DD
		<i>Mimon bennettii</i> (Gray, 1838)	LC
		<i>Mimon crenulatum</i> (E. Geoffroy, 1803)	LC
		<i>Phylloderma stenops</i> (Peters, 1865)	LC
		<i>Phyllostomus discolor</i> (Wagner,	LC

1843)

Phyllostomus elongatus (E.
Geoffroy, 1810) LC

Phyllostomus hastatus (Pallas,
1767) LC

Tonatia bidens (Spix, 1823) DD

Trachops cirrhosus (Spix, 1823) LC

Vampyrum spectrum (Linnaeus,
1758) NT

Stenodermatinae

Artibeus cinereus (Gervais, 1856) LC

Artibeus fimbriatus (Gray, 1838) LC

Artibeus lituratus (Olfers, 1818) LC

Artibeus obscurus (Schinz, 1821) LC

Artibeus planirostris (Spix, 1823) LC

Chiroderma doriae (O. Thomas,
1891) LC

Chiroderma villosum (Peters, 1860) LC

Platyrrhinus helleri (Peters, 1866) LC

Platyrrhinus lineatus (E. Geoffroy,
1810) LC

Pygoderma bilabiatum (Wagner,
1843) LC

Sturnira lilium (E. Geoffroy, 1810) LC

Uroderma bilobatum (Peters, 1866) LC

Vampyressa pusilla (Wagner, 1843) DD

Desmodontinae

Desmodus rotundus (E. Geoffroy,
1810) LC

Diaemus youngi (Jentink, 1893) LC

Glossophaginae

Anoura caudifer (E. Geoffroy, 1818) LC

Anoura geoffroyi (Gray, 1838) LC

Glossophaga soricina (Pallas, 1766) LC

Lionycteris spurrelli (Thomas, 1913) LC

Lonchophylla dekeyseri (Tad.Viz.
Saz.,1983) EM

Lonchophylla mordax (Thomas,
1903) NT

Caroliinae

Carollia perspicillata (Linnaeus,
1758) LC

Rhinophylla pumilio (Peters, 1865) LC

Emballonuridae

Embalonurinae

Peropteryx macrotis (Wagner,
1843) LC

Rhynchonycteris naso (Wied-
Neuwied, 1820) LC

Molossidae

Molossinae

<i>Cynomops abrasus</i> (Temminck, 1827)	DD
<i>Cynomops planirostris</i> (Peters, 1865)	LC
<i>Eumops auripendulus</i> (Shaw, 1800)	LC
<i>Eumops bonariensis</i> (Peters, 1874)	LC
<i>Eumops dabbenei</i> (Thomas, 1914)	LC
<i>Eumops glaucinus</i> (Wagner, 1843)	LC
<hr/>	
<i>Eumops patagonicus</i> (Thomas, 1924)	LC
<i>Eumops perotis</i> (Schinz, 1821)	LC
<i>Molossops abrasus</i> (Temminck, 1827)	DD
<i>Molossops planirostris</i> (Peters, 1865)	LC
<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	LC
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	LC
<i>Molossus pretiosus</i> (Miller, 1902)	LC
<i>Molossus rufus</i> (E. Geoffroy, 1805)	LC
<i>Nyctinomops laticaudatus</i> (E. Geoffroy, 1805)	LC
<i>Nyctinomops macrotis</i> (Gray, 1840)	LC
<i>Promops centralis</i> (Thomas, 1915)	LC
<i>Promops nasutus</i> (Spix, 1823)	LC

Tadarida brasiliensis (I. Geoffroy,
1824) LC

Vespertilionidae

Vespertilioninae

Eptesicus brasiliensis (Desmarest,
1819) LC

Eptesicus furinalis (d'Orbigny, 1847) LC

Lasiurus blossevillii (Lesson &
Garnot, 1826) LC

Lasiurus cinereus (Beauvois, 1796) LC

Lasiurus ega (Gervais, 1856) LC

Myotinae

Myotis albescens (E. Geoffroy,
1806) LC

Myotis nigricans (Schinz, 1821) LC

Myotis riparius (Handley, 1960) LC

Myotis simus (Thomas, 1901) DD

Mormoopidae *Pteronotus parnellii* (Gray, 1843) LC

Noctilionidae

Noctilio albiventris (Demarest,
1818) LC

Noctilio leporinus (Linnaeus, 1758) LC

Natalidae

Natalus macrourus (Gervais, 1856) NT

Natalus stramineus (Gray, 1838) LC

Mato Grosso do Sul não possui uma lista vermelha de espécies ameaçadas, instrumento necessário visto que a legislação demanda um plano de ação para espécies ameaçadas (Portaria nº 316 de 9/09/2009 MMA/ICMBio; Zamin et al. 2010; Bernard et al. 2012). Até o momento só *Lonchophylla dekeyseri* possui plano de conservação elaborado (Aguiar et al. 2006). Uma análise de horizontes realizada por especialistas menciona que 60% do território Brasileiro não possui um registro formal de espécies de morcego, e nenhum dos Biomas nacionais possui amostragem mínima suficiente para se conhecer as espécies ocorrentes (Bernard et al. 2011). Apesar do progresso na descrição de novas espécies, gêneros e extensão na distribuição conhecida de várias espécies de morcegos, a informação existente sobre ocorrência e distribuição é muito fragmentada (Bernard et al. 2012).

Considerando essas várias lacunas no conhecimento mencionadas, e o ritmo de desmatamento atual, é bem provável que perda de espécies aconteça bem antes de estas serem conhecidas (Bernard et al. 2012). Isso é lamentável devido ao importante papel desempenhado pelos morcegos na recuperação de áreas degradadas, por meio da dispersão de sementes e polinização, entre remanescentes florestais (Garcia 2000; Bianconi 2009); e controle populacional de insetos, que podem ser prejudiciais às lavouras e a edificações humanas (Griffin et al. 1960). A extinção de populações locais pode gerar uma grande perda de complexidade de interações ecológicas e da biodiversidade desses serviços ecossistêmicos (Solé e Montoya 2000).

Para elaborar um Planejamento Sistemático da Conservação (PSC) eficiente, é preciso saber onde estão as espécies, ou seja, em quais regiões há maior probabilidade de ocorrência das espécies, inclusive de espécies raras. Três fatores são importantes na determinação da distribuição geográfica das espécies, sendo eles, as condições abióticas, fatores bióticos e capacidade de dispersão (Soberón 2010). Atualmente as formas de

determinar os locais de ocorrência das espécies por meio de dados pré-existentes são: por registros de ocorrência obtidos em campo ou em coleções e museus, mapas de extensão de ocorrência disponíveis em bases de dados de estudos científicos on-line (e.g. “Species Link”), ou pelo uso de mapas preditivos de distribuição gerados através de modelos de distribuição de espécies (Elith et al. 2006; Boitani et al. 2011).

Os mapas preditivos de distribuição são uma das ferramentas mais usadas para estimar áreas que concentrem um alto número de espécies, e conseqüentemente são usadas em estratégias de planejamento sistemático. Os algoritmos desenvolvidos para modelagem em linguagem computacional, podem utilizar dados somente de presença, em programas como Maxent (Phillips et al. 2006; Elith et al. 2006) e “Genetic Algorithm for Rule Set Production” (GARP), e dados de presença e ausência, em programas como “Generalised Linear Models” (GLM), “Generalised Additive Models” (GAM) e “Random Forest” (RF).

Essas ferramentas são capazes de projetar simulações da distribuição das espécies no espaço geográfico, tanto atuais como futuras (Ochoa-Quintero et al. 2010; Veira et al. 2012; Gould et al. 2014; Meineri et al. 2015), podendo incluir ou não informações de interação ecológica (Jiménez-Valverde et al. 2008). A inclusão de dados de interações no processo de modelagem são relevantes para melhorar acurácia dos modelos (Heikkinen et al. 2007; Wisz et al. 2013), mesmo quando o objetivo é analisar os efeitos de mudanças climáticas sobre a distribuição e riqueza de espécies (Distler et al. 2015), ou o potencial de ocupação de espécies invasoras ou pragas (Springer et al. 2015).

Os modelos de máxima entropia determinam a distribuição probabilística que represente o máximo de incerteza, satisfazendo determinadas restrições, e medindo a probabilidade de ocorrência de um evento (Mattos e Veiga 2002). Usando esse princípio, o

modelo é gerado a partir de um dado conjunto de amostras de uma distribuição, incluindo o espaço, e um conjunto de características desse espaço (Phillips 2004; Matos e Veiga 2002).

A coleta de dados pode ser feita in loco ou bibliográfica, pode-se usar dados somente de presença ou presença e ausência. Em modelos de somente presença, a utilização de pseudo-ausências resulta em uma melhor performance do modelo, melhorando a sua acurácia (VanDerWal et al. 2009). Algumas estratégias para gerar dados de pseudo-ausência a partir dos dados de presença existentes são ENFA (Hirzel et al. 2002) e BIOMOD (Thuiller 2003). Cada ponto de coleta deve ser georreferenciado. Wisz et al. (2008) sugere um mínimo de 10 pontos para cada espécie, caso use na modelagem os algoritmos Maxent e OM-GARP, e para ter maior acurácia nos modelos indica um mínimo de 30 pontos. Outros autores sugerem um número menor de amostras, quando se trata de espécies raras (Pearson et al. 2007; Siqueira et al. 2009).

As camadas ambientais podem incluir dados climáticos e de relevo, além de composição biótica, como cobertura vegetal, influência humana e uso do solo, entre outros (Bucklin et al. 2014). Para ajuste das camadas ambientais pode ser utilizado SIG (Sistema Informação Geográfica) como ArcGis, Diva GIS ou outros, para converte-las em imagens (raster) e ajustar a resolução das camadas. A escolha do algoritmo de modelagem depende, como já mencionado, do tipo de dados que serão usados (Gianini et al. 2012).

Após serem gerados os modelos passam por uma avaliação, para quantificação dos erros. A validação, também chamada de teste externo, confronta os resultados com dados da distribuição da espécie que não foram usados na modelagem. Já a verificação divide os dados em teste e treino (Pearce e Ferrier 2000). Algoritmos como Maxent já vem com essas técnicas inclusas.

São feitos testes estatísticos como AUC/ROC (Área sob curva), que avalia o modelo de acordo com sua capacidade de discernir presenças e ausências, esse teste mede o desempenho do modelo independente do limiar estabelecido e do algoritmo usado (Fawcett 2003; Phillips et al 2006). Em caso de somente presença, o modelo pode ser avaliado de acordo com sua capacidade de distinguir se a presença é estimada ao acaso (Wiley et al. 2003). A validação também pode ser feita por especialista, avaliação biológica, ou por meio de levantamento de dados em campo (Phillips et al. 2006).

Os modelos podem apresentar erros de **omissão**, ou subprevisão, quando há um registro de presença não confiável, com respeito à identificação taxonômica ou georreferenciamento, podendo apresentar “outliers” (pontos muito fora do padrão) (Elith et al. 2006; Phillips et al. 2006). Outro tipo de erro é de **comissão**, ou sobreprevisão, quando o modelo prevê a ocorrência da espécie em uma área onde ainda não se tem registro. Neste caso, se a área é habitável para a espécie, esse tipo de erro pode não ser verdadeiro, e pode indicar lacunas no conhecimento devido ao esforço amostral insuficiente, áreas com potencial para invasão de espécies vetores de doenças, barreiras históricas, ecológicas ou bióticas (Anderson et al. 2003, Phillips et al. 2006).

O objetivo deste estudo foi estimar a distribuição potencial de espécies de morcegos no estado de Mato Grosso do Sul, baseando-se na somatória de probabilidade de presença das espécies em áreas com maior riqueza potencial, e avaliar como estão representadas as espécies de morcegos dentro das unidades de conservação.

3. Materiais e métodos

3.1 Área de Estudo

O estado de Mato Grosso do Sul ocupa uma área de 357.145,534 km², abrigando duas regiões hidrográficas: Rio Paraná (a leste) com relevo constituído por planaltos, e o Alto

Rio Paraguai (a oeste) cuja superfície rebaixada compreende a região do Pantanal, que ocupa 25% da área total do estado. Ao redor dessa região rebaixada, encontram-se relevos elevados da Serra de Bodoquena, Serra de Maracaju e as morrarias do Urucum e Amolar (PERH-MS, 2010). No estado ocorrem quatro regiões fitoecológicas: savana (Cerrado), savana estépica (vegetação chaquenha), floresta estacional semidecidual e floresta estacional decidual compondo formações de Cerrado, Pantanal e Mata Atlântica (Silva e Abdon, 1998; PERH-MS, 2010). O clima predominante na maior parte do estado é megatérmico úmido com inverno seco, e para a região sul clima mesotérmico úmido com verão quente (respectivamente Aw e Cfa de Köppen). No Pantanal a pluviosidade média anual é de 1.000 a 1.400mm³, com período chuvoso de novembro a março, com pico em dezembro e janeiro, as variando as temperaturas médias entre 17°C no inverno e 29°C no verão (Alfonsi e Camargo 1986; Allem e Valls 1987). Já no planalto de entorno a temperatura média no inverno é de 15°C e no verão 36°C, com média pluviométrica de 1.500mm³ anuais (Peel et al., 2007).

3.2 Coleta de dados

Os dados das espécies de morcegos georreferenciados foram obtidos em artigos, teses, dissertações e monografias, também nas plataformas online “Species Link” e “Global Biodiversity Information Facility” (GBIF). O levantamento de dados se restringiu às espécies que possuem registro de ocorrência no estado de Mato Grosso do Sul (76) de acordo com o último “checklist” de Fischer et al. (2015), e os dados obtidos em Cáceres et al. (2008), Taddei e Uieda 2001, Pulchério-Leite et al. 1998 que reúnem dados da literatura, de coleções e museus de 1998 a 2012. Foram utilizados registros de ocorrência das espécies nos Neotrópicos dos anos de 1901 a 2016, extraídos das plataformas online, que estavam georreferenciados e possuíam identificação no nível de espécie, removendo-se os registros com erros de localidade. Dessa forma, foram incluídas características

adjacentes das áreas de distribuição das espécies e foi possível incrementar os dados e potencializar a validação dos modelos.

Os dados climáticos, obtidos em WORLDCLIM (Hijmans et al., 2005) reunidos de 1950 a 2000, totalizam 20 camadas ambientais no formato raster com resolução de 30 arc-segundos ~1 km (veja Tabela 5). Os dados geográficos referentes às áreas protegidas foram obtidos da base de dados mundial de áreas protegidas (WDPA) (IUCN e UNEP-WCMC, 2014).

Tabela 5: Lista de camadas climáticas disponíveis em WORDCLIM (Hijmans et al., 2005):

Variáveis climáticas
Temperatura média Anual
Média Faixa diurna (Média de mensal (temperatura máxima - min temp))
Isothermality (BIO2 / BIO7) (* 100)
Temperatura Sazonalidade (desvio padrão * 100)
Temperatura máxima do mês mais quente
Temperatura mínima do mês mais frio
Faixa de temperatura anual (BIO5-BIO6)
Temperatura média do trimestre mais úmido
Temperatura média do trimestre mais seco
Temperatura média do trimestre mais quente
Temperatura média do trimestre mais frio
Precipitação anual
Precipitação do mês mais úmido
Precipitação do mês mais seco
Precipitação e Sazonalidade (coeficiente de variação)
Precipitação do trimestre mais úmido
Precipitação do trimestre mais seco
Precipitação do trimestre mais quente
Precipitação do trimestre mais frio
Altitude

Fonte: <http://www.worldclim.org/bioclim>.

3.3 Análise de dados

3.3.1 Modelagem de distribuição potencial

Para a inclusão nas análises deste estudo foram utilizadas apenas espécies de quirópteros que possuem acima de 15 registros de ocorrência (Pearson et al., 2007), assim foi possível incluir um número maior de espécies no estudo. Para serem incluídos na modelagem os registros de ocorrência passaram por um processo de limpeza, removendo-se as duplicatas advindas de diferentes bases de dados. O método de particionamento divide as amostras em teste e treino, e essa abordagem não é adequada quando os dados disponíveis são muito limitados (Fielding e Bell 1997; Pearson et al., 2007).

O algoritmo utilizado, automaticamente realiza o teste estatístico de validação de cada modelo, a AUC (área sob curva), tanto para os registros escolhidos como treino (70%), quanto para teste (30%) do modelo. Quanto mais próximo de um (0,99) melhor o desempenho do modelo em selecionar áreas passíveis de ocorrência da espécie (Fawcett 2003).

A modelagem de distribuição de espécies foi realizada correlacionando fatores ambientais com a ocorrência de espécies (Ochoa-Quintero et al., 2010; Elith et al., 2011). Utilizamos o programa MaxEnt versão 3.2.1, para testar se há correlação dos dados de ocorrência de espécies com cada envelope climático e variáveis geográficas, o valor de regularização dos modelos foi 1, e as iterações máximas 500 (Merow et al. 2013). Usamos a configuração padrão de Maxent, na regularização do coeficiente β , que utiliza o número de presenças para determinar quais classes de recurso usar (Merow et al. 2013).

Os registros de espécies usados foram somente de presença, devido à inexistência de dados de ausência. Porém, esses últimos são de grande importância na avaliação de desempenho dos modelos, tanto quanto a escolha do método de modelagem (Phillips et al. 2009). Desse modo a geração de dados de pseudo-ausência pode diminuir a taxa de

sobreprevisão do modelo, principalmente quando há viés nas amostras alvo (Phillips et al. 2009; Gianini et al. 2012). Usamos as configurações padrão do MaxEnt para a seleção do *background*, pseudo-ausências, visto que os todos possíveis locais de dispersão são acessíveis para as espécies de morcegos (Merow et al. 2013). Dessa forma o algoritmo usou um número máximo de 10000 pontos de pseudo-ausências, contrastando esses pontos onde presença/ausência não é mensurada com os locais de presença. Dessa forma, é possível prever a probabilidade de presença (Merow et al. 2013). As variáveis climáticas utilizadas para a análise são as listadas na Tabela 5, que inclui as variáveis geográficas altitude e inclinação (Phillips et al. 2006; Phillips et al. 2008).

O teste de correlação foi feito entre os registros de ocorrência das espécies (compilados da literatura), e as informações climáticas, geográficas do local onde a espécie foi capturada. A seguir, o algoritmo selecionou áreas dentro da região neotropical que possuíam características semelhantes (geográficas e climáticas) às da área de captura, com alta probabilidade de ocorrência da espécie. Os modelos de distribuição gerados foram processados no programa ArcGis 9.3 (ESRI) com padrões de células na resolução de 1x1km. Gerando um modelo final de distribuição potencial das espécies, conforme a distribuição da paisagem e clima das regiões neotropicais.

3.3.2 Gerando mapas de presença

Na interpretação dos resultados dos modelos gerados, a escolha de um limiar de ocorrência é extremamente importante para transformar dados de probabilidade em dados de presença e ausência (Liu et al., 2005; Pearson et al., 2004). Para identificar o limiar de decisão podem ser usadas diferentes abordagens, como sensibilidade/especificidade, estatística Kappa de Cohen (Cohen, 1960), probabilidade/adequação, e outros, de forma que os resultados podem variar dependendo da escolha. Escolhemos o menor limiar de presença, que é o menor valor de adequação entre as distribuições modeladas e os registros de

presença observados (Pearson et al., 2006) que pode variar de 0.00 a 0.49 dependendo da espécie, com a este procedimento foram gerados mapas de presença. Com base nos mapas de presença das espécies calculamos a área de sobreposição com as áreas protegidas usando a ferramenta “Tabulate Intersection” do ArcGis.

3.3.3 Áreas de riqueza potencial

As áreas potencialmente ótimas para a conservação de morcegos foram identificadas de acordo com a agregação da probabilidade de ocorrência de cada espécie no mapa, utilizando a ferramenta “Raster Calculator” do Arcgis, que soma todos os mapas de distribuição potencial. Os locais indicados pelos modelos de probabilidade que se encontram fora dos limites de extensão das unidades de conservação existentes, foram consideradas áreas de lacunas na conservação e conseqüentemente, Áreas de Interesse para a Conservação de Morcegos (AICOM).

4. Resultados

De acordo com a revisão da literatura 76 espécies de morcegos ocorrem em Mato Grosso do Sul e apenas 16 delas tem mais de 15 registros (Pulchério-Leite 1998; Cáceres et al. 2008; Fischer et al. 2015). Ao incluir dados de registros globais como GBIF e SpeciesLink foi possível acumular informação suficiente (mais de 15 registros) para um total de 54 espécies (71%) que ocorrem no estado.

Claramente a inclusão de informações de registros de bases de dados globais melhoraram os resultados obtidos. A comparação dos modelos gerados apenas com os dados obtidos em Mato Grosso do Sul entre os modelos gerados com dados de registro de toda América latina segue apresentada na Figura 2. É notável a diferença da AUC dos

modelos gerados com maior número de registros. Quanto aos demais modelos, veja as figuras 3.

Quatro espécies modeladas apresentaram uma área de ocorrência mais ampla que inclui registros de ocorrência na América do norte, *Lasiurus cinereus* (Fig.3.9:A), *Macrophyllum macrophyllum* (Fig.3.0:E), *Molossus molossus* (Fig.3.7:C) e *Tadarida brasiliensis* (Fig.3.8:B). Veja todos os registros de ocorrência presentes na literatura citada na Figura 4. O mapa apresenta grandes lacunas de inventários de morcegos na região norte e sul do Brasil, e em Mato Grosso do Sul nas regiões norte do Pantanal e numa faixa da região Sudeste, parte do centro e sul do estado.

Os limiares de presença de cada espécie seguem apresentados na Tabela 6. Para cada modelo obtivemos curvas de resposta dos testes de avaliação do poder preditivo dos modelos, Área sob Curva - AUC, valores apresentados na Tabela 6. Maior parte dos valores da AUC de treino foram próximos ao ideal 1, em 94% dos modelos, e 46% dos valores da AUC teste acima de 0.90. As espécies com menor número de registros (abaixo de 30) geraram modelos com qualidade inferior de valores de teste e treino, abaixo de 0.90, porem nenhum deles apresentou valores abaixo de 0.5, o que seria uma distribuição ao acaso (Tabela 7).

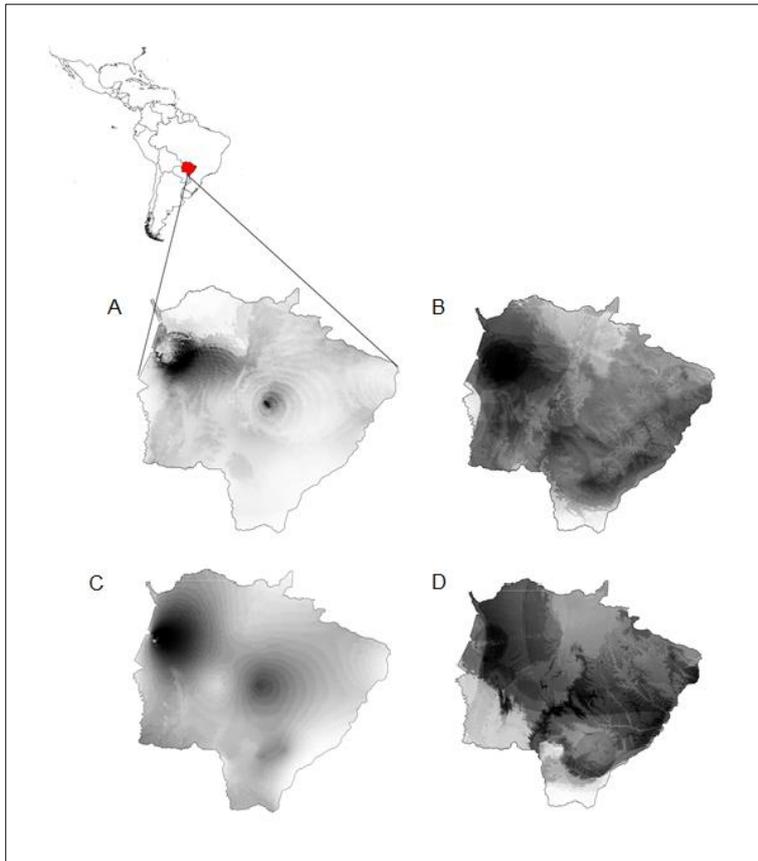


Figura 2: Comparação dos modelos de *A. planirostris* A (AUC: 0.87 treino, 0.86 teste) – B (AUC: 0.91 treino, 0.87 teste) e *M. molossus* C (AUC: 0.81 treino, 0.65 teste) – D (AUC: 0.96 treino, 0.92 teste). A: modelagem feita com os 76 registros de ocorrência apenas em Mato Grosso do Sul, B: modelo inclui os dados das demais regiões Neotropicais num total de 425. C: modelagem com os 15 registros de ocorrência da espécie em Mato Grosso do Sul, D: modelo inclui os dados das demais regiões Neotropicais, total 202 registros.

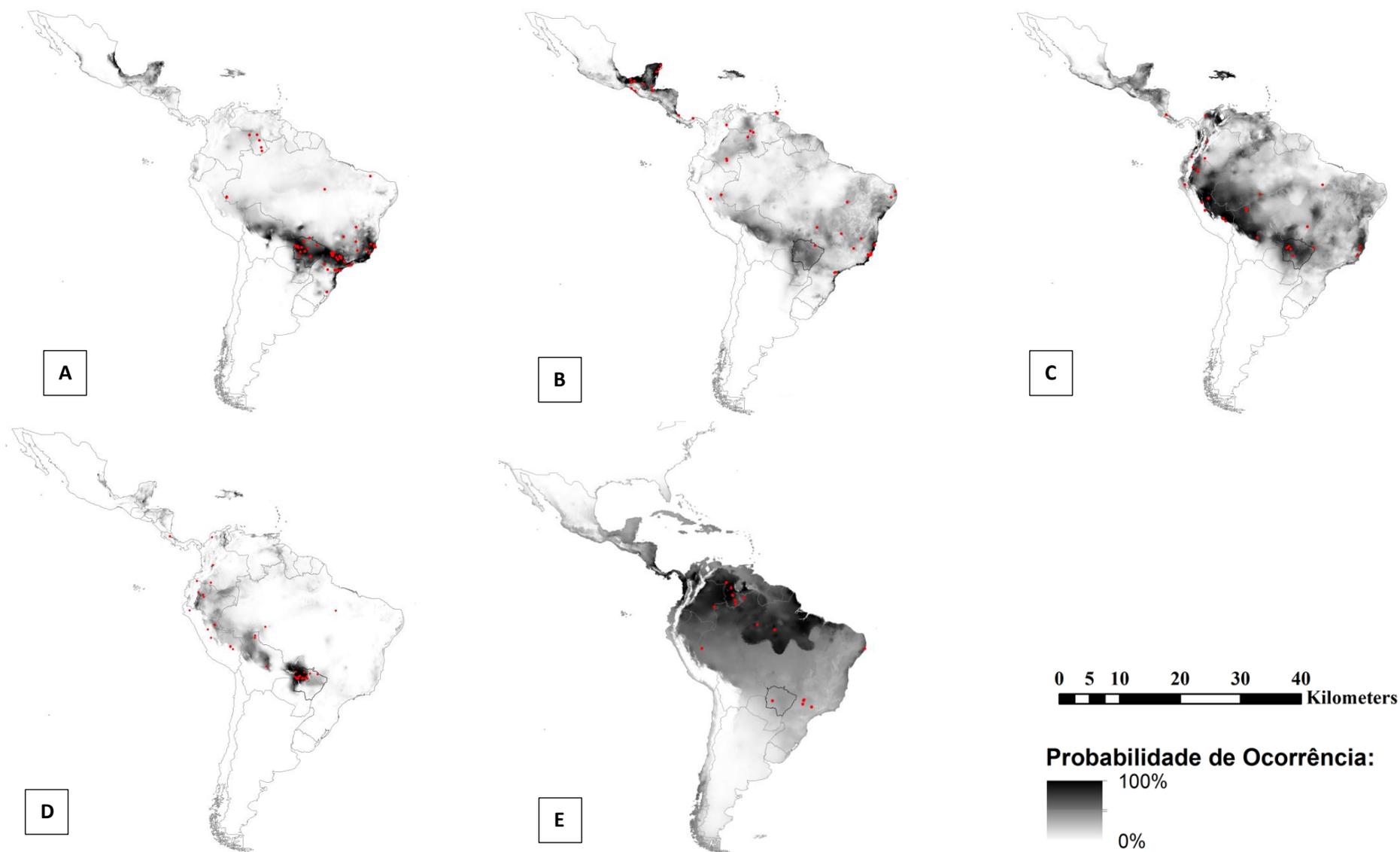


Figura 3.0: Modelos de distribuição potencial das espécies de morcegos da subfamília Phyllostominae na América Latina e parte da América do Norte. Os pontos vermelhos são os registros de ocorrência da espécie. [A] *Chrotopterus auritus*, [B] *Lonchorhina aurita*, [C] *Lophostoma brasiliense*, [D] *Lophostoma silvicolum*, [E] *Macrophyllum macrophyllum*.

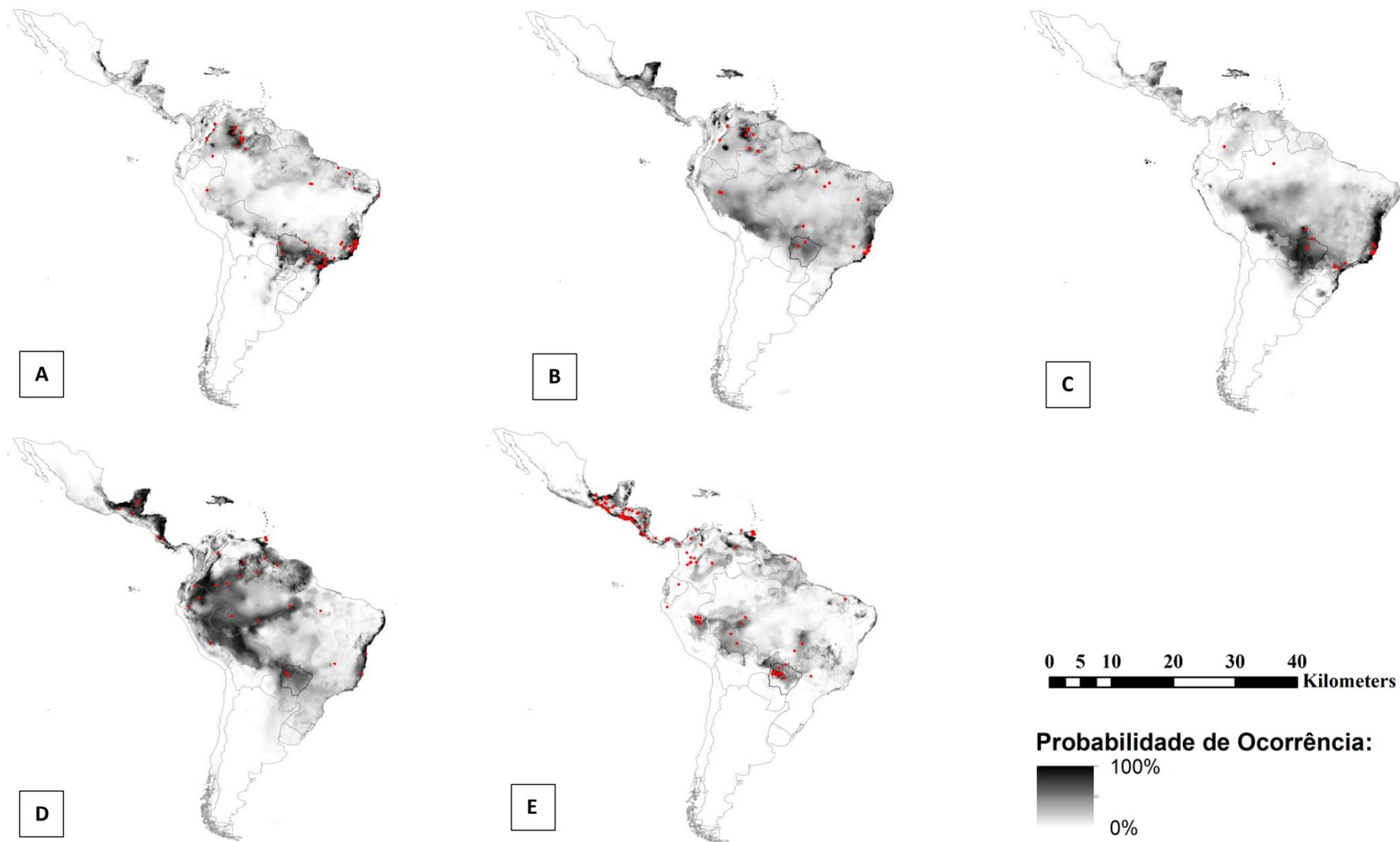


Figura 3.1: Modelos de distribuição potencial das espécies de morcegos da subfamília Phyllostominae na América Latina e parte da América do Norte. Os pontos vermelhos são os registros de ocorrência da espécie. [A] *Miconycteris megalotis*, [B] *Miconycteris minuta*, [C] *Mimon bennettii*, [D] *Mimon crenulatum*, [E] *Phyllostomus discolor*.

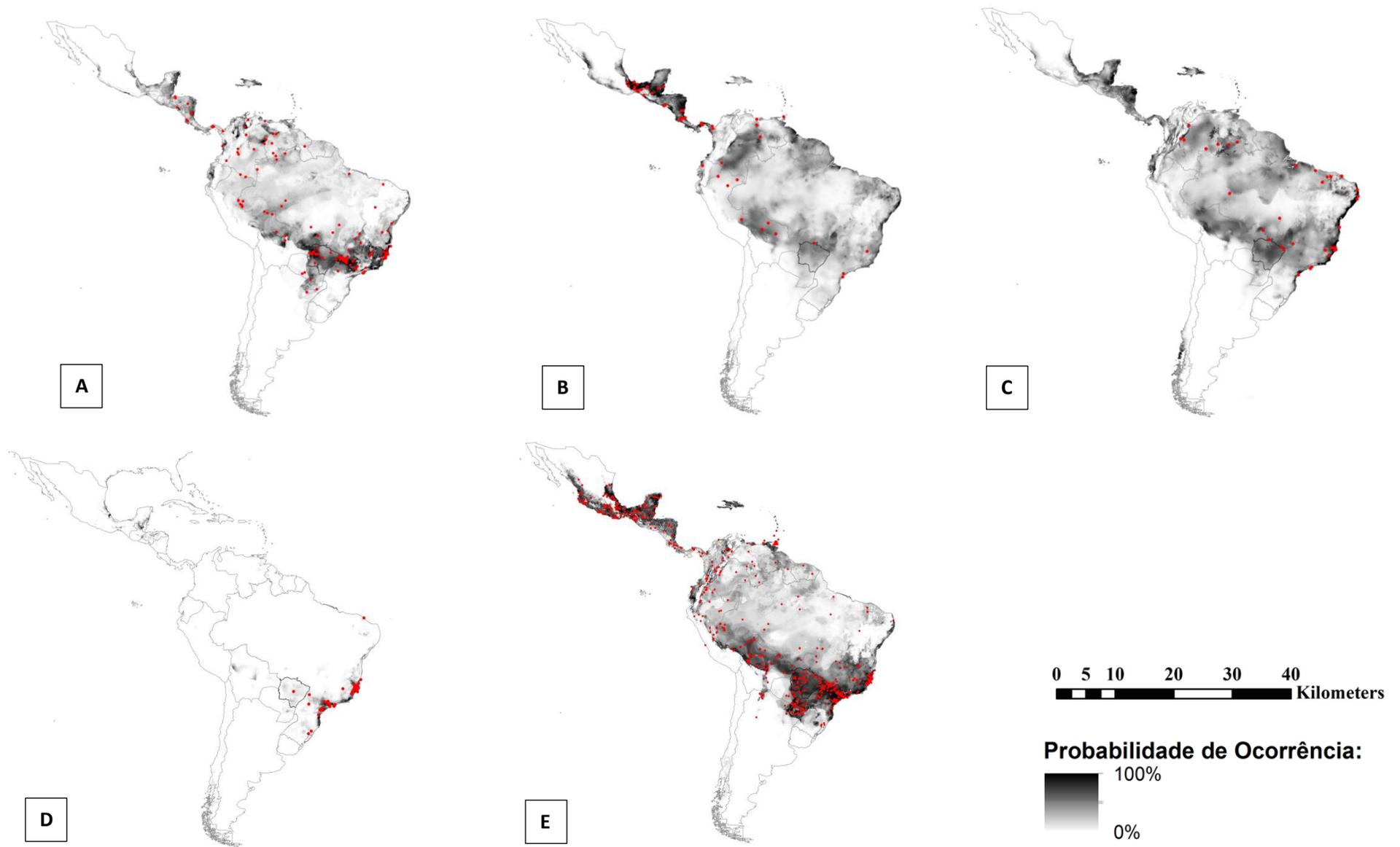


Figura 3.2: Modelos de distribuição potencial das espécies de morcegos da subfamília Phyllostominae [A] *Phyllostomus hastatus*, [B] *Trachops cirrhosus* e *Stenoderminae* [C] *Artibeus cinereus*, [D] *Artibeus fimbriatus*, [E] *Artibeus lituratus* na América Latina e parte da América do Norte. Os pontos vermelhos são os registros de ocorrência da espécie.

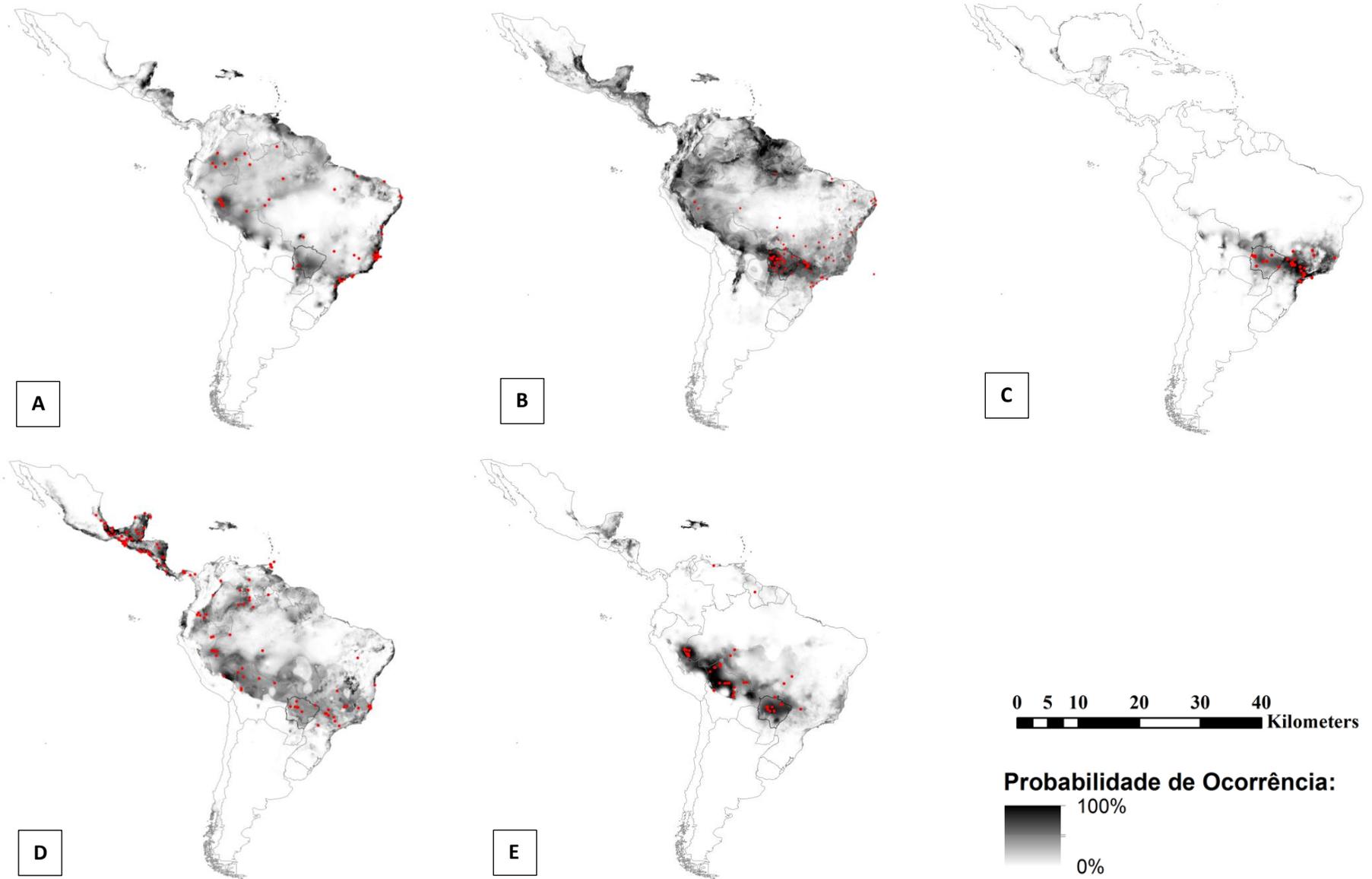


Figura 3.3: Modelos de distribuição potencial das espécies de morcegos da subfamília Stenoderminae na América Latina e parte da América do Norte. Os pontos vermelhos são os registros de ocorrência da espécie. [A] *Artibeus obscurus*, [B] *Artibeus planirostris*, [C] *Chiroderma doriae*, [D] *Chiroderma villosum*, [E] *Platyrrhinus helleri*.

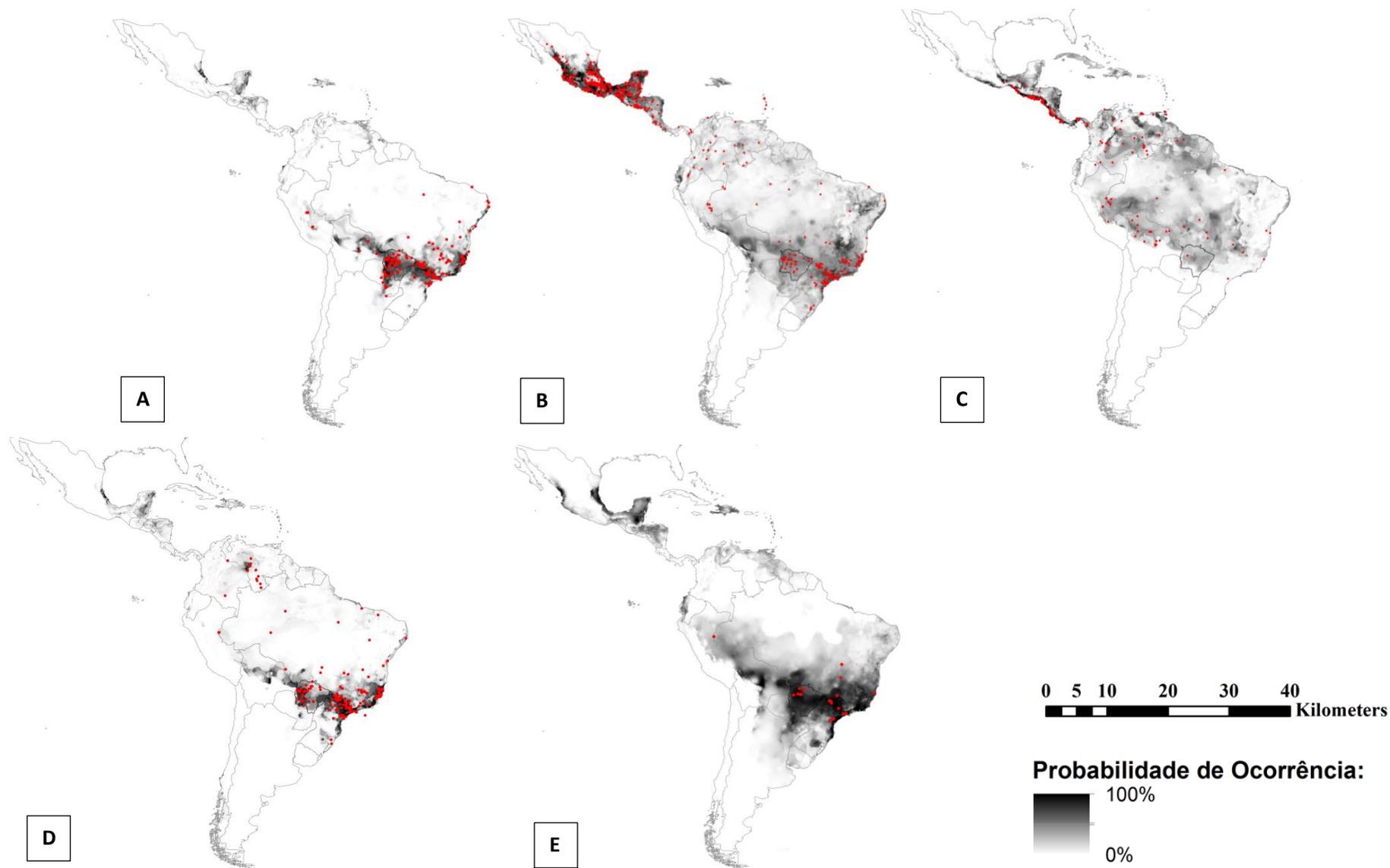


Figura 3.4: Modelos de distribuição potencial das espécies de morcegos da subfamília Stenoderminae [A] *Platyrrhinus lineatus*, [B] *Sturnira lilium*, [C] *Uroderma bilobatum*, e Desmodontinae [D] *Desmodus rotundus*, [E] *Diaemus youngi* na América Latina e parte da América do Norte. Os pontos vermelhos são os registros de ocorrência da espécie.

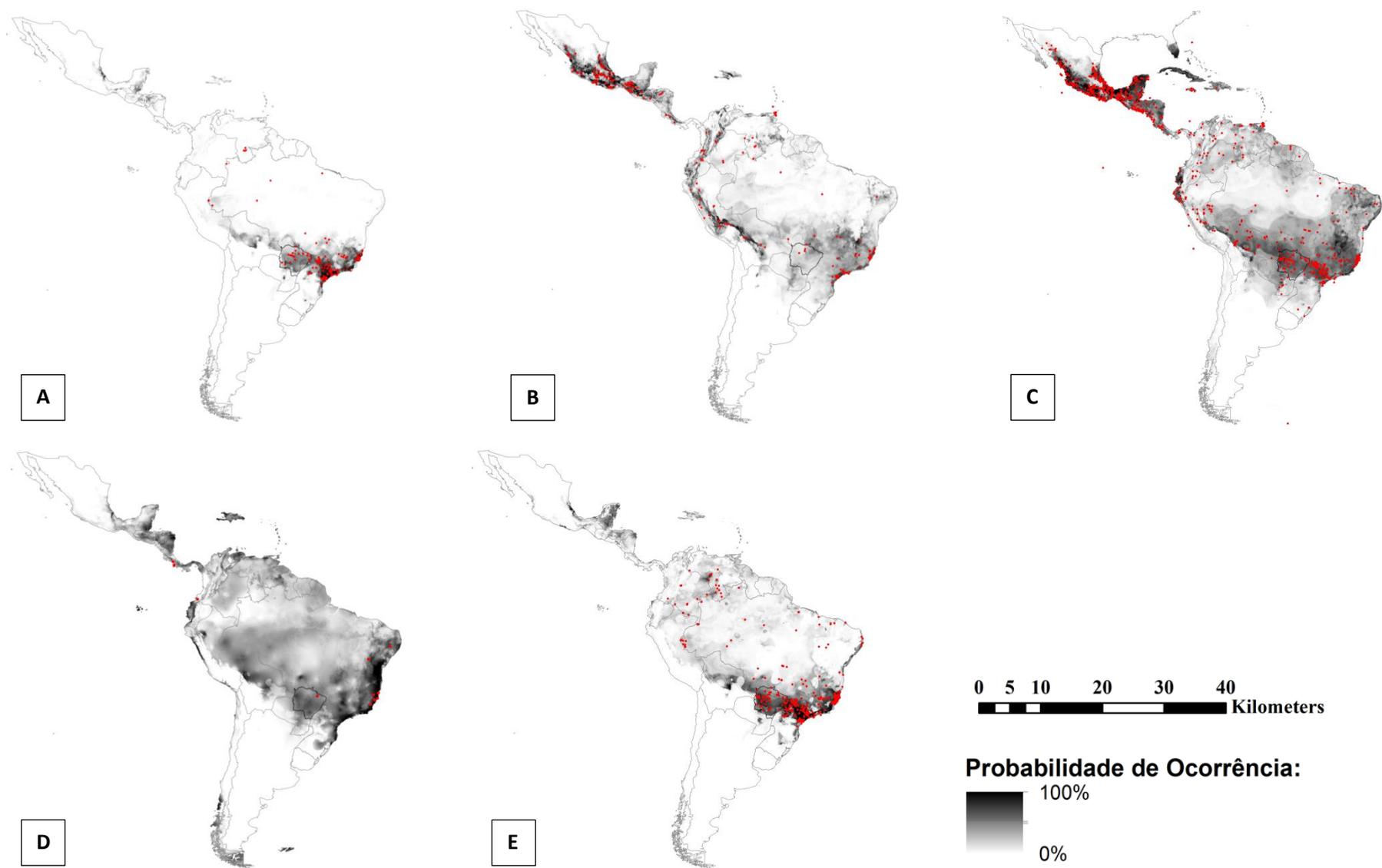


Figura 3.5: Modelos de distribuição potencial das espécies de morcegos da subfamília Glossophaginae [A] *Anoura caudifer*, [B] *Anoura geoffroyi*, [C] *Glossophaga soricina*, [D] *Lonchophylla mordax* e Carollinae [E] *Carollia perspicillata* na América Latina e parte da América do Norte. Os pontos vermelhos são os registros de ocorrência da espécie.

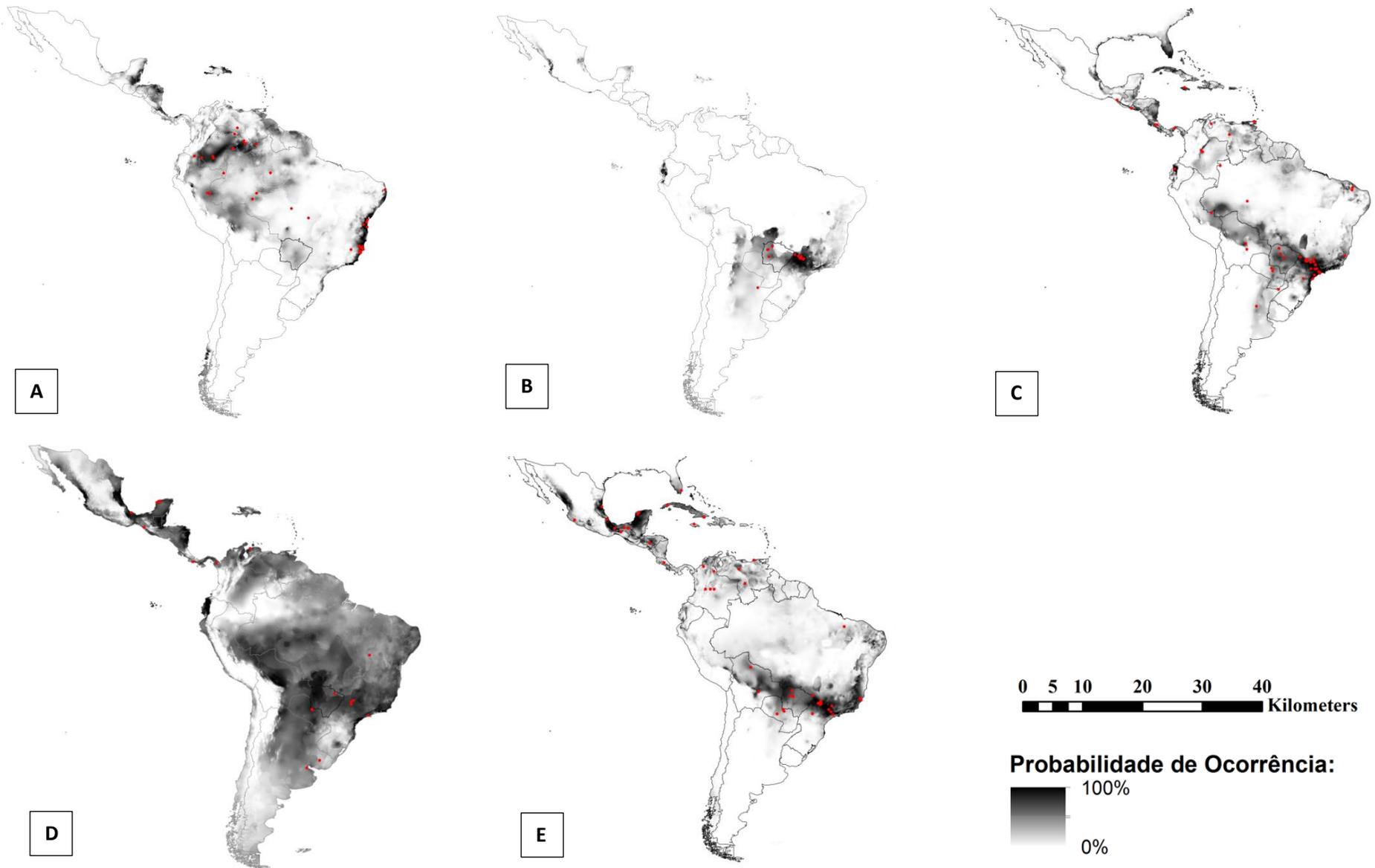


Figura 3.6: Modelos de distribuição potencial das espécies de morcegos da subfamília Carollinae [A] *Rhinophylla pumilio* e Molossinae [B] *Cynomops abrasus*, [C] *Eumops auripendulus*, [D] *Eumops bonariensis*, [E] *Eumops glaucinus* na América Latina e parte da América do Norte. Os pontos vermelhos são os registros de ocorrência da espécie.

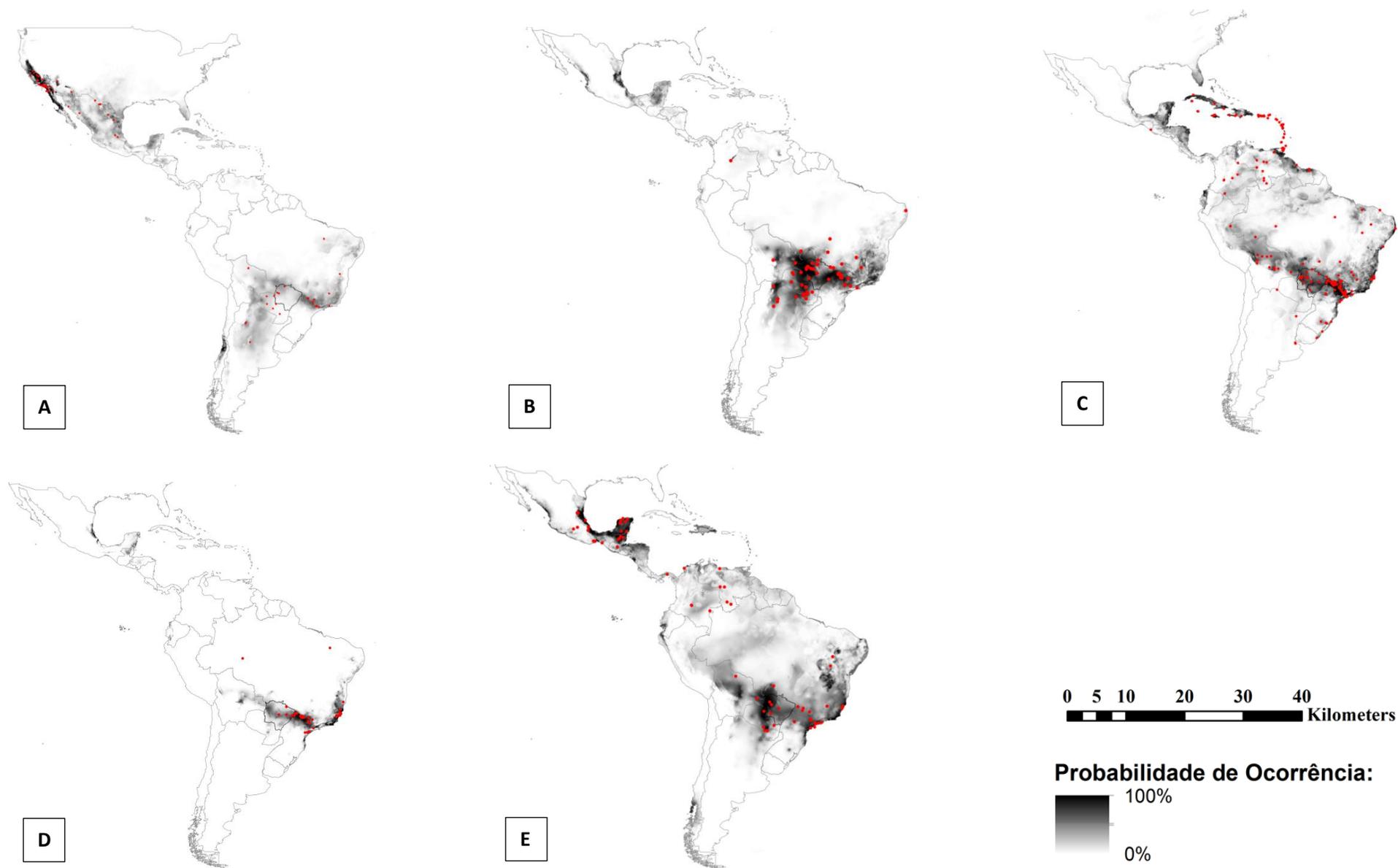


Figura 3.7: Modelos de distribuição potencial das espécies de morcegos da subfamília Molossinae [A] *Eumops perotis*, [B] *Molossops temminckii*, [C] *Molossus molossus*, [D] *Molossus rufus*, [E] *Nyctinomops laticaudatus* na América Latina e parte da América do Norte. Os pontos vermelhos são os registros de ocorrência da espécie.

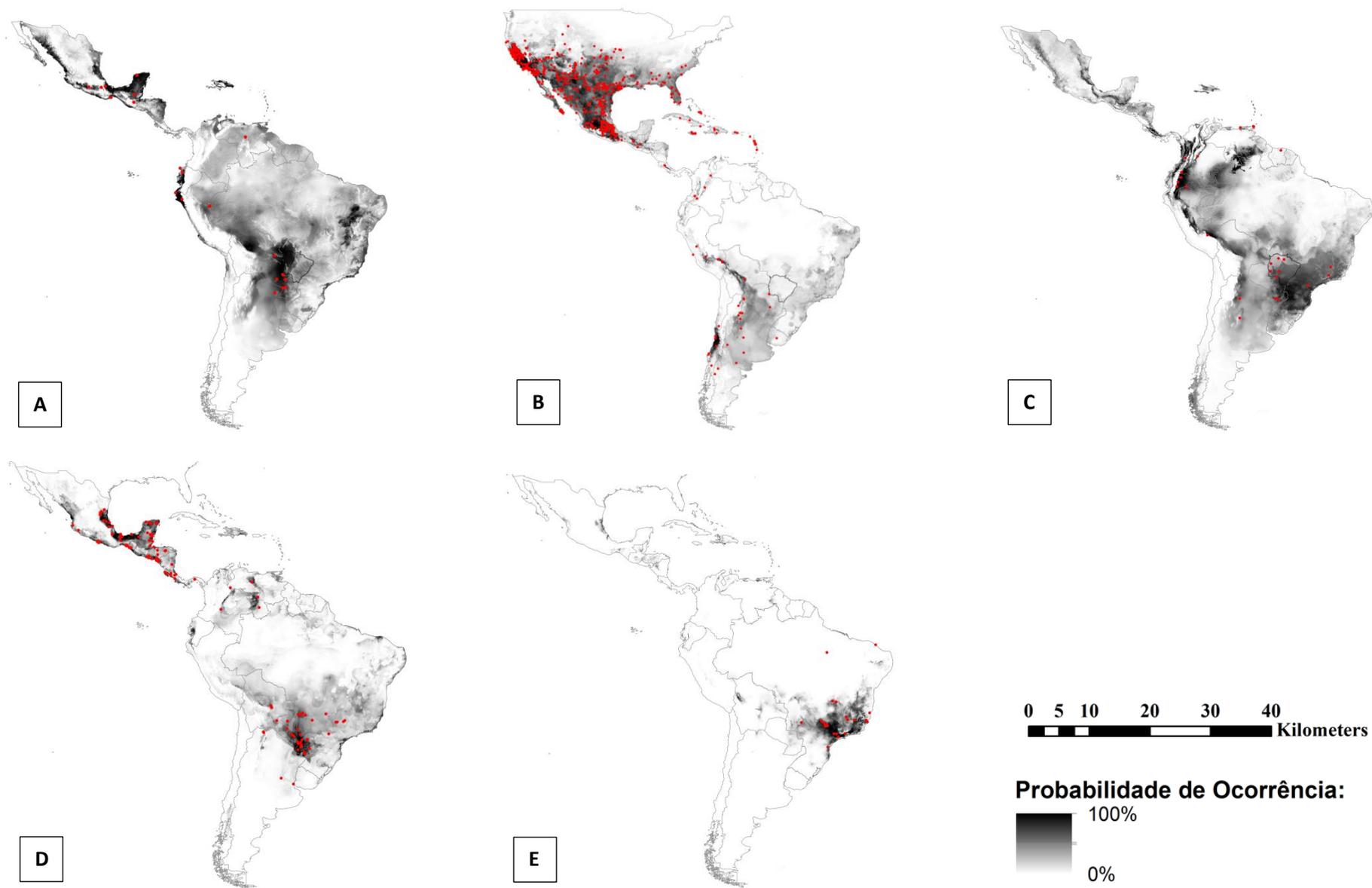


Figura 3.8: Modelos de distribuição potencial das espécies de morcegos da subfamília Molossinae [A] *Promops centralis*, [B] *Tadarida brasiliensis* e Vespertilioninae [C] *Eptesicus brasiliensis*, [D] *Eptesicus furinalis*, [E] *Lasiurus blossevillii* na América Latina e parte da América do Norte. Os pontos vermelhos são os registros de ocorrência da espécie.

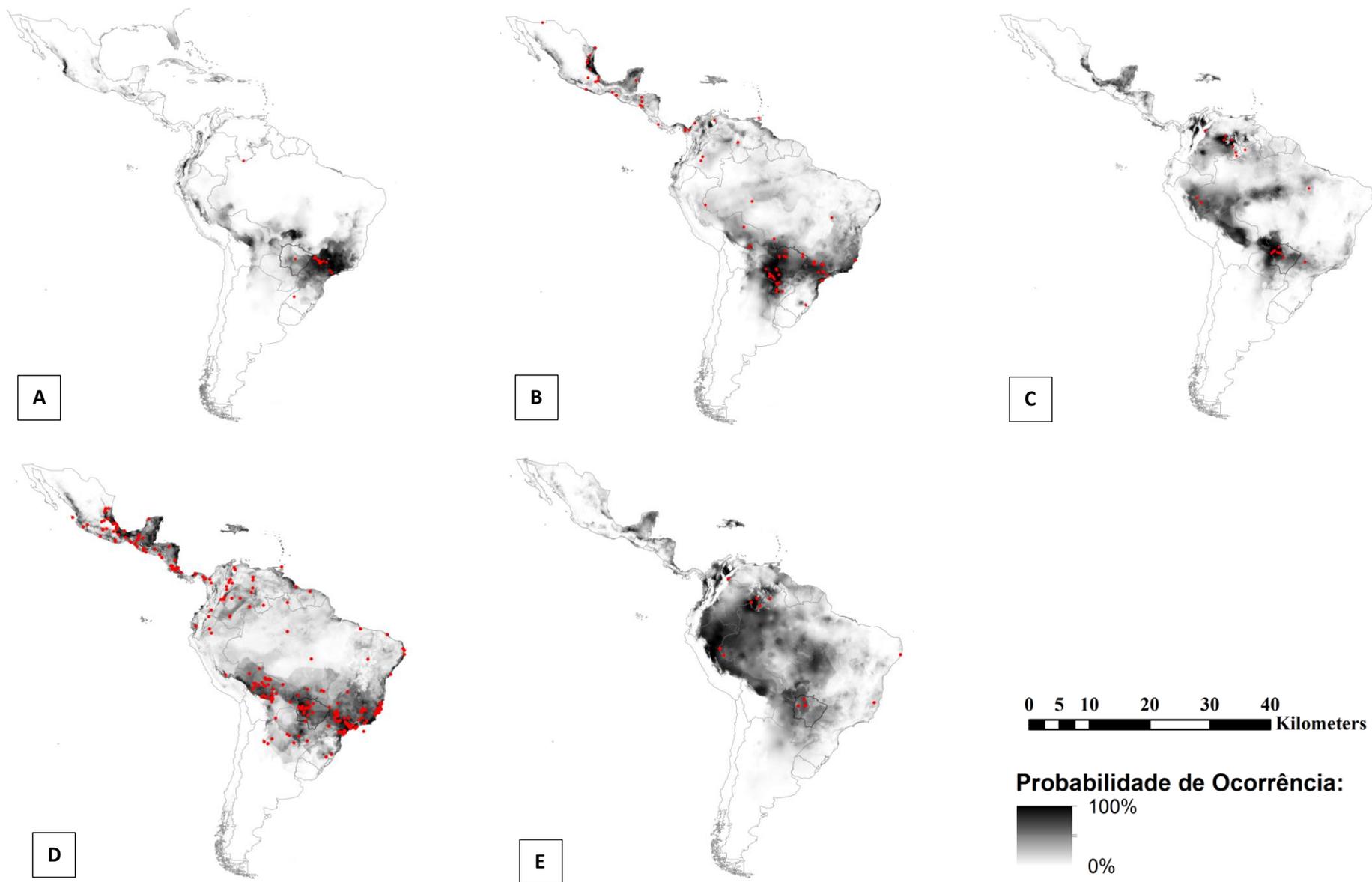


Figura 3.9: Modelos de distribuição potencial das espécies de morcegos da subfamília Vespertilioninae [A] *Lasiurus cinereus*, [B] *Lasiurus ega* e Myotinae [C] *Myotis albescens*, [D] *Myotis nigricans*, [E] *Myotis riparius* na América Latina e parte da América do Norte. Os pontos vermelhos são os registros de ocorrência da espécie.

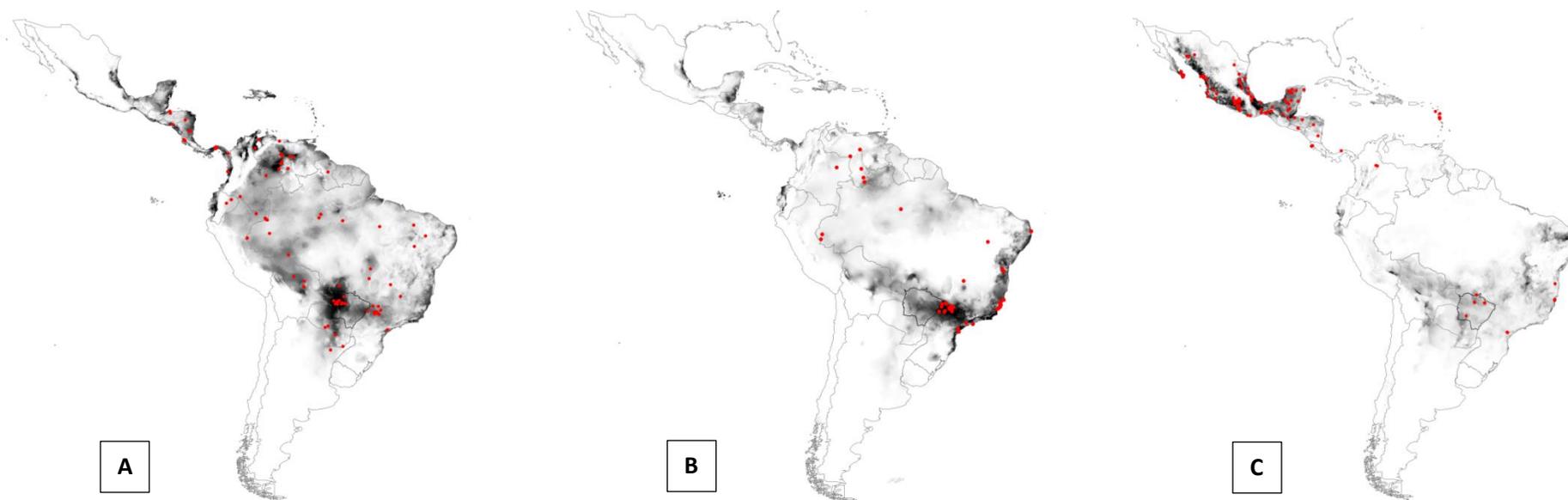


Figura 3.10: Modelos de distribuição potencial das espécies de morcegos da subfamília Noctilionidae [A] *Noctilio albiventris*, [B] *Noctilio leporinus* e Natalidae [C] *Natalus stramineus* na América Latina e parte da América do Norte. Os pontos vermelhos são os registros de ocorrência da espécie.



Figura 4: Registros de ocorrência de 54 espécies de morcegos modeladas no presente estudo. Cada ponto no mapa representa um registro único (sem duplicatas) das espécies da família apresentada.

Tabela 7: Comparação dos valores da AUC teste e treino dos modelos com os registros de ocorrência apenas dentro do estado de Mato Grosso do Sul e adicionando os registros nos Neotrópicos. Os modelos de *A. planirostris* e *M. molossus* estão representados na Figura 2.

	Registros em MS	Treino	Teste	Registros nos Neotrópicos	Treino	Teste
<i>A. planirostris</i>	76	0.87	0.86	349	0.912	0.87
<i>M. molossus</i>	15	0.818	0.65	202	0.96	0.93
<i>A. lituratus</i>	45	0.845	0.68	770	0.896	0.84
<i>A. caudiffer</i>	18	0.808	0.54	658	0.997	0.93
<i>C. perspicillata</i>	45	0.852	0.68	380	0.948	0.91
<i>C. auritus</i>	16	0.814	0.4	48	0.948	0.9
<i>D. rotundus</i>	49	0.911	0.85	183	0.968	0.91
<i>G. soricina</i>	58	0.819	0.78	1148	0.916	0.92
<i>L. silvicolum</i>	33	0.957	0.96	23	0.972	0.88
<i>M. nigricans</i>	23	0.918	0.89	287	0.916	0.87
<i>M. temminkii</i>	17	0.905	0.6	64	0.959	0.9
<i>N. albiventris</i>	20	0.976	0.92	77	0.904	0.79
<i>P. discolor</i>	17	0.928	0.73	111	0.967	0.83
<i>P. hastatus</i>	20	0.958	0.68	192	0.943	0.86
<i>P. lineatus</i>	63	0.871	0.89	148	0.97	0.96
<i>S. liliium</i>	39	0.849	0.69	921	0.921	0.9

4.1 Áreas de riqueza potencial

Os 54 mapas, somente de presença (Tabela 8), sobrepostos geraram as áreas com maior riqueza potencial (Figura 5). Em Mato Grosso do Sul as áreas de maior probabilidade de ocorrência das espécies foram no Pantanal do Paraguai, Paiaguás e Nhecolândia e na Serra da Bodoquena. O mapa também apresenta probabilidade média de riqueza potencial em áreas de lacunas de inventários de quirópteros, norte do Pantanal e uma faixa de sudeste a nordeste do estado. As áreas de alta riqueza potencial no Pantanal contam com duas unidades de conservação de proteção integral Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro (32599.612 ha) e Parque Natural Municipal Piraputangas (1266.1335 ha), e na Serra da Bodoquena o Parque Nacional Serra da Bodoquena (77654.7733 ha) e Monumento Natural Estadual da Gruta do Lago Azul (241.251614 ha), porém, nenhuma dessas reservas se sobrepõe às áreas de maior riqueza potencial (entre 29.3% e 31.5% de probabilidade de ocorrência) (Figura 6).

Tabela 8: Menor limiar de presença das espécies de morcegos neotropicais modeladas.

Espécie	Limiar	Espécie	Limiar
<i>Anoura caudifer</i>	0.001	<i>Lophostoma silvicolum</i>	0.0008
<i>Anoura geoffroyi</i>	0.008011	<i>Machrophyllum machrophyllum</i>	0.0559
<i>Artibeus cinereus</i>	0.170912	<i>Michronycteris megalotis</i>	0.0513
<i>Artibeus fimbriatus</i>	0.046332	<i>Michronycteris minuta</i>	0.0503
<i>Artibeus lituratus</i>	0.000031	<i>Mimom bennetii</i>	0.0175
<i>Artibeus obscurus</i>	0.060663	<i>Mimom crenulatum</i>	0.009
<i>Artibeus planirostris</i>	0.015228	<i>Molossops temminckii</i>	0.0257
<i>Carolia perspicillata</i>	0.004445	<i>Molossus molossus</i>	0.0085
<i>Chiroderma doriae</i>	0.14587	<i>Molossus rufus</i>	5E-05
<i>Chiroderma vilosum</i>	0.49145	<i>Myotis albescens</i>	0.0363
<i>Chrotopterus auritus</i>	0.022283	<i>Myotis nigricans</i>	0.0191
<i>Cynomops abrasus</i>	0.114	<i>Myotis riparius</i>	0.025
<i>Desmodus rotundus</i>	0.000044	<i>Natalus stramineus</i>	0.0213
<i>Diemus yougii</i>	0.173445	<i>Noctilio albiventris</i>	0.0512
<i>Epitesicus furinalis</i>	0.019243	<i>Noctilio leporinus</i>	0.0002
<i>Eptesicus brasiliensis</i>	0.026538	<i>Nyctinomops laticaudatus</i>	0.0084
<i>Eumops auripendulus</i>	0.029715	<i>Phyllostomus discolor</i>	0.0017
<i>Eumops bonariensis</i>	0.18281	<i>Phyllostomus hastatus</i>	0.0065
<i>Eumops glaucinus</i>	0.150743	<i>Platyrrhinus helleri</i>	0.0127
<i>Eumops perotis</i>	0.006557	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	0.0209
<i>Glossophaga soricina</i>	0.010198	<i>Promops centralis</i>	0.142
<i>Lasiurus blossevili</i>	0.000005	<i>Rhinophylla pumilio</i>	0.009
<i>Lasiurus cinereus</i>	0.000001	<i>Sturnira lilium</i>	0.0135
<i>Lasiurus ega</i>	0.005607	<i>Tadarida brasiliensis</i>	0.0355
<i>Lonchophyla mordax</i>	0.0114	<i>Trachops cirrhosus</i>	0.0258
<i>Lonchorrhina aurita</i>	0.064985	<i>Uroderma bilobatum</i>	0.0456
<i>Lophostoma brasiliensis</i>	0.078158	<i>Vampiresa pussila</i>	0.1254

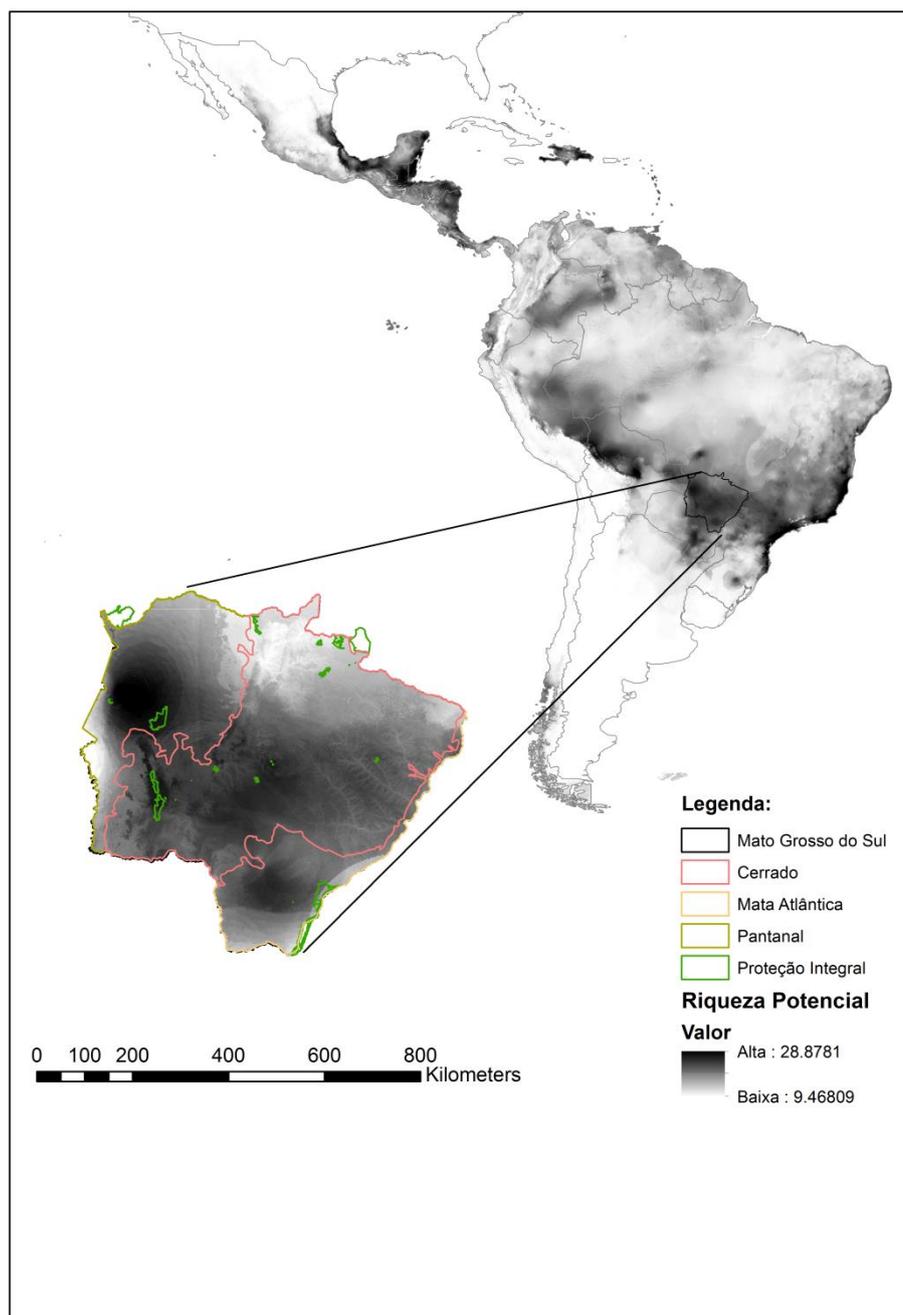


Figura 5: O mapa apresenta a soma de todos os modelos de distribuição potencial das espécies de morcegos que ocorrem em Mato Grosso do Sul sobrepostas às Unidades de Conservação de Proteção Integral. As áreas mais escuras representam regiões com alta riqueza potencial.

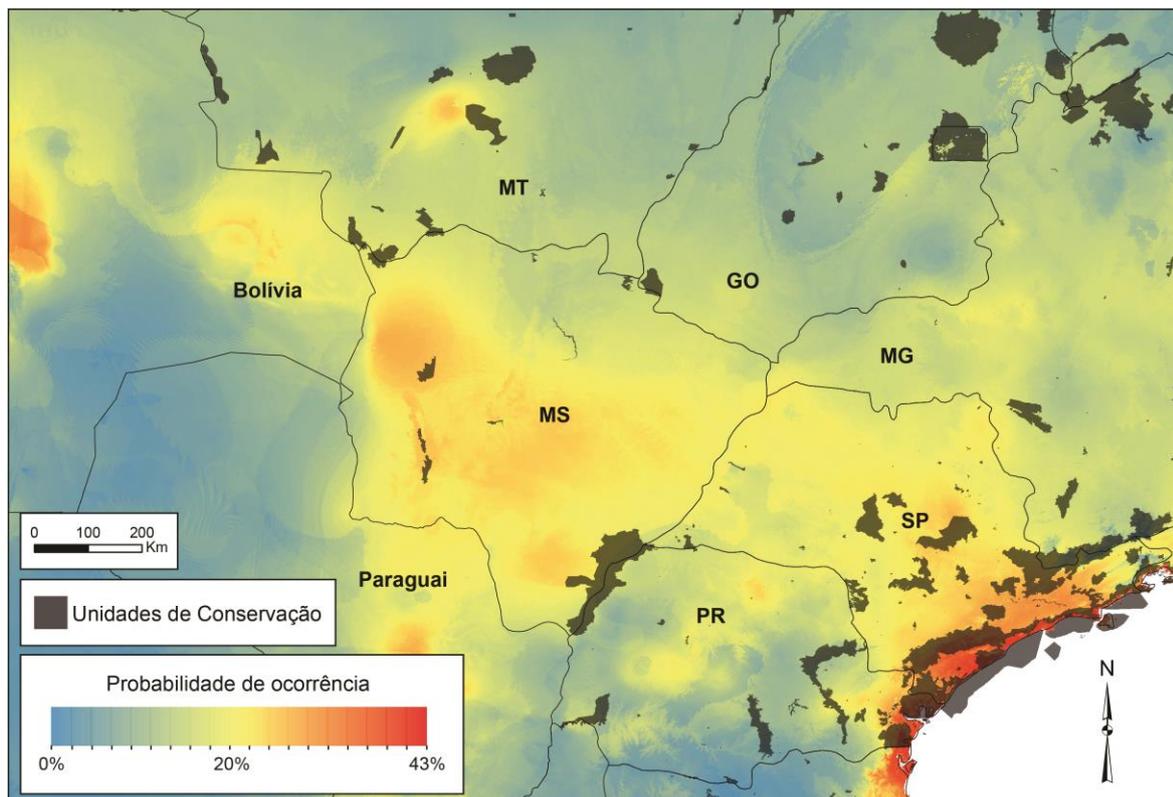


Figura 6: Esse mapa apresenta a somatória de todas as áreas de presença das espécies modeladas, divididas em 20 categorias, de forma que é possível verificar as áreas em Mato Grosso do Sul, e estados vizinhos, que são de grande importância para a conservação de morcegos.

As demais áreas com alta probabilidade de riqueza de espécies foram no Brasil áreas de Mata Atlântica em parte do litoral sul dos estados da Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e parte do litoral Norte de Santa Catarina. Além de outros países como parte do Panamá, Costa Rica, Nicarágua, Honduras, El Salvador, Guatemala, Belize, Sul do México e nas ilhas do Haiti, República Dominicana, Ilhas virgens, Anguilla, Antigua e Bermuda, Montserrat, Guadalupe, Dominica, Mantique, Santa Lúcia, São Vicente, Barbados, Grenada, e Trinidad e Tobago. Conforme o mapa mostra a Figura 5.

A maioria das espécies modeladas apresenta ampla distribuição na América do Sul, assim, 43 delas possuem área potencial de ocorrência em todo o território do estado de Mato Grosso do Sul, e 11 apenas em parte do estado. As 28 unidades de conservação de proteção integral no estado ocupam 0,89% do território, as 88 de uso sustentável ocupam 13,56% da região. Desse modo 43 espécies apresentam 0,89% de sua área potencial de ocorrência dentro de reservas de proteção integral e 13,56% dentro de áreas de uso sustentável. As demais espécies que apresentam ocorrência potencial parcialmente dentro do estado têm porcentagens diferentes dentro das áreas protegidas de acordo com a Tabela 9 (Figura 7).

Tabela 9: Tamanho da área de ocorrência das espécies em hectares, porcentagem de ocorrência dentro de Mato Grosso do Sul. Percentuais das áreas potenciais de ocorrência protegidas por unidades de conservação de proteção integral e uso sustentável respectivamente.

	Área de Ocorrência (ha)	Porcentagem em MS	Proteção Integral (ha)	%	Uso Sustentável (ha)	%
<i>A. geoffroyi</i>	24.761497	2.31	0.238039	0.96	2.824436	11.4
<i>A. cinereus</i>	0.374229	1.21	0.014164	3.78	0.221737	59.2
<i>A. fimbriatus</i>	16.666178	53.93	0.103355	0.62	2.552809	15.3
<i>C. doriae</i>	29.815029	96.48	0.221056	0.74	3.691341	12.4
<i>C. vilosum</i>	30.39657	98.36	0.276341	0.91	4.057977	13.3
<i>C. abrasus</i>	21.695924	70.2	0.223026	1.02	2.322137	10.7
<i>E. glaucinus</i>	30.529718	98.79	0.271193	0.88	3.721589	12.2
<i>M. macrophyllum</i>	29.982647	97.02	0.273228	0.91	4.054816	13.5
<i>P. centralis</i>	30.865861	99.88	0.275759	0.89	4.04952	13.1
<i>T. brasiliensis</i>	28.18843	91.21	0.263742	0.93	3.523027	12.5
<i>U. bilobatum</i>	27.955953	90.46	0.259928	0.92	3.148279	11.3

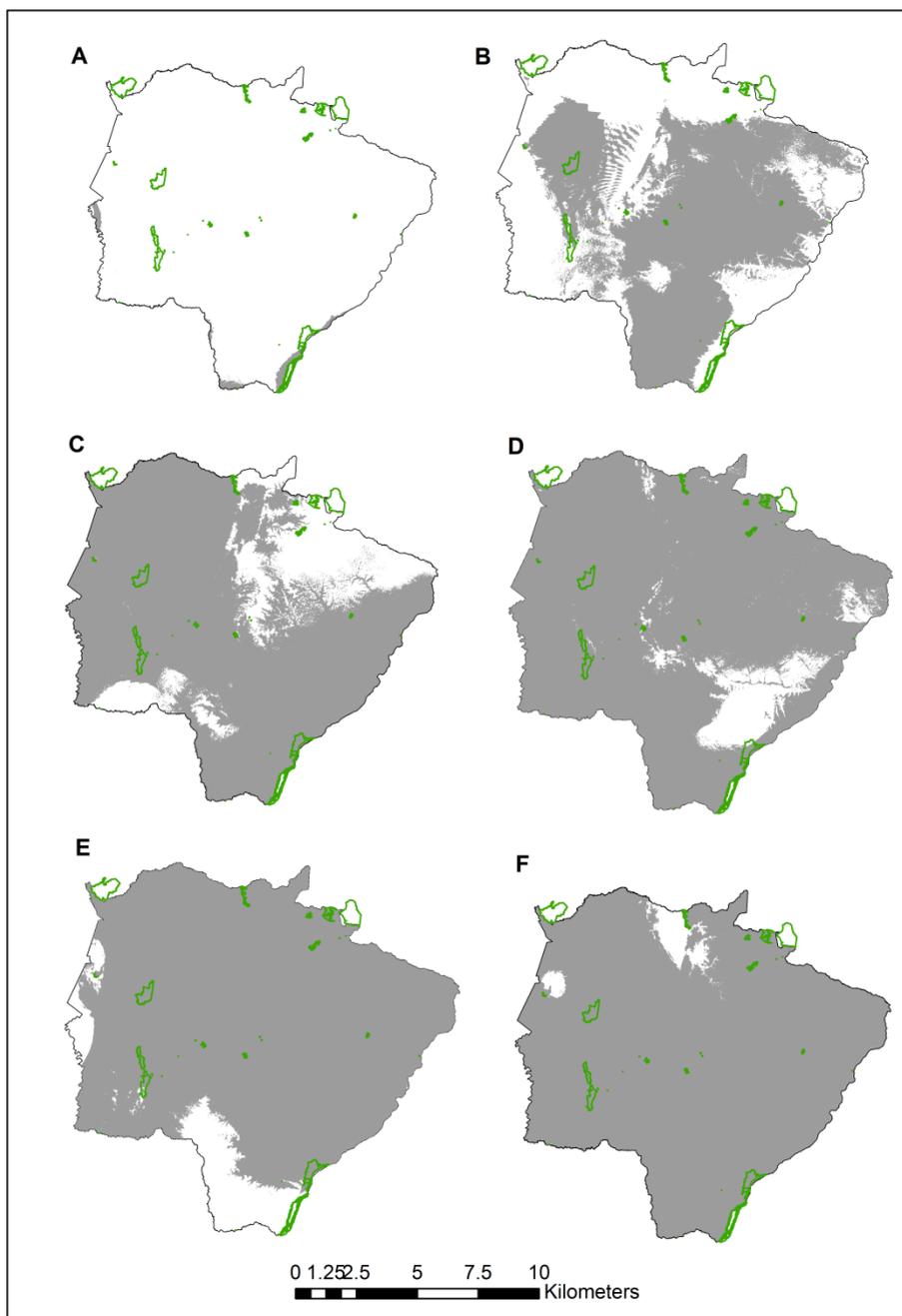


Figura 7: Área de presença de [A] *A. cinereus*, [B] *A. fimbriatus*, [C] *A. geoffroyi*, [D] *T. brasiliensis*, [E] *U. bilobatum* e [F] *M. macrophyllum* que ocorrem parcialmente em Mato Grosso do Sul. As áreas em verde representam os limites das unidades de conservação de proteção integral e uso sustentável.

5. Discussão

A distribuição irregular dos dados é um dos maiores problemas nos processos de estimar distribuições potenciais de espécies em nível global. Geralmente estes registros são polarizados e tendenciosos às áreas de mais fácil acesso, e como um todo possuem um desenho amostral irregular. Devido a falta de registros de ausência para gerar os modelos, foram produzidas amostras de pseudo-ausências geradas por MaxEnt. Essas não são uniformes, mas, acompanham o padrão de distribuição de seleção das amostras de presença. Isso faz com que as lacunas existentes entre os dados de presença das espécies não interfira na projeção de pseudo-ausências, e resultou em uma melhora no desempenho dos modelos (Phillips et al. 2009, VanDerWal et al. 2009).

Outro fator contribuinte para a avaliação dos modelos foi a inclusão de registros de ocorrência adicionais, visto que o número mínimo de registros de ocorrência para a inclusão nos modelos foi 15. Porém, a importância de cada registro não está na quantidade, mas na capacidade de representar um ambiente único não apresentado pela amostra anterior (Pearson et al. 2007). A inclusão de dados neotropicais foi muito importante para melhorar a distribuição potencial das espécies, influenciou os valores de AUC, de maneira que esses se aproximaram do ideal, que é 1. Porém, essa métrica sensível ao correlacionar dados de treino e teste dos modelos, deve ser interpretada com cautela, ao passo que não comprova a qualidade de um modelo ao ser comparado com outro (Hijmans 2012, Smith 2013).

Apesar das diferentes métricas usadas para a validação de modelos existentes, ainda há dificuldade de encontrar uma que de maneira eficaz determine o modelo mais próximo à realidade (Smith 2013). De fato, é sabido que incluir dados biológicos de cada espécie nos modelos como mapas reprodutivos, comportamento e ecologia, mesmo que esses apresentem uma AUC baixa, revelam uma descrição mais próxima do nicho ambiental da

espécie (Heikkinen et al., 2007; Wisz et al., 2013). No entanto, a inclusão de registros adicionais aumentou as faixas de nichos climáticos, incluindo novos ambientes e representando melhor espécies com faixas maiores de nicho. Proporcionando uma característica neutral aos dados, de forma que representem todas as condições ambientais nas quais as espécies habitam (Tessarolo et al. 2014). No caso de *M. nigricans* e *N. albiventris* a adição de registros não aumentou o valor de AUC. Isso pode ocorrer quando os dados preliminares já apresentam uma cobertura homogênea do nicho ambiental da espécie, e os dados adicionais não contribuem com informações adicionais. Assim, a cobertura ambiental dos levantamentos é mais importante do que a estrutura espacial e quantidade dos dados de calibração (Tessarolo et al. 2014).

O uso de dados ambientais restritos pode ter fortes implicações para a conservação, pois podem produzir projeções irreais, por apresentarem curvas de resposta ambiental incompleta (Thuiller et al. 2004). Por exemplo, na figura 2 (a, c) indica áreas com baixa probabilidade de ocorrência das espécies ao norte do Pantanal e na região sudeste do estado. Ao passo que ao incluir os registros adicionais figura 2 (b, d), essas mesmas áreas são apresentadas com alta probabilidade de presença para *A. planirostris* e *M. molossus*.

5.1 Áreas de riqueza potencial e análise de lacunas regionais

As áreas indicadas pelos modelos com alta riqueza potencial de espécies de morcegos, também são identificadas como áreas prioritárias para a conservação da herpetofauna, avifauna, e mastofauna, priorizando as fitofisionomias de Cerrado e Pantanal, o que inclui áreas de transição entre esses biomas (MMA 2002). Outros estudos apontam áreas de lacunas de conhecimento para outros grupos taxonômicos que coincidem com as lacunas de inventários de quirópteros, nas regiões norte do Pantanal e Sudeste do estado (MMA 2002; Bernard et al. 2011). Isso indica a necessidade de direcionamento de pesquisas e

inventários a essas regiões de lacuna, principalmente às que sofrem forte pressão antrópica, como no caso da região sudeste (MMA 2002).

As unidades de conservação em todo o Cerrado brasileiro encontram-se mal distribuídas quanto à categoria de manejo, representação geográfica, tamanho, e representatividade do bioma (MMA 2002). Isso fica claro ao avaliar a representatividade das áreas potenciais de ocorrência dentro de reservas. Algumas espécies que apresentaram uma distribuição potencial mais restrita no estado, *A. geoffroyi* (2.31%), *A. cinereus* (1.21%) e *A. fimbriatus* (53.93%), e uma pequena porção de sua área potencial de ocorrência protegida em unidades de proteção integral. As demais com 100% de probabilidade de ocorrência em Mato Grosso do Sul, contam com apenas 0,89% de área protegida por unidades de conservação de proteção integral.

Desse modo, todas as espécies modeladas neste estudo estão inclusas na rede nacional de unidades de conservação, considerando o requisito mínimo para a inclusão na rede, o fato de possuírem pelo menos uma população viável (Rodrigues et al. 2004a). Porém, os dados disponíveis na literatura não permitem considerar toda a complexidade envolvida na persistência dessas populações na rede estadual. As pesquisas em unidades de conservação nacionais estão produzindo registros notáveis de extensão de distribuição de várias espécies, inclusive ameaçadas (Bernard et al. 2011). Apesar da importância dessas áreas de habitat nativo, as mudanças climáticas, o avanço do desmatamento e o deslocamento das áreas de monocultura no Cerrado serão responsáveis por grande impacto nas populações de morcegos, caso não haja gestão ambiental e criação de corredores naturais de vegetação (Aguiar et al. 2016).

Apenas algumas áreas protegidas se sobrepõem as áreas com maior probabilidade de presença da somatória das espécies, e nenhuma delas coincide com as áreas de maior

probabilidade de presença. No entanto, as áreas menores indicadas no mapa (Figura 6) com alta probabilidade de ocorrência poderiam ser foco dos esforços de conservação no estado.

5.2 Áreas de riqueza potencial e análise de lacunas nacionais

As áreas de baixa riqueza potencial dentro do território brasileiro, de maneira geral, se sobrepuseram às áreas de lacunas de inventários ou com áreas pouco estudadas. Esse padrão se repete ao comparar o inventário realizado neste estudo com o realizado por Bernard et al. (2011). Principalmente nos domínios da Amazônia, Cerrado e Caatinga, abrangendo os estados do Amazonas, Rondônia, Pará, Mato Grosso, Tocantins, Amapá, Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, boa parte da Bahia, interior de Santa Catarina e sul do Rio Grande do Sul (Compare as figuras 4 e 5).

As áreas com maior riqueza potencial de morcegos relacionadas neste estudo, se sobrepõe com as apresentadas em Jenkins et al. (2013), que aponta as mesmas áreas litorâneas brasileiras da região sudeste com alta riqueza de mamíferos, aves e anfíbios, reconhecendo Mata Atlântica e Amazônia com centro de riqueza global de espécies. O mesmo estudo ainda aponta as regiões sudeste e centro-oeste como áreas de alta riqueza de espécies ameaçadas (Jenkins et al. 2013). A junção desses dados apoiam nossos resultados, de forma que o direcionamento metas de conservação para essas áreas atenderão também às espécies de morcegos que possuem alta probabilidade de ocorrência nelas.

Vieira et al. (2012) indica áreas no estado do Espírito Santo como ideais para a conservação de morcegos que se sobrepõe com as indicadas neste estudo. O estudo também reconhece áreas de alta insubstituibilidade em modelos futuros no litoral norte, justamente na região litorânea com alta concentração da população humana, áreas mais difíceis de serem recuperadas devido ao alto valor econômico da terra. O mesmo estudo

sugere expansões nas unidades de conservação existentes e criação de corredores ecológicos para facilitar a troca de espécies predita nos modelos (Vieira et al. 2012).

Cinquenta e um por cento das unidades de conservação nacionais encontram-se em uma faixa de efetividade de inferior a 40% segundo o WWF e o IBAMA (2007). E de maneira geral ainda não são geridas de forma sistêmica, mas sim como unidades administrativas isoladas (Weigand-Jr. et al. 2011). A Convenção sobre Diversidade Biológica estimulou a expansão nas áreas de reserva existentes, por estipular uma meta de proteger 17% das áreas terrestres, de forma que estas áreas sejam interligadas e ecologicamente representativas (CDB 2011).

Dentre os biomas brasileiros o Amazônico é o único que apresenta 17,69% de sua extensão protegido por reservas, porém, a maioria dessas reservas é de uso sustentável. O código florestal Brasileiro estipula que 80% das áreas de floresta na Amazônia, 35% de Cerrado e 20% em áreas de Mata Atlântica e Pantanal devem ser protegidos por reservas (Lei nº 12.651, 25/05/2012). Dessa forma, é necessário definir qual critério de área protegida será usado para implementação e criação de áreas protegidas no Brasil para que essas sejam realmente eficientes (Weigand-Jr. et al. 2011).

5.3 Conclusões

Todas as espécies modeladas neste estudo estão representadas dentro de unidades de conservação, porém, em uma porcentagem muito baixa. Nossos resultados direcionam para futuros inventários nas áreas de lacunas em Mato Grosso do Sul e reforçam a importância da ampliação da rede de reservas estaduais nas áreas indicadas de alta riqueza potencial de quirópteros no Pantanal e em áreas de transição Cerrado-Pantanal, por criar novas reservas e/ou expandir as já existentes, o que beneficiará também outros grupos taxonômicos. Porém, áreas mais afetadas pela agricultura que apresentam alta probabilidade de

ocorrência de espécies, como nas áreas de Cerrado, na região central do estado, são de grande interesse para a conservação de morcegos.

5. Literatura citada

AGUIAR LMS, MACHADO RB, DITCHFIELD AD. 2006. Plano de Ação para a conservação do morceguinho do cerrado *Lonchophylla dekeyseri*. Relatório para o Ministério do Meio Ambiente, PROBIO/MMA, Brasil.

AGUIAR LMS, BERNARD E, RIBEIRO V, MACHADO RB, JONES G. 2016. Should I stay or should I go? Climate change effects on the future of Neotropical savannah bats. *Global Ecology and Conservation* 5: 22-33.

ALFONSI RR e CAMARGO MBP. 1986. Condições climáticas para a região do Pantanal Mato-grossense. Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal. EMBRAPA, Ministério da Agricultura, Brasília.

ALLEM AC e VALLS JFM. 1987. Recursos forrageiros nativos do Pantanal Mato-Grossense. Brasília. Documento 8. CENAGEM / EMBRAPA – CPAP.

ANDERSON RP, LEW D, PETERSON AT. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecology Modelling*, 162, 211–232.

BENSUSAN N. 2006. Conservação da Biodiversidade em áreas protegidas. Rio de Janeiro, Editora FGV. 176p.

BERNARD E, AGUIAR LMS e MACHADO RB. 2011. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Mammal Review* 41(1):23-39.

BERNARD E, AGUIAR LMS, BRITO D, CRUZ-NETO AP, GREGORIN R, MACHADO RB, OPREA M, PAGLIA AP e TAVARES VC. 2012. Uma análise de horizontes sobre a conservação de morcegos no Brasil. Pp. 19-35, In: *Mamíferos do Brasil*:

- Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação, volume II. (ed: T.R.O. Freitas & E.M. Vieira). Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Mastozoologia. ISBN 978-85-63705-01-3.
- BIANCONI GV. 2009. Morcegos frugívoros no uso do hábitat fragmentado e seu potencial para recuperação de áreas degradadas: subsídios para uma nova ferramenta voltada à conservação. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas, Zoologia – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, UNESP – Rio Claro.
- BOITANI L, MAIORANO L, BAISERO D, FALCUCCI A, VISCONTI P e RONDININI C. 2011. What spatial data do we need to develop global mammal conservation strategies? *Philosophical Transactions of Royal Society B* 366: 2623–2632.
- BUCKLIN ND, BRASILLE M, BENSCOTER AM, BRANDT LA, MAZZOTTI FJ, ROMANACH SSR, SPEROTERRA C e WATLING J. 2015. Comparing species distribution models constructed with different subsets of environmental predictors. *Diversity and Distributions* 21: 23–35.
- BUTCHART SHM, WALPOLE M, COLLEN B et al. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328:1164-1168.
- BUTCHART SHM, CLARKE M, SMITH RJ et al. 2015. Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. *Conservation Letters* 8(5): 329–337.
- CÁCERES NC, CARMIGNOTTO AP, FISCHER EA e SANTOS CF. 2008. Mammals from Mato Grosso do Sul, Brasil. *Check List* 4(3): 321–335.
- COHEN J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educ. Psychol. Meas.* 20: 37-46.
- CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, CBD. 2010 (Acesso em: <http://www.cbd.int/sp/targets>)

DISTLER T, SCHUETZ JD, VELÁSQUEZ-TIBATÁ J e LANGHAM GM. 2015. Stacked species distribution models and macroecological models provide congruent projections of avian species richness under climate change. *Journal of Biogeography* 42: 976–988.

DAVIES S, DROOP S, GREGERSON P, HENSON L, LEON C, VILLA-LOBOS J, SYNGE H e ZANTOVSKA I. 1986. *Plants in danger*. International Union of the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.

ELITH J, GRAHAM CH, ANDERSON RP et al. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Echography* 29: 129-151.

FIELDING AH e BELL JF. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38–49.

FISCHER EA, SANTOS CF, CARVALHO LFAC, CARMARGO G, CUNHA NL, SILVEIRA M, BORDIGNON MO e SILVA CL. 2015. Bat fauna of Mato Grosso do Sul, Southwestern Brazil. *Biota Neotrópica* 15(2): 1–17.

DUDLEY N, GROVES C, REDFORD KH e STOLTON S. 2014. Where now for protected areas? Setting the stage for the 2014 World Parks Congress. *Oryx* 48:496-503.

FAWCETT T. 2003. ROC Garphs: Notes and practical considerations for data mining researchers. HP Labs Tech Report HPL-2003-4.

FAWCETT T. 2004. ROC Garphs: Notes and practical considerations for researchers. *Machine Learning* 31(1): 1-38.

FUNDAÇÃO NEOTRÓPICA. 2015. Estudos sobre a biodiversidade e manejo sustentável ZEE/MS – Projeto SIGA/MS.

GARCIA QS, REZENDE JLP, AGUIAR LMS. 2000. Seed dispersal by bats in a disturbed area of southeastern Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 48(1): 125-128.

GAVEAU DLA, CURRAN LM, PAOLI GD, CARLSON KM, WELLS P, BESSE-RIMBA A, RATNASARI D e LEADER-WILLIAMS N. 2012. Examining protected area

effectiveness in Sumatra: importance of regulations governing unprotected lands.

Conservation Letters 5: 142–148.

GIANNINI TC, SIQUEIRA MF, ACOSTA AL, BARRETO FCC, SARAIVA AM e ALVES-DOS-SANTOS I. 2012. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. *Rodriguésia* 63(3): 733-749.

GOULD SF, BEETON NJ, HARRIS RMB, HUTCHINSON MF, LECHNER AM, PORFIRIO LL e MACKEY BG. 2014. A tool for simulating and communicating uncertainty when modelling species distributions under future climates. *Ecology and Evolution* 4(24): 4798–4811.

GRIFFIN DR, WEBSTER FA, MICHAEL CR. 1960. The echolocation of flying insects by bats. *Animal Behavior* 8:141-54.

HANNAH LEE. 2011. Climate Change, Connectivity, and Conservation. *Conservation Biology* 25:1139-1142.

HEIKKINEN RK, LUOTO M, VIRKKALA R, PEARSON RG e KÖRBER JH 2007. Biotic interactions improve prediction of boreal bird distributions at macro-scales. *Global Ecology and Biogeography* 16: 754-763.

HIJMANS RJ, CAMERON SE, PARRA JL, JONES PG e JARVIS A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.

HIJMANS RJ. 2012. Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology* 93: 679–688.

HIRZEL AH, HAUSSER J, CHESSEL D e PERRIN N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83: 2027-2036.

HOLT RD. 2003. On the evolutionary ecology of species' ranges. *Evolutionary Ecology* 5: 159-178.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE -

ICMBio. 2014. Listas de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção, Ministério do Meio Ambiente. Acesso em: www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/listadeespecies.html

INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE DE MATO GROSSO DO SUL – IMASUL. 2014.

Gestão ambiental em Mato Grosso do Sul: conceitos e práticas / Eliane Crisóstomo Dias Ribeiro de Barros e Eliane Maria Garcia (orgs.). Dourados, MS: UEMS. 208 p.27cm.

ISBN: 978-85-99880-70-8.

INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE DE MATO GROSSO DO SUL – IMASUL. 2015.

IUCN. Global Species Programme Red List Unit. 2005.2. IUCN UK Office, 219c

Huntingdon Road. Cambridge CB3 0DL, United Kingdom. Acesso em:

<http://www.iucnredlist.org/>

IUCN e UNEP-WCMC (2014). The World Database on Protected Areas (WDPA) [Online], August/2014, Cambridge, UK: UNEP-WCMC. Disponível

em: www.protectedplanet.net.

JAYNES ET. 1957a. Information theory and statistical mechanics. *Physics Review* 106: 620-630.

JAYNES ET. 1957b. Information theory and statistical mechanics II. *Physics Review* 108: 171-190.

JIMÉNEZ-VALVERDE A, LOBO JM e HORTAL J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 14: 885-890.

- KUKKALA AS e MOILANEN A. 2013. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Review* 88: 443–464.
- KULLBACK S. 1959. *Information theory and statistics*. New York: Wiley.
- LACHER TE. Jr in *GIS Methodologies for Developing Conservation Strategies*. 1998. (eds Savitsky, B. G. e Lacher, T. E. Jr) 199–209 (Columbia Univ. Press, New York).
- LIU C, BERRY PM, DAWSON TP e PEARSON RG. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Echography* 28: 385-393.
- LOURIVAL R, MCCALLUM HI, GRIGG GC, ARCANGELO C, MACHADO RB e POSSINGHAM H. 2009. A systematic evaluation of the conservation plans for the Pantanal wetland in Brazil. *Wetlands* 29, 1189–1201.
- LOURIVAL R, DRECHSLER M, WATTS ME, GAME ET e POSSINGHAM H. 2011. Planning for reserve adequacy in dynamic landscapes; maximizing future representation of vegetation communities under flood disturbance in the Pantanal wetland. *Diversity Distributions* 17, 297–310.
- MARGULES CR e PRESSEY RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 37–47.
- MATTOS RS e VEIGA A. 2002. Otimização de Entropia: Implementação computacional dos princípios de Maxent e Minxent. *Pesquisa Operacional* 22(1): 37-59.
- MEINER E, DEVILLE AS, GRÉMILLET D, GAUTHIER-CLERC M e BÉCHET A. 2015. Combining correlative and mechanistic habitat suitability models to improve ecological compensation. *Biological Review* 90: 314–329.
- MEROW C, SMITH MJ e SIHANDER Jr. JA. 2013. A practical guide to MaxEnt for modelling species distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Echography* 36:1058 -1069.

- MISTRY J e BIZERRIL M. 2011. Por Que é Importante Entender as Inter-Relações entre Pessoas, Fogo e Áreas Protegidas? Biodiversidade Brasileira 2: 40-49.
- MMA, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2002. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: MMA/SBF, 2002.404 p.
- MMA, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2007. Informe nacional sobre áreas protegidas no Brasil. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Departamento de Áreas Protegidas. – Brasília: MMA, 124p. ; 29 cm. (Serie Áreas Protegidas de Brasil, 5).
- MMA, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2015. Áreas Protegidas. (Acesso em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas>)
- MYERS N. 1988. Threatened biotas: “hot spots” in tropical forests. Environmentalist 8: 187–208.
- MYERS N, MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, DA FONSECA GAB e KENT J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853–858.
- OCHOA-QUINTERO JM, NAGY S e FLINK S. 2010. Use of Species Distribution Modelling based on data from the African Waterbird Census to predict waterbird distributions in Africa and identify gaps in knowledge of distribution. Bird Census News (23) 1-2: 29-40.
- OLIVEIRA RC, ALMEIDA E, FREGUGLIA RS e BARRETO RCS. 2011. Desmatamento e Crescimento Econômico no Brasil: uma análise da Curva de Kuznets Ambiental para a Amazônia Legal. Revista de Economia e Sociologia Rural 49(3): 709-740.
- PEARSON RG, DAWSON TP e LIU C. 2004. Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and landcover data. Ecography 27: 285-298.

PEARSON RG, RAXWORTHY CJ, NAKAMURA M e PETERSON AT. 2007.

Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102-117.

PEEL MC, FINLAYSON BL, McMAHON TA. 2007. Update world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences, Göttingen* 11:1633-1644.

PEARCE J e FERRIER S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133: 225-245.

PECCATIELLO AFO. 2011. Políticas públicas ambientais no Brasil: da administração dos recursos naturais (1930) à criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000). *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 24: 71-82.

PEREIRA VC. 2013. O NOVO CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO: dilemas da consciência ecológica em torno da proteção ambiental. *Ambiente & Educação* 18(1): 211-228.

PHILLIPS SJ, DUDIJK M e SCHAPIRE RE. 2004. A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modelling. *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning* p.655-662.

PHILLIPS SJ, ANDERSON RP, SCHAPIRE RE. 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.

PHILLIPS SJ, DUDIJK M. 2008. Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175.

PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MATO GROSSO DO SUL (PERH-MS). Campo Grande, MS: Editora UEMS, 2010. 194p.

- POSSINGHAM HP, WILSON KA, ANDELMAN SJ e VYNNE CH. 2006. Protected Areas: Goals, Limitations, and Design. In Principles of Conservation Biology, Groom, M. J., G. K. Meefe, and C. R. Carroll (eds.) Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA.
- PRESSEY RL, HUMPHRIES CJ, MARGULES CR, VANE-WRIGHT RI e WILLIAMS PH. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology & Evolution* 8:124–128.
- PRESSEY RL. 1994. Ad hoc reservations - forward or backward steps in developing representative reserve systems. *Conservation Biology* 8:662–668.
- PRESSEY RL. e BOTTRILL MC. 2009. Approaches to landscape- and seascape-scale conservation planning: convergence, contrasts and challenges. *Oryx* 43: 464–475.
- PULCHÉRIO-LEITE A, MENEGHELLI M e TADDEI VA. 1998. Morcegos(Chiroptera: Mammalia) dos Pantanais de Aquidauana e da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul: I Diversidade de espécies. *Revista Ensaios e Ciência* 2:149-163.
- RADELOFF VC, BEAUDRY F, BROOKS TM, BUTSIC V, DUBININ M, KUEMMERLE T e PIDGEON AM. 2013. Hot moments for biodiversity conservation. *Conservation Letters* 6: 58–65.
- RODRIGUES ASL, AKÇAKAYA HR, ANDELMAN SJ. et al. 2004a. Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network. *BioScience* 54 (12):1092-1100.
- RODRIGUES ASL, ANDELMAN SJ, BAKARR MI. et al. 2004b. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640-643.
- SHANNON CE. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379-423.
- SCOTT JM. et al. Gap analysis - a geographic approach to protection of biological diversity. 1993. *Wildlife Monographs* 123: 1–41.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO

ECONÔMICO – SEMADE. 2015. Perfil Estatístico de Mato Grosso do Sul 2015: Ano base: 2014. Campo Grande: SEMADE, 2015. 111 p.

SIQUEIRA MF, DURIGAN G, DE MARCO Jr.P. e PETERSON, A. T. 2009. Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modelling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation* 17: 25-32.

SILVA JSV, ABDON MM. 1998. Delimitação do Pantanal Brasileiro e suas Sub-regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33:1703-1711.

SOBERÓN J. 2010. Niche and area of distribution modelling: a population ecology perspective. *Echography* 33: 159-167.

SOLÉ RV e MONTOYA JM. 2000. Complexity and fragility in ecological networks. Cornell University Library, cond-mat/0011196. (Acesso em: <http://arxiv.org/abs/cond-mat/0011196>)

SPRINGER YP, JARNEVICH CS, BARNETT DT, MONAGHAN AJ e EISEN RJ. 2015. Modelling the Present and Future Geographic Distribution of the Lone Star Tick, *Amblyomma americanum* (Ixodida:Ixodidae), in the Continental United States. *The American Society of Tropical Medicine and Hygiene* 94(1):875-890.

SMITH AB. 2013. On evaluating species distribution models with random background sites in place of absences when test presences disproportionately sample suitable habitat. *Diversity and Distributions* 19: 867–872.

SNUC, Sistema Nacional de Unidades de conservação: texto da Lei 9.985 de 18 de julho de 2000 e vetos da presidência da República ao PL aprovado pelo congresso Nacional. - São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2000. 2ª edição ampliada. 76 p.

- TADDEI VA e UIEDA W. 2001. Distribution and morphometrics of *Natalus stramineus* from South America (Chiroptera, Natalidae). *Iheringia. Série Zoologia* (91): 123-132.
- TESSAROLO G, RANGEL TF, ARAÚJO MB e HORTAL J. 2014. Uncertainty associated with survey design in Species Distribution Models. *Diversity and Distributions* 20:1258–1269.
- TORRECILHA S, ROQUE FO, GONÇALVES R, MARANHÃO HL. 2015. Registros de espécies de mamíferos e aves ameaçadas em Mato Grosso do Sul com ênfase no Sistema Estadual de Unidades de Conservação. *Iheringia, in press*.
- THULLER W. 2003. BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology* 9: 1353-1362.
- VANDERWAL J, SHOO LP, GRAHAM C e WILLIAMS SE. 2009. Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modelling: how far should you stray from what you know? *Ecological Modelling* 220: 589-594.
- VELOSO HP, RANGEL FILHO ALR, LIMA JCA. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE.
- VIEIRA TB, MENDES P e OPREA M. 2012. Áreas prioritárias para a conservação de morcegos do Espírito Santo sob cenários atuais e futuros. *Neotropical Biology and Conservation* 7(2):88-96.
- WEIGAND-JR R, CALANDINO DS, SILVA DO. 2011. Diálogos sobre Biodiversidade: Construindo a Estratégia Brasileira para 2020 - Metas de Aichi: Situação atual no Brasil. Brasília, DF: UICN, WWF-Brasil e IPÊ.

WILEY EO, MCNYSET KM, PETERSON AT, ROBINS CR e STEWART AM. 2003.

Niche modelling and geographic range predictions in the marine environment using a machine learning algorithm. *Oceanography* 16: 120-127.

WISZ MS, HIJMANS RJ, LI J, PETERSON AT, GRAHAM CH e GUISAN A. 2008.

Predicting species distributions working group. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14: 763-773.

ZAMIN TJ, BAILLIE JE, MILLER RM, RODRÍGUEZ JP, ARDID A e COLLEN B.

2010. National red listing beyond the 2010 target. *Conservation Biology* 24:1012-1020.

Anexo 1:

Unidades de Conservação brasileiras de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC):

UNIDADES DE PROTEÇÃO INTEGRAL	Objetivos:
Estação Ecológica	Preservação da natureza e a realização de pesquisas científicas;
Reserva Biológica	Preservação integral da biota e demais atributos naturais existentes em seus limites, sem interferência humana direta ou modificações ambientais, excetuando-se as medidas de recuperação de seus ecossistemas alterados e as ações de manejo necessárias para recuperação;
Parque Nacional	Preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico;
Monumento Natural	Preservar sítios naturais raros, singulares ou de grande beleza cênica;
Refúgio da Vida Silvestre	Proteger ambientes naturais onde se asseguram condições para a existência ou reprodução de espécies ou comunidades da flora local e da fauna residente ou

	migratória;
UNIDADES DE USO SUSTENTÁVEL	
Área de Proteção Ambiental	Proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação humana e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais;
Área de Relevante Interesse Ecológico	Manter os ecossistemas naturais de importância regional ou local e regular o uso admissível dessas áreas, de modo a compatibilizá-lo com os objetivos de conservação da natureza;
Floresta Nacional	Uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica, com ênfase em métodos para exploração sustentável de florestas nativas;
Reserva Extrativista	Proteger os meios de vida e a cultura dessas populações, e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais da unidade;
Reserva de Fauna	É uma área natural com populações animais de espécies nativas, terrestres ou aquáticas, residentes ou migratórias, adequadas para estudos técnico-científicos sobre o manejo econômico sustentável de recursos faunísticos;

**Reserva de Desenvolvimento
Sustentável**

Preservar a natureza e, ao mesmo tempo, assegurar as condições e os meios necessários para a reprodução e a melhoria dos modos e da qualidade de vida e exploração dos recursos naturais das populações tradicionais, bem como valorizar, conservar e aperfeiçoar o conhecimento e as técnicas de manejo do ambiente, desenvolvido por estas populações;

Reserva Particular do Patrimônio Natural

É uma área privada, gravada com perpetuidade, com o objetivo de conservar a diversidade biológica.

Anexo 2:

Demais categorias de áreas protegidas brasileiras.

Categoria:	Objetivo:
Área de Preservação Permanente	Preservar os recursos hídricos e proteger o solo (Lei nº 12.651, 25/05/2012);
Reserva Legal	Área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, para uso sustentável e conservação dos recursos naturais, abrigo e proteção à fauna e flora nativas (Lei nº 12.651, 25/05/2012);
Reserva da Biosfera	Promover o conhecimento, a prática e os valores humanos para implementar as relações entre as populações e o meio ambiente em todo o planeta. Serve como centro de monitoramento, pesquisas, educação ambiental e gerenciamento de ecossistemas;
Sítios Ramsar	Proteger áreas com ecossistemas úmidos de importância internacional;
Sítios do Patrimônio Mundial Natural	Gestão coordenada dos diversos Sítios brasileiros e integrando responsabilidades e ações nos níveis nacional, estadual e municipal, e reduzir os efeitos negativos das pressões antrópicas sobre a capacidade das unidades de conservação que integram o conjunto de Sítios para a proteção e conservação da biodiversidade (MMA);

Terras Indígenas

Destinada a servir de habitat a grupo indígena, com os meios suficientes à sua subsistência, em que se preservem as reservas de flora e fauna e as belezas naturais da região (Lei nº 6001, 19/12/1973).

Fonte: Ministério do Meio Ambiente (acesso em <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas>), UNESCO, 1972.

Anexo 3

Princípios para os sistemas de reservas de acordo com Ponssigham et al. (2006): “Comprehensive” (C), “Adequate” (A), “Representative” (R) e “Efficient” (E) (CARE).

Abrangência (C)	Vários níveis de organização da Biodiversidade – desde o molecular ao ecossistêmico.
Representatividade (R)	Inclusivo de todos os “alvos” de conservação e com eventuais réplicas zoogeográficas.
Eficiência (E)	Minimizar os custos e o conflito com outras formas de uso do solo, sem fugir deste, ao representar todas as formações e ecossistemas em áreas com baixo conflito, mas fazendo-o quando necessário.
Adequação (A)	As áreas propostas representarão os alvos propostos até o próximo ciclo de revisão do planejamento ou num tempo determinado.