



PPG
ECB

PROGRAMA DE
PÓS GRADUAÇÃO
EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
DA BIODIVERSIDADE

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
DOUTORADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

**VIESES E LACUNAS NO CONHECIMENTO DA BIODIVERSIDADE DE
PEQUENOS MAMÍFEROS NO BRASIL**

LANA PAVÃO CANDELÁRIA

CUIABÁ – MT

2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS
DOUTORADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

**VIESES E LACUNAS NO CONHECIMENTO DA BIODIVERSIDADE DE
PEQUENOS MAMÍFEROS NO BRASIL**

LANA PAVÃO CANDELÁRIA

**Tese apresentada ao Curso de
Pós-Graduação, do Instituto de
Biociências, para obtenção do
título de Doutor em Ecologia e
Conservação da Biodiversidade.**

ORIENTADOR (a): DOMINGOS DE JESUS RODRIGUES
COORIENTADOR (a): VIVIANE MARIA GUEDES LAYME

CUIABÁ – MT

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

C216v Candelária, Lana Pavão.
VIESES E LACUNAS NO CONHECIMENTO DA
BIODIVERSIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NO BRASIL / Lana
Pavão Candelária. -- 2022
81 f. : il. color. ; 30 cm.

Orientador: Domingos de Jesus Rodrigues.

Co-orientadora: Viviane Maria Guedes Layme.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de
Biodiversidade, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Biodiversidade, Cuiabá 2022.

Inclui bibliografia.

1. Déficit Wallaceano. 2. Mata Atlântica. 3. Roedores. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

FOLHA DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "Vieses e Lacunas no conhecimento da biodiversidade de pequenos mamíferos no Brasil"

AUTORA: DOUTORANDA **LANA PAVÃO CANDELÁRIA**

Tese defendida e aprovada em **12 de Setembro de 2022.**

COMPOSIÇÃO DA BANCA EXAMINADORA

1. **Doutor** Domingos de Jesus Rodrigues (Presidente Banca/Orientador)

INSTITUIÇÃO: Universidade Federal de Mato Grosso

2. **Doutora** Natália Stefanini da Silveira (Examinadora Externa)

INSTITUIÇÃO: Universidade Estadual Paulista

3. **Doutor** Jessie Pereira dos Santos (Examinador Externo)

INSTITUIÇÃO: Universidade de Campinas

4. **Doutor** André Luis Regolin (Examinador Externo)

INSTITUIÇÃO: Universidade Federal de Goiás

5. **Doutor** Milton César Ribeiro (Examinador Externo)

INSTITUIÇÃO: Universidade Estadual Paulista

6. **Doutora** Priscila Lemes de Azevedo Silva (Examinadora Interna)

INSTITUIÇÃO: Universidade Federal de Mato Grosso

7. **Doutor** Thadeu Sobral de Souza (Examinador Suplente)

INSTITUIÇÃO: Universidade Federal de Mato Grosso

8. **Doutor** Leonardo Felipe Bairos Moreira (Examinador Suplente)

INSTITUIÇÃO: Universidade Federal de Mato Grosso

Cuiabá - MT, 12 de Setembro de 2022.

Documento assinado eletronicamente por **Natália Stefanini da Silveira, Usuário Externo**, em 14/09/2022, às 11:00, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **THADEU SOBRAL DE SOUZA, Docente da Universidade Federal de Mato Grosso**, em 14/09/2022, às 11:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Milton Cezar Ribeiro, Usuário Externo**, em 14/09/2022, às 11:20, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **PRISCILA LEMES DE AZEVEDO SILVA, Docente da Universidade Federal de Mato Grosso**, em 14/09/2022, às 11:51, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Jessie Pereira dos Santos, Usuário Externo**, em 14/09/2022, às 12:12, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **DOMINGOS DE JESUS RODRIGUES, Docente da Universidade Federal de Mato Grosso**, em 15/09/2022, às 10:37, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufmt.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **5108730** e o código CRC **50BD066C**.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais e irmã pelo apoio incondicional e aos professores que me instruíram.

AGRADECIMENTOS

Começo meus agradecimentos agradecendo a Deus, porque ter fé e acreditar que nada acontece por acaso e que existe uma força maior que nos guia, me deu forças para continuar a caminhada, mesmo nos momentos de frustração e desânimo.

Agradeço ao meu pai José Olivio Candelária, minha mãe Nancy Dias Pavão Candelária e minha irmã Giselle Pavão de Oliveira Ferrari, pois nunca mediram esforços para que eu alcançasse meus objetivos. Minha família sempre esteve ao meu lado, me apoiando mesmo quando não concordavam ou não entendiam as escolhas que me trouxeram até aqui. Agradeço aos meus avós e a minha tia, que mesmo longe, foram compreensivos com minha ausência e sempre torceram pelo meu sucesso.

Agradeço aos meus orientadores, Domingos de Jesus Rodrigues e Viviane Maria Guedes Layme por toda a paciência e dedicação ao longo desses anos. De forma individual, gostaria de agradecer a Viviane por ter me aceitado como aluna de iniciação científica há muitos anos atrás, e ter me apresentado esse mundo curioso e desafiador da pesquisa científica. Agradeço ao Domingos, por compartilhar sua paixão em ir a campo, investigar e amostrar a biodiversidade conhecida e desconhecida.

Agradeço aos professores Alberto Lopes Teixeira, Thiago Junqueira Izzo e Thadeu Sobral-Souza por ajudarem e orientar os artigos que desenvolvi durante meu doutorado.

Agradeço ao Laboratório de Ecologia de Mamíferos da Universidade Federal de Mato Grosso que me recebeu como aluna de graduação e desde então me cedeu espaço para trabalhar e proporcionou grande parte do meu conhecimento científico. A todos os colegas que passaram por ele e contribuíram de alguma forma com meu aprendizado.

Agradeço ao Laboratório de Macroecologia da Universidade Federal de Mato Grosso que foi de extrema importância na reta final dessa tese, principalmente ao Prof.Dr. Thadeu Sobral por dedicar tempo em me orientar. Por todos os colegas que de forma presencial ou remota discutiram e contribuíram com as ideias propostas aqui.

Agradeço as oportunidades que tive para ir a campo e coletar dados da biodiversidade, que foram graças aos laboratórios de pesquisa da Universidade Federal de Mato Grosso e o apoio da Secretaria do Estado do Meio Ambiente.

Agradeço aos colegas de profissão que contribuíram para os artigos submetidos: Gisele Braga, Mayara Zucchetto, Nicolas Bosco e Stela Gonçalves.

Agradeço pelos amigos que o programa de pós-graduação me trouxe e que farão parte da minha vida daqui a diante, Luiza Peluso, Nicolas Bosco, Thadeu Sobral, Fernanda Libório, Brayan Massaroli, Rodrigo Castro-Souza e Cecilia Lozano.

Aos amigos que torceram por mim e estiveram ao meu lado em todos os momentos, partilhando alegrias e tristezas, conquistas e frustrações, Luiza, Renata, Cinthya, Thiago, Nicolas, Thadeu.

Agradeço a todos os membros da família Prado e Arruda que estiveram ao meu lado e torceram pelo meu sucesso.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	9
APRESENTAÇÃO.....	13
RESUMO	18
ABSTRACT	19
INTRODUÇÃO GERAL	20
Crise da Biodiversidade	20
Conhecimento da Biodiversidade.....	22
Vieses no conhecimento da Biodiversidade.....	23
Pequenos mamíferos não voadores	25
Objetivos	27
CAPÍTULO 1	28
Biogeographic and fragmentation-related research biases on antbirds and non-flying small mammals in Brazil	28
CAPÍTULO 2	38
Spatial bias in sampling small rodents in the Atlantic Forest: a landscape and accessibility perspective.....	39
CONCLUSÃO FINAL	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
APÊNDICE I	77
Material Suplementar do Capítulo I.....	77
APÊNDICE II.....	78
Material Suplementar do Capítulo II.....	78

LISTA DE FIGURAS

Chapter 1 - Biogeographic and fragmentation-related research biases on antbirds and non-flying small mammals in Brazil

Figure 1. Percentage of fragmentation papers found in the WOS and the Scielo database for different taxonomic groups in Brazil. Numbers on each bar shows the total number of fragmentation papers for each taxonomic group.

Figure 2. Species richness (black bars), number of general papers (grey bars), number of fragmentation papers (white bars) published from 1945 to 2018, and human population density (inhabitants/km²; red circles) across Brazilian biomes for (A) small mammals and (B) antbirds.

Figure 3. Mean kernel density across Brazilian biomes containing general papers for small mammals. The kernel density shows the number and distribution of sampling points (i.e., geographical coordinates included in the papers together with the coordinates that we obtained from the study sites using Google Earth, represented by the black dots), which is proportional to the number of studies for each biome (Table S1). The smaller map on the lower left margin shows the human population following the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE 2010b). Different letters in the boxplot show significant differences in mean kernel density ($P < 0.05$).

Figure 4. Mean kernel density across Brazilian biomes containing general papers for antbirds. The kernel density shows the number and distribution of sampling points (i.e., geographical coordinates included in the papers together with the coordinates that we obtained from the study

sites using Google Earth, represented by the black dots), which is proportional to the number of studies for each biome (Table S1). The smaller map on the lower left margin shows the human population following the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE 2010b). Different letters in the boxplot show significant differences in mean kernel density ($P < 0.05$).

Figure 5. Relationship between the number of general papers and species richness for (A) small mammals and (B) antbirds, and between the number of general papers and human population density for (C) small mammals and (D) antbirds across Brazilian biomes. The black dots correspond to the biomes, the solid lines show the observed slope of the regression and the dashed lines show the expected slope (i.e., $b \pm SE = 1 \pm 0$).

Figure 6. Mean kernel density across Brazilian biomes containing fragmentation papers for small mammals. The kernel density shows the number and distribution of sampling points (i.e., geographical coordinates included in the papers together with the coordinates that we obtained from the study sites using Google Earth, represented by the black dots), which is proportional to the number of studies for each biome (Table S1). The smaller map on the lower left margin shows the human population following the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE 2010b). Different letters in the boxplot show significant differences in mean kernel density ($P < 0.05$).

Figure 7. Mean kernel density across Brazilian biomes containing fragmentation papers for antbirds. The kernel density shows the number and distribution of sampling points (i.e., geographical coordinates included in the papers together with the coordinates that we obtained from the study sites using Google Earth, represented by the black dots), which is proportional to the number of studies for each biome (Table S1). The smaller map on the lower left margin shows the human population following the Brazilian Institute of Geography and Statistics

(IBGE 2010b). Different letters in the boxplot show significant differences in mean kernel density ($P < 0.05$).

Figure 8. Relationship between the number of fragmentation papers and general papers for (A) small mammals and (B) antbirds across Brazilian biomes. The black dots correspond to the biomes, the solid lines show the observed slope of the regression and the dashed lines show the expected slope (i.e., $b \pm SE = 1 \pm 0$).

Chapter 2 - Spatial bias in sampling small rodents in the Atlantic Forest: a landscape and accessibility perspective

Figure 1. Spatial distribution of small rodent occurrences compiled from databases (Bovendorp et al., 2017 and Figueiredo et al., 2017) and digital platforms (GBIF, SpeciesLink, SibBr and Portal da Biodiversidade) for the Atlantic Forest, proposed by Muylaert et al. (2018).

Figure 2. Well-sampled sites for small rodent inventories in the Atlantic Forest. Red dots indicate well-sampled sites ($n = 507$). Green and yellow dots indicate locations where less than 69% of the biodiversity is known ($n = 41$ and 91 , respectively).

Figure 3. Spatial bias of the small rodents well-sampled sites related to city distance (m) and road distance (m). The well-sampled sites are biased to locations closed to cities and roads. The gray bars indicate the density of cities and road distances for extension Atlantic Forest (limit proposed by Muylaert et al., 2018). Colored bars indicate the density of distance of (a) cities centers and (b) roads of well-sampled sites.

Figure 4. Spatial bias of the small rodents well-sampled site related to landscape. The well-sampled sites are biased to locations closed to large fragments and higher percentage of habitat.

Colored bars indicate the percentage habitat (a) and density of fragment size (b) of well-sampled site.

APRESENTAÇÃO

Me chamo Lana Pavão Candelária, ingressei na universidade no ano 2010 e desde meu primeiro ano da graduação me interessei pela Ecologia. Fui aluna de iniciação científica durante 3 anos da graduação, e quando estava terminando o curso de Licenciatura em Ciências Biológicas fiz o processo seletivo para o mestrado. Durante meu mestrado trabalhei com dinâmica populacional de pequenos roedores no Pantanal Mato Grossense. Ao continuar no doutorado me veio a vontade de entender processos que aconteciam em escalas maiores, mesmo sabendo da impossibilidade de coletar em vários locais que contemplassem uma região geográfica grande.

Pensando no quesito de coleta e ampla escala, fiquei interessada em entender como estão/estavam distribuídas espacialmente os trabalhos e as coletas de pequenos mamíferos no Brasil. Então, como primeiro objetivo desta tese fiz um levantamento dos artigos publicados considerando comunidades biológicas de pequenos mamíferos ao longo da região neotropical, para, a partir disso, avaliar quais os vieses de pesquisa existentes para o grupo. A partir dos vieses de pesquisas eu pretendia também buscar quais eram os padrões ecológicos do grupo, ou seja, quais eram as variáveis ambientais conhecidas por influenciar os parâmetros ecológicos, como composição de espécies, abundância, riqueza, ocupação, colonização e extinção.

A busca por artigos para a região neotropical resultou na obtenção de milhares de artigos, os quais passaram por filtragem na plataforma do Web of Science restando apenas 1680. Mas, ao começar a extrair as métricas de cada um dos artigos encontrei diversas dificuldades em escolher quais informações seriam relevantes, além da dificuldade em padronizar as informações das variáveis ambientais. Ao me ver sem um objetivo claro do que fazer, me restringi a registrar uma quantidade menor de informação, mas a cada novo artigo estudado, uma dificuldade nova aparecia.

No início de 2020 começou a pandemia de Covid 19 e com o lockdown, viajei para o interior do Mato Grosso para ficar com minha família. Nesse momento eu já não estava feliz e satisfeita com o andamento do meu doutorado. Eu não estava avançando como eu gostaria e a incerteza do amanhã me fez querer viver os momentos com minha família e acabei deixando o doutorado de lado. Aos 12 anos de idade eu saí da minha cidade natal e estar de volta me fez querer aproveitar a companhia da minha família novamente. Depois de um tempo, eu voltei pra Cuiabá para dar continuidade ao meu projeto, contudo, as dificuldades permaneceram. Ao apresentar a disciplina de Seminários de Tese II compreendi que não sabia o que estava fazendo. Os meus objetivos não estavam claros para mim e não conseguia ligar meu objetivo aos

resultados que eu estava alcançando. Mesmo com as sugestões da banca de avaliação me vi presa a um banco de dados no qual eu já não via sentido. Eu fui ficando cada vez mais frustrada de não conseguir alcançar meus objetivos.

No final de 2020 me vi sem vontade de fazer qualquer coisa. Eu estava sozinha na minha casa, lidando com todas as obrigações diárias, em isolamento, e com um doutorado parado. Por diversas vezes eu fiquei me perguntando porque estava passando por isso e por que nada dava certo. Em dezembro de 2020 procurei ajuda psicológica e após algumas sessões de terapia, comecei a me sentir melhor e comecei a entender o que estava acontecendo comigo. Mas ainda assim, o desânimo e a frustração permaneciam comigo. Então, fui em busca de um psiquiatra, na expectativa de que algum medicamento pudesse me trazer melhora. O próximo passo foi voltar a frequentar a universidade, dentro das regras impostas pelo isolamento e com as devidas precauções, assim, a vida acadêmica foi voltando aos poucos. Me permiti sentir tristeza, angústia e comecei a entender que tudo bem não me sentir bem, que as frustrações existem e que o desânimo aparece, mas aos poucos eu voltei a conversar com meus amigos e com os colegas de trabalho e vi que essa era uma realidade para muitos, para não dizer de todos.

Em fevereiro de 2021 procurei ajuda dos professores para conseguir terminar o meu doutorado. Como minha principal dificuldade era o banco de dados, conversando com alguns colegas, veio a proposta de trabalhar com o banco de dados sobre a comunidade de pequenos mamíferos já disponíveis. Dessa forma, eu iria deixar de lado a construção do meu banco de dados e iria trabalhar com os dados já disponíveis.

Atualmente existem três bancos de dados de pequenos mamíferos disponíveis: dois bancos de dados para o bioma Mata Atlântica e um para o Cerrado. Como meu principal objetivo era avaliar viés de pesquisa (artigos publicados) continuei a trabalhar com viés e passei a avaliar os vieses na amostragem de pequenos roedores na Mata Atlântica. Além do projeto de doutorado, saber como eram os vieses de pesquisa já havia sido um questionamento entre colegas do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB). Em 2019 trabalhei em conjunto com outros membros do PPGECB em um artigo que tinha como objetivo avaliar os vieses e lacunas de pesquisa de dois grupos de vertebrados (pequenos mamíferos e a família de aves *Thamnophilidae*), entre os biomas brasileiros. Ao avaliarmos o viés no conhecimento em termos de número de artigos, especificamente de pequenos mamíferos, encontramos que, a Mata Atlântica é o bioma mais rico em número de espécies e também o mais pesquisado (com maior número de artigos publicados). Os resultados indicavam também que esse viés está relacionado à densidade populacional e também pode ser explicado pelos padrões de amostragem, como proximidade com centros urbanos, proximidade

com universidades e centros de pesquisa, entre outros fatores. Porém, uma pergunta permeava a minha cabeça: será que o fato de um bioma ser o mais pesquisado para um grupo reflete o quanto conhecemos sobre o grupo nessa área? Eu tinha consciência de que outras informações sobre a biodiversidade (que irei chamar de conhecimento) não estavam publicadas em forma de artigo. Logo, obter informações de outras fontes, além dos artigos, poderia me levar a compreender um padrão mais exato sobre o conhecimento de pequenos, suas lacunas e seus vieses, e não apontar simplesmente os vieses e lacunas de artigos. O conhecimento da biodiversidade é mais que isso.

Com a atual crise da biodiversidade, muitas espécies têm sido extintas e algumas delas entram em extinção antes mesmo de serem descritas, principalmente em regiões geográficas onde a diversidade é alta e as ameaças à biodiversidade são constantes, como é o caso da região tropical e dos *hotspots* da biodiversidade. Sabendo que a Mata Atlântica é um dos *hotspots* da biodiversidade e que é o bioma mais pesquisado (com maior número de artigos) para pequenos mamíferos, surgiu a pergunta: eu consigo aumentar o conhecimento da biodiversidade usando outras fontes além de artigos científicos? Será que realmente conhecemos a biodiversidade da Mata Atlântica? O quanto conhecemos? Esse conhecimento é enviesado ou não? Se sim, onde estão concentradas as amostragens de pequenos mamíferos? Onde estão as lacunas? Será que existem regiões geográficas mais amostradas do que outras? O que direciona os possíveis vieses? Existem variáveis ambientais que explicam esses vieses? O fato da Mata Atlântica ser extremamente fragmentada, com pouquíssimos remanescentes florestais, afeta o conhecimento da biodiversidade? A paisagem explica os padrões de amostragem? Essas variáveis estão relacionadas a que? Às questões históricas de paisagem e fragmentação? Aí a história começou a fazer sentido. Tentar responder essas perguntas era de fato algo que estava me motivando e me dando força para continuar.

Eu sabia que existiam vieses no conhecimento da biodiversidade, alguns estão relacionados com o conhecimento taxonômico das espécies até suas interações, tolerâncias e funções ecológicas. Eu vi que os dados da biodiversidade que eu tinha disponível poderiam ser capazes de responder as perguntas que surgiram. Tive sorte de ter pessoas que me ajudaram muito no processo de aprendizagem e nas discussões sobre o tema, o que fez eu ver a “luz no fim do túnel” e acreditar que conseguiria desenvolver uma tese. Partindo da pergunta: o quanto conhecemos sobre a biodiversidade de pequenos mamíferos? Eu comecei a estruturar os capítulos da minha tese.

Primeiramente responderia essa pergunta indo atrás das informações sobre a biodiversidade que estão disponíveis. Sabemos que nem todo o conhecimento é disponibilizado,

parte do conhecimento está retido em coleções, museus e outras nem saem dos cadernos de campo ou das anotações pessoais de pesquisadores. As iniciativas de alguns pesquisadores em montar banco de dados têm facilitado e aumentado o acesso ao conhecimento da biodiversidade. Banco de dados com essas informações têm sido compilados de trabalhos publicados e não publicados, para diferentes grupos taxonômicos na Mata Atlântica. Além disso, existem as plataformas digitais que disponibilizam registros de ocorrência de espécimes que estão armazenados em museus, como GBif, SpeciesLink, iNaturalist, entre outros. Com a disponibilização dos dados, as pesquisas a respeito da completude do conhecimento da biodiversidade ficaram mais viáveis, assim pude medir o quanto conhecemos da Mata Atlântica e como as amostragens estão distribuídas espacialmente.

Sabendo como as amostragens estavam distribuídas espacialmente podíamos avaliar as métricas que explicariam o padrão de amostragem. Considerando os padrões de pesquisa, para diversos grupos taxonômicos, onde a proximidade com rotas de acesso e centros urbanos enviesam a amostragem, esperava que as amostragens de pequenos mamíferos apresentassem o mesmo padrão, afinal ao avaliarmos o viés do número de artigos entre os biomas, vimos que o que explicava o fato da MA ser mais pesquisada era a densidade populacional. Portanto, no segundo capítulo, além de calcular a completude do conhecimento, testei se a acessibilidade e os centros urbanos explicavam o padrão de amostragem e como esperado, as amostragens de pequenos roedores eram concentradas próximas aos centros urbanos e estradas. Sabendo que conhecemos muito pouco da Mata Atlântica (completude do conhecimento) e que esse conhecimento é enviesado, fui atrás de outras métricas que poderiam explicar o padrão. Além do viés de amostragem direcionado pela acessibilidade, existe o viés que pode ser determinado pela paisagem. A paisagem da Mata Atlântica passou por modificações desde sua colonização, que resultaram em um ambiente extremamente fragmentado e com poucos remanescentes florestais. Será que isso influenciou a amostragem para esse grupo? Portanto, ao invés de testar apenas a proximidade com estradas e centros urbanos, testei se as métricas de paisagem explicam o padrão. Sendo assim, o objetivo do segundo capítulo foi avaliar o viés de amostragem de pequenos roedores na MA, avaliando 1) o quanto conhecemos da MA para pequenos roedores, 2) se o viés no conhecimento possui um padrão de amostragem geográfico, 3) como as métricas de paisagem (tamanho do fragmento e cobertura florestal) explicam o padrão.

Por fim, minha tese ficou estruturada em dois capítulos. No primeiro avaliamos o viés e lacuna no conhecimento de pequenos mamíferos entre os biomas brasileiros, utilizando a perspectiva de quantidade de artigos publicados sobre o grupo. No segundo calculamos o

quanto conhecemos sobre a biodiversidade de pequenos roedores para a Mata Atlântica e testamos como a acessibilidade e a paisagem explicam os vieses de amostragem encontrados. Com esses dois capítulos, pudemos concluir que a densidade populacional humana, bem como a presença de centros urbanos e de vias de acesso, interfere no quanto conhecemos da biodiversidade. Adicionalmente, biomas florestais, fragmentos florestais grandes e com maior cobertura florestal são mais conhecidos. Mesmo tendo encontrado que a Mata Atlântica é o bioma mais pesquisado para o grupo de pequenos mamíferos, quando avaliamos o bioma por si só, com alta resolução geográfica, e utilizamos os registros de ocorrência das espécies, vemos que a lacuna no conhecimento é maior do que pensamos.

RESUMO

A conversão no sistema de uso e cobertura do solo para a agricultura, pastagens e expansão das cidades, tem modificado as paisagens. A mudança no tamanho de área e a configuração das paisagens transformam habitats naturais em matrizes antropogênicas. Esses impactos estão relacionados com a crise da biodiversidade e são intensificados na região tropical, onde a diversidade de espécies é maior e existem mais lacunas no conhecimento da biodiversidade. O objetivo geral foi avaliar a distribuição espacial dos vieses e lacunas do conhecimento de pequenos mamíferos no Brasil. Este grupo é amplamente distribuído e diverso e responde de maneiras diferentes aos impactos antrópicos. A tese foi dividida em dois capítulos. No primeiro, avaliamos os vieses biogeográficos de artigos publicados entre os biomas brasileiros, encontrando um viés na quantidade e densidade de artigos para os biomas mais densamente povoados, sendo a Mata Atlântica desproporcionalmente mais pesquisada. No segundo capítulo, calculamos a completude do inventário de pequenos roedores na Mata Atlântica e testamos como a acessibilidade e a paisagem interferem no viés de amostragem. Os locais bem amostrados estavam próximos aos centros urbanos, estradas, fragmentos maiores e com maior porcentagem de cobertura de habitat. Concluímos a existência do viés no conhecimento de pequenos mamíferos relacionado a densidade populacional, acessibilidade e grandes fragmentos florestais. Apesar da Mata Atlântica ter maior número e densidade de artigos, a completude do inventário é menor que 0,03%, indicando a limitação geográfica no conhecimento da distribuição das espécies. Sugerimos calcular a completude do inventário do grupo em biomas pouco pesquisados e conhecer os vieses que causam as lacunas. Adicionalmente, realizar novas amostragens de pequenos roedores na Mata Atlântica em fragmentos pequenos, longe de estradas e centros urbanos. Essas ações são necessárias para avaliar, com precisão, a atual crise da biodiversidade e melhorar a aplicabilidade das estratégias de conservação.

Palavras-chave: Déficit Wallaceano, Mata Atlântica, Roedores.

ABSTRACT

The conversion in the land use and cover system for agriculture, pastures and expansion of cities, has modified the landscapes. The change in area size and landscape configuration transform natural habitats into anthropogenic matrices. These impacts are related to the biodiversity crisis and are intensified in the tropical region, where species diversity is greater and there are more gaps in biodiversity knowledge. The objective was to evaluate the spatial distribution of biases and knowledge gaps of small mammals in Brazil. This group is widely distributed and diverse and responds differently to human impacts. The thesis was divided into two chapters. In the first, we evaluated the biogeographic biases of articles published across Brazilian biomes, finding a bias in the quantity and density of articles for the most densely populated biomes, with the Atlantic Forest being disproportionately more researched. In the second chapter, we calculated the completeness of the inventory of small rodents in the Atlantic Forest and tested how accessibility and landscape interfere with sampling bias. The well-sampled sites were close to urban centers, roads, larger fragments and with a higher percentage of habitat coverage. We concluded the existence of a bias in the knowledge of small mammals related to population density, accessibility and large forest fragments. Although the Atlantic Forest has a greater number and density of articles, the completeness of the inventory is less than 0.03%, indicating the geographic limitation in the knowledge of the distribution of the species. We suggest calculating the completeness of the group inventory in poorly researched biomes and knowing the biases that cause the gaps. Additionally, carry out new samplings of small rodents in the Atlantic Forest in small fragments, away from roads and urban centers. These actions are necessary to accurately assess the current biodiversity crisis and improve the applicability of conservation strategies.

Key words: Atlantic Forest, Rodents, Wallacean Shortfall.

INTRODUÇÃO GERAL

Crise da Biodiversidade

Espécies estão sendo perdidas por todo o mundo (DIRZO et al., 2014, CEBALLOS et al., 2015). A crise da biodiversidade (perda de espécies) está intimamente relacionada com os impactos antrópicos. Além da crise climática, a modificação e fragmentação de habitats naturais é o principal processo relacionado a perda de espécies (DIRZO; RAVEN, 2003). A conversão no sistema de uso e cobertura do solo para os diferentes usos da agricultura, das pastagens e a expansão das grandes cidades têm diminuído drasticamente o tamanho, a qualidade e a configuração dos remanescentes de habitats naturais (LAPOLA et al., 2014) o que, por consequência, altera o padrão de movimentação e a distribuição geográfica das espécies (SOBRAL-SOUZA et al., 2021a).

A fragmentação de habitat é um processo que ocorre no nível de paisagem, em pequena escala, e envolve a mudança da paisagem de uma determinada área (FAHRIG, 2003). Por outro lado, a fragmentação de habitat resulta na separação da paisagem original e na formação de manchas menores e isoladas entre si (FRANKLIN et al., 2010). O processo de fragmentação apresenta efeitos diretos na paisagem local como a redução de habitats naturais disponíveis para as espécies, o aumento do número de manchas florestais, a diminuição no tamanho dessas áreas e o aumento do isolamento entre elas (FAHRIG, 2003). Tais efeitos podem resultar na perda da biodiversidade uma vez que a maioria das espécies não conseguem atravessar a matriz – área de separação entre as manchas – e ficam isoladas nos fragmentos, sofrem redução do tamanho populacional, diminuem a probabilidade de persistência, reduzem o fluxo gênico e, conseqüentemente, aumentam as chances de extinções locais (FAHRIG, 2017). Outro processo provocado pela fragmentação de habitat é o efeito de borda, no qual, as paisagens passam a ter maior área de borda, ou seja, área de contato com a matriz, em relação à quantidade de habitat natural disponível (LAURANCE et al., 2011). Tal efeito ocasiona a diferenciação do micro-habitat local e aumenta a possibilidade do estabelecimento de espécies invasoras que podem ser competitivamente superiores às espécies locais (FAHRIG, 2003) e gerar, por exemplo, extinção de espécies (VIEIRA et al., 2022).

A crise da biodiversidade parece ser mais acelerada, e mais marcante, na região tropical (ESTRADA et al., 2016). Nos trópicos a diversidade de espécies é maior por se tratar de habitats mais produtivos e heterogêneos (DIRZO; RAVEN, 2003). Por ser extremamente diversa, a

região tropical também possui maior gama de provisão de serviços ecossistêmicos e funcionalidade ecossistêmicas relacionadas diretamente com a fauna e flora associada (TURNER et al., 2004). Desta maneira, e não ao acaso, essa região é a que mais sofre com a conversão de habitats naturais com finalidade agrícola (ESTRADA et al., 2016). O clima estável, a alta disponibilidade hídrica, os altos valores de serviços ecossistêmicos, relacionados, fazem com que a agricultura, e outras atividades correlatas nesta região, sejam mais vantajosas do que em outras regiões do planeta, resultando em impactos antrópicos sobre a biodiversidade mais acelerados (CINCOTTA et al., 2000). O efeito negativo dessas atividades sobre a biodiversidade é tão forte que grande parte das áreas prioritárias para conservação global (*hotspots*) são localizadas na região tropical (MITTERMEIER et al., 2005).

Embora sejam conhecidos impactos imediatos do processo de fragmentação de habitat sobre a biodiversidade local, o efeito da perda de biodiversidade só é passível de observação a longo prazo. Tal efeito, de atraso na resposta da perda de espécies em função do tempo de modificação da paisagem, é conhecido como “resposta com atraso temporal” (*time-lagged response*; METZGER et al., 2009). Na Mata Atlântica, por exemplo, que é considerado um dos *hotspots* globais mais ameaçados (BELLARD et al., 2014), o efeito da fragmentação na biodiversidade sugere que parte expressiva das espécies ainda não foram perdidas e/ou poderão ser perdidas ao longo do tempo (HADDAD; PRADO, 2005). Dessa forma, entender como o processo de fragmentação influencia a distribuição das espécies ao longo do espaço e tempo é essencial para se promover estratégias adequadas para a conservação da biodiversidade (METZGER et al., 2009).

Mesmo sabendo os motivos que causam a crise atual da biodiversidade, ainda é um desafio avaliar como eles afetam efetivamente a perda da biodiversidade, porque o conhecimento da biodiversidade ainda é incompleto (HORTAL et al., 2015) e decai temporalmente (TESSAROLO et al., 2021). Entender como as mudanças na biodiversidade ocorrem depende que ela seja medida com precisão, só assim os processos que a ameaçam a biodiversidade podem ser abordados (COLLEN et al., 2008). As incompletudes dos inventários sobre a biodiversidade acontecem porque, grande parte, a biodiversidade não foi amostrada e/ou porque o que conhecemos sobre ela possui viés (LADLE; HORTAL, 2013). Portanto, as inferências sobre a ecologia hoje são baseadas em uma pequena amostra dos ecossistemas globais, e não no seu todo (MARTIN et al., 2012). Para se conservar, ou ter medidas de conservação eficientes, é necessário saber o que se conhece da biodiversidade, quais os vieses e as lacunas existentes, para medir se os dados de biodiversidade disponíveis, e a qualidade dos

mesmos, são suficientes ou não para inferir efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade em diferentes escalas (CORDIER et al., 2021; SOBRAL-SOUZA et al., 2021b).

Conhecimento da Biodiversidade

Com o aumento das ameaças à biodiversidade também se promoveu o aumento no conhecimento a respeito dela. Atualmente, existem diversas fontes de dados que fornecem informações sobre a biodiversidade [GBif (www.gbif.org), SpeciesLink (specieslink.net), iNaturalist (www.inaturalist.org)]. As coleções de história natural em museus e os artigos científicos são as principais fontes de dados disponíveis sobre a biodiversidade. Os museus de história natural, herbários e jardins botânicos armazenam um rico conhecimento sobre as espécies e esses dados são essenciais para entender as suas distribuições geográficas (BRADLEY et al., 2014). Esses lugares, contém dados históricos da biota e permite que pesquisadores avaliem e estudem diferentes padrões da biodiversidade (MARCER et al., 2022). Porém, essas não são as únicas fontes nas quais os dados da biodiversidade são armazenados (BOAKES et al., 2010). Parte dos dados sobre a biodiversidade estão em coleções particulares, observações pessoais, dados de ciência cidadã, anotações de caderno de campo e em laboratórios de pesquisas e/ou em documentos de dissertações e teses (MARCER et al., 2022). Na grande maioria dos casos, esse conhecimento da biodiversidade não é diretamente acessível para pesquisadores.

Atualmente os artigos científicos são publicados em jornais virtuais o que facilita o acesso a informação contida neles. Algumas perguntas e objetivos podem ser respondidos baseando-se apenas no conhecimento armazenado nos artigos científicos. Nesse caso, existem plataformas de pesquisa bibliográfica (Web of Science, Scopus, Scielo) que buscam e filtram, através de palavras-chave, artigos que contém as informações desejadas. A partir disso, o pesquisador utiliza os artigos provenientes da pesquisa para responder suas perguntas. Muitas vezes a seleção de artigos é usada para saber as tendências e avaliar padrões em pesquisas científicas realizadas por diferentes autores em diferentes lugares. Exemplo disso, são as revisões bibliográficas, os artigos de cienciometria e metanálise (ARRUDA et al., 2018; COSSET et al., 2018). Mas, o conhecimento sobre a biodiversidade vai além do que está contido em artigos científicos, muitos artigos científicos não fornecem todos os dados coletados e utilizados para responder à pergunta desejada. Logo, as informações obtidas a partir somente de artigos científicos podem conter inúmeros vieses e lacunas, que podem incluir ruídos nas análises, resultando em inferências biológicas tendenciosas (SOBRAL-SOUZA et al., 2021).

Algumas iniciativas surgiram com o intuito de fornecer acesso livre a informações da biodiversidade de forma digital, como o *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF)(EDWARDS, 2004). A colaboração (inclusão) de dados nestas plataformas pode ser feita por qualquer país ou organização internacional. Essas iniciativas têm fornecido acesso livre e aberto aos dados, permitindo que pesquisadores acessem dados de coleções de história natural do mundo, herbários, e bancos de dados observacionais, que por muito tempo ficaram restritos, incluindo também dados de ciência cidadã (EDWARDS, 2004; GAIJI et al., 2013). Mesmo tendo os dados disponibilizados, essas plataformas *onlines* ainda possuem inúmeros erros associados (GAIJI et al., 2013; BECK et al., 2014). As identificações taxonômicas podem estar equivocadas, principalmente em regiões e grupos taxonômicos megadiversos (COLLEN et al., 2008). Além dos erros de identificação, os dados também podem possuir erros associados a localização de coleta (LADLE; HORTAL, 2013; MARCER et al., 2022). Uma forma de corrigir os erros associados aos dados digitalmente acessíveis é justamente expondo-os, de forma livre, para que outros pesquisadores, que inicialmente não tinham acesso a essas informações, possam opinar e corrigir as nomenclaturas, os problemas georreferenciais e/ou destacar outros déficits existentes (HORTAL et al., 2008; GAIJI et al., 2013). Dessa forma, estudos que priorizem quantificar e apontar as lacunas e os déficits desses bancos de dados se tornam primordiais (RONQUILLO et al., 2020).

Vieses no conhecimento da Biodiversidade

Além do conhecimento armazenado, que em partes permanece indisponível, ainda existem lacunas no conhecimento da biodiversidade porque parte dela ainda não foi explorada e/ou porque as amostragens realizadas são enviesadas temporalmente e espacialmente (LADLE; HORTAL, 2013). As lacunas no conhecimento da biodiversidade são definidas por Hortal e colaboradores (2015) como as faltas entre o conhecimento existente e o conhecimento completo dentro de um domínio biológico, em um determinado tempo. Os mesmos autores categorizam e descrevem sete lacunas no conhecimento da biodiversidade: Déficit Lineano (Espécies), Déficit Wallaceano (Distribuição das espécies), Déficit Prestoniano (População), Déficit Darwiniano (Evolução), Déficit Raunkiærano (Características funcionais e Funções ecológicas), Déficit Hutchinsoniano (Tolerâncias abióticas) e Déficit Eltoniano (Interações ecológicas). Aqui, falaremos das lacunas sobre os dados primários da biodiversidade, que são o Déficit Lineano e o Wallaceano.

A falta de conhecimento a respeito da descrição taxonômica das espécies e suas distribuições geográficas, prejudica a compreensão de processos ecológicos em todo o ecossistema, pois essas informações são a base para quaisquer estudos ecológicos (HORTAL et al., 2007), especialmente estudos de modelagem e distribuição de espécies (MARCER et al., 2022). Adicionalmente os dados a respeito da distribuição de espécies são usados para criar estratégias de conservação e para identificar áreas prioritárias para a conservação em larga escala (BROOKS et al., 2004).

As lacunas no conhecimento da biodiversidade são mais pronunciadas na região tropical (COLLEN et al., 2008), por se tratar de uma região altamente diversa, muitos táxons são poucos amostrados, enquanto outros poucos são mais explorados (FUNK et al., 2005). Apesar de existir muitas instituições de pesquisa, o investimento para a amostragem da biodiversidade é baixo e ainda existe o histórico de colonização e exploração de áreas, que modificam a estrutura e a configuração das paisagens (LAPOLA et al., 2014; JOLY et al., 2014). Esses fatores podem e têm direcionado as amostragens para regiões facilmente acessíveis, o que diminui a burocracia para amostragem e/ou para remanescentes de habitats naturais (SOBRAL-SOUZA et al. 2021b).

Os vieses no conhecimento da biodiversidade já foram relacionados com a proximidade com centros urbanos e/ou densidade populacional humana (ALMEIDA et al., 2021; LESSA et al., 2019; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ et al., 2008), com a acessibilidade (CORREIA et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2016), com a presença de instituições de pesquisa (LESSA et al., 2019), com a configuração da paisagem (SOBRAL-SOUZA et al., 2021b), com áreas preservadas e unidades de conservação (ALMEIDA et al., 2021; SOBRAL-SOUZA et al., 2021b). Esses vieses ocorrem porque nem sempre é possível realizar amostragens em locais remotos, isso demanda tempo, recurso financeiro elevado, e em muitas vezes, burocracias para liberação de acesso. Além disso pesquisadores tendem a amostrar a biodiversidade próximo a instituição de pesquisa a qual está vinculado (MOERMAN; ESTABROOK, 2006, LESSA et al., 2019). Em paisagens modificadas, as amostragens se concentram em grandes fragmentos florestais, que geralmente são mais conectados e fornecem maior riqueza de espécies devido a relação espécie-área (SOBRAL-SOUZA et al., 2021b). Logo, espacialmente, poucos lugares são muito amostrados e muitos lugares carecem de inventários sobre a biodiversidade, causando lacunas no conhecimento da biodiversidade.

Essas amostragens enviesadas tornam o conhecimento limitado a algumas regiões e aumenta a incerteza sobre a distribuição de ocorrência das espécies (HORTAL et al., 2015). O conhecimento enviesado, prejudica quaisquer inferências sobre conservação, biogeografia e

macroecologia (BROOKS et al., 2004; SOUSA-BAENA et al., 2014), e afetam o poder explicativo de fatores ambientais (YANG et al., 2013). Por isso, é necessário identificar as lacunas e vieses para direcionar as futuras pesquisas, preenchendo as lacunas e melhorando as estratégias de conservação.

Uma forma de avaliar o que se conhece da biodiversidade é calculando a completude do inventário para uma determinada área. Avaliar o nível de completude de pesquisa em um território permite identificar unidades amostrais, que são consideradas bem amostradas, em uma determinada resolução espacial (LOBO et al., 2018). Adicionalmente, esse método de avaliação indica as lacunas na amostragem e permite direcionar futuras pesquisas. Uma outra alternativa para amostrar a biodiversidade, sem que essas amostragens sejam tendenciosas, é incluir heterogeneidade do habitat regional nas amostragens para amostrar comunidades com composição de espécies diferentes (FUNK et al., 2005; SCHMIDT et al., 2020; CARVALHO et al., 2021). Adicionalmente amostrar a heterogeneidade ambiental permite conhecer o gradiente ambiental que as espécies ocorrem e isso facilita a modelagem de distribuição dessas espécies, bem como avaliar os efeitos das modificações do habitat sobre a distribuição das espécies. Esses métodos ajudam a identificar e solucionar o problema do viés amostral, mas muito ainda precisa ser feito para que os dados da biodiversidade sejam bem amostrados e avaliados, pois o futuro da biodiversidade depende do conhecimento atual e do que já foi amostrado.

Pequenos mamíferos não voadores

As espécies de mamíferos brasileiros estão organizadas em 11 ordens, 51 famílias e 247 gêneros, sendo que Rodentia é a ordem mais especiosa, com 267 espécies (ABREU et al., 2021). Pequenos mamíferos não voadores, compreendem espécimes das ordens Didelphimorphia e Rodentia que possuem peso corporal < 1,5 Kg. Das famílias pertencentes a Ordem Didelphimorphia, apenas espécimes da Família Didelphidae possuem distribuição para o Brasil (REIS et al., 2011). Roedores é a ordem mais diversa e compreende mais de 42% das espécies e 39% dos gêneros (WILSON; REEDER, 2005). A ordem Rodentia possui sete famílias com distribuição no Brasil, sendo elas Caviidae, Ctenomyidae, Cricetidae, Echimyidae, Erethizontidae e Sciuridae e algumas espécies exóticas da Família Muridae.

Os espécimes da família Didelphidae possuem habito terrícola e arbóreo. As espécies desta família, geralmente possuem cauda longa e preênsil, com o comprimento maior que o comprimento do corpo (ROSSI et al., 2011a). As mãos possuem cinco dedos, todos providos

de garras, os pés também possuem cinco dedos, sendo o polegar opositor e desprovido de garra (ROSSI et al., 2011b). Em espécies arbóreas os dedos e a cauda tendem ser maiores do que em espécies terrestres. Os espécimes da Ordem Rodentia também possuem hábitos diversificados. Podem ser arborícolas, terrícolas, fossoriais e aquáticos (OLIVEIRA; BONVICINO, 2011). Possuem cinco dedos nas mãos e nos pés, todos providos de unhas ou garras, o comprimento da cauda varia de menor a maior que o comprimento do corpo (BONVICINO et al., 2008). Em espécies arbóreas as mãos e pés são mais curtos e largos enquanto em espécies terrestres são longos e estreitos. Pequenos mamíferos que possuem hábito semiaquático possuem membranas interdigitais que auxiliam na locomoção.

A dieta dos pequenos mamíferos é onívora, incluindo frutos, néctar, artrópodes e pequenos vertebrados (SHEPHERD; DITGEN, 2012; CLARO; HANNIBAL, 2022). Além de consumirem sementes, eles também desempenham o papel de dispersores, pois algumas sementes permanecem intactas mesmo depois do consumo (LESSA; COSTA, 2010). Adicionalmente, os pequenos mamíferos atuam como dispersores de fungos (MANGAN; ADLER, 2002, MIRANDA et al., 2019), são polinizadores (VOSS; JANSA, 2021) e servem de consumo para outros vertebrados (MIGLIORINI et al., 2018).

A perda de habitats causada pelas ações antrópicas interfere na distribuição de mamíferos (CEBALLOS; EHRLICH, 2002) e pode levar a defaunação de médios e grandes mamíferos, modificando a composição de espécies locais, alterando a diversidade de espécies, a diversidade funcional e a diversidade filogenética (GALETTI, DIRZO, 2013; BOVENDORP et al., 2019). Em ambientes defaunados, os pequenos mamíferos podem desempenhar parte do papel ecológico de grandes mamíferos, mas a ausência de predadores, pode desencadear um desequilíbrio na composição de espécies. Dentre os biomas brasileiros, a Mata Atlântica possui a maior riqueza de espécies é uma das principais áreas com maior riqueza na região neotropical (AMORI et al., 2013). Por possuírem hábitos diversos, em ambientes mais complexos a diversidade de espécies de pequenos mamíferos é maior, pois a estratificação vertical disponibiliza mais nichos para serem ocupados (CAMARGO et al., 2018). A alteração na configuração e na estrutura da paisagem pode afetar a qualidade do habitat, e isso tem sido importante para a composição de espécies de pequenos mamíferos (DELICIELLOS et al., 2016).

Dadas as ameaças que a biodiversidade está sujeita, os pequenos roedores podem apresentar diferentes respostas a elas (VIEIRA et al., 2009; BOVENDORP et al., 2019; PAISE et al., 2020). Devido à suas interações com o meio ambiente e com outros organismos (CARREIRA et al., 2020; MANCINI et al., 2019), por serem portador de zoonoses (WOLF et al., 2016) e pelas funções desempenhadas nos ecossistemas terrestres (GRENHA et al., 2010;

MIRANDA et al., 2019), os pequenos mamíferos podem ser elementos chave nos ecossistemas (CARREIRA et al., 2020) e indicar a integridade do ecossistema (AVENANT et al., 2011). Com o aumento do desmatamento, fragmentação de habitats, e outras modificações do uso da terra, conhecer as lacunas de conhecimento do grupo se faz ainda mais importante, pois como saber o efeito dessas mudanças se não conhecemos a distribuição real dos espécimes?

Objetivos

O objetivo geral desta tese é avaliar a distribuição espacial do conhecimento da biodiversidade de pequenos mamíferos no Brasil. Consideramos o conhecimento de duas maneiras: uma sendo a quantidade de artigos publicados com o grupo e a outra sendo a completude do inventário baseada nos registros de ocorrência espécies disponíveis. Os objetivos específicos foram: (1) avaliar os vieses e lacunas de conhecimento biogeográfico relacionado à quantidade de artigos gerais e de fragmentação publicados com pequenos mamíferos entre os biomas brasileiros e (2) avaliar os vieses e lacunas na distribuição espacial da amostragem de pequenos roedores na Mata Atlântica relacionando-os com a configuração da paisagem e acessibilidade. Para o primeiro objetivo, esperamos que a quantidade de artigos publicados seja proporcional à riqueza de espécies de pequenos mamíferos e a densidade populacional humana entre os biomas brasileiros. Para o segundo objetivo, esperamos que os locais bem amostrados para pequenos roedores, na Mata Atlântica, estejam espacialmente enviesados para regiões mais acessíveis, próximas a centros urbanos e estradas, e para grandes fragmentos florestais, com maior cobertura florestal. Nesta tese, cada objetivo está transcrito em forma de capítulo, os quais foram submetidos para duas revistas científicas.

CAPÍTULO 1

Chapter 1

**Biogeographic and fragmentation-related research biases on antbirds and non-flying
small mammals in Brazil**

Artigo publicado na revista *Journal of Tropical Ecology*

<https://doi.org/10.1017/S0266467421000250>



Research Article

Cite this article: Candelária LP, Zucchetto M, Gonçalves SRA, Braga GSF, Izzo TJ, and Teixeira AL. Biogeographic and fragmentation-related research biases on antbirds and non-flying small mammals in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* <https://doi.org/10.1017/S0266467421000250>

Received: 29 April 2020

Revised: 26 May 2021

Accepted: 19 June 2021

Keywords:

Amazon; Atlantic Forest; biomes; kernel density; knowledge gaps; Thamnophilidae

Author for correspondence:

*Lana P. Candelária,
Email: lanapavao@gmail.com

Biogeographic and fragmentation-related research biases on antbirds and non-flying small mammals in Brazil

Lana P. Candelária^{1,*} , Mayara Zucchetto¹ , Stela R.A. Gonçalves¹ , Gisele da S.F. Braga¹ , Thiago J. Izzo² and Alberto L. Teixeira²

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Corrêa 2367, E-78060-900 Cuiabá, Mato Grosso, Brazil and ²Departamento de Botânica e Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Corrêa 2367, E-78060-900 Cuiabá, Mato Grosso, Brazil

Abstract

Major biogeographic and taxonomic biases are recurrent in biological surveys, including fragmentation studies. Detecting biases and subsequent gaps is crucial to steer future research and suitable conservation policies. We evaluated biogeographic and fragmentation-related biases on antbirds and non-flying small mammals in Brazil, two oversampled and vulnerable taxonomic groups, by surveying papers in the Scielo and the Web of Science. We found 566 articles published from 1945 to 2018, including 55 and 43 fragmentation studies for antbirds and small mammals, respectively. Considering the species richness for each group across the Brazilian biomes, the number of publications for small mammals tended to disproportionately increase while increasing richness. The Atlantic Forest, the most degraded and densely populated biome, contained the highest number of publications. However, the Amazon included a disproportionately high number of papers considering its low population density. Conversely, non-forest biomes such as the Caatinga, Pampa and Pantanal were mostly overlooked. Our results show that research effort for small mammals and antbirds in Brazil is biogeographically biased. We call future research to consider more studies across non-forest biomes and vast unexplored areas within forest biomes to overcome major knowledge gaps on diversity, distribution and ecology of antbirds and small mammals in Brazil.

Introduction

Sampling biases are persistent and pervasive issues in biodiversity and ecological research that result in knowledge shortfalls across regions, taxa and species traits, with profound consequences for biodiversity conservation and management strategies (Clark & May 2002, Mokany & Ferrier 2011, Nemésio *et al.* 2013, Ribeiro *et al.* 2016). For example, birds and mammals are disproportionately more sampled in biodiversity research across the world (e.g., Shine & Bonnet 2000, Trimble & Van Aarde 2010, Troudet *et al.* 2017). Likewise, biogeographic biases result in areas, countries or ecosystems neglected or undersampled, which is particularly apparent in developing and in large countries wherein research institutions are unevenly distributed (e.g., Deikumah *et al.* 2014, Moerman & Estabrook 2006, Oliveira *et al.* 2016). Reviewing published literature through electronic databases allows us to identify knowledge gaps, suggesting future research effort towards neglected regions and taxa, which deserve further attention.

Research related to habitat loss and fragmentation is both biogeographic and taxonomically biased across world's tropical forests (Deikumah *et al.* 2014). Given that habitat loss and fragmentation are among the most important threats to biodiversity (Fahrig 2003, Hanski 2015, Kruess & Tschardtke 1994, Wintle *et al.* 2019), detecting unevenness in studies of these processes across regions and among taxa is of paramount importance to provide decision-making for conservation policies (Deikumah *et al.* 2014). Although habitat loss and fragmentation usually occur simultaneously, habitat loss is directly associated with habitat quantity (i.e., reduction in the suitable habitat area in the landscape over time), whereas fragmentation *per se* is mostly related to differences in landscape spatial configuration (i.e., subdivision of the natural habitat in fragments) (Didham *et al.* 2012, Fahrig 2003, 2017, Hanski 2015). However, fragmentation *per se* can generate positive effects under particular landscape-level contexts (Fahrig 2017), although the relative importance of negative versus positive effects caused by fragmentation regardless of habitat loss remains in an intense debate (see Fahrig 2017, Fahrig *et al.* 2019, Fletcher *et al.* 2018 for opposite views). Here, we embrace fragmentation in a broad sense, thus including both habitat loss and fragmentation *per se*. We also focus on fragmentation-related research biases without considering effects on biodiversity.

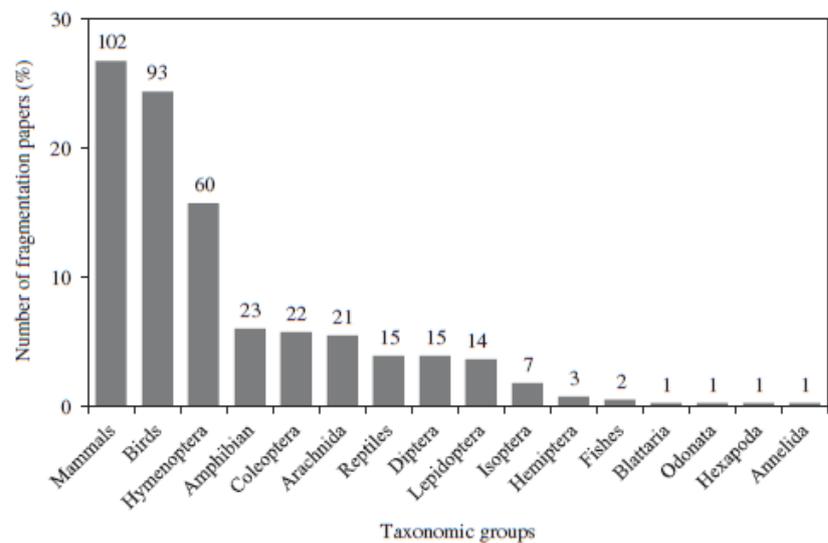


Figure 1. Percentage of fragmentation papers found in the Web of Science and the Scielo database for different taxonomic groups in Brazil. Numbers on each bar show the total number of fragmentation papers for each taxonomic group.

In this study, we aim to address biogeographic and fragmentation-related biases and knowledge gaps in antbirds (family Thamnophilidae) and non-flying small mammals (hereafter, small mammals, i.e., rodent species of the families Caviidae, Cricetidae, Echimyidae and marsupials of the family Didelphidae, with a body mass < 1.5 kg; Bovendorp *et al.* 2017, Lopes & Mendes-Oliveira 2015, Mendes-Oliveira *et al.* 2015, Mendonça *et al.* 2018, Paglia *et al.* 2012) across Brazilian biomes (i.e., Amazon, Atlantic Forest, Caatinga, Cerrado, Pampa and Pantanal). Brazilian biomes are well-defined regional ecosystems characterised by a dominant vegetation and similar floristic characteristics, climatic conditions and geological structure, which have experienced the same historical processes of landscape formation (IBGE 1992, 2018a). Brazilian biomes have the following equivalence in the classification of Olson *et al.* (2001): Amazon and Atlantic Forest = Tropical and Subtropical Moist Broadleaf Forests; Caatinga = Deserts and Xeric Shrublands; Cerrado and Pampa = Tropical and Subtropical Grasslands, Savannas, and Shrublands; and Pantanal = Flooded Grasslands and Savannas.

Biogeographic research biases were determined considering both the species richness for each taxonomic group and human population density across biomes. We focused on antbirds and small mammals because of their overrepresentation in fragmentation research in Brazil and their vulnerability to anthropogenic impacts on landscape. Mammals and birds together contain >50% of fragmentation-related papers focused on fauna in Brazil and, specifically, small mammals and antbirds represent 46% and 59% for each group, respectively (Teixido *et al.* 2020; see also Figure 1). Antbirds and small mammals are also frequently used as biological indicators, acting as good predictors of responses to ecosystem changes (Avenant 2011, Pardini *et al.* 2010, Piratelli *et al.* 2008). Antbirds show the world's highest diversity in the Neotropical region (Lepage, 2018) and comprise species highly sensitive to fragmentation due to their limited dispersal capacity in non-forest areas (Sick 1997, Zimmer & Isler 2018). These bird species are mainly insectivorous, thus regulating insect populations and subsequently reducing herbivore-mediated plant damage (Sekercioglu 2006, Van Bael *et al.* 2003, Whelan *et al.* 2015). Small mammals are a diverse group widely distributed worldwide (Eisenberg & Redford 1999, Reis *et al.* 2011), including key components of the trophic webs within communities and playing a

relevant role as seed dispersers, contributing to forest regeneration and connectivity between forest remnants (Brewer & Rejmánek 1999, Galetti *et al.* 2015). Patch area, isolation and habitat quality have been reported in determining the abundance and composition of several small mammal species (Delciellos *et al.* 2016, Prugh *et al.* 2008, Santos-Filho *et al.* 2012).

We used Brazil as a model system for manifold reasons. First, Brazil is a megadiverse and huge country that contains heterogeneous ecosystems such as rainforests, savannas, grasslands and seasonally dry woodlands (Myers *et al.* 2000, Overbeck *et al.* 2015). This large diversity includes the Amazon, the world's largest rainforest, the Pantanal, one of the world's largest tropical wetlands, and two biodiversity hotspots, the Atlantic Forest and the Cerrado (Myers *et al.* 2000). However, these biomes have been traditionally managed and human-induced changes have extensively reduced the original vegetation (Lapola *et al.* 2014). Second, small mammals and antbirds are unevenly distributed across these biomes (Paglia *et al.* 2012, Piacentini *et al.* 2019), which allows us to evaluate biogeographic research effort based on species richness for each biome. Lastly, Brazilian biodiversity is undersampled and research is unevenly distributed among biomes, concentrated near large cities (Oliveira *et al.* 2016, Ribeiro *et al.* 2016, Teixido *et al.* 2020). Our study can provide compelling evidence to steer future research effort and to guide decision-making for conservation policies on antbirds and small mammals.

Methods

Data source

We surveyed papers on 30 November 2018 in the Web of Science (hereafter, WOS; www.webofknowledge.com) and the Scielo database (www.scielo.br) to analyse biogeographic bias and subsequent gaps on small mammal and antbird research across Brazilian biomes (Amazon, Atlantic Forest, Caatinga, Cerrado, Pampa and Pantanal). All papers provided by our survey were considered (most recent paper from January 2019). The WOS is an online tool that provides access to a large database comprising more than 9,000 journals about diverse knowledge areas. The Scielo is a free-access database that includes the most relevant Brazilian journals published in English or Portuguese. For the small mammal

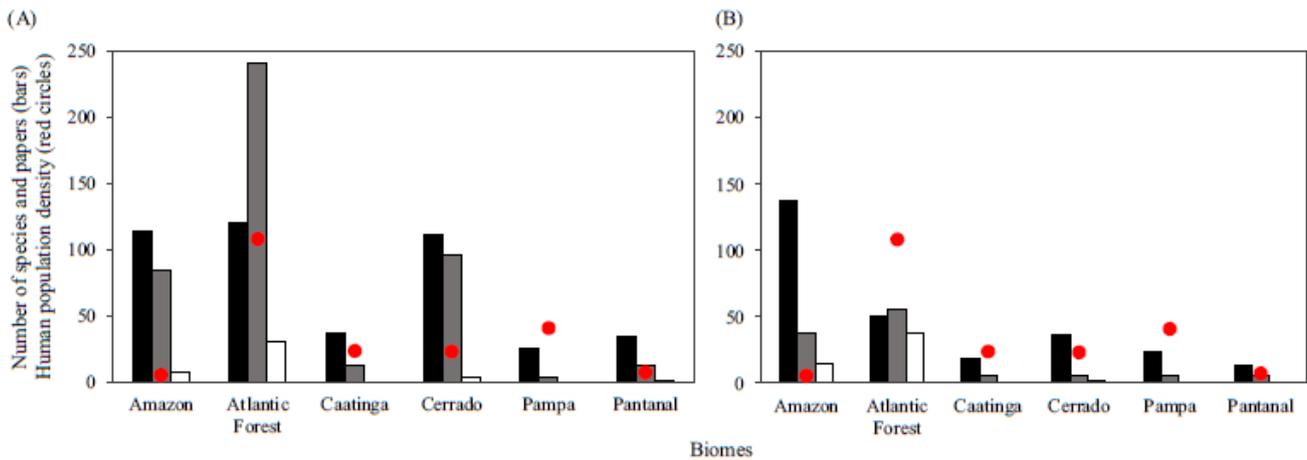


Figure 2. Species richness (black bars), number of general papers (grey bars), number of fragmentation papers (white bars) published from 1945 to 2018 and human population density (inhabitants/km²; red circles) across Brazilian biomes for (A) small mammals and (B) antbirds.

and antbird research, we searched for 'small mammals' and 'antbirds' or 'Thamnophilidae', respectively, and 'Brazil', included in the title, abstract and key words of papers. We also searched for each of the biomes and included a specific survey using the key words in Portuguese to include any paper missing exclusively published in this language. Since several small mammal species are largely used for laboratory experiments with medical purposes, we filtered our selection criteria by selecting the following topics: 'Biodiversity and conservation', 'Biology', 'Ecology', 'Environmental sciences', 'Evolutionary biology', 'Forestry', 'Parasitology' and 'Zoology'. Species richness was recorded in Bovendorp *et al.* (2017), Mendes-Oliveira *et al.* (2015), Mendonça *et al.* (2018) and Paglia *et al.* (2012) for small mammals, and Piacentini *et al.* (2019) for antbirds. We also restricted our data to native species included in those references, respectively. After literature survey, we exclusively selected papers following our criteria (i.e., studies with small mammal or antbird species native to Brazil) based on the title and abstract. Besides the papers found in the databases, we completed the number of publications for small mammals using three recently published reviews (Bovendorp *et al.* 2017 for Atlantic Forest, Mendes-Oliveira *et al.* 2015 for Amazon, and Mendonça *et al.* 2018 for Cerrado).

Subsequently, we selected the fragmentation papers for each taxonomic group based on landscape ecology metrics (i.e., connectivity, deforestation, edge effect, fragment number, fragment size, habitat quality, habitat loss, land use change and matrix quality). We excluded those papers conducted on naturally fragmented landscapes (e.g., natural forest patch interspersed in a non-forest ecosystem). The results of our criteria that included any of the taxonomic groups are hereafter called 'general papers' (i.e., papers intended to examine biogeographic biases), whereas those studies exclusively related to fragmentation are denominated as 'fragmentation papers'. Therefore, general papers include fragmentation-related studies.

Data analysis

To determine biogeographic research bias (i.e., across biomes), we obtained geographic coordinates showed in the papers for each taxonomic group. When coordinates were missing, they were procured from the studied sites by point plotting using the Google

Earth satellite imagery. Subsequently, we sorted out the geographic coordinates between general and fragmentation papers for each taxon. We used the ArcGis 10.5 software (ESRI, Redlands, California, USA) to assess the density of studies for each biome by elaborating density raster layers by kernel interpolation (Oliveira *et al.* 2015, Ribeiro *et al.* 2016, Yang *et al.* 2013) with a resolution of 0.0083° (~1 km). To do this, we used the geographical coordinates included in the papers together with the coordinates that we obtained from the study sites as explained above. Therefore, each point in our kernel density maps corresponds to a sampling point with a specific coordinate. The official limits of the Brazilian biomes were acquired from the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE 2010a). The kernel interpolation method is based on the definition of circular areas of influence around occurrence points (i.e., sampling points) of a phenomenon. Within the area of influence, the occurrence of the phenomenon decreases from the point to the limits according to a Gaussian function (Silverman 1986). Thus, the kernel density calculates the density of points around each output raster cell and the kernel density values indicate the studies' density per square kilometre. For example, the more the quantity of occurrence points within a given area of influence, the higher the density, whereas the more the spreading of points within a specific area, the larger the circular area around the points. We calculated a default search radius (bandwidth) based on the spatial configuration and number of input points, showing the best visual result of the data distribution (Silverman 1986). We generated four maps, each including either general or fragmentation papers on small mammals and antbirds, respectively, depicting areas with higher or lower density of studies by a red-to-blue (i.e., high-to-low) colour gradient. To determine differences in density among biomes for each of maps, we generated 50,000 uniformly random points within the whole country and subsequently calculated the mean kernel density values for each biome (Ribeiro *et al.* 2016). To test differences in mean kernel density values among biomes for each map, we conducted a Generalised Linear Model (GLM) assuming a quasi-Poisson distribution with subsequent Tukey's post hoc test to compare significant differences among biomes. Within each map, we also included a smaller map showing the most current data for human population in Brazil (IBGE 2010b). Thus, our maps depict areas with higher or lower density of studies comparing with more or less

Density map of general papers for small mammals

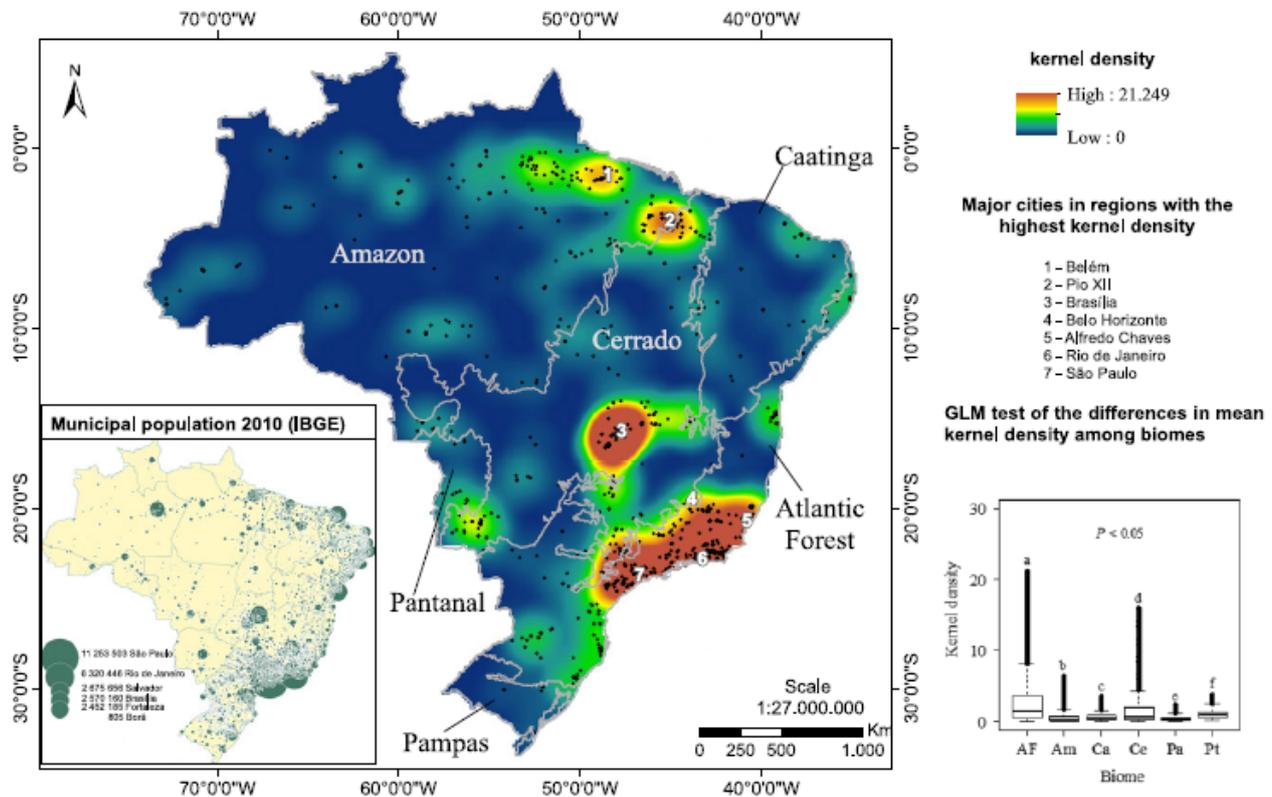


Figure 3. Mean kernel density across Brazilian biomes containing general papers for small mammals. The kernel density shows the number and distribution of sampling points (i.e., geographical coordinates included in the papers together with the coordinates that we obtained from the study sites using Google Earth, represented by the black dots), which is proportional to the number of studies for each biome (Table S1). The smaller map on the lower left margin shows the human population following the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE 2010b). Different letters in the boxplot show significant differences in mean kernel density ($P < 0.05$).

populated cities across the country, beyond merely showing differences in kernel density among biomes. Although the maps show sampling points rather than number of studies as most of the papers included several sampling points with a specific coordinate, density of studies is still depicted since the number of studies and sampling points were proportional for both antbirds and small mammals for each biome (Table S1).

We also regressed the number of general papers for both small mammals and antbirds against (1) the species richness for each taxonomic group and (2) human population density, thus considering biome area and population, which influences on the number of research institutions in Brazil (Ribeiro *et al.* 2016), for each biome. For both taxonomic groups, the percentages of papers and richness per biome over the total number of articles and number of species, respectively, and the percentage of human population density per biome were previously calculated and subsequently squared root-transformed to improve normality (Ribeiro *et al.* 2016). After the regression, a *t*-test was used to compare the slopes between the expected (i.e., $b \pm SE = 1 \pm 0$) and the observed relationship for each biome (Zar 1999). When the observed slope is significantly >1 , the bias is positive (i.e., the increase in number of papers is disproportionately higher than the increase in biome richness for each group), and when slope is <1 the bias is negative (i.e., the increase in number of papers is disproportionately lower than the increase in biome richness for each group). We followed the same procedure to evaluate

whether the number of fragmentation papers is proportional to the number of general papers. Thus, we regressed the squared root-transformed percentage of the number of fragmentation papers which each biome contributed against squared root-transformed percentage of the number of papers that included that biome. All analyses were conducted in R, version 3.6.2 (R Core Development Team 2018).

Results

Our search for general papers for the two taxonomic groups resulted in 566 articles published from 1945 to 2018. Small mammals were the most studied group, containing four times the number of publications of antbirds (451 vs. 115, respectively; Figure 2). The richness of small mammals and antbirds in Brazil is 254 and 188 species, respectively. However, some species occur in two or more biomes, so richness per biome does not show endemism (Figure 2). The greatest richness of small mammals is recorded for the Atlantic Forest, but both the Amazon and the Cerrado show a number of species close to the Atlantic Forest (Figure 2A). Otherwise, Amazon is clearly dominant for antbird richness in relation to the other biomes (Figure 2B).

The Atlantic Forest, the most densely populated biome, contained about 50% of general papers for both taxonomic groups, which represents about two times more publications on small mammals than the Amazon and the Cerrado, and 1.4 times more

Density map of general papers for antbirds

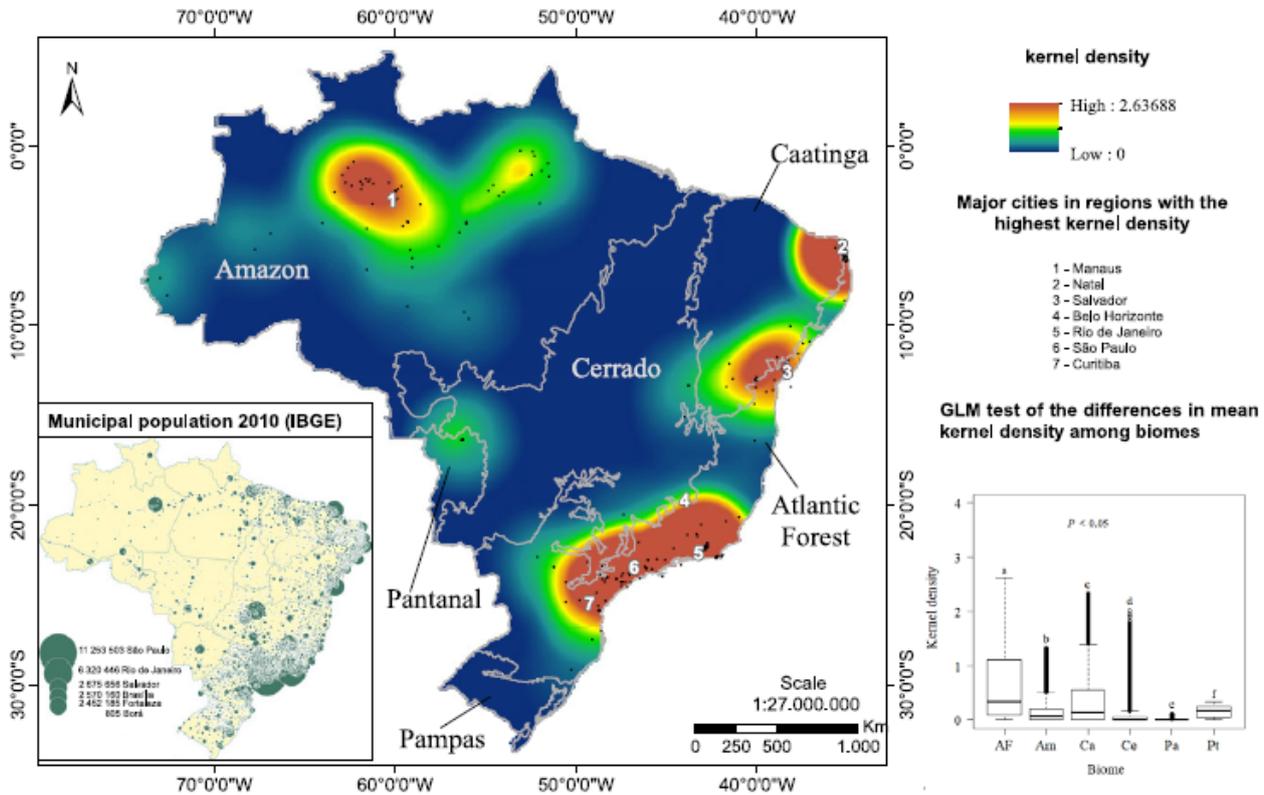


Figure 4. Mean kernel density across Brazilian biomes containing general papers for antbirds. The kernel density shows the number and distribution of sampling points (i.e., geographical coordinates included in the papers together with the coordinates that we obtained from the study sites using Google Earth, represented by the black dots), which is proportional to the number of studies for each biome (Table S1). The smaller map on the lower left margin shows the human population following the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE 2010b). Different letters in the boxplot show significant differences in mean kernel density ($P < 0.05$).

general papers on antbirds than the Amazon (Figure 2). Overall, the Atlantic Forest also showed the highest kernel mean density (i.e., higher number and spatial coverage of studies and corresponding sampling points), and studies were also mostly concentrated near the largest and most human-populated cities (Figures 3 and 4). However, the Amazon showed a disproportionately high number of studies considering its low human population density, whereas the biomes with the lowest number of species were also less researched (i.e., Caatinga, Pampa and Pantanal), specially for small mammals when comparing with the richest biomes (Figure 2). Following these patterns, we found a trend for a positive biogeographic bias for small mammals when considering their richness, as the number of studies tended to disproportionately increase with increasing the number of species across biomes (Figure 5A). For antbirds, we found a proportional research effort, that is, the number of studies tended to proportionately increase with richness across biomes (Figure 5B). Otherwise, we detected a biogeographic negative bias for both taxonomic groups when considering human population density (Figure 5C,D). This implies that less densely populated biomes (e.g., Amazon) contained disproportionately more studies than most densely populated biomes (e.g., Atlantic Forest).

The number of fragmentation papers involving antbirds and small mammals was 55 and 43, respectively, published from 1989 to 2018. This entails about the half of general papers (48%) for antbirds and near 10% for small mammals. Across

the Brazilian biomes, most fragmentation papers studying small mammals or antbirds were conducted in the Atlantic Forest (about 70% for each group; Figure 2). The Caatinga and the Pampa for small mammals and the Pampa and the Pantanal for antbirds did not include any fragmentation-related paper (Figure 2).

Similar to general papers, this biogeographic bias translated into the highest kernel density in the Atlantic Forest concentrated near the most human-populated cities, but also near two cities in the Amazon (Manaus and Alta Floresta) for both groups (Figures 6 and 7). The number of fragmentation papers showed a trend to disproportionately increase in relation to the number of general papers for antbirds across biomes, but it was proportional for small mammals (Figure 8).

Discussion

Our study shows compelling evidence that research on small mammals and antbirds in Brazil is geographically biased. We demonstrate that the Atlantic Forest, the most densely populated biome with the most human-populated cities, contained the highest number and density of publications for both taxonomic groups, but studies included in the Amazon were disproportionately numerous considering the low human population density of this biome. Conversely, non-forest biomes were clearly undersampled, especially the Caatinga, Pampa and Pantanal. These findings

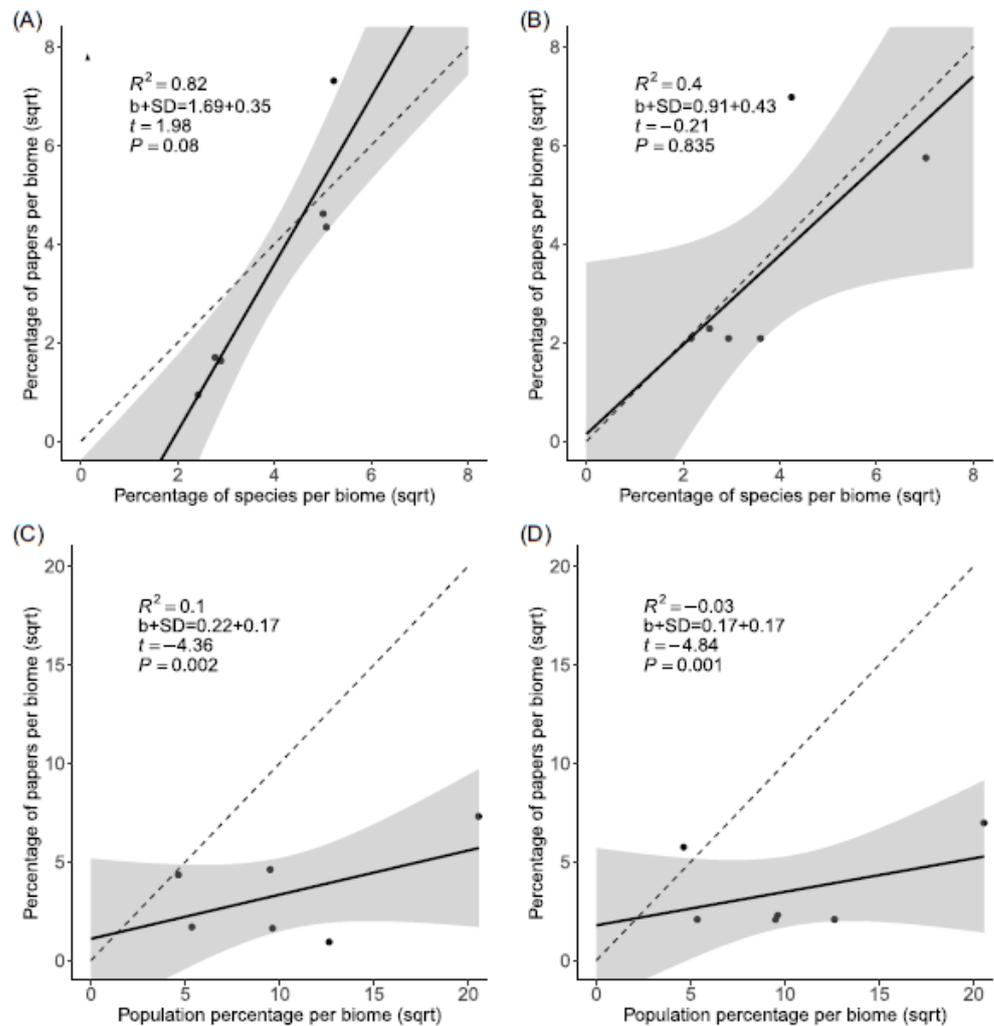


Figure 5. Relationship between the number of general papers and species richness for (A) small mammals and (B) antbirds, and between the number of general papers and human population density for (C) small mammals and (D) antbirds across Brazilian biomes. The black dots correspond to the biomes, the solid lines show the observed slope of the regression and the dashed lines show the expected slope (i.e., $b \pm SE = 1 \pm 0$).

reinforce the assumption that the Brazilian biodiversity research is unevenly distributed among biomes, concentrated near large cities (Oliveira *et al.* 2016, Ribeiro *et al.* 2016). In agreement with our general results, the Atlantic Forest, the most fragmented biome (Lapola *et al.* 2014), included a disproportional prevalence of fragmentation-related studies for small mammals and antbirds in relation to the number of fragmentation papers in other biomes. Although the effects of fragmentation on these groups and the number of threatened species considered were beyond of our scopes, our findings show practical evidence to guide research effort and overcome knowledge gaps, thus providing efficient management recommendations.

Several non-exclusive reasons are feasible to account for the predominance of studies for small mammals and antbirds in the Atlantic Forest: the highest human population density and largest cities (Rio de Janeiro and São Paulo) in Brazil and, subsequently, more research institutions, easy accessibility to sampling areas, and high fragmentation rates. Oversampling in highly human-populated locations is a prevalent issue in biodiversity studies (e.g., Pautasso & McKinney 2007) and it has been previously reported in Brazil (Arruda *et al.* 2018, Oliveira *et al.* 2016). Some of the main research centres in the country (e.g., USP, UNIFESP, UNESP, UFRJ or National Museum of Brazil) are in cities within the Atlantic Forest biome, so researchers therein tend to focus field

collections and studies on sites near their institutions (see Oliveira *et al.* 2016). Likewise, the Atlantic Forest has been traditionally altered by human pressure, resulting in high fragmentation rates of native vegetation (Lapola *et al.* 2014). This elevated habitat alteration associated with high human population density in this biome may potentially explain the overrepresentation of fragmentation-related studies for antbirds and small mammals in the Atlantic Forest, mainly concentrated on forest remnants (see Bovendorp *et al.* 2017 for small mammals).

However, representation of studies in the Amazon, the largest and least densely populated biome, showed a disproportional increase in relation to the other biomes when considering human population density. This finding suggests that accessibility, especially through navigable rivers, is not so restricted as previously reported to perform research in the Amazon Basin (Mendes-Oliveira *et al.* 2015, Oliveira *et al.* 2016). Additionally, fragmentation research on antbirds and small mammals in the Amazon, concentrated near Manaus and Alta Floresta, demonstrates that fragmentation-related studies have been mostly conducted by two important research projects, the BDFFP (Biological Dynamics of Forest Fragments Project) and the PETRA (*Plataforma Experimental para Gestão dos Territórios Rurais na Amazônia Legal*), respectively. Specifically, the BDFFP is the world's largest and ancient project about habitat fragmentation

Density map of fragmentation papers for small mammals

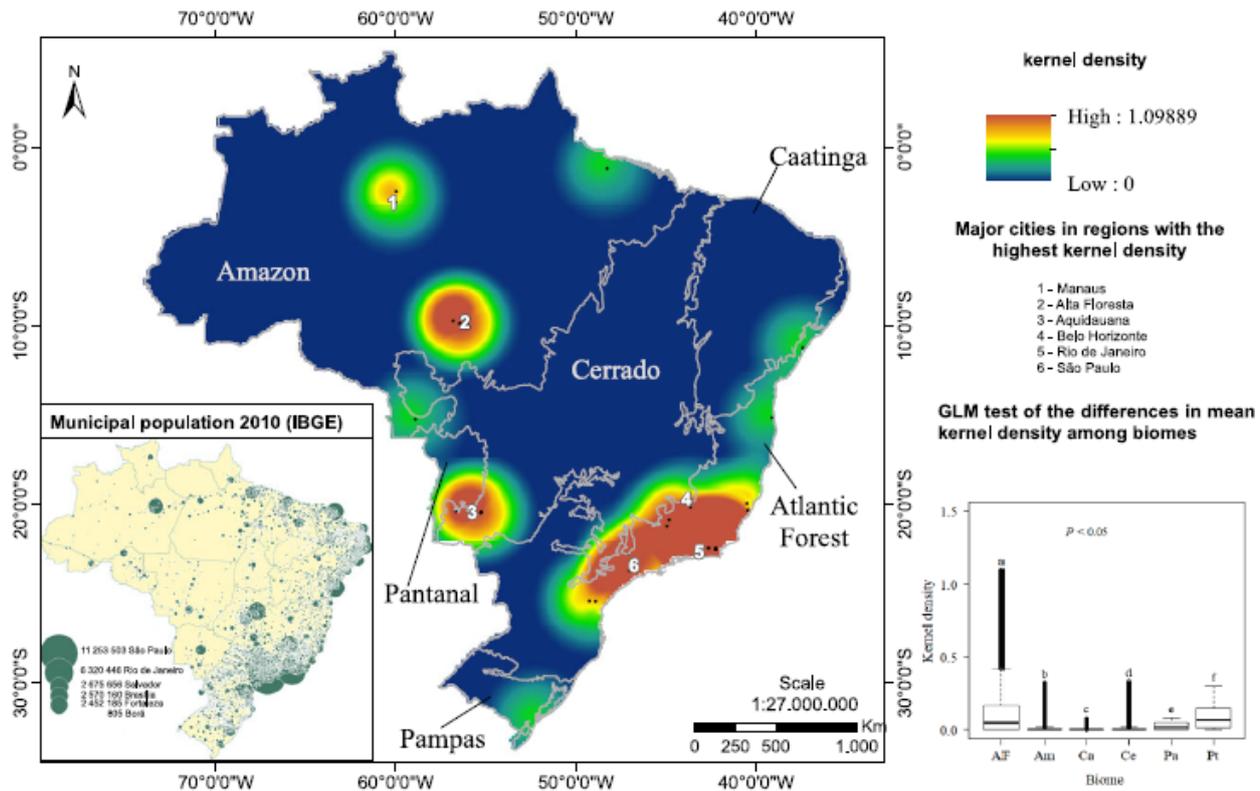


Figure 6. Mean kernel density across Brazilian biomes containing fragmentation papers for small mammals. The kernel density shows the number and distribution of sampling points (i.e., geographical coordinates included in the papers together with the coordinates that we obtained from the study sites using Google Earth, represented by the black dots), which is proportional to the number of studies for each biome (Table S1). The smaller map on the lower left margin shows the human population following the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE 2010b). Different letters in the boxplot show significant differences in mean kernel density ($P < 0.05$).

and its impacts on the Amazon biodiversity (Laurance *et al.* 2011).

Studies for antbirds and small mammals were mostly overlooked in the non-forest Brazilian biomes, especially in relation to fragmentation. Biological and ecological research in non-forest biomes in this country has been historically neglected (Overbeck *et al.* 2007, Santos *et al.* 2011), and a similar pattern has been recently reported to fragmentation research (Teixido *et al.* 2020), but they include large areas of native vegetation transformed into pasture and crops (Overbeck *et al.* 2015). The intensive and traditional land use for farming in the Caatinga and the Pampa grasslands have resulted in high habitat loss rates in these biomes (IBGE 2018b). Even in the Pantanal, the Brazil's best-conserved and least-populous biome, the spread of pastures and invasive species has considerably reduced the area of the native vegetation during the last 30 years (MapBiomas 2017). The Cerrado, the second largest and most densely human-populated biome, was especially undersampled for antbirds. This pattern may be due to the low number of specialists working on this group in the Cerrado, when compared to its richness. Given that the Cerrado is a biodiversity and priority conservation hotspot (Myers *et al.* 2000, Strassburg *et al.* 2017), and the third most degraded biome in Brazil due to increasing expansion of agriculture, livestock and mining (Lapola *et al.* 2014), the low number of studies conducted is somewhat worrying. Overall, our results reinforce the importance of increasing research and overcoming knowledge gaps, as well as

monitoring fragmentation-related studies in the growing anthropogenic degradation of non-forest Brazilian biomes.

The knowledge shortfalls in the studied animal groups resulting from biased research in Brazil may depict subsequent gaps related to biological, ecological and/or functional responses of species to the impact of human-induced environmental changes and ecosystem services they provide (Chapin III *et al.* 2000, Mason *et al.* 2005, Whelan *et al.* 2015). Antbirds regulate insect populations and reduce damage to plants due to their insectivorous diet (Sekercioglu 2006, Van Bael *et al.* 2003, Whelan *et al.* 2015), whereas small mammals play important roles in the trophic web and seed or mycorrhizal fungus dispersal (Galetti *et al.* 2015, Grenha *et al.* 2010). Therefore, overcoming knowledge gaps on antbirds and small mammals and assessing their responses to fragmentation across different biomes are of paramount importance to fully understand the consequences of habitat degradation in forest and non-forest ecosystems.

In summary, the results reported here show that there are major gaps resulting of uneven research on antbirds and small mammals, mostly across non-forest biomes containing a lower number of species. Still, these biomes have been traditionally managed or are increasingly being degraded by anthropogenic actions and, consequently, further research determining the effects of fragmentation on these animal groups, especially relevant to ecosystem services, is required. We call future investigation to consider more studies across non-forest biomes and vast unexplored areas within

Density map of fragmentation papers for antbirds

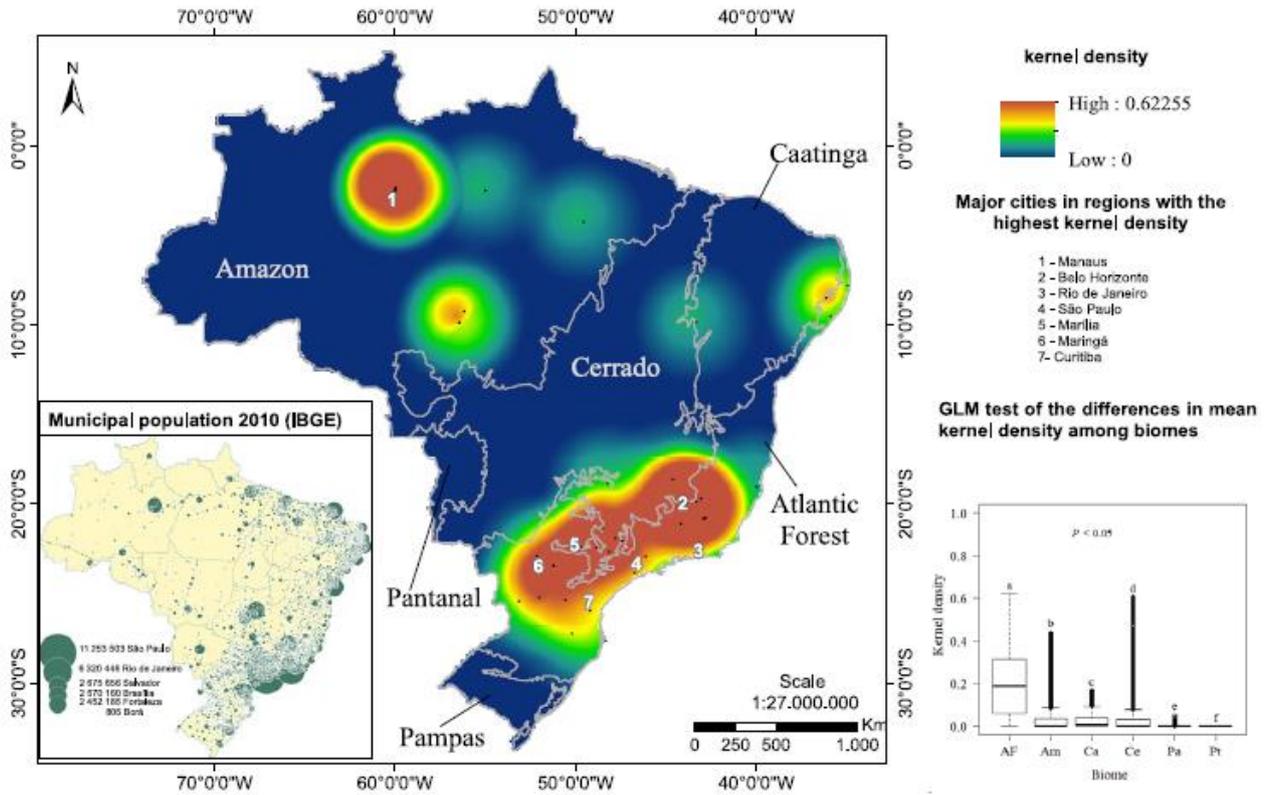


Figure 7. Mean kernel density across Brazilian biomes containing fragmentation papers for antbirds. The kernel density shows the number and distribution of sampling points (i.e., geographical coordinates included in the papers together with the coordinates that we obtained from the study sites using Google Earth, represented by the black dots), which is proportional to the number of studies for each biome (Table S1). The smaller map on the lower left margin shows the human population following the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE 2010b). Different letters in the boxplot show significant differences in mean kernel density ($P < 0.05$).

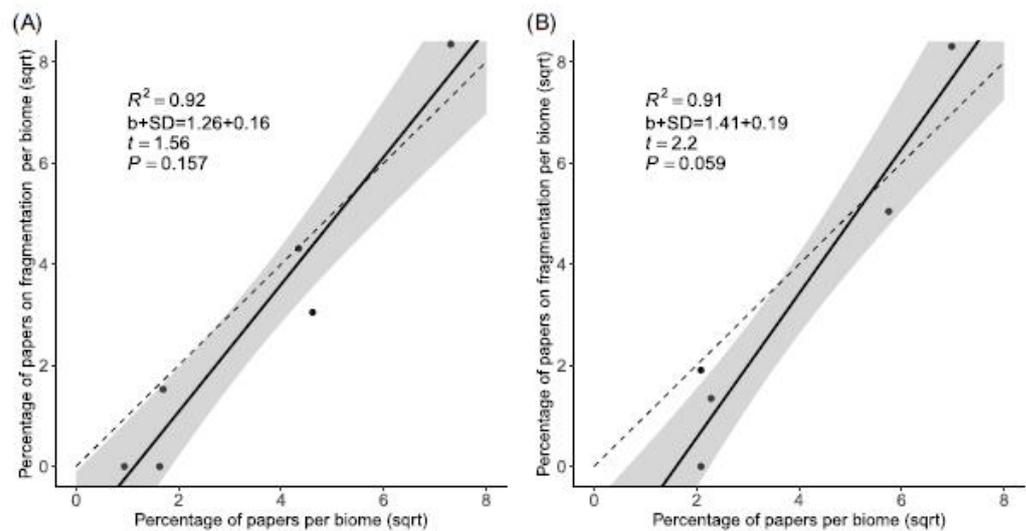


Figure 8. Relationship between the number of fragmentation papers and general papers for (A) small mammals and (B) antbirds across Brazilian biomes. The black dots correspond to the biomes, the solid lines show the observed slope of the regression and the dashed lines show the expected slope (i.e., $b \pm SE = 1 \pm 0$).

forest biomes (e.g., Amazon) to better understand the diversity, distribution and ecology of antbirds and small mammals in Brazil, a megadiverse, unevenly sampled, country.

Supplementary material. To view supplementary material for this article, please visit <https://doi.org/10.1017/S0266467421000250>

Acknowledgements. We thank two anonymous reviewers for the suggestions provided during the earlier versions of the manuscript. Rafael de A. Barros contributed to data collection. This work results from Seminars I and II offered by the Postgraduate Program in Ecology and Biodiversity Conservation from the Federal University of Mato Grosso, Brazil. We thank Tiago V. Ferreira for his assistance during image editing.

- Hedao P, Kassem KR (2001) Terrestrial ecoregions of the World: A new map of life on Earth. *BioScience* **51**, 933–938.
- Overbeck GE, Müller SC, Fidelis AT, Pfadenhauer J, Pillar VD, Blanco C, Boldrini II, Both R and Forneck ED (2007) Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **9**, 101–116.
- Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, Lewinsohn TM, Fonseca CR, Meyer ST, Müller SC, Ceotto P, Dadalt L, Durigan G, Ganade G, Gossner MM, Guadagnin DL, Lorenzen K, Jacobi CM, Weisser WW and Pillar VD (2015) Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions* **21**, 1455–1460.
- Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Herrmann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mende SL, Tavares VC, Mittermeier RA and Patton JL (2012) *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil /Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2*. Belo Horizonte: Conservação Internacional.
- Pardini R, Bueno AA, Gardner TA, Prado PI and Metzger JP (2010) Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *Plos ONE* **5**, e13666.
- Pautasso M and McKinney ML (2007) The Botanist Effect Revisited: Plant Species Richness, County Area, and Human Population Size in the United States. *Conservation Biology* **21**, 1333–1340.
- Piacentini VQ, Aleixo ALP, Agne CEQ, Maurício GN, Pacheco JF, Bravo G, Brito GRR, Naka LN, Olmos F, Posso S, Silveira LF, Betini G, Carrano E, Franz I, Lees A, Lima L, Pioli D, Schunck F, Amaral FR, Bencke GA, Cohn-Haft M, Figueiredo LF, Straube F and Césari E (2019) *Thamnophilidae in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil*. PNUA. <http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/138244> (accessed on 12 January 2020).
- Piratelli A, Sousa SD, Corrêa JS, Andrade VA, Ribeiro RY, Avelar LH and Oliveira EF (2008) Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **68**, 259–268.
- Prugh LR, Hodges KE, Sinclair ARE and Brashares JS (2008) Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **105**, 20770–20775.
- R Core Development Team (2018) *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>.
- Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA and Lima IP (2011) *Mamíferos do Brasil*. 2nd ed. Londrina: N.R.Reis Publishing. 439p.
- Ribeiro GV, Teixeira AL, Barbosa NP and Silveira FA (2016) Assessing bias and knowledge gaps on seed ecology research: implications for conservation agenda and policy. *Ecological Applications* **26**, 2033–2043.
- Santos JC, Leal IR, Almeida-Cortez JS, Fernandes GW and Tabarelli M (2011) Caatinga: The Scientific Negligence Experienced by a Dry Tropical Forest. *Tropical Conservation Science* **4**, 276–286.
- Santos-Filho M, Peres CA, Da Silva DJ and Sanaïotti TM (2012) Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodiversity and Conservation* **21**, 1127–1147.
- Sekercioglu CH (2006) Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* **21**, 464–471.
- Shine R and Bonnet X (2000) Snakes: a new 'model organism' in ecological research? *Trends in Ecology and Evolution* **15**, 221–222.
- Sick H (1997) *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Silverman BW (1986) *Density estimation for statistics and data analysis*. London: Chapman and Hall.
- Strassburg BB, Brooks T, Feltran-Barbieri R, Iribarrem A, Crouzeilles R, Loyola R, Latawiec A, Oliveira Filho FJ, Scaramuzza CM, Scarano F, Filho B and Balmford A (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution* **1**, 1–3.
- Teixido AL, Gonçalves SRA, Fernández-Arellano GJ, Dáttilo W, Izzo TJ, Layme VMG, Moreira LFB and Quintanilla LG (2020) Major biases and knowledge gaps on fragmentation research in Brazil: implications for conservation. *Biological Conservation* **251**, 108749. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108749>
- Trimble MJ and Van Aarde RJ (2010) Species inequality in scientific study. *Conservation Biology* **24**, 886–890.
- Troudet J, Grandcolas P, Blin A, Vignes-Lebbe R and Legendre F (2017) Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. *Scientific Reports* **7**, 1–14.
- Van Bael SA, Brawn JD and Robinson SK (2003) Birds defend trees from herbivores in a Neotropical forest canopy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **100**, 8304–8307.
- Whelan CJ, Şekercioglu ÇH and Wenny DG (2015) Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology* **156**, 227–238.
- Wintle BA, Kujala H, Whitehead A, Cameron A, Veloz S, Kukkala A, Moilanen A, Gordon A, Lentini PE, Cadenhead NCR and Bekessy SA (2019) Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **116**, 909–914.
- Yang W, Ma K and Kreft H (2013) Geographical sampling bias in a large distributional database and its effects on species richness–environment models. *Journal of Biogeography* **40**, 1415–1426.
- Zar JH (1999) *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice Hall.
- Zimmer K and Iser ML (2018) *Family Thamnophilidae (Typical Antbirds)*. In: Del Hoyo J, Elliot A and Christie D (eds), *Handbook of the Birds of the World*, v. 8: Broadbills to Tapaculos (pp. 448–681). Lynx Edicions.

CAPÍTULO 2

Chapter 2

Spatial bias in sampling small rodents in the Atlantic Forest: a landscape and accessibility perspective

Artigo submetido em 13/05/2022 para a revista Biodiversity and Conservation.

Spatial bias in sampling small rodents in the Atlantic Forest: a landscape and accessibility perspective

Lana Pavão Candelária ^{a*}, Nicolas Silva Bosco ^a, Viviane Maria Guedes Layme ^b, Thadeu Sobral-Souza ^b, Domingos de Jesus Rodrigues ^c

^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Corrêa 2367, E-78060-900 Cuiabá, Mato Grosso, Brasil

^b Departamento de Botânica e Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Corrêa 2367, E-78060-900 Cuiabá, Mato Grosso, Brasil

^c Núcleo de Estudos da Biodiversidade da Amazônia Mato-Grossense (NEBAM), Universidade Federal de Mato Grosso, Avenida Alexandre Ferronato - de 1002 a 1530 - lado par, E-78550728 Sinop, Mato Grosso, Brasil

*Autor correspondente: lanapavao@gmail.com

Abstract

Understanding the effects of habitat loss on species spatial distribution is a challenge mainly because the species occurrences knowledge is biased. Some sites are more sampled than others causing spatial sampling biases that are normally neglected. The needs to assess the sampling biases urge particularly in threatened regions, as the global hotspots. Here, we aimed to assess the spatial biases in the samplings of small rodents in the Atlantic Forest using an integrative approach toward accessibility and landscape metrics. We hypothesized that the well-sampled sites are spatially aggregated and closed to roads, urban centers, and larger fragments with a major percentage of habitat cover. First, we found 9910 species occurrence records for the Atlantic Forest including information from digital platforms and local communities databases. We also calculated the inventory completeness of small rodents achieving 507 sites as well-sampled sites that cover less than 1% of the Atlantic Forest spatial surface (in 1km² cell-size resolution). Spatially the well-sampled sites are aggregated, biased toward roads, urban centers, larger fragments and habitat with major forest cover percentage. Our findings suggest that even though the Atlantic Forest is highly diverse the spatial sampling knowledge of small rodents remains absent for most of its spatial extension. These results may be important to biome conservation tasks and sampling planning in still unknown regions.

Keywords: Biodiversity; Atlantic Forest; Inventory completeness; Macroecology; Wallacean Shortfall.

Introduction

Human-induced activities have modified landscapes directly affecting the spatial species distribution worldwide (Ceballos and Ehrlich 2002; Chase et al. 2020). Currently, the natural habitat modification is recognized as a factor causing defaunation (Dirzo et al. 2014), species population decreasing and/or species extinction (Dirzo and Raven 2003; Hanski 2011). Understanding how human-induced habitat changes drive biodiversity loss is still a challenge for science, because there are many gaps in the biodiversity knowledge which need to be better understood and quantified (Hortal et al. 2015).

The most studied biodiversity knowledge gap refers to spatial biases in the species distribution pattern (Wallacean Shortfall) since the primary biodiversity data on species occurrence are still scarce or biased (Girardello et al. 2018). The Wallacean Shortfall is characterized by uneven variation of the species sampling effort in time and space. Some localities are temporally more sampled and very sites are unsampled, generating a spatial aggregated pattern in the biodiversity knowledge (Almeida et al. 2021; Hortal et al. 2015; Sobral-Souza et al. 2021a). Like any other shortfalls, it is dependent on the spatial scale and resolution at which it is evaluated (Hortal et al. 2015, Bosco et al. 2022 in press). Normally, the bias in local scale occur because the sampling tends to be realized closed to access routes, either terrestrial or aquatic ecosystems (Oliveira et al. 2016; Sousa-Baena et al. 2014) and close to urban centers (Almeida et al. 2021; Lessa et al. 2019). Beyond accessibility-related biases there are also landscape-related biases, including more samples towards large and connected forest fragments (Sobral-Souza et al. 2021a) and/or in protected areas (Almeida et al. 2021). These biases are explained by the interest of researchers in sampling a greater number of species (Reddy and Dávalos 2003; Sastre and Lobo 2009) in a short period of time, especially in intensively modified landscapes.

Global initiatives emerged to solve the problems of limited biodiversity data, such as making biodiversity data available on accessible digital platforms (for example: Global Biodiversity Information Facility – GBIF e SpeciesLink). The digital biodiversity knowledge has been important to researchers' understanding of patterns in the spatial biodiversity distribution. However, gaps and biases on biodiversity digital data can compromise descriptions of large-scale biodiversity patterns (Hortal et al. 2007) problematizing conservation tasks (Brooks et al. 2004; Sousa-Baena et al. 2014). The spatial bias can also distort the estimated patterns (Hortal et al. 2008; Boakes et al. 2010; Yang et al. 2013) and impairs the use of niche-based modeling techniques (Hortal et al. 2008), that also emerged as a technique to solve the problem to use limited biodiversity data (Beck et al. 2014; Rocchini et al. 2011). The limitations of biodiversity data are most prominent for impacted and biodiverse e regions, such as the global hotspots.

The Atlantic Forest is a biodiversity hotspot (Myers et al. 2000) that even with a high biodiversity index still lacks biodiversity knowledge (Collen et al. 2008; Dirzo et al. 2014). Due to its history of colonization and natural resources exploitation, the number of endemic species and the presence of large urban centers with many research institutions, the Atlantic Forest is the most studied brazilian biome (Candelária et al. 2021; Teixido et al. 2020). Even so, the Atlantic Forest's biodiversity knowledge is biased for some regions (Sobral-Souza et al. 2021a). Testing the biases and gaps of Atlantic Forest's biodiversity knowledge using well resolved taxonomic groups, with extensive information of species distribution and inventories sampling, such as the non-volant small mammals, can be an interesting step to improve the Atlantic Forest conservation strategies.

The population reduction and/or species loss of large mammals induced by the modification of natural habitats (Dirzo et al. 2014) increases the taxon vulnerability (Galetti et al. 2017). Small rodents are widely distributed taxa (Wilson and Reeder 2005) and in the

Atlantic Forest is considered a diverse group, with 94 species (Bovendorp et al. 2017; Galindo-Leal and Câmara 2003). Ordinarily, rodent species are generalists and can occupy different habitat types (Bonvicino et al. 2008). The taxa also present different responses to local habitat changes (Bergallo et al. 2005; Rosa et al. 2018), because they are dependent on habitat quality (Delciellos et al. 2016). Even though the Atlantic Forest is the most sampled biome for small rodents (Candelária et al. 2021), the sampling bias and spatial gaps have not yet been evaluated.

In fact, problems related to biodiversity data quality and data limitation occur in all domains of ecology (Hortal et al. 2015). Therefore, identifying biodiversity data gaps and biases are important to indicate priority areas for sampling that can help us to understand large-scale biodiversity patterns. Here, we aimed to evaluate the biases and gaps in the spatial distribution of Atlantic Forest's small rodent samples. Specifically, we quantified the biodiversity knowledge of small rodents for the Atlantic Forest; we also evaluated the pattern of spatial distribution of rodent samplings to test how accessibility and landscape metrics can explain the sampling biases and gaps. We expect that the rodent samples are spatially biased towards more accessible regions, closed to urban centers and roads. The small rodents show different responses to landscape modification being used as good models to test hypotheses related to biodiversity and species loss. Based on this, we expect sampling bias regarding the fragment size (ha) and forest cover in which larger fragments with a higher forest cover will be more sampled than others.

Methods

Study area

The Atlantic Forest extends from the northeastern to the southern of the Brazilian coast. To the southwestern it extends into a small part of Paraguay and Argentina (Ribeiro et al. 2009; Tabarelli et al. 2010). The historical and geological context of the Atlantic Forest explain the environmental heterogeneity that contributed to a high species richness and high rates of endemism (Ribeiro et al. 2009). Silva and Casteleti (2003) proposed some biogeographic subdivisions for the Atlantic Forest, namely: Serra do Mar, Pernambuco, Bahia, Northeastern Brejos, Diamantina, Interior Forests, Araucaria Forests and São Francisco. These subregions are characterized by the presence of two or more endemic species with overlapping spatial distributions and/or by the specificities of some habitats (Silva and Casteleti 2003). As for their phytophysiognomies, the Atlantic Forest is mainly composed of Dense, Mixed and Open Ombrophilous Forests and Seasonal Semideciduous and Deciduous Forests in the ecotonal areas (Joly et al. 2014).

The Atlantic Forest is also known for its high biodiversity and long history of deforestation (Joly et al. 2014). Since its colonization (more than 500 years) it has been historically threatened by the expansion of human occupation and land use conversion (Cincotta et al. 2000; Metzger 2009; Tabarelli et al. 2010) causing landscape fragmentation. Currently the Atlantic Forest is located in one of the most populous regions of Brazil where we find the three main Brazilian urban centers (Tabarelli et al. 2010). Even today, part of the Atlantic Forest is lost due to population growth and the expansion of logistic infrastructure such as roads (Joly et al. 2014). Currently, 28% of the Atlantic Forest is composed of small and isolated forest remnants (Rezende et al. 2018). Among the biogeographic subregions, Serra do Mar is the most conserved (about 36,5% from their area), while the Interior and São Francisco sub-regions are the most degraded (< 8% of remaining forest area - Ribeiro et al. 2009).

Species dataset

We compile occurrences of small rodent species from the Families Caviidae, Cricetidae, Ctenomyidae, Echimyidae, Erethizontidae, Muridae and Sciuridae. Occurrence records of small rodent species were obtained from different digital available databases. In addition, we also obtained occurrence records from two databases published by Bovendorp et al. (2017) and Figueiredo et al. (2017). These datasets compiled information on richness and abundance of local communities of non-volant small mammals, from scientific articles, thesis and unpublished data. We also use the occurrence data obtained from the *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF 2021- DOI <https://doi.org/10.15468/dl.bnbeqo>), speciesLink (2021), Information System on Brazilian Biodiversity (*Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira* - SiBBR 2021) and Biodiversity Portal (*Portal da Biodiversidade* - PortalBio 2021). We also included the occurrence records of six invasive species from the Neotropical Invasive Mammals database (Rosa et al. 2020). After compiling the database, we filtered the records considering: i) the accuracy of taxonomic identification (records that were not identified at species level were removed), ii) the geographic location within the limits of the Atlantic Forest (Muylaert et al. 2018), excluding occurrences outside this, and iii) deleting duplicate records. All species found on digital platforms were searched for current taxonomy and had their nomenclatures corrected, if necessary. For that, we use the ASM Mammals diversity database da American Society of Mammalogists (ASM, <https://www.mammaldiversity.org/>), Wilson and Reeder's Mammal Species of the World, 3rd edition (MSW3, <http://www.departments.bucknell.edu/biology/resources/msw3/>), and Patton et al. (2015) as a way to obtain the synonymies of the species.

Inventory Completeness

The inventory completeness is used to identify well-sampled sites at a given spatial resolution and extension (Lobo et al. 2018). To assess the inventory completeness, we calculated the completeness for cells with 1 km² resolution in the Atlantic Forest delimitation (Muylaert et al. 2018). We chose this spatial resolution because landscape (re)structure and (re)configuration have been shaped by changes in land-use that occur and affect ecological processes at narrow spatial scales (Benítez-López et al. 2010, Sobral-Souza et al. 2021a).

To calculate the inventory completeness for each 1km² cell-size resolution we subdivided our database in two folding: i) digital databases with records of species occurrence and; ii) the information compiled based on the richness and abundance of local communities. As the information from the communities already measured the sampling effort, this database was once considered to have a high completeness index. Thus, completeness was calculated by only considering individual occurrence records from the GBIF, SpeciesLink, SiBBr, PortalBio and Neotropical Aliens database.

We calculated the inventory completeness through the ratio between the number of observed and predicted species where the number of predicted species for each 1km² resolution cell was obtained through the species accumulation curve using the “Clench” function of the *KnowBr* package (Lobo et al. 2018) in the R program (R Development Core Team 2021). The inventory completeness metric ranges from 0 to 1 with 0 being no inventory and 1 the maximum inventory completeness for each cell. We considered the as well-sampled site when i) it contained more than 20 occurrence records and an inventory completeness equal to or greater than 0.7 and ii) sites with communities sampling according to Bovendorp et al. (2017) and Figueiredo et al. (2017).

Spatial bias

We assess the spatial bias on the well-sampled based on accessibility and landscape metrics. We use as accessibility metrics the i) roads distances (m) and ii) nearest distance to urban center (m). The raster with the Euclidean roads distances was produced through the shapefile of the federal and state roads of the National Department of Transport Infrastructure (*Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes - DNIT*). The raster of Euclidean distances from urban centers was produced by compiling shapes from the Brazilian Foundation for Sustainable Development (*Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável - FBDS*), SOS Atlantic Forest Foundation (*Fundação SOS Mata Atlântica*) and the Brazilian Institute of Geography and Statistics (*Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE*).

We also used fragment size (ha) and percentage of habitat cover (%) to assess how landscape configuration can influence spatial biases and gaps in small rodent samplings. To calculate the fragment size each fragment was given an ID (fragment ID) and an area (fragment size or area), calculated in hectares as the sum of the area of each cell. In the final map, each cell of the same fragment presented the same value of the area of the whole fragment. Non-fragment (= non-vegetation or vegetation corridors) cells were given a NULL value. To infer the habitat cover (%) each cell presented a value of the proportion of habitat (forest) within a square window with a given size, centered in the focal cell (= amount of vegetation cells/total number of cells in the window). It varies between 0 and 100%. This metrics were calculated by variables taken from *Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS)*, *Fundação SOS Mata Atlântica*, *Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)* and University of Maryland (Global Forest Change Project, Hansen et al. 2013). All metrics were calculated for resolution of 30m x 30m and resampled to for 1km².

To test the accessibility bias on the well-sampled sites we compared the frequency distribution between the road distance for the entire Atlantic Forest extension with the road distance of the well-sampled sites. We did the same procedure to compare the distribution of

frequency of distances for urban centers (between the entire Atlantic Forest and the well-sampled sites). For the landscape metrics we compared the frequency of fragment sizes for the entire Atlantic Forest with the frequency of fragment sizes of the well-sampled sites. We used the same procedure to habitat cover (%) inferring the difference between the frequency of habitat percentage of the entire Atlantic Forest and the well-sampled sites. We used the Komolgorov-Smirnov analysis to test for differences between frequencies of entire Atlantic Forest and well-sampled sites. All analyzes were performed in R (R Development Core Team 2021).

Results

The dataset of small rodents compiled by Bovendorp et al. (2017) resulted in 1499 records, the Figueiredo et al. (2017) dataset has 1115 occurrence records and Rosa et al. (2020) 1186 occurrence records. For digital platforms GBIF, SpeciesLink, SibBr and Portal da Biodiversidade we also found 69657 small rodent occurrence records (see Table s1 and s2 in the supplementary material). Of these, only 9910 were within the Atlantic Forest limits (Figure 1).

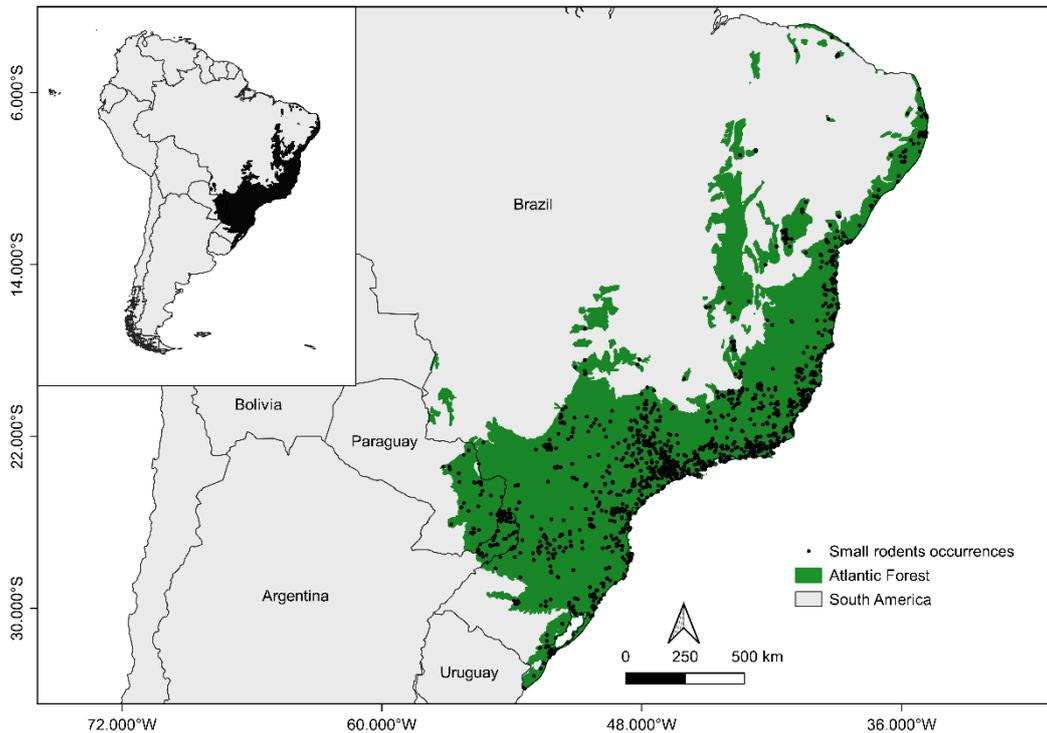


Figure 1. Spatial distribution of small rodent occurrences compiled from databases (Bovendorp et al., 2017 and Figueiredo et al., 2017) and digital platforms (GBIF, SpeciesLink, SibBr and Portal da Biodiversidade) for the Atlantic Forest, proposed by Muylaert et al. (2018).

Considering the spatial resolution of 1 km² only 507 sites of Atlantic Forest (out of 1,649,932 cells) were well-sampled. Thus, only 0.03% of the spatial surface of the Atlantic Forest is well sampled for small rodents (Figure 2). Considering the Atlantic Forest biogeographic subregions, proposed by Ribeiro et al. (2009), Serra do Mar is the best known with 177 well-sampled sites (0.15% of the sub-region area). The Pernambuco and Bahia subregions have between 0.7 and 0.9% of their areas well sampled. While the Araucaria, Florestas do Interior and Diamantina sub-regions are known less than 0.05% of their areas. For the São Francisco sub-region, there are no records of inventories with high completeness of small rodents (Figure s1).

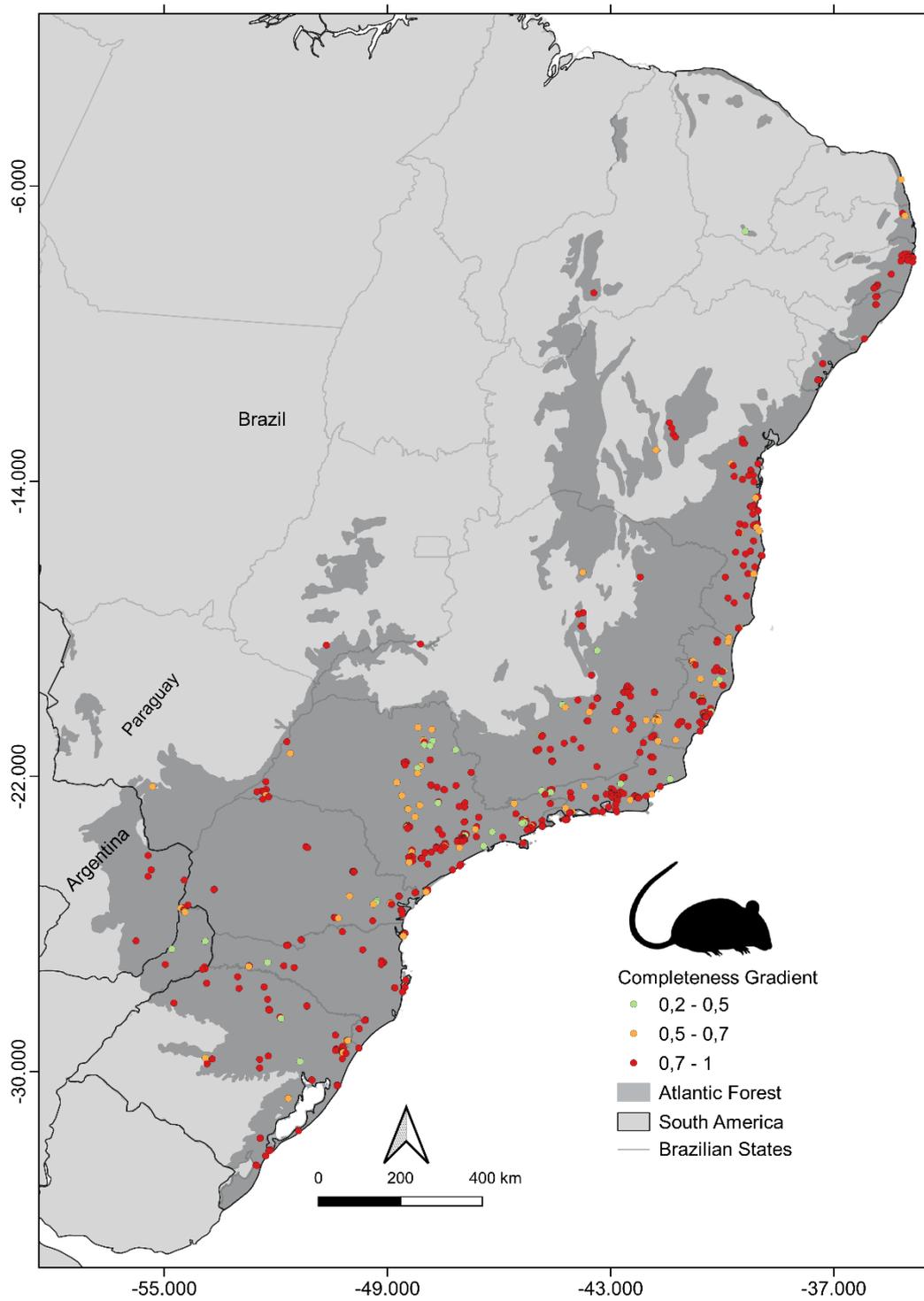


Figure 2. Well-sampled sites for small rodent inventories in the Atlantic Forest. Red dots indicate well-sampled sites ($n = 507$). Green and yellow dots indicate locations where less than 69% of the biodiversity is known ($n = 41$ and 91 , respectively).

The sampling of small non-volant mammals are biased towards sites close to roads ($D = 0.1234$, $p = 3.948 \cdot 10^{-7}$) and urban centers ($D = 0.10877$, $p = 1.236 \cdot 10^{-5}$; figure 3). In addition to accessibility, the landscape configuration also interferes in the sampling bias. Well-sampled sites are biased towards large fragments ($D = 0.28178$, $p < 2.2 \cdot 10^{-16}$) with a higher percentage of habitat cover ($D = 0.41727$, $p\text{-value} < 2.2 \cdot 10^{-16}$) (figure 4).

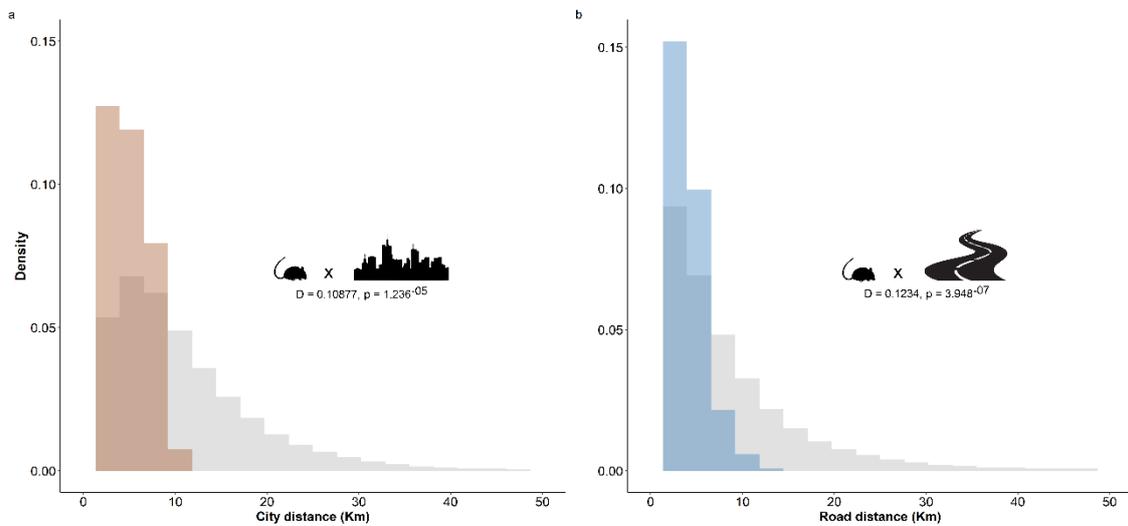


Figure 3. Spatial bias of the small rodents well-sampled sites related to city distance (m) and road distance (m). The well-sampled sites are biased to locations closed to cities and roads. The gray bars indicate the density of cities and road distances for extension Atlantic Forest (limit proposed by Muylaert et al., 2018). Colored bars indicate the density of distance of (a) cities centers and (b) roads of well-sampled sites.

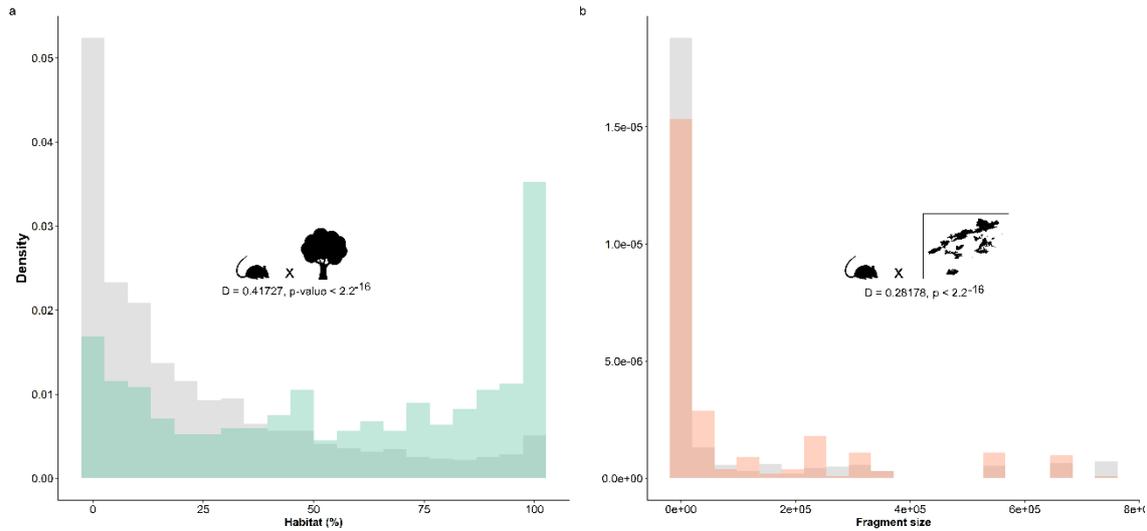


Figure 4. Spatial bias of the small rodents well-sampled site related to landscape. The well-sampled sites are biased to locations closed to large fragments and higher percentage of habitat. Colored bars indicate the percentage habitat (a) and density of fragment size (b) of well-sampled site.

Discussion

Our findings suggest a spatial bias on the sampling sites of small rodents in the Atlantic Forest. The well-sampled sites are close to urban centers, roads, large fragments and with greater habitat (forest) cover. These results also indicate a sampling gap in small fragments with low forest cover and sites far from cities and roads, precluding the inferences of relationship between fragmentation and small mammal biodiversity on broad-scale perspectives. In addition, based on data available on digital platforms the spatial aggregation of sampling efforts generated a 99% of spatial gap in the knowledge of small mammals. The well-sampled sites cover only 0.03% of the biome's extension. Our results demonstrate that the small rodent's knowledge in a broad-scale perspective is spatially limited which impairs inferences about the factors that govern and change the spatial distribution, a key factor to propose conservation tasks.

Although the aim of digital accessible platforms is to provide more data on biodiversity to increase the biodiversity knowledge (Devictor and Bensaude-Vincent 2016) and helping to fill some gaps, the current available data is still limited (Hortal et al. 2007). The limitation of biodiversity information occurs because the available data were collected in different ways, by different researchers and with different purposes (Wüest et al. 2020). The imprecision in the Atlantic Forest's small rodent data can be explained by the lack of taxonomic expertise in identifying specimens in the field, by the retention of biodiversity data in museums or undigitized private collections and by the temporal degradation of information (Ladle and Hortal 2013; Meyer et al. 2015; Tessarolo et al. 2017). Additionally, there are imprecisions on species spatial information. The lack of geographic coordinates or their imprecision contributes to the increase of biogeographic ignorance. This imprecision makes part of the information “unusable” for some analyzes (Hortal et al. 2008) such as inventory completeness. Therefore, digitally accessible data, but with inaccurate information, also increases the biogeographic ignorance (Tessarolo et al. 2021) instead of decreasing them. It would be interesting if there was a validation, monitoring and mapping of biodiversity digital information so that it becomes accurate, useful and reliable. The correct digitization of biodiversity information would allow a better use of available data, cost reduction and promotion of new analyzes and/or research/inventories increasing the possibility of macroecological pattern inferences and conservation efforts based on the relationship between fragmentation and biodiversity loss.

Our findings also suggest a spatial bias from well-sampled sites to more accessible regions. The proximity to access routes and urban centers are well-known factors in generating bias in the biodiversity knowledge from different taxonomic groups (Almeida et al. 2021; Correia et al. 2019; Oliveira et al. 2016). The historic natural exploitation of the Atlantic Forest resources causes forest loss resulting in only 28% in forest original remnants (Rezende et al. 2018). The modification in the Atlantic Forest landscape resulted in a fragmented landscape

with a high density of access routes and many cities (Lapola et al. 2014; Oliveira et al. 2016), including also the Protected Areas that are easily accessible by roads. The Atlantic Forest protected areas are spatially joint embracing the largest and conserved forest remnants that being easily accessible to biodiversity sampling results on broad-scale spatial biases on both accessibility and landscape perspectives. In addition, historically, the promotion of biological research in the Atlantic Forest has favored projects on a local scale and with long-term sampling (for example PELDs). These projects were able to clarify and describe diverse ecological and biodiversity patterns on a local scale, however failed to clarify patterns on a broad-scale which can also be explained by the recent shift in the macroecology view (hierarchical approaches - Guisan and Rahbek (2011), Sobral-Souza et al. (2021b). There is still a density of sites with a distance greater than 15 km from urban centers and access routes that have not been sampled, becoming priority sites for future sampling efforts.

The disadvantage of biodiversity sampling close to roads and cities is that it can be underestimated mainly because these sites may not represent regional biodiversity (Benítez-López et al. 2010; Laurance et al. 2009) and may have the effect of biological invasion (Hobbs et al. 2009). Access routes facilitate habitat degradation (Freitas et al. 2010) and for small rodent changes on landscape configuration such as edge effect, change the species composition (Rosa et al. 2018). On the other hand, sampling sites close to large centers and roads offers better infrastructure, more qualified human resources and reduces costs for researchers with few financial support (Lessa et al. 2019; Meyer et al. 2015).

We also found bias for larger fragments and with greater habitat (forest) cover. These biases may be explained by the access facility, the greater environmental heterogeneity of larger fragments and species-area ratio which are more likely to record a greater number of species in a few sampling times (Sobral-Souza et al. 2021a). Additionally, in the Atlantic Forest, larger fragments are more temporally stable and have less effects caused by human-induced landscape

modification (Hansen et al. 2020). The human colonization and habitat fragmentation result in a spatial configuration where the main forest remnants are on sites closed to high human density (Ribeiro et al. 2009). Thus the largest forest fragments are spatially joint explaining the spatial aggregation pattern of well-sampled sites. In the Atlantic Forest the main forest fragments are also protected areas generating long term habitat stability and providing long-lasting, temporal samplings with little human action.

The Serra do Mar is the most conserved biogeographic region (Ribeiro et al. 2009) with 35% of Atlantic Forest well-sampled sites within this region, covering 0.15% of the spatial surface of this region. The Serra do Mar are located in the main large protected forest massifs (such as Serra do Mar State Park and Carlos Botelho State Park), however, it is a geographically extensive region that has large urban centers, such as São Paulo city. Our findings highlight that the Floresta do Interior is six times larger than the Serra do Mar and the biodiversity knowledge is also smaller, with 0.02% of surface well studied. In the Floresta do Interior, the sampling sites are spatially joint to the Serra do Mar bioregion, probably due to the presence of large urban centers and researchers Institutes (Almeida et al. 2021; Candelária et al. 2021; Lessa et al. 2019). The biogeographic regions of the northeast are practically unknown, especially São Francisco, which does not have well-sampled sites. These northeast regions are classified by the degree of endemism, which attracts taxonomists to discover new species (Silva-Soares et al. 2021) but even so areas with high rates of endemism are poorly sampled, such as Diamantina, Bahia and Pernambuco. This can be explained by the low number of universities and Protected areas in the region. The northeast is also known as an ecotone, having a vegetational mosaic with Caatinga and Cerrado enclaves which can increase the complexity to sampling Atlantic Forest taxa.

Biased biodiversity data also hamper the building of species distribution maps because the maps will reflect the sampling bias and not the true species distribution (Rocchini et al.

2011; Ladle and Hortal 2013). Landscape configuration also affects species dispersion (Fahrig 2005) and not knowing the true species distribution based on their sampling bias may be to impairs inferences about the effects of landscape modifications on local and regional biodiversity (Sobral-Souza et al. 2021b, Santos et al. 2020). Like any other deficit on biodiversity knowledge, the Wallacean Shortfall is dependent on the spatial scale on which it is assessed. At high spatial resolution for a wide spatial scale the knowledge of biodiversity can be considered complete as all grid cells would have enough occurrences to reach a high degree of completeness (Lobo et al. 2018). But at low spatial resolution, as here, we infer that there are many spatial gaps in the knowledge of the biodiversity of small mammal in the Atlantic Forest.

Currently, the biodiversity knowledge of small rodents in the Atlantic Forest is insufficient to understand how landscape modification affects the spatial species distribution on a large scale. The bias highlighted here demonstrated a biodiversity knowledge gap for small fragments, with little habitat (forest) coverage and far from roads and cities. Most of the Atlantic Forest area is represented by small fragments, with little forest cover, as they are composed of secondary forests or in forest recovery (Ribeiro et al. 2009). In addition, the well-sampled sites are spatially aggregated, not covering the entire range of accessibility and landscape conditions of the Atlantic Forest. Therefore, samplings of small rodents need to be directed to sites of difficult accessibility, away from cities, in small fragments and with little forest habitat cover in order to contribute to the increase of the inventory completeness through the landscape configuration spectrum mainly due to the dependence on responses that small rodents can present with the landscape human-induced modification.

Acknowledgements

We thanks Milton Cezar Ribeiro, Marcos Penhacek, Jessie Pereira Santos and Rodrigo Pirilo for manuscript suggestions. We also thanks the MacrEco Lab students for the valuable discussions. LPC and NSB thanks the CAPES for fellowship.

Author contributions

L.P.C; V.M.G.L and D.J.R concern the manuscript idea

L.P.C; N.S.B and T.S-S building the dataset and run the analysis

All authors reviewed the manuscript

References

Almeida TC de, Tessarolo G, Nabout JC, Teresa FB (2021) Non-stationary drivers on fish sampling efforts in Brazilian freshwaters. *Divers. Distrib.* 27:1224–1234
<https://doi.org/10.1111/ddi.13269>

Beck J, Böller M, Erhardt A, Schwanghart W (2014) Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions. *Ecol. Inform.* 19:10–15
<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.002>

Benítez-López A, Alkemade R, Verweij PA (2010) The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biol. Conserv.* 143:1307–1316 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.009>

Bergallo HG, Luz JL, Raíces DS, Hatano FH, Martins-Hatano F (2005) Habitat use by *Oryzomys subflavus* (Rodentia) in an open shrubland formation in Restinga de Jurubatiba

National Park, RJ, Brazil. *Braz. J. Biol.* 65:583–588 <https://doi.org/10.1590/s1519-69842005000400004>

Boakes EH, McGowan PJK, Fuller RA, Chang-Qing D, Clark NE, O’Connor K, Mace GM (2010) Distorted views of biodiversity: Spatial and temporal bias in species occurrence data. *PLoS Biol.* 8 <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000385>

Bonvicino CR, Oliveira JAde, D’Andrea OS (2008) Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Rio de Janeiro: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa-OPAS/OMS.

Bovendorp RS, Villar N, Abreu-Junior EF de, Bello C, Regolin AL, Percequillo AR, Galetti M (2017) Atlantic small-mammal: a dataset of communities of rodents and marsupials of the Atlantic forests of South America. *Ecology* 98:2226. <https://doi.org/10.1002/ecy.1893>

Brooks TM, Da Fonseca GAB, Rodrigues ASL (2004) Protected areas and species. *Conserv. Biol.* 18:616–618 <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.01836.x>

Candelária LP, Zucchetto M, Gonçalves SRA, Braga GDSF, Izzo TJ, Teixido AL (2021) Biogeographic and fragmentation-related research biases on antbirds and non-flying small mammals in Brazil. *J. Trop. Ecol.* 37:175–184 <https://doi.org/10.1017/S0266467421000250>

Ceballos G, Ehrlich PR (2002) Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296:904–907 <https://doi.org/10.1126/science.1069349>

Correia RA, Ruete A, Stropp J, Malhado ACM, dos Santos JW, Lessa T, Alves JA, Ladle RJ (2019) Using ignorance scores to explore biodiversity recording effort for multiple taxa in the Caatinga. *Ecol. Indic.* 106:105539. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105539>

Chase JM, Blowes SA, Knight TM, Gerstner K, May F (2020) Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. *Nature* 584:238–243 <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2531-2>

Cincotta RP, Wisnewski J, Engelman R (2000) Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* 404:990–992 <https://doi.org/10.1038/35010105>

Collen B, Ram M, Zamin T, McRae L (2008) The Tropical Biodiversity Data Gap: Addressing Disparity in Global Monitoring. *Trop. Conserv. Sci.* 1:75–88 <https://doi.org/10.1177/194008290800100202>

Devictor V, Bensaude-Vincent B (2016) From ecological records to big data: the invention of global biodiversity. *Hist. Philos. Life Sci.* 38:1–23 <https://doi.org/10.1007/s40656-016-0113-2>

Delciellos AC, Vieira MV, Grelle CEV, Cobra P, Cerqueira R (2016) Habitat quality versus spatial variables as determinants of small mammal assemblages in Atlantic Forest fragments. *J. Mammal.* 97:253–265 <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv175>

Dirzo R, Raven PH (2003) Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28:137–167 <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>

Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B (2014) Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401–406 <https://doi.org/10.1126/science.1251817>

Fahrig L (2005) When is a landscape perspective important? In: J. Wiens and M. Moss (eds.) *Issues and Perspectives in Landscape Ecology* (Cambridge Studies in Landscape Ecology). Cambridge: Cambridge University Press. pp. 3-10 doi:10.1017/CBO9780511614415.002

Figueiredo MSL, Barros CS, Delciellos AC, Guerra EB, Cordeiro-Estrela P, Kajin M, Alvarez MR, Asfora PH, Astúa D, Bergallo HG, Cerqueira R, Geise L, Gentile R, Grelle CEV, Iack-Ximenes GE, Oliveira LC, Weksler M, Vieira MV (2017) Abundance of small mammals in the Atlantic Forest (ASMAF): a data set for analyzing tropical community patterns. *Ecology* 98:2981-2981 <https://doi.org/10.1002/ecy.2005>

Freitas SR, Hawbaker TJ, Metzger JP (2010) Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *For. Ecol. Manage.* 259:410–417. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.036>

Galetti M, Brocardo CR, Begotti RA, Hortenci L, Rocha-Mendes F, Bernardo CSS, Bueno RS, Nobre R, Bovendorp RS, Marques RM, Meirelles F, Gobbo SK, Beca G, Schmaedecke G, Siqueira T (2017) Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Anim. Conserv.* 20:270–281 <https://doi.org/10.1111/acv.12311>

Galindo-Leal C, Câmara IG (2003) *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. (Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International State of the Hotspots series). Island Press, Washington

Girardello M, Martellos S, Pardo A, Bertolino S (2018) Gaps in biodiversity occurrence information may hamper the achievement of international biodiversity targets: Insights from a cross-taxon analysis. *Environ. Conserv.* 45:370–377
<https://doi.org/10.1017/S0376892918000115>

Guisan A, Rahbek C (2011) SESAM – a new framework integrating macroecological and species distribution models for predicting spatio-temporal patterns of species assemblages. *J. Biogeogr.* 38:1433–1444 doi:10.1111/j.1365-2699.2011.02550.x

Hansen MC, Wang L, Song XP, Tyukavina A, Turubanova S, Potapov PV, Stehman SV (2020) The fate of tropical forest fragments. *Sci. Adv.* 6:11
<https://www.science.org/doi/full/10.1126/sciadv.aax8574>

Hanski I (2011) Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio* 40:248–255 <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0147-3>

Hobbs RJ, Higgs E, Harris JA (2009) Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends Ecol. Evol.* 24:599–605 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>

Hortal J, De Bello F, Diniz-Filho JAF, Lewinsohn TM, Lobo JM, Ladle RJ (2015) Seven Shortfalls that Beset Large-Scale Knowledge of Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 46:523–549 <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400>

Hortal J, Jiménez-Valverde A, Gómez JF, Lobo JM, Baselga A (2008) Historical bias in

biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos* 117:847–858 <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16434.x>

Hortal J, Lobo JM, Jiménez-Valverde A (2007) Limitations of biodiversity databases: Case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conserv. Biol.* 21:853–863 <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00686.x>

Joly CA, Metzger JP, Tabarelli M (2014) Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. *New Phytol.* 204:459–473 <https://doi.org/10.1111/nph.12989>

Ladle R, Hortal J (2013) Mapping species distributions: living with uncertainty. *Front. Biogeogr.* 5:4-6 <https://doi.org/10.21425/F5FBG12942>

Lapola DM, Martinelli LA, Peres CA, Ometto JPHB, Ferreira ME, Nobre CA, Aguiar APD, Bustamante MMC, Cardoso MF, Costa MH, Joly CA, Leite CC, Moutinho P, Sampaio G, Strassburg BBN, Vieira ICG (2014) Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat. Clim. Chang.* 4:27–35 <https://doi.org/10.1038/nclimate2056>

Laurance W (2009) Conserving the hottest of the hotspots. *Biol. Conserv.* 142 [doi:10.1016/j.biocon.2008.10.011](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.011)

Lessa T, Dos Santos JW, Correia RA, Ladle RJ, Malhado ACM (2019) Known unknowns: Filling the gaps in scientific knowledge production in the Caatinga. *PLoS One* 14:1–12 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219359>

Lobo JM, Hortal J, Yela JL, Millán A, Sánchez-Fernández D, García-Roselló E, González-Dacosta J, Heine J, González-Vilas L, Guisande C (2018) KnowBR: An application to map the geographical variation of survey effort and identify well-surveyed areas from biodiversity databases. *Ecol. Indic.* 91:241–248 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.077>

Metzger JP (2009) Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biol. Conserv.* 142:1138-1140 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.012>

Meyer C, Kreft H, Guralnick R, Jetz W (2015) Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. *Nat. Commun.* 6 <https://doi.org/10.1038/ncomms9221>

Muylaert RL, Vancine MH, Bernardo R, Oshima JEF, Sobral-Souza T, Tonetti VR, Niebuhr BB, Ribeiro MC (2018) Uma nota sobre os limites territoriais da Mata Atlântica. *Oecologia Aust.* 22:302–311 [10.4257/oeco.2018.2203.09](https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2203.09)

Myers N, Mittermeyer RA, Mittermeyer CG, Da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858 <https://doi.org/10.1038/35002501>

Oliveira U, Paglia AP, Brescovit AD, de Carvalho CJB, Silva DP, Rezende DT, Leite FSF, Batista JAN, Barbosa JPPP, Stehmann JR, Ascher JS, de Vasconcelos MF, De Marco P, Löwenberg-Neto P, Dias PG, Ferro VG, Santos AJ (2016) The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Divers. Distrib.* 22:1232–1244 <https://doi.org/10.1111/ddi.12489>

Patton JL, Pardiñas UFJ, D'Elía G (2015) *Mammals of South America; Volume 2: Rodents*. University of Chicago Press.

Rosa CA da, Secco H, Carvalho N, Alves C, Maia AC, Bager A, Catarina S (2018) Edge effects on small mammals: Differences between arboreal and ground-dwelling species living near roads in Brazilian fragmented landscapes. *Austral Ecol.* 43:117–126
<https://doi.org/10.1111/aec.12549>

Rosa CA da, Ribeiro BR, Bejarano V, et al (2020) NEOTROPICAL ALIEN MAMMALS: a data set of occurrence and abundance of alien mammals in the Neotropics. *Ecology* 101
<https://doi.org/10.1002/ecy.3115>

R Development Core Team (2021) *R: a language and environment for statistical computing*. v 3.6. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL:<https://www.Rproject.org>

Reddy S, Dávalos LM (2003) Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. *J. Biogeogr.* 30:1719–1727 <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00946.x>

Rezende CL, Scarano FR, Assad ED, Joly CA, Metzger JP, Strassburg BBN, Tabarelli M, Fonseca GA, Mittermeier RA (2018) From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspect. Ecol. Conserv.* 16:208–214
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic

Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142:1141–1153 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

Rocchini D, Hortal J, Lengyel S, Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Ricotta C, Bacaro G, Chiarucci A (2011) Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance. *Prog. Phys. Geogr.* 35:211–226 <https://doi.org/10.1177/0309133311399491>

Santos JP, Sobral-Souza T, Brown KS, Vancine MH, Ribeiro MC, Freitas AVL (2020) Effects of landscape modification on species richness patterns of fruit-feeding butterflies in Brazilian Atlantic Forest. *Divers Distrib.* 26:196–208 <https://doi.org/10.1111/ddi.13007>

Sastre P, Lobo JM (2009) Taxonomist survey biases and the unveiling of biodiversity patterns. *Biol. Conserv.* 142:462–467 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.002>

Silva JMC, Casteleti CHM (2003) Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Galindo-Leal C, Câmara IG (eds) *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status; Threats; and Outlook*. CABS and Island Press, pp 43–59

Silva-Soares T, Ferreira RB, Ornellas IA, Zocca CZ, Caramaschi U, Cruz CAG (2021) A new species of *Ischnocnema* (Anura: Brachycephalidae) from the mountainous region of Atlantic Forest, southeastern Brazil, with a new phylogeny and diagnose for *Ischnocnema parva* series. *Zootaxa* doi: 10.11646/ZOOTAXA.5082.3.1

Sobral-Souza T, Stropp J, Santos JP, Prasniewski VM, Szinwelski N, Vilela B, Freitas AVL,

Ribeiro MC, Hortal J (2021a) Knowledge gaps hamper understanding the relationship between fragmentation and biodiversity loss: The case of Atlantic Forest fruit-feeding butterflies. *PeerJ* 1–23 <https://doi.org/10.7717/peerj.11673>

Sobral-Souza T, Santos JP, Maldaner ME, Lima-Ribeiro MS, Ribeiro MC (2021b) EcoLand: A multiscale niche modelling framework to improve predictions on biodiversity and conservation, *Perspect. Ecol. Conserv.* 19:362-368 <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.03.008>

Sousa-Baena MS, Garcia LC, Peterson AT (2014) Knowledge behind conservation status decisions: Data basis for “Data Deficient” Brazilian plant species. *Biol. Conserv.* 173:80–89 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.034>

Tabarelli M, Aguiar AV, Ribeiro MC, Metzger JP, Peres CA (2010) Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biol. Conserv.* 143:2328–2340 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>

Teixido AL, Gonçalves SRA, Fernández-Arellano GJ, Dáttilo W, Izzo TJ, Layme VMG, Moreira LFB, Quintanilla LG (2020) Major biases and knowledge gaps on fragmentation research in Brazil: Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 251 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108749>

Wilson DE, Reeder DM (2005) *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.

Wüest RO, Zimmermann NE, Zurell D, Alexander JM, Fritz SA, Hof C, Kreft H, Normand S, Cabral JS, Szekely E, Thuiller W, Wikelski M, Karger DN (2020) Macroecology in the age of Big Data – Where to go from here? *J. Biogeogr.* 47:1–12 <https://doi.org/10.1111/jbi.13633>

Yang W, Ma K, Kreft H (2013) Geographical sampling bias in a large distributional database and its effects on species richness-environment models. *J. Biogeogr.* 40:1415–1426 <https://doi.org/10.1111/jbi.12108>

Funding

The Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) granted PhD scholarships to LPC.

Competing Interests

Not declare.

CONCLUSÃO FINAL

O objetivo dessa tese foi avaliar o conhecimento sobre a distribuição espacial das amostragens da biodiversidade de pequenos mamíferos, bem como os seus vieses e lacunas. No primeiro capítulo nosso objetivo foi abordar os vieses biogeográficos e relacionados à fragmentação e as lacunas de conhecimento em pequenos mamíferos não voadores nos biomas brasileiros. Nós encontramos evidências que as pesquisas com pequenos mamíferos no Brasil são geograficamente enviesadas. A Mata Atlântica, o bioma mais densamente povoado, continha o maior número e densidade de publicações. Por outro lado, os biomas não florestais foram claramente subamostrados, especialmente a Caatinga, Pampa e Pantanal. Esses achados reforçam a suposição de que as pesquisas sobre biodiversidade brasileira estão distribuídas de forma desigual entre os biomas. Quando comparamos a quantidade de artigos de fragmentação para pequenos mamíferos, essa foi desproporcionalmente maior para a Mata Atlântica, em relação ao número de trabalhos de fragmentação em outros biomas.

Sabendo que o conhecimento era enviesado geograficamente e que a Mata Atlântica era o bioma mais pesquisado. No segundo capítulo nós quantificamos o conhecimento da biodiversidade de pequenos roedores para a Mata Atlântica e avaliamos o padrão espacial da distribuição de amostragens para testar como a acessibilidade e métricas de paisagem explicam os vieses e lacunas. Como esperado, encontramos um viés espacial nos locais de amostragem de pequenos roedores, sendo os locais bem amostrados próximos a centros urbanos, estradas, fragmentos grandes e com maior cobertura de habitat (floresta). Esses resultados nos indicaram uma lacuna amostral em pequenos fragmentos com baixa cobertura florestal e locais distantes de cidades e estradas. Adicionalmente, com base em dados disponíveis em plataformas digitais, a agregação espacial dos esforços de amostragem gerou uma lacuna espacial de 99% no conhecimento de pequenos mamíferos. Os locais bem amostrados cobrem apenas 0,03% da extensão do bioma. Esses resultados demonstram que o conhecimento dos pequenos roedores em uma perspectiva ampla é espacialmente limitado.

Já no primeiro capítulo vimos que o conhecimento da biodiversidade é enviesado geograficamente. Ao considerarmos os biomas brasileiros vimos que os biomas florestados (Mata Atlântica e Amazônia) tendem a apresentar maior número de artigos do que biomas não florestais. Adicionalmente, o tamanho da população humana é uma das variáveis que interferem na quantidade e densidade de artigos, indicando um viés relacionado a presença de centros urbanos. Os pequenos mamíferos foram mais pesquisados na Mata Atlântica em artigos gerais e em artigos relacionados a fragmentação, mostrando que o bioma mais fragmentado também é o mais pesquisado para o tema. Porém, no segundo capítulo, ao avaliarmos a completude do

inventário para a Mata Atlântica, vimos que mesmo sendo o bioma mais pesquisado, a maior parte da extensão desse bioma permanece desconhecida para os pequenos roedores.

O viés para biomas florestais no primeiro capítulo e o viés para fragmentos florestais grandes e com maior cobertura vegetal, encontrado no segundo capítulo, indicam que as amostragens de pequenos roedores tendem a ser realizadas em ambientes florestais. Esses resultados podem ser alarmantes para os biomas não-florestais. Sendo assim, indicamos a necessidade de mais trabalhos que compilem informações sobre a ocorrência de espécies e que calculem a completude do inventário, para que possamos avaliar com mais precisão os locais bem conhecidos, assim como os vieses relacionados a eles, e direcionar as novas amostragens para áreas desconhecidas. Adicionalmente, sugerimos que as novas amostragens de pequenos roedores, na Mata Atlântica, sejam realizadas em fragmentos pequenos, longe de estradas e centros urbanos. Essas ações são necessárias para que as avaliações sobre a atual crise da biodiversidade sejam realizadas com mais precisão e que as estratégias de conservação sejam melhores aplicadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, E. F.; CASALI, D.; COSTA-ARAÚJO, R.; GARBINO, G. S. T.; LIBARDI, G. S.; LORETTO, D.; LOSS, A. C.; MARMONTEL, M.; MORAS, L. M.; NASCIMENTO, M. C.; OLIVEIRA, M. L.; PAVAN, S. E.; TIRELLI, F. P. Lista de Mamíferos do Brasil (2021-2) [Data set]. Zenodo. Disponível em: <https://doi.org/10.5281/zenodo.5802047>. Acesso em: 10 jul. 2022

ALMEIDA, T. C. DE; TESSAROLO, G.; NABOUT, J. C.; TERESA, F. B. Non-stationary drivers on fish sampling efforts in Brazilian freshwaters. *Divers. Distrib.* v. 27, p. 1224–1234, 2021. <https://doi.org/10.1111/ddi.13269>

AMORI, G.; CHIOZZA, F.; PATTERSON, B. D.; RONDININI, C.; SCHIPPER, J.; LUISELLI, L. Species richness and distribution of Neotropical rodents, with conservation implications. *Mammalia*, v. 77, p. 1–19, 2013. DOI 10.1515/mammalia-2012-0050

ARRUDA, F. V.; SOUSA, D. G.; TERESA, F. B.; PRADO, V. H. M.; CUNHA, H. F.; IZZO, T. J. Trends and gaps of the scientific literature about the effects of fire on Brazilian Cerrado. *Biota Neotropica*, v. 18, e20170426, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0426>

AVENANT, N. The potential utility of rodents and other small mammals as indicators of ecosystem ‘integrity’ of South African grasslands. *Wildlife Research*, v. 38, p. 626-639, 2011.

BELLARD, C.; LECLERC, C.; LEROY, B.; BAKKENES, M.; VELOZ, S.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Biodiversity hotspots and global change. *Global Ecology and Biogeography*, v. 23, p. 1376-1386, 2014. <https://doi.org/10.1111/geb.12228>

BECK, J.; BÖLLER, M.; ERHARDT, A.; SCHWANGHART, W. Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions. *Ecological Informatics*, v.19, p. 10-15, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.002>

BOAKES, E. H.; MCGOWAN, P. J. K.; FULLER, R. A.; CHANG-QING, D.; CLARK, N. E.; O’CONNOR, K.; MACE, G. M. Distorted views of biodiversity: Spatial and temporal bias in species occurrence data. *PLoS Biol.* v. 8, 2010. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000385>

BONVICINO, C. R.; OLIVEIRA, J. A.; D’ANDREA, P. S. Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Rio de Janeiro: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS, 2008. 120 p.

BOVENDORP, R. S.; BRUM, F. T.; MCCLEERY, R. A.; BAISER, B.; LOYOLA, R.; CIANCIARUSO, M. V.; GALETTI, M. Defaunation and fragmentation erode small mammal diversity dimensions in tropical forests. *Ecography*, v. 42, p. 23-35, 2019. doi:10.1111/ecog.03504

BRADLEY, R. D.; BRADLEY, L. C.; GARNER, H. J.; BAKER, R. J. Assessing the value of natural history collections and addressing issues regarding long-term growth and care. *BioScience*, v. 64, Issue 12, p. 1150–1158, 2014. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu166>

- BROOKS, T. M.; DA FONSECA, G. A. B.; RODRIGUES, A. S. L. Protected areas and species. *Conserv. Biol.* v. 18, p. 616–618, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.01836.x>
- CAMARGO, N. F. DE; SANO, N. Y.; VIEIRA, E. M. Forest vertical complexity affects alpha and beta diversity of small mammals. *Journal of Mammalogy*, v. 99, n. 6, p. 1444–1454, 2018. DOI:10.1093/jmammal/gyy136
- CARREIRA, D. C.; DÁTILLO, W.; BRUNO, D. L.; PERCEQUILLO, A. R.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; GALETTI, M. Small vertebrates are key elements in the frugivory networks of a hyperdiverse tropical forest. *Sci Rep.*, v. 10, 10594, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67326-6>
- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, v. 296, p. 904–907, 2002. <https://doi.org/10.1126/science.1069349>
- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; BARNOSKY, A. D.; GARCÍA, A.; PRINGLE, R. M.; PALMER, T. M. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, v.1, n. 5, 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1400253
- CINCOTTA, R.; WISNEWSKI, J.; ENGELMAN, R. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*, v. 404, p. 990–992, 2000. <https://doi.org/10.1038/35010105>
- CLARO, H. W. P; HANNIBAL, W. Diet of small mammals in semi-deciduous forest fragments in Central Brazil. *Austral Ecology*, v. 47, p. 770–774, 2022. doi:10.1111/aec.13169
- COLLEN, B.; RAM, M.; ZAMIN, T.; MCRAE, L. The Tropical Biodiversity Data Gap: Addressing Disparity in Global Monitoring. *Trop. Conserv. Sci.* v. 1, p. 75–88, 2008. <https://doi.org/10.1177/194008290800100202>
- CORDIER, J. M.; AGUILAR, R.; LESCANO, J. N.; LEYNAUD, G. C.; BONINO, A.; MILOCH, D.; LOYOLA, R.; NORI, J. A global assessment of amphibian and reptile responses to land-use changes. *Biological Conservation*, v. 253, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108863>.
- CORREIA, R. A.; RUETE, A.; STROPP, J.; MALHADO, A. C. M.; DOS SANTOS, J. W.; LESSA, T.; ALVES, J. A.; LADLE, R. J. Using ignorance scores to explore biodiversity recording effort for multiple taxa in the Caatinga. *Ecol. Indic.*, v. 106:105539, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105539>
- COSSET, C. C.; GILROY, J. J.; EDWARDS, D. P. Impacts of tropical forest disturbance on species vital rates. *Conservation Biology*, v. 33, p. 66–75, 2019. <https://doi.org/10.1111/cobi.13182>
- DELICIELLOS, A. C.; VIEIRA, M. V.; GRELE, C. E. V.; COBRA, P.; CERQUEIRA, R. Habitat quality versus spatial variables as determinants of small mammal assemblages in Atlantic Forest fragments. *Journal of Mammalogy*, v. 97, n. 1, p. 253–265, 2016. DOI:10.1093/jmammal/gyv175

- DIRZO, R.; RAVEN, P. H. Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, v. 28, p. 137–167, 2003. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B. (2014). Defaunation in anthropocene. *Science*, Volume 345, Issue 6195. doi: 10.1126/science.1251817
- EDWARDS, J. L. Research and Societal Benefits of the Global Biodiversity Information Facility, *BioScience*, v. 54, Issue 6, p. 485–486, 2004. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0486:RASBOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0486:RASBOT]2.0.CO;2)
- ESTRADA, A.; GARBER, P. A.; RYLANDS, A. B.; ROOS, C.; FERNANDEZ-DUQUE, E.; DI FIORE, A.; NEKARIS, K.; NIJMAN, V.; HEYMAN, E. W.; LAMBERT, J. E.; ROVERO, F.; BARELLI, C.; SETCHELL, J. M.; GILLESPIE, T. R.; MITTERMEIER, R. A.; ARREGOITIA, L. V.; DE GUINEA, M.; GOUVEIA, S.; DOBROVOLSKI, R.; SHANEE, S.; SHANEE, N.; BOYLE, S. A.; FUENTES, A.; MACKINNON, K. C.; AMATO, K. R.; MEYER, A. L. S.; WICH, S.; SUSSMAN, R. W.; PAN, R.; KONE, I.; LI, B. Impending extinction crisis of the world's primates: why primates matter. *Science Advances*, v. 3:e1600946, 2016. DOI 10.1126/sciadv.1600946.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, v. 34, p. 487–515, 2003. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 48, p. 1-23, 2017. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- FRANKLIN, J. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge: Cambridge University Press. 2010. doi:10.1017/CBO9780511810602
- FUNK, V. A.; RICHARDSON, K. S.; FERRIER, S. Survey-gap analysis in expeditionary research: where do we go from here? *Biol. J. Linn. Soc.*, v. 85, p. 549–567, 2005. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8312.2005.00520.x>.
- GAJI, S.; CHAVAN, V.; ARIÑO, A. H.; OTEGUI, J.; HOBERN, D.; SOOD, R.; ROBLES, E. Content Assessment of the Primary Biodiversity Data Published through GBIF Network: Status, Challenges and Potentials. *Biodiversity Informatics*, v. 8, n. 2., 2013. <https://doi.org/10.17161/bi.v8i2.4124>.
- GALETTI, M.; DIRZO R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation*, v. 16, p. 1–6, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.020>
- GRENHA, V., MACEDO, M. V., PIRES, A. S., MONTEIRO, R. F. The role of *Cerradomys subflavus* (Rodentia, Cricetidae) as seed predator and disperser of the palm *Allagoptera arenaria*. *Mastozoologia Neotropical*, v. 17, p. 61–68, 2010.
- HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *Bioscience*, v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005.

HORTAL, J.; DE BELLO, F.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; LEWINSOHN, T. M.; LOBO, J. M.; LADLE, R. J. Seven Shortfalls that Beset Large-Scale Knowledge of Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, v. 46, p. 523–549, 2015. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400>

HORTAL, J.; LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A. Limitations of biodiversity databases: Case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conserv. Biol.*, v. 21, p. 853–863, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00686.x>

HORTAL, J.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; GÓMEZ, J. F.; LOBO, J. M.; BASELGA, A. Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos*, v. 117, p. 847–858, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16434.x>

JOLY, C. A., METZGER, J. P., TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. *New Phytol.*, v. 204, p. 459–473, 2014. <https://doi.org/10.1111/nph.12989>

LADLE, R., HORTAL, J. Mapping species distributions: living with uncertainty. *Front. Biogeogr.*, v. 5, p. 4-6, 2013. <https://doi.org/10.21425/F5FBG12942>

LAPOLA, D. M.; MARTINELLI, L. A.; PERES, C. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERREIRA, M. E.; NOBRE, C. A.; AGUIAR, A. P. D.; BUSTAMANTE, M. M. C.; CARDOSO, M. F.; COSTA, M. H.; JOLY, C. A.; LEITE, C. C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B. B. N.; VIEIRA, I. C. G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat. Clim. Chang.*, v. 4, p. 27–35. 2014. <https://doi.org/10.1038/nclimate2056>

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZAO, R. C. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENITEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; VANHOUTAN, K. S.; ZARTMAN, C. E.; BOYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biol. Conserv.*, v. 144, p. 56–67. 2011.

LESSA, L. G.; COSTA, F. N. DA. Diet and seed dispersal by five marsupials (*Didelphimorphia: Didelphidae*) in a Brazilian cerrado reserve. *Mammalian Biology*, v. 75, Issue 1, p. 10-16, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2008.11.002>

LESSA, T.; DOS SANTOS, J. W.; CORREIA, R. A.; LADLE, R. J.; MALHADO, A. C. M. Known unknowns: Filling the gaps in scientific knowledge production in the Caatinga. *PLoS One*, v. 14, p. 1–12, 2019. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219359>

LOBO, J. M.; HORTAL, J.; YELA, J. L.; MILLÁN, A.; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D.; GARCÍA-ROSELLÓ, E.; GONZÁLEZ-DACOSTA, J.; HEINE, J.; GONZÁLEZ-VILAS, L.; GUISANDE, C. KnowBR: An application to map the geographical variation of survey effort and identify well-surveyed areas from biodiversity databases. *Ecol. Indic.*, v. 91, p. 241–248, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.077>

MANCINI, M. S., ROTH, P. O., BRENNAND, P. G., RUIZ-ESPARZA AGUILAR, J. M., ROCHA, P. A. *Tyto furcata* (Tytonidae: Strigiformes) pellets: tools to access the richness of small mammals of a poorly known Caatinga area in northeast Brazil, *Mammalia*, v. 83, p. 390-398, 2019. doi: <https://doi.org/10.1515/mammalia-2018-0017>

MANGAN, S. A.; ADLER, G. H. Seasonal dispersal of arbuscular mycorrhizal fungi by spiny rats in a neotropical forest. *Oecologia*, v. 131, p. 587–597, 2002. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0907-7>

MARCER, A.; CHAPMAN, A. D.; WIECZOREK, J. R.; XAVIER PICÓ, F.; URIBE, F.; WALLER, J.; ARIÑO, A. H. Uncertainty matters: ascertaining where specimens in natural history collections come from and its implications for predicting species distributions. *Ecography*, e06025, 2022. <https://doi.org/10.1111/ecog.06025>

METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, v.142, p. 1166–1177, 2009.

MIGLIORINI, R. P; PETERS, F. B; FAVARINI, M. O; KASPER, C. B. Trophic ecology of sympatric small cats in the Brazilian Pampa. *PLoS ONE*, v. 13, n. 7, e0201257, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201257>

MIRANDA, V.; ROTHEN, C.; YELA, N.; ARANDA-RICKERT, A.; BARROS, J.; CALCAGNO, J.; FRACCHIA, S. Subterranean Desert Rodents (Genus *Ctenomys*) Create Soil Patches Enriched in Root Endophytic Fungal Propagules. *Microb Ecol.*, v. 77, p. 451–459, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00248-018-1227-8>

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. DA. Hotspots Revisited. *Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Conservation International, Revised ed. Edição, p. 392, 2005.

MOERMAN, D. E.; ESTABROOK, G. F. The botanist effect: counties with maximal species richness tend to be home to universities and botanists. *Journal of Biogeography*, v. 33, p. 1969–1974, 2006. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01549.x

OLIVEIRA, J. A.; BONVICINO, C. R. Ordem Rodentia. In: *Mamíferos do Brasil*. 2 edição, Reis, N.R dos, Peracchi, A.L., Pedro, W.A., Lima, I.P. de (eds.). Londrina, 2011, 439 p.

OLIVEIRA, U.; PAGLIA, A. P.; BRESCOVIT, A. D.; CARVALHO, C. J.; SILVA, D. P.; REZENDE, D. T.; LEITE, F. S.; BATISTA, J. A.; BARBOSA, J. P.; STEHMANN, J. R.; ASCHER, J. S.; VASCONCELOS, M. F.; DE MARCO, P.; LÖWENBERG-NETO, P.; DIAS, P. G.; FERRO, V. G.; SANTOS, A. J. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Diversity and Distributions*, v. 22, p. 1232–1244, 2016. <https://doi.org/10.1111/ddi.12489>

PAISE, G.; VIEIRA, E. M.; PRADO, P. I. Small mammals respond to extreme habitat fragmentation in the Brazilian Atlantic Forest according to the landscape continuum model. *Mammal Research*, v. 65, p. 309–322, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13364-019-00464-z>

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. *Mamíferos do Brasil*. 2nd edição Londrina. 2011.

RONQUILLO, C.; ALVES-MARTINS, F.; MAZIMPAKA, V.; SOBRAL-SOUZA, T.; VILELA-SILVA, B.; MEDINA, N. G.; HORTAL, J. Assessing spatial and temporal biases and gaps in the publicly available distributional information of Iberian mosses." *Biodiversity Data Journal*, v. 8: e53474, 2020. doi: 10.3897/BDJ.8.e53474

ROSSI, R. V.; CARMIGNOTTO, A. P.; OLIVEIRA, M. V. B DE; MIRANDA, C. L.; CHEREM, J. Diversidade e diagnose de espécies de marsupiais brasileiros. In: *Os marsupiais do Brasil – Biologia, Ecologia e Conservação*. 2 edição [Cáceres, N.C. (ed)]. Campo Grande – MS. 2011a, 498 p.

ROSSI, R. V.; BIANCONI, G. V. Ordem Didelphimorphia. In: *Mamíferos do Brasil*. 2 edição, Reis, N.R dos, Peracchi, A.L., Pedro, W.A., Lima, I.P. de (eds.). Londrina, 2011b, 439 p.

Sánchez-Fernández, D., Lobo, J.M., Abellán, P., Ribera, I., Millán, A. (2008). Bias in freshwater biodiversity sampling: The case of Iberian water beetles. *Divers. Distrib.* Volume 14, pp. 754–762. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00474.x>

SCHMIDT, F. A.; COSTA, M. M. S. DA; MARTELLO, F.; DE OLIVEIRA, A. B.; MENEZES, A. S.; FONTENELE, L. K.; MORATO, E. F.; OLIVEIRA, M. A. Ant diversity studies in Acre: what we know and what we could do to know more? *Bol. do Mus. Para. Emílio Goeldi Ciências Nat.*, v. 15, p. 113–134, 2020. <http://dx.doi.org/10.46357/bcnaturais.v15i1.235>.

SHEPHERD, J. D.; DITGEN, R. Predation by *Rattus norvegicus* on a native small mammal in an *Araucaria araucana* forest of Neuquén, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, v. 85, p. 155-159, 2012.

SOBRAL-SOUZA, T.; SANTOS, J. P.; MALDANER, M. E.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; RIBEIRO, M. C. EcoLand: A multiscale niche modelling framework to improve predictions on biodiversity and conservation, v. 19, p. 362-368, 2021. DOI: 10.1016/j.pecon.2021.03.008

SOBRAL-SOUZA, T.; STROPP, J.; SANTOS, J. P.; PRASNIEWSKI, V. M.; SZINWELSKI, N.; VILELA, B.; FREITAS, A. V. L.; RIBEIRO, M. C.; HORTAL, J. Knowledge gaps hamper understanding the relationship between fragmentation and biodiversity loss: The case of Atlantic Forest fruit-feeding butterflies. *PeerJ*, p. 1–23, 2021b. <https://doi.org/10.7717/peerj.11673>

SOUSA-BAENA, M. S.; GARCIA, L. C.; PETERSON, A. T. Knowledge behind conservation status decisions: Data basis for “Data Deficient” Brazilian plant species. *Biol. Conserv.*, v. 173, p. 80–89, 2014) <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.034>

TESSAROLO, G.; LADLE, R. J.; LOBO, J. M.; RANGEL, T. F.; HORTAL, J. Using maps of biogeographical ignorance to reveal the uncertainty in distributional data hidden in species distribution models. *Ecography*, v. 44, p. 1743-1755, 2021. <https://doi.org/10.1111/ecog.05793>

TURNER, J. R. G. Explaining the global biodiversity gradient: energy, area, history and natural selection. *Basic and Applied Ecology*, v. 5, p. 435—448, 2004. doi:10.1016/j.baae.2004.08.004

VIEIRA, E. M.; OLIFIER, N.; DELCIELLOS, A. C.; ANTUNES, V. Z.; BERNARDO, L. R.; GRELLE, C. E. V.; CERQUEIRA, R. Land use vs. fragment size and isolation as determinants

of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*, v.142, p. 1191-1200, 2009.

VIEIRA, L.; SOBRAL-SOUZA, T.; SPECTOR, S.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; COSTA, C. M. Q.; LOUZADA, J. Synergistic effects of climate and human-induced landscape changes on the spatial distribution of an endangered dung beetle. *Journal of insect conservation*, v. 26, p. 315-326, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00388-1>

WHEELER, Q. D. Taxonomy: Impediment or Expedient? *Science*, v. 303, 5656, p. 285–285, 2004. doi:10.1126/science.303.5656.285.

WILSON, D. E.; REEDER, D. M. *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. Johns Hopkins University Press; Baltimore and London. 2005.

WOLF, R. W.; ARAGONA, M.; MUÑOZ-LEAL, S.; PINTO, L. B.; MELO, A. L. T.; BRAGA, I. A.; DOS SANTOS COSTA, J.; MARTINS, T. F.; MARCILI, A.; DE CAMPOS PACHECO, R.; LABRUNA, M. B.; AGUIAR, D. M. Novel Babesia and Hepatozoon agents infecting non-volant small mammals in the Brazilian Pantanal, with the first record of the tick *Ornithodoros guaporensis* in Brazil. *Ticks and Tick-borne Diseases*, v. 7, p. 449-456, 2016.

YANG, W.; MA, K.; KREFT, H. Geographical sampling bias in a large distributional database and its effects on species richness-environment models. *J. Biogeogr.*, v. 40, p. 1415–1426, 2013. <https://doi.org/10.1111/jbi.12108>

APÊNDICE I

Material Suplementar do Capítulo I

Biogeographic and fragmentation-related research biases on antbirds and non-flying small mammals in Brazil

Table S1. Number of studies and sampling points per Brazilian biome for each animal group studied used for each of maps (Figures 3, 4, 6 and 7). For general papers for small mammals, seven studies were conducted in more than one biome, containing 34 sampling points overall, and were not included in this table.

Map (Figure)	Biome	Number of studies	Number of sampling points or coordinates (mean per study)
General papers for small mammals (Figure 3)	Amazon	85	279(3.28)
	Atlantic Forest	241	523(2.17)
	Caatinga	12	34(2.83)
	Cerrado	96	194(2.02)
	Pampa	4	3(0.75)
	Pantanal	13	16(1.23)
	Total		451
General papers for antbirds (Figure 4)	Amazon	38	52(1.37)
	Atlantic Forest	56	155(2.77)
	Caatinga	6	8(1.33)
	Cerrado	5	9(1.80)
	Pampa	5	0(0.00)
	Pantanal	5	4(0.80)
	Total		115
Fragmentation papers for small mammals (Figure 6)	Amazon	8	8(1.00)
	Atlantic Forest	30	26(0.87)
	Caatinga	0	0(0.00)
	Cerrado	4	4(1.00)
	Pampa	0	0(0.00)
	Pantanal	1	1(1.00)
	Total		43
Fragmentation papers for antbirds (Figure 7)	Amazon	14	13(0.93)
	Atlantic Forest	38	34(0.89)
	Caatinga	1	1(1.00)
	Cerrado	2	2(1.00)
	Pampa	0	0(0.00)
	Pantanal	0	0(0.00)
	Total		55

APÊNDICE II

Material Suplementar do Capítulo II

Spatial bias in sampling small rodents in the Atlantic Forest: a landscape and accessibility perspective

Lana Pavão Candelária ^{a*}, Nicolas Silva Bosco ^a, Viviane Maria Guedes Layme ^b, Thadeu Sobral-Souza ^b, Domingos de Jesus Rodrigues ^c

^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Corrêa 2367, E-78060-900 Cuiabá, Mato Grosso, Brasil

^b Departamento de Botânica e Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Corrêa 2367, E-78060-900 Cuiabá, Mato Grosso, Brasil

^c Núcleo de Estudos da Biodiversidade da Amazônia Mato-Grossense (NEBAM), Universidade Federal de Mato Grosso, Avenida Alexandre Ferronato - de 1002 a 1530 - lado par, E- 78550728 Sinop, Mato Grosso, Brasil

*Autor correspondente: lanapavao@gmail.com

Table s1. Number of occurrence records of small rodent species by family and digital platform

Family	Gbif	SibBr	SpeciesLink	Portal da Biodiversidade
Caviidae	2099	3037	180	1629
Cricetidae	34247	26940	20659	3115
Ctenomyidae	3131	74	324	7
Echimyidae	2207	6905	2225	433
Erethizontidae	74	628	72	113
Muridae	1617	732	1180	265
Sciuridae	722	1427	183	128
Total	44097	39743	24823	5690

Table s2. Number of occurrence records removed from the databases due to lack of identification at the species level, lack of geographic coordinates or for being of species whose body weight is > 1.5 kg.

Family	Unidentified records				Absence of geographic coordinates				Species records > 1.5 Kg			
	GBif	SiBBr	SpLink	PortalBio	GBif	SiBBr	SpLink	PortalBio	GBif	SiBBr	SpLink	PortalBio
Digital platforms												
Caviidae	359	283	19	0	0	620	0	0	493	1312	49	842
Cricetidae	6468	7960	4509	0	0	11259	0	0	0	0	0	0
Ctenomyidae	1054	31	11	0	0	35	0	0	0	0	0	0
Echimyidae	125	1816	134	0	0	4286	0	0	0	0	0	0
Erethizontidae	27	185	9	0	0	44	0	0	46	362	39	107
Muridae	268	403	17	0	0	329	0	0	0	0	0	0
Sciuridae	136	228	34	0	0	792	0	0	0	0	0	0
Total	8437	10906	4733	0	0	17361	0	0	539	1674	88	949

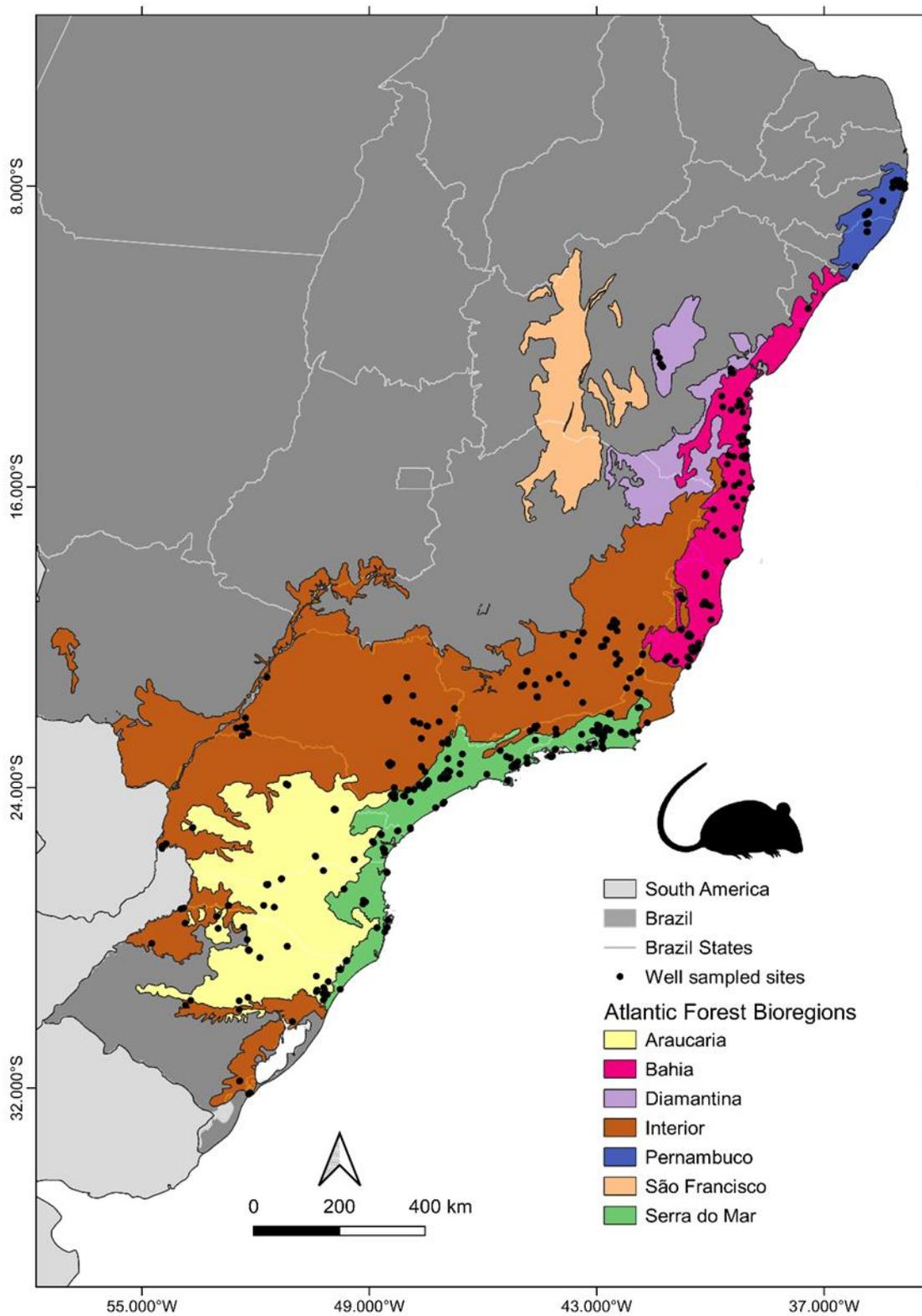


Figure s1. Small rodent well-sampled sites in the Brazilian Atlantic Forest biogeographic subregions proposed by Silva and Casteleti (2003).