



LUCIANO CARRAMASCHI DE ALAGÃO QUERIDO

**ANALYSIS OF DISTRIBUTION AND IMPACT OF CLIMATE
CHANGE ON MEDIUM AND LARGE MAMMALS**

**LAVRAS-MG
2022**

LUCIANO CARRAMASCHI DE ALAGÃO QUERIDO

**ANALYSIS OF DISTRIBUTION AND IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON
MEDIUM AND LARGE MAMMALS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Área de Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. Marcelo Passamani
Orientador

Prof. Dr.^a Emma Sayer
Co-orientadora

**LAVRAS-MG
2022**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Querido, Luciano Carramaschi de Alagão.

Analysis of distribution and impact of climate change on
medium and large mammals / Luciano Carramaschi de Alagão
Querido. - 2022.

81 p.

Orientador(a): Marcelo Passamani.

Coorientador(a): Emma J. Sayer.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2022.

Bibliografia.

1. Ecologia. 2. Modelos de Distribuição. 3. Riqueza de
espécies. I. Passamani, Marcelo. II. Sayer, Emma J.. III. Título.

LUCIANO CARRAMASCHI DE ALAGÃO QUERIDO

**ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO E IMPACTO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS EM
MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE**

**ANALYSIS OF DISTRIBUTION AND IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON
MEDIUM AND LARGE MAMMALS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Área de Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para obtenção do título de Doutor.

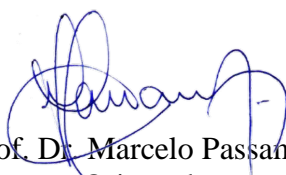
APROVADA em 20 de maio de 2022

Dr. Paulo do Santos Pompeu, UFLA

Dr. Eduardo Van Den Berg, UFLA

Dr^a. Clarissa Alves da Rosa, INPA

Dr. Thadeu Sobral de Souza, UFMT



Prof. Dr. Marcelo Passamani
Orientador

Prof. Dr.^a Emma Sayer

Co-orientadora

**LAVRAS-MG
2022**

À minha mãe, Claudia, que me acompanhou e encorajou ao longo dos anos. À minha sogra e meu sogro, Ludmila e Célio, que em todas as dificuldades estavam presentes e acompanhando.

À meus filhos, Aurora e Dante, que aguentaram os longos dias de trabalho e as ausências necessárias.

À maior companheira que poderia ter pedido para trilhar meu caminho das pedras e provações, minha companheira de campo, escrita e publicações. Sempre juntos, Aretha.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, especialmente ao Instituto de Ciências Naturais e ao Departamento de Ecologia e Conservação, pelos anos de aprendizado, treinamento e crescimento. Em especial ao Prof. Marcelo Passamani que tem sido meu mentor desde a graduação e me ensinou a ver a natureza com olhos mais clássicos e usar análises e modelos para explicar o que vemos na natureza e não o contrário. Também gostaria de agradecer aos membros da banca pela excelente tarde de conversa sobre ecologia que tivemos na defesa dessa tese: Prof. Paulo, Prof. Eduardo, Prof.^aClarissa e Prof. Thadeu.

À Lancaster University, especialmente ao Lancaster Environmental Centre, por ter me recebido e apoiado no desenvolvimento desse trabalho. Com especial gratidão à Professora Emma Sayer que aceitou me receber e co-orientar no doutorado.

À Gabriela e ao Sam por terem recebido eu e minha família em sua casa, com chá, biscoitos e wraps. Que nos ajudaram a sobreviver ao inverno e a caçar um bom lugar para morar.

À minha família, por sempre estar junto e acompanhar toda a caminhada até aqui.

Em especial gostaria de agradecer ao meu núcleo de aventureiros: Ao Dante por sempre estar pronto pra caminhar, correr e brincar forçando a família toda a aumentar a energia para te acompanhar. À Aurora por ser um raio de bom humor ao longo das aventuras todas, mesmo quando os cenários não estavam dos melhores e por trazer uma visão tão boa sobre a vida e tudo que existe. À Aretha, que sem você minha tese, dissertação, graduação e família não existiram. Obrigado família, por me aguentar e acompanhar em tantas mudanças e aventuras. Desejo que a próxima aventura seja ainda melhor que as últimas! Com vocês do meu lado tenho certeza que vamos passar por cima de todos os obstáculos que surgirem no caminho!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Às demais agências de fomento pelo financiamento concedido à realização deste projeto. E por fim, gostaria de agradecer a todos os funcionários do Departamento de Ecologia e Conservação, do ICN e da UFLA. Sem o suporte de vocês a ciência não caminharia para lugar nenhum!

EPÍGRAFE

“We have reached an era of delivery, not promises. Now it is time for governments, private and financial sectors, and civil society—supported by science—to step up and take action to address the climate and biodiversity crises we face. We need innovation, commitment, nature protection and recovery, and all the available resources brought to bear. Only then can we rest our hope in a stabilized climate trajectory and prospering biodiversity to give us the best chance for a safer future.”

LOYOLA, Rafael. An era of delivery, not promises. PLOS Climate, v. 1, n. 3, p., 2022.

RESUMO

A escassez de informações e estudos de base tais como levantamentos de espécies leva à consequências drásticas para a biodiversidade, afetando tomada de decisões, realização de pesquisas e dificultando o desenvolvimento de novas perguntas sobre o objeto de estudo. Sem uma síntese sobre determinada área é extremamente difícil responder questões ecológicas complexas como, por exemplo, qual o impacto de mudanças climáticas em nossas espécies, já que é necessário ter um conhecimento acurado da distribuição das espécies no presente para podermos desenvolver pesquisas ecológicas complexas e aprofundar o conhecimento na área. Diante disso, nessa tese focamos em resolver duas grandes lacunas no conhecimento de mamíferos, a distribuição de trabalhos no Cerrado e Mata Atlântica e os impactos de mudanças climáticas em dois cenários futuros. No primeiro artigo encontramos que tanto a riqueza de espécies quanto o número de trabalhos é maior na Mata Atlântica do que no Cerrado, porém ainda existem grandes lacunas de amostragens, principalmente no bioma do Cerrado, mostrando uma necessidade de realizar novos eventos de amostragem nos biomas e na necessidade da criação e aplicação de metodologias padronizadas de amostragens e exposição de resultados, pois a diferença metodológica dificulta a comparação entre trabalhos. No segundo capítulo usamos a lista de espécies para modelar o impacto de mudanças climáticas no futuro, em um cenário otimista com menores variações climáticas e um cenário pessimista com variações climáticas drásticas. Nós encontramos que áreas com alta riqueza de espécies no presente, estão concentradas na região sudeste da América do Sul e vão sofrer grande diminuição na área de cobertura, com maiores perdas no cenário pessimista, sendo que as espécies que mais vão sofrer perda de área de distribuição são as espécies dependentes de floresta. Nossos resultados mostram que mudanças climáticas severas, em um curto intervalo de tempo, podem causar grandes variações na distribuição de mamíferos o que pode levar a perdas de importantes serviços ecossistêmicos, no ambiente.

Palavras-chave: Modelos de nicho ecológico. Levantamento de mamíferos de médio e grande porte. Mudanças climáticas. Efeito museu. Ecologia aplicada.

ABSTRACT

The scarcity of information and base level studies such as species surveys can lead to drastic consequences for biodiversity, affecting decision making, application and development of new research and the realization of new and complex questions that can further develop the study area. Without a summary of knowledge about a certain field, it is extremely complex to ask ecologically complex questions such as, for example, what will be the impact of climate change on mammals species, since it is necessary to have an accurate knowledge about the identity and distribution of species before developing a posteriori research and help develop the research in an area. Therefore, in this thesis we focused on resolving two knowledge gaps in mammal research: the state-of-the-art about papers and studies focusing on medium and large mammals on Cerrado and Atlantic Forest biomes, and future climate change impacts on these same species. In the first paper, we found that both the species richness and the number of papers were higher in the Atlantic Forest than in Cerrado, but there are still large sampling gaps, particularly in the Cerrado biome, showing the necessity of continuing the sampling efforts in the biomes, and to create and apply new and standardized sampling techniques because of the difficulties in comparing different studies. In the second chapter, we used the species list to model the impact caused by climate change in the future, in two distinct scenarios: an optimistic one with smaller changes in climate, and a pessimistic one with drastic variations. Our results show that areas with high species richness are concentrated in the southeast part of South America and will diminish in the future, with stronger impacts on the pessimistic scenarios, and these changes will be higher in forest-dependent mammal species. Our results show that severe climate change, on a small time scale, can lead to variation in mammal species distribution which can cause the loss of several ecosystem services in the South American environment.

Keywords: Ecological Niche Modeling. Medium and Large-Sized Mammal Survey. Climate Change. Museum Effect. Applied ecology.

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE: INTRODUÇÃO GERAL	10
1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	12
	REFERÊNCIAS	17
	SEGUNDA PARTE ARTIGOS	19
	ARTIGO 1 – REGNELLEA SCIENTIA	20
	RESUMO	21
1	INTRODUÇÃO	22
2	METODOLOGIA	23
2.1	Áreas de estudo	23
2.2	Levantamento e Análise de Dados	25
3	RESULTADOS	25
3.1	Comparação da Amostragem entre Biomas	25
3.2	Espécies mais comuns	28
4	DISCUSSÃO	28
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
	MATERIAL SUPLEMENTAR	35
	ARTIGO 2 – PLOS ONE	50
	ABSTRACT	50
1	INTRODUCTION	50
2	METHODOLOGY	52
2.1	Study areas	52
2.2	Climatic variables	54
2.3	Species selection	55
2.4	Species Distribution Modelling (SDM)	56
3	RESULTS	57
3.1	Species Distribution Patterns	57
3.2	Forest-dependent mammals	61
3.3	Non-forest-dependent mammals	64
4	DISCUSSION	67
4.1	Impacts from the Different Climate Change Scenarios	67
4.2	Impact of Climate Changes in Forest-Dependent x Non-Forest-Dependent Mammals	69
4.3	Effectiveness of Protected Areas	69
5	CONCLUSION	70
	REFERENCES	71
	SUPPLEMENTARY MATERIAL	76
	TERCEIRA PARTE – CONCLUSÃO	79
1	CONCLUSÃO GERAL	80

PRIMEIRA PARTE
INTRODUÇÃO GERAL

1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas e a falta de informação são grandes perigos para a biodiversidade na atualidade que implicam em grandes impactos à mesma e que podem levar a eventos de extinção em massa (COWIE; BOUCHET; FONTAINE, 2022; IPCC, 2021). Sem uma compilação do conhecimento e de todos os trabalhos já realizados, tentar entender como as mudanças climáticas vão afetar nossas espécies se torna extremamente impreciso. É necessário ter um conhecimento acurado da distribuição das espécies no presente para podermos desenvolver trabalhos com perguntas ecológicas mais complexas como, por exemplo, prever modificações causadas pelas mudanças climáticas (ELITH; LEATHWICK, 2009). Por isso, é importante sabermos o cenário atual do conhecimento sobre espécies de mamíferos, áreas de concentração de amostragem e a distribuição das espécies no ambiente antes de podermos entender os possíveis impactos de mudanças climáticas no futuro.

Para essa tese, focamos em fazer uma compilação do conhecimento científico especificamente para mamíferos, com mais de um quilograma de massa corporal (mamíferos de médio e grande porte) porque, apesar de serem muito estudados e responderem rapidamente a modificações ambientais (BOGONI *et al.*, 2016; BOGONI; PERES; FERRAZ, 2020) ainda não foi feita uma síntese dos estudos sobre esse grupo taxonômicos no Brasil e nem uma modelagem de como a comunidade de espécies vai responder às mudanças climáticas no futuro. Como temos grandes diferenças climáticas entre os biomas brasileiros, decidimos focar nossos estudos nos dois grandes hotspots de conservação da biodiversidade: o Cerrado e a Mata Atlântica (MITTERMEIER *et al.*, 2005; MYERS *et al.*, 2000). Dessa forma, buscamos preencher duas grandes lacunas no conhecimento sobre mamíferos nos dois biomas mais ameaçados do Brasil, primeiro levantamos quais áreas ainda não foram bem amostradas e depois modelamos como as mudanças climáticas afetaram as espécies de mamíferos de dois biomas ameaçados do país.

Assim, no primeiro artigo fizemos um levantamento de todos os artigos que já foram publicados e catalogados nas bases de dados do *scopus*, *web of Science* e *google scholar* que fizeram trabalhos de levantamento de mamíferos de médio e grande porte nos biomas do Cerrado e da Mata Atlântica. Neste artigo focamos em encontrar os padrões de distribuição desses trabalhos, tentando encontrar áreas sub ou super amostradas e também quais foram a riqueza e composição de espécies encontradas nesses dois biomas.

Já no segundo artigo usamos a lista de espécies que ocorrem nos biomas do Cerrado e da Mata Atlântica como base para os modelos de distribuição potencial (SDM). Nesses

modelos nós correlacionamos pontos de ocorrência das espécies com as variáveis ambientais do ambiente para modelar a adequabilidade climática em áreas onde não foram realizadas amostragens para que possamos modelar as distribuições das espécies no presente e em cenários futuros de mudanças climáticas (FERRIER; GUIBAN, 2006). Ao sobrepor os mapas de distribuição para várias espécies (S-SDM) diferentes podemos prever as áreas com maiores riquezas de espécie e qual o impacto que as modificações climáticas vão causar nessas espécies, tanto em um cenário otimista (RCP2.6 - onde focamos nossos esforços para diminuir os efeitos das mudanças climáticas; IPCC, 2021) e um cenário pessimista (RCP8.5 - onde mantemos o mesmo padrão de emissão de poluentes e exploração dos recursos naturais e, assim, as mudanças no clima são mais severas; IPCC, 2021).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A expansão desenfreada da humanidade tem causado impactos negativos no planeta desde o início da era industrial, onde começamos a grande emissão de gases do efeito estufa na atmosfera em taxas alarmantes (VIJAYAVENKATARAMAN; INIYAN; GOIC, 2012). Esse aumento na concentração de gases tem levado a grandes modificações climáticas em todo o globo, como o aumento das médias de temperatura, o aumento do nível do mar e a recuada das camadas polares (IPCC, 2021). Além do aumento da concentração desses gases, outras atividades antrópicas causam modificações ambientais que são, atualmente, os principais perigos para a biodiversidade (PARMESAN, 2006). Da mesma forma que as atividades antrópicas variam muito entre si, o impacto que elas causam também varia tanto em escala como área de ação (NAGY-REIS *et al.*, 2019). Por exemplo, a exploração de recursos florestas e a expansão de áreas de plantio/pastagem, áreas urbanas, rodovias, etc., levam à supressão e modificação de áreas naturais. Já atividades como a caça ilegal, removendo espécies, e o aumento da entrada de espécies exóticas invasoras em áreas naturais, causa desequilíbrios na dinâmica populacional de um fragmento afetando tanto as espécies que são caçadas diretamente quanto espécies de outros grupos taxonômicos que dependem dela indiretamente (CORLETT, 2007; STONER *et al.*, 2007).

A perda desenfreada de habitat causada por esses impactos pode levar a grandes declínios no número de espécies (TREVES; BRUSKOTTER, 2014) processo que tem ficado cada vez mais acentuado para diversos grupos taxonômicos (COWIE; BOUCHET; FONTAINE, 2022). Esse declínio de espécies está diretamente relacionado a diversos desequilíbrios ambientais que são extremamente custosos para resolver ou mitigar (ESTES *et*

al., 2011; JORGE *et al.*, 2013). Alguns exemplos dos diversos impactos no ecossistema são a perda de serviços de dispersão de sementes, aumento da predação de sementes, superdominância em comunidades vegetais, diminuição na polinização de áreas naturais ou plantadas, controle de pragas e doenças, e ainda pode causar melhoras significativas na recuperação de áreas florestais degradadas e também na mitigação dos impactos causados pela emissão de gases de efeito estufa e, principalmente, mitigação das mudanças climáticas (BELLO *et al.*, 2015; ESTES *et al.*, 2011; GALETTI; BOVENDORP; GUEVARA, 2015; TONETTI *et al.*, 2022). Todos esses desequilíbrios causam impactos econômicos diretos ou indiretos e, se mantivermos esses serviços ecossistêmicos funcionando de maneira adequada, é possível ver grandes ganhos econômicos que superaram os gastos necessários para manter as espécies de mamíferos em uma área (BOGONI; PERES; FERRAZ, 2020; LACHER *et al.*, 2019).

A comunidade de espécies de mamíferos de médio e grande porte é muito utilizada em estudos de impactos ambientais por serem espécies muito sensíveis a perda de habitat, modificações ambientais e ineficiência de unidades de conservação (BOGONI *et al.*, 2016; MAGIOLI *et al.*, 2015). A perda de espécies de mamíferos leva a eventos de cascata trófica no ambiente (ESTES *et al.*, 2011) ocasionando perdas econômicas diversas, uma vez que mamíferos são importantes para a manutenção de um grande número de serviços ecossistêmicos como dispersão/predação de sementes e controle trófico de presas/herbívoros (GALETTI; BOVENDORP; GUEVARA, 2015; NORBURY *et al.*, 2013; WILKIE *et al.*, 2011).

Os fragmentos florestais e a comunidade de espécies ali presente, são muito influenciados pela presença de espécies de mamíferos. Sendo que os mamíferos de médio e grande porte apresentam uma importância muito grande na manutenção de diversos serviços ecossistêmicos nesse ambiente (ESTES *et al.*, 2011). Os mamíferos são influentes na manutenção das dinâmicas de predação/remoção de sementes afetando a permanência (LINDSELL *et al.*, 2015) e colonização de novas áreas por espécies vegetais (BORDIGNON; MONTEIRO-FILHO, 2000); influenciam diretamente na manutenção de uma rede trófica equilibrada seja atuando em níveis de grandes predadores (RIPPLE; BESCHTA, 2004) quanto nos níveis intermediários com predadores de menor porte (ROEMER; GOMPPER; VALKENBURGH, 2009); e também ajudam auxiliam na regeneração de áreas degradadas que podem auxiliar na mitigação do impacto das mudanças climáticas (TONETTI *et al.*, 2022). Dessa forma, a manutenção de uma comunidade de mamíferos de médio e grande porte leva a melhorias no ambiente que possibilitam a restauração ambiental e a manutenção de um

ambiente natural equilibrado, aumentando a resistência desse ambiente aos impactos causados pela fragmentação e exploração de recursos naturais.

Dentre os diversos impactos que levam a perda das espécies em um ecossistema, as mudanças climáticas são consideradas como as principais ameaças à biodiversidade na atualidade (COWIE; BOUCHET; FONTAINE, 2022; IPCC, 2021), principalmente por que as mudanças climáticas são retroalimentadas por outros impactos antrópicos à biodiversidade como o desmatamento, a caça e queimadas que aumentam a liberação de gases de efeito estufa na atmosfera piorando os efeitos das mudanças climáticas (IPCC, 2021). Todavia, a forma como lidamos com essas mudanças climáticas podem ajudar a modificar a força desses impactos sobre nossas espécies e ambientes (IPCC, 2021). Se agirmos de maneira consciente e mudarmos nosso sistema de mercado e consumo de recursos naturais poderemos diminuir a variação na temperatura para menos de 2°C quando comparadas à médias pré-industrial (RCP2.6 – cenário otimista), porém se mantivermos a emissão de gases como está agora e não agirmos a tempo as variações climáticas no futuro vão atingir mais de 4°C no futuro (RCP8.5 – cenário pessimista).

Essas variações climáticas causam diversos impactos à biodiversidade, dentro de vários componentes diferentes da biodiversidade, causando impactos em nível de organismo, população, comunidades, biomas e ecossistemas (BELLARD *et al.*, 2012; PARMESAN, 2006). Nos níveis mais básicos da biodiversidade (o organismo) os impactos causados podem causar mutações genéticas em indivíduos, modificação de padrões fisiológicos como fecundidade e proporção de sexos e até levar a mudanças nas taxas de mutação genéticas que podem ser irreversíveis e vão modificar a diversidade genética de uma população (BELLARD *et al.*, 2012). Além disso, em níveis de população os impactos tendem a refletir em modificações das ‘redes de interações’ em um nível de comunidade, um exemplo dessas modificações é a perda de interação entre presas e predadores onde o primeiro impacto das mudanças climáticas sentido pelas populações é a perda de sincronia entre presa e predador que vai levar a perdas e modificações para ambas as populações e conseqüentemente às espécies, levando a perda de serviços ecossistêmicos que refletem em impactos à níveis de espécies (WILKIE *et al.*, 2011). A perda de serviços ecossistêmicos e a dessincronização entre espécies podem levar a colapsos à níveis de comunidade, onde a modificação de espécies em um ambiente pode refletir em mudanças da produtividade primária do mesmo (WILKIE *et al.*, 2011); a falta de sincronização entre espécies que interagem pode levar a modificações no fluxo de energia e matéria do ambiente, o que causa desbalanços nas cadeias tróficas que podem levar a um colapso ambiental (BARNES *et al.*, 2018).

Diante de todos os impactos causados pelas mudanças climáticas, uma alternativa para estudar seus efeitos é a modelagem de distribuição potencial (SDM), já que o estudo de mudanças da distribuição de espécies podem ser usadas para exemplificar os impactos das mudanças climáticas e possíveis alterações em diversos níveis da biodiversidade (EHRLÉN; MORRIS, 2015). A modelagem de distribuição potencial prediz que o clima influencia cada espécie individualmente, alterando padrões de distribuição e, assim, afetando diretamente na riqueza de espécies de um ambiente (GUISAN; THUILLER, 2005). Para se entender o padrão de distribuição das espécies utilizando a modelagem, são feitas simulações das necessidades climáticas das espécies correlacionando o clima com pontos de ocorrência, a partir dessas necessidades ambientais projetamos suas áreas de adequabilidade ambiental e, por fim, os mapas para diferentes espécies são sobrepostos obtendo assim um mapa final de distribuição de riqueza de espécies (S-SDM; FERRIER; GUIBAN, 2006).

Diante dessa importância dos mamíferos para o funcionamento equilibrado de ecossistema e da necessidade de se conhecer e sintetizar os pontos de ocorrência das espécies, nessa tese vamos realizar a síntese desse conhecimento especificamente para mamíferos, com mais de um quilograma de massa corporal, porque até o momento não foi feita uma síntese dos estudos sobre esse grupo taxonômicos no Brasil e também vamos realizar modelagens de distribuição potencial para modelar os possíveis impactos de mudanças climáticas no futuro. Dessa forma, buscamos preencher duas grandes lacunas no conhecimento sobre mamíferos nos dois biomas mais ameaçados do Brasil: o Cerrado e a Mata Atlântica.

No primeiro artigo fizemos um levantamento de todos os artigos que já foram publicados nas bases de dados do *scopus*, *web of Science* e *google scholar* que realizaram trabalhos de levantamento de mamíferos de médio e grande porte nos biomas do Cerrado e da Mata Atlântica. Nosso objetivo foi avaliar a cobertura dos levantamentos realizados nos dois biomas, ressaltar áreas que necessitem de novos estudos e também sintetizar as informações de riquezas e composição das espécies nesses dois biomas.

Já no segundo artigo usamos a lista de espécies que são encontradas nos biomas do Cerrado e da Mata Atlântica como base para os modelos de nicho ecológico. Nesses modelos de nicho nós correlacionamos pontos de ocorrência das espécies com as variáveis ambientais do ambiente para modelar a adequabilidade climática em áreas onde não foram realizadas amostragens para que possamos modelar as distribuições das espécies no presente e em cenários futuros de mudanças climáticas (FERRIER; GUIBAN, 2006). Ao sobrepor os mapas de distribuição para várias espécies diferentes podemos prever as áreas com maiores riquezas de espécie e qual o impacto que as modificações climáticas vão causar nessas

espécies, tanto em um cenário otimista (onde focamos nossos esforços para diminuir os efeitos das mudanças climáticas; IPCC, 2021) e um cenário pessimista (onde mantemos o mesmo padrão de emissão de poluentes e exploração dos recursos naturais e, assim, as mudanças no clima são mais severas; IPCC, 2021).

REFERÊNCIAS

- BARNES, Andrew D. *et al.* Energy Flux: The Link between Multitrophic Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 33, n. 3, p. 186–197, mar. 2018. DOI: 10.1016/j.tree.2017.12.007.
- BELLARD, Céline *et al.* Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, v. 15, n. 4, p. 365–377, abr. 2012. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x.
- BELLO, Carolina *et al.* Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, v. 1, n. 11, p. e1501105–e1501105, 18 dez. 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1501105.
- BOGONI, Juliano André *et al.* Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, p. gyv215, 19 jan. 2016. DOI: 10.1093/jmammal/gyv215.
- BOGONI, Juliano André; PERES, Carlos A.; FERRAZ, Katia M.P.M.B. Effects of mammal defaunation on natural ecosystem services and human well being throughout the entire Neotropical realm. *Ecosystem Services*, v. 45, p. 101173, 1 out. 2020. DOI: 10.1016/j.ecoser.2020.101173.
- CORLETT, Richard T. The Impact of Hunting on the Mammalian Fauna of Tropical Asian Forests. *Biotropica*, v. 39, n. 3, p. 292–303, maio 2007. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2007.00271.x.
- COWIE, Robert H.; BOUCHET, Philippe; FONTAINE, Benoît. The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, v. 97, n. 2, p. 640–663, 10 abr. 2022. DOI: 10.1111/brv.12816.
- EHRLÉN, Johan; MORRIS, William F. Predicting changes in the distribution and abundance of species under environmental change. *Ecology Letters*, v. 18, n. 3, p. 303–314, mar. 2015. DOI: 10.1111/ele.12410.
- ELITH, Jane; LEATHWICK, John R. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 40, n. 1, p. 677–697, dez. 2009. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.
- ESTES, James a *et al.* Trophic downgrading of planet Earth. *Science (New York, N.Y.)*, v. 333, n. 6040, p. 301–306, 2011. DOI: 10.1126/science.1205106.
- FERRIER, Simon; GUIBAN, Antoine. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*, v. 43, n. 3, p. 393–404, jun. 2006. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2006.01149.x.
- GALETTI, Mauro; BOVENDORP, Ricardo S.; GUEVARA, Roger. Defaunation of Large Mammals Leads to an Increase in Seed Predation in the Atlantic Forests. *Global Ecology and Conservation*, v. 3, p. 824–830, 2015. DOI: 10.1016/j.gecco.2015.04.008.
- GUIBAN, Antoine; THUILLER, Wilfried. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, v. 8, n. 9, p. 993–1009, set. 2005. DOI:

10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x.

IPCC. *Assessment Report 6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. . [S.l.: s.n.], 2021. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>>.

JORGE, Maria Luisa S.P. *et al.* Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, v. 163, p. 49–57, jul. 2013. DOI: 10.1016/j.biocon.2013.04.018.

LACHER, Thomas E. *et al.* The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy*, v. 100, n. 3, p. 942–964, 23 maio 2019. DOI: 10.1093/jmammal/gyy183.

MAGIOLI, Marcelo *et al.* Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation*, v. 18, n. 6, p. 499–511, dez. 2015. DOI: 10.1111/acv.12201.

MITTERMEIER, Russell A. *et al.* Hotspots revisitados. *Conservação Internacional*, p. 16, 2005.

MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000. DOI: 10.1038/35002501.

NAGY-REIS, Mariana B. *et al.* The key role of protection status in safeguarding the ecological functions of some Neotropical mammals. *Biodiversity and Conservation*, v. 28, n. 10, p. 2599–2613, 3 ago. 2019. DOI: 10.1007/s10531-019-01783-y.

NORBURY, Grant *et al.* Invasive mammals and habitat modification interact to generate unforeseen outcomes for indigenous fauna. *Ecological Applications*, v. 23, n. 7, p. 1707–1721, 2013.

PARMESAN, Camille. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, v. 37, n. 2006, p. 637–669, 2006. DOI: 10.2307/annurev.ecolsys.37.091305.30000024.

STONER, Kathryn E. *et al.* Hunting and Plant Community Dynamics in Tropical Forests: A Synthesis and Future Directions. *Biotropica*, v. 39, n. 3, p. 385–392, maio 2007. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2007.00291.x.

TONETTI, Vinicius *et al.* Forest regeneration may reduce the negative impacts of climate change on the biodiversity of a tropical hotspot. *Diversity and Distributions*, 22 mar. 2022. DOI: 10.1111/ddi.13523.

TREVES, A.; BRUSKOTTER, J. Tolerance for Predatory Wildlife. *Science*, v. 344, n. 6183, p. 476–477, 2 maio 2014. DOI: 10.1126/science.1252690.

VIJAYAVENKATARAMAN, S.; INIYAN, S.; GOIC, Ranko. A review of climate change, mitigation and adaptation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 16, p. 878–897, jan. 2012. DOI: 10.1016/j.rser.2011.09.009.

WILKIE, David S. *et al.* The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 1223, n. 1, p. 120–128, mar. 2011. DOI: 10.1111/j.1749-6632.2010.05908.x.

SEGUNDA PARTE

ARTIGOS

ARTIGO 1 –REGNELLEA SCIENTIA**1 A IMPORTÂNCIA DE LEVANTAMENTOS DE MAMÍFEROS: ESTADO DA ARTE
2 PARA MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE NO CERRADO E MATA
3 ATLÂNTICA
4**

5 Luciano Carramaschi de Alagão Querido¹, Emma Sayer², Marcelo Passamani³
6

7 ¹ Biólogo, Mestre em Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras, Instituto de
8 Ciências Naturais, Departamento de Ecologia e Conservação, Laboratório de Ecologia e
9 Conservação de Mamíferos, Lavras, MG, Brasil.

10 ² Professor titular, Lancaster University, Lancaster Environment Centre, Lancaster, UK,

11 ³ Professor titular, Universidade Federal de Lavras, Instituto de Ciências Naturais,
12 Departamento de Ecologia e Conservação, Laboratório de Ecologia e Conservação de
13 Mamíferos, Lavras, MG, Brasil.
14
15
16

17 **RESUMO**

18 Nosso estudo tem como objetivo realizar um panorama sobre os levantamentos de
19 mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica e Cerrado disponíveis na literatura.
20 Para isso buscamos artigos publicados em três bases de dados: *Scoopus*, *Web of science* e
21 *Google scholar* para levantar todos os levantamentos de mamíferos acima de 1kg nos biomas
22 Mata Atlântica e Cerrado utilizando as palavras-chave Mamíferos, Species Richness, Survey,
23 Atlantic Forest e Cerrado. Encontramos 84 artigos disponíveis nas bases de dados, sendo que
24 a maior parte deles (57,14%) dizia respeito à levantamentos de mamíferos na Mata Atlântica,
25 contra 42,85% no Cerrado. Dentre as 116 espécies encontradas nos artigos, as mais comuns
26 no Cerrado foram *Cerdocyon thous*, *Procyon cancrivorus* e *Chrysocyon brachyurus*, enquanto
27 na Mata Atlântica as espécies mais comuns foram *Dasypus novemcinctus*, *Cerdocyon thous* e
28 *Nasua nasua*. Este é o primeiro artigo até o presente momento que faz uma compilação sobre
29 as informações disponíveis sobre mamíferos de médio e grande porte nos biomas Mata
30 Atlântica e Cerrado.

31 **Palavras-chave:** Biologia de conservação; Levantamentos de mamíferos: Síntese do
32 conhecimento

33

34 1 INTRODUÇÃO

35 A expansão humana tem provocado modificações intensas no ambiente,
36 principalmente pela supressão seletiva ou exploratória de florestas e aumento da fronteira
37 agrícola sobre as áreas naturais, que aliadas às mudanças climáticas, são os principais fatores
38 afetando a biota terrestre a partir do século 20 (COWIE; BOUCHET; FONTAINE, 2022). Os
39 efeitos a longo prazo dessa expansão humana tem sido tão drásticos que geram um impacto
40 direto na biodiversidade, contribuindo para perda de espécies, recebendo a alcunha de
41 “Defaunação do Antropoceno” (BOGONI *et al.*, 2016), levando à fragmentação dos
42 ambientes naturais, com impacto direto na manutenção de comunidades de mamíferos,
43 gerando diminuição de suas populações e mudanças na composição de espécies desses
44 ambientes (GALETTI, M. *et al.*, 2017). A Mata Atlântica e o Cerrado brasileiro sofrem
45 diretamente as consequências da defaunação, principalmente devido a expansão das fronteiras
46 agrícolas e das cidades, que tem sido no sentido do litoral às regiões centrais do país desde
47 sua colonização, fazendo com que a pressão de supressão sofrida por eles seja constante desde
48 o início da história econômica do país (BOYD *et al.*, 2008; DIAS, 2008; RIBEIRO *et al.*,
49 2009; SOSMA E INPE, 2016). Ambos os biomas são importantes para a conservação natural
50 no Brasil por apresentarem altas taxas de endemismo, alta riqueza de espécies e também estão
51 em perigo devido à superexploração e supressão de ambientes naturais (IBGE, 2019;
52 MITTERMEIER *et al.*, 2005). Essas características dos biomas (de alta riqueza, alto
53 endemismo e alto risco de desaparecimento) fazem com que eles sejam considerados *hotspots*
54 para a conservação e, portanto, o conhecimento sobre esses biomas e as espécies que ali
55 vivem é extremamente relevante para conservação da biodiversidade do país
56 (MITTERMEIER *et al.*, 2005; MYERS *et al.*, 2000)

57 Mamíferos de médio e grande porte têm sofrido consequências drásticas devido à
58 supressão de seus habitats naturais, tais como limitação de diversidade genética (LINO *et al.*,
59 2019), redução da riqueza de espécies (BOGONI *et al.*, 2016), limitações no padrão de
60 interação entre as espécies (*e.g.* predador-presa) (TECKENTRUP; KRAMER-SCHADT;
61 JELTSCH, 2019) e restrições em suas áreas de forrageamento (BUCHMANN *et al.*, 2012). A
62 perda de espécies de mamíferos leva a perda de serviços ecossistêmicos essenciais para o
63 funcionamento equilibrado do ambiente (ESTES *et al.*, 2011), podendo ocasionar perdas de
64 ordem ecológica e econômica, uma vez que mamíferos são importantes para a manutenção de
65 um grande número de serviços ecossistêmicos como dispersão/predação de sementes, controle
66 trófico de presas/herbívoros e auxílio na regeneração de áreas degradadas (GALETTI,
67 MAURO; BOVENDORP; GUEVARA, 2015; NORBURY *et al.*, 2013; WILKIE *et al.*,

2011). Apesar de serem relativamente bem conhecidas, as informações sobre a distribuição das espécies de mamíferos de médio e grande porte ainda são fragmentadas, e as listas locais tendem a ser incompletas, uma vez que as amostragens ainda são realizadas em escalas pequenas (COSTA *et al.*, 2005).

A escassez de informações e estudos de base tais como levantamentos de espécies leva à consequências drásticas para a biodiversidade, principalmente no que se refere a tomada de decisões por parte de gestores e no que tange às políticas públicas (SUTHERLAND *et al.*, 2004). Sem saber de fato quais espécies habitam uma determinada área, é virtualmente impossível propor medidas efetivas de conservação, e a principal consequência é que muitas espécies ameaçadas de extinção acabam não sendo amostradas ou permanecem subamostradas (CLARE *et al.*, 2017). Outro ponto importante é a falta de padronização nos levantamentos sobre mamíferos disponíveis na literatura atual, o que impossibilita o desenvolvimento de estudos *a posteriori* para análise de um padrão geral (e.g. meta-análises, revisões de literatura e confecção de data-papers; CLARE *et al.*, 2017) que possam fornecer respostas acerca de processos ecológicos, testar hipóteses e servir de subsídio para a elaboração de políticas públicas efetivas (BERGALLO *et al.*, 2021).

Apesar de ser um dos países com maior biodiversidade do mundo, no Brasil o único bioma que tem uma parte significativa de suas florestas protegidas por Unidades de Conservação é a Amazônia, o que deixa evidente o alto grau de vulnerabilidade dos demais biomas (PACHECO; NEVES; FERNANDES, 2018). Até o momento da elaboração deste manuscrito não encontramos artigos que sintetizem o estado da arte sobre mamíferos de médio e grande porte no Cerrado e na Mata Atlântica. Nosso estudo visa preencher esta lacuna através da sumarização de artigos e bases de dados sobre levantamentos de mamíferos de médio e grande porte nos biomas do Cerrado e da Mata Atlântica. Nosso objetivo é mostrar a riqueza de espécies encontrada nestes biomas, assim como levantar quais são as possíveis regiões subamostradas (cujos levantamentos são ausentes) e que seriam prioritários para realização de inventários de mamíferos de médio e grande porte.

95

96 **2 METODOLOGIA**

97 **2.1 Áreas de estudo**

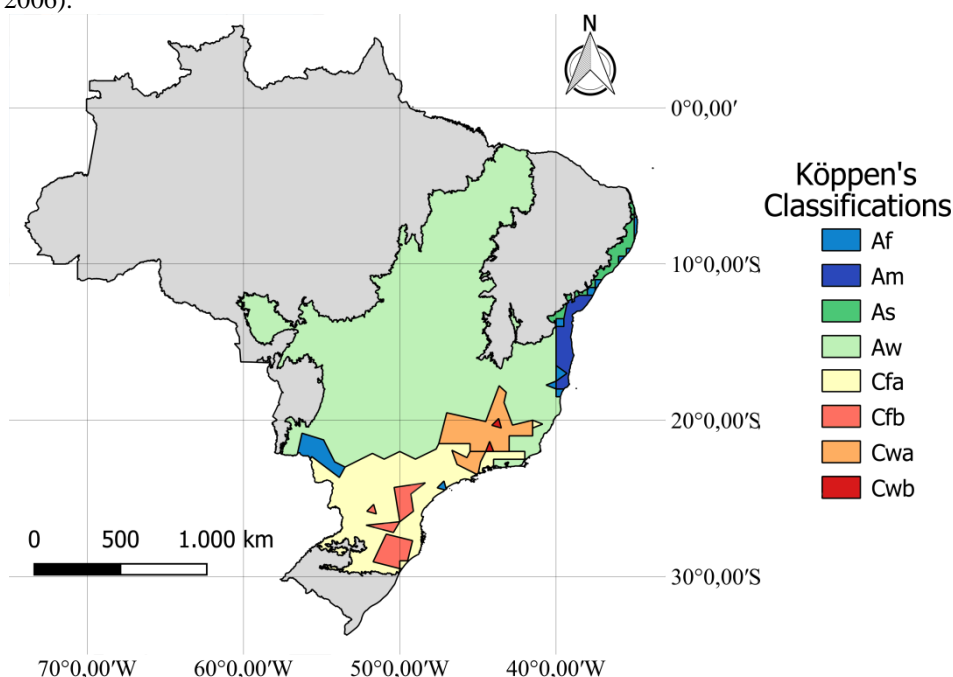
98

99 Este estudo foi conduzido ao longo de toda a extensão de dois dos principais biomas
100 brasileiros, a Mata Atlântica e Cerrado, que correspondem a 3.146.630 km², ou seja

101 aproximadamente 40% do território nacional Brasileiro (IBGE, 2019) (Figura 1). Estes
 102 biomas são conhecidos por serem considerados *hotspots* da biodiversidade brasileira.

103 O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro e apresenta uma área de
 104 aproximadamente 2.036.448 km² se estendendo sobre a totalidade do Distrito Federal e
 105 ocupando grande parte dos estados do Maranhão, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e
 106 Tocantins, além de recobrir extensões menores nos estados da Bahia, São Paulo, Mato Grosso
 107 e Piauí (IBGE, 2019). Possui um clima do tipo Aw na escala de Köppen, apresentando clima
 108 Equatorial savânico com invernos secos (KOTTEK *et al.*, 2006), média de precipitação entre
 109 1300 e 1600 mm e pluviosidade menor que 60 mm no inverno. A temperatura média anual é
 110 de 18°C com máximas próximas a 30°C e mínimas com 8°C (Figura 1).

111 Figura 1 - Mapa dos Biomas do Cerrado e Mata Atlântica, mostrando a classificação climática de Köppen
 112 (KOTTEK, 2006).



Map designed by Luciano Querido (2022)

Database: IBGE (2016)

Climate Classification: KOTTEK (2006)

Coordinates System: UTM, Datum SIRGAS (2000)

113

114 A Mata Atlântica é o terceiro maior bioma do Brasil apresentando uma área de
 115 aproximadamente 1.110.182km², recobrando os estados de Santa Catarina, Paraná, Mato
 116 grosso do Sul, São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo, além da região costeira dos estados
 117 do Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte (IBGE, 2019). Cobrindo
 118 aproximadamente 15% do território do país, a Mata atlântica também figura em segundo lugar
 119 como a floresta tropical de maior extensão da América do Sul (CASTUERA-OLIVEIRA; DE
 120 OLIVEIRA-FILHO; EISENLOHR, 2020) e também possui grande extensão ao longo da

121 costa brasileira, o que faz com que esse bioma apresente uma maior variação no clima entre
122 diversas regiões. Na sua distribuição mais ao sul do país o bioma é classificado como Cfa
123 (Clima temperado quente, sempre úmido com verões quentes); na porção do leste de Minas
124 Gerais e todo o estado do Espírito Santo ela é classificada principalmente como Aw (Clima
125 equatorial savânico com invernos secos) e na região do litoral dos estados do nordeste é
126 classificada como As (Clima equatorial savânico com verões secos) (KOTTEK *et al.*, 2006)
127 (Figura 1).

128

129 **2.2 Levantamento e Análise de Dados**

130

131 Para avaliar as informações disponíveis sobre as espécies de mamíferos na Mata
132 Atlântica e no Cerrado, fizemos buscas de artigos publicados que tratavam sobre
133 levantamentos de espécies de mamíferos com mais de 1 kg. A busca dos artigos foi realizada
134 nos bancos de dados do Scopus, Web of science e Google scholar. Para filtrar os artigos
135 usamos as palavras-chave “Mamíferos” AND “Species Richness” OR “Survey” AND
136 “Atlantic Forest” OR “Cerrado”. Para maximizar a abrangência da busca, rearranjamos a
137 ordem de busca das palavras-chave e fizemos as buscas com as palavras tanto em inglês
138 quanto em português. Ao final do primeiro processo de busca, levantamos aproximadamente
139 2000 artigos. O processo de filtragem desses artigos se deu com base nas informações
140 presentes nos *abstracts* dos mesmos. Se o artigo não tratava de mamíferos de médio e grande
141 porte ou não foi realizado em áreas dos biomas selecionados, ele era descartado. Então,
142 tabelamos as informações relacionadas ao local dos estudos, número de pontos amostrais
143 independentes no artigo, metodologia de coleta de dados do estudo, período de realização e
144 quais espécies foram amostradas.

145 Para melhor representar a diferença na riqueza e na amostragem entre os biomas,
146 realizamos curvas de rarefação comparando a riqueza de espécies por incrementos no número
147 de estudos e pontos amostrais dos biomas. As curvas foram criadas usando o pacote *vegan*
148 (OKSANEN *et al.*, 2016), no software estatístico R (TEAM, R DEVELOPMENT CORE,
149 2021), usando a interface do RStudio (TEAM, RSTUDIO, 2020).

150

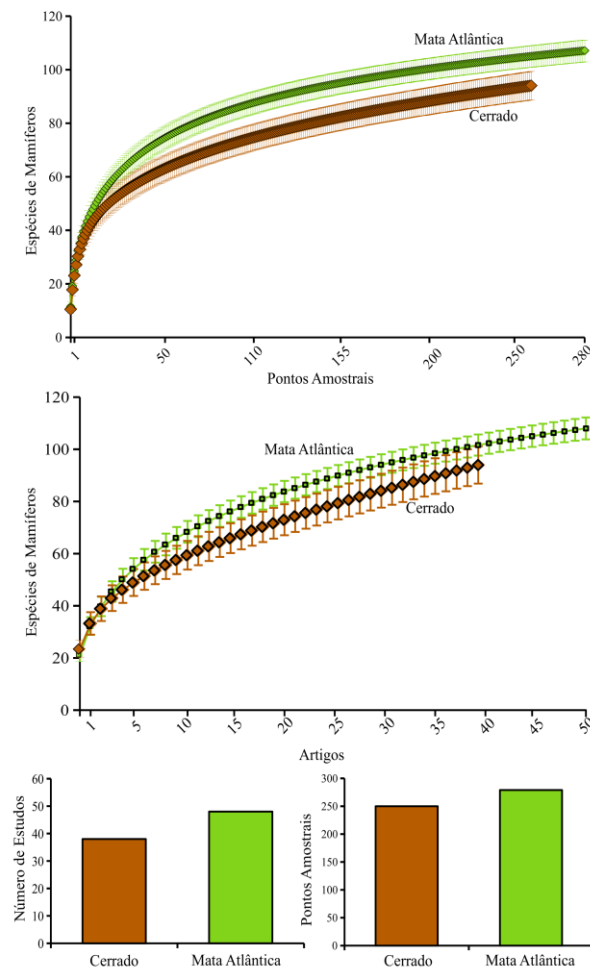
151 **3 RESULTADOS**

152 **3.1 Comparação da Amostragem entre Biomas**

153

154 Foram encontrados 84 artigos e bancos de dados que fizeram amostragens nos biomas
 155 Cerrado e Mata Atlântica (Tabela suplementar 1). Foi verificada uma diferença na
 156 amostragem realizada entre os dois biomas, com um predomínio de estudos na Mata Atlântica
 157 (48 estudos) quando comparado ao Cerrado (38 estudos). Além disso, houve um maior
 158 número de pontos amostrais na Mata Atlântica (279 áreas) que no Cerrado (250 áreas). Este
 159 padrão pode ter refletido na riqueza de espécies encontrada nos dois biomas, com uma maior
 160 riqueza encontrada na Mata Atlântica (107 ± 4 espécies) que no Cerrado (94 ± 5 espécies).

Figura 2: Resumo dos esforços amostrais dos artigos tabelados, em verde as informações para Mata Atlântica e em marrom as informações para o Cerrado. **A)** Riqueza de espécies em função dos pontos amostrais. **B)** Riqueza de espécies de mamíferos em função do número de estudos em cada bioma. **C)** Número de estudos compilados por cada bioma. **D)** Número de pontos amostrais em cada bioma.

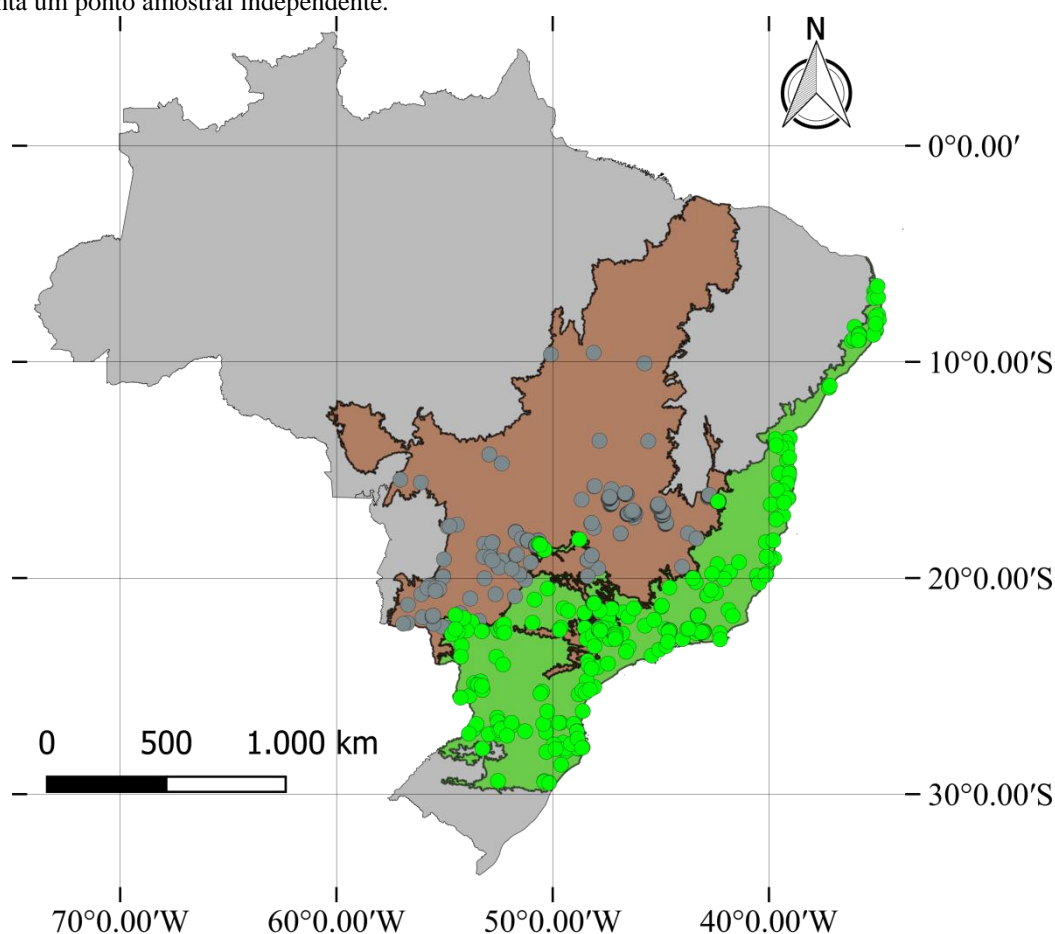


161 A curva de rarefação mostra também um incremento do número de espécies quando
 162 aumentamos o esforço amostral (número de artigos ou o número de pontos totais; Figura 2),
 163 tendo a Mata Atlântica maior riqueza de espécies em relação a local de amostragem no
 164 Cerrado.

165

166 Quanto à distribuição espacial das amostragens, vemos uma diferença em relação aos
 167 pontos nas áreas de cerrado, quando comparados às de mata atlântica (Figura 3). Os pontos
 168 amostrais se encontram muito mais agrupados na região sul do cerrado, próximos à fronteira
 169 com a Mata Atlântica, e grandes extensões do bioma onde não foram encontrados
 170 levantamentos (no norte da distribuição do cerrado; MA, PI e TO), na porção central de Goiás
 171 e também em grande parte da região próxima à divisa entre Mato Grosso e Rondônia.
 172 Somente os estados do Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e o Distrito Federal apresentam
 173 uma boa cobertura por estudos de levantamento de mamíferos, mostrando a maior
 174 concentração dos mesmos. Já a Mata Atlântica se encontra mais uniformemente amostrada,
 175 sendo possível observar que somente algumas áreas apresentam baixa concentração de
 176 amostragem, tais como a região nordeste de Minas Gerais, interior do sul da Bahia e norte do
 177 Paraná.

178 Figura 3 - Distribuição espacial dos pontos amostrais dos artigos encontrados nas bases de dados que traziam
 179 levantamentos sobre mamíferos de médio e grande porte (acima de 1kg) nos biomas Cerrado e Mata Atlântica.
 180 Em Marrom a delimitação oficial do Cerrado e em verde a delimitação da Mata Atlântica. Cada círculo
 181 representa um ponto amostral independente.



Map designed by Luciano Querido (2022)

Database: IBGE (2016)

Coordinates System: UTM, Datum SIRGAS (2000)

183 3.2 Espécies mais comuns

184

185 Dentre as 116 espécies encontradas as mais comuns no Cerrado foram *Cerdocyon*
186 *thous* presente em 162 localidades, *Procyon cancrivorus* em 131 pontos, e *Chrysocyon*
187 *brachyurus* em 127 pontos, enquanto que na Mata Atlântica as espécies mais comuns foram
188 *Dasyus novemcinctus* em 203 pontos, *Cerdocyon thous* 170 pontos e *Nasua nasua* em 163
189 pontos (Tabela 1). Já as espécies menos comuns no Cerrado foram *Tolypeutes matacus*,
190 *Speothos venaticus* e *Sciurus aestuans*, encontrados em um único ponto cada. Na Mata
191 Atlântica as espécies menos comuns foram *Sapajus xanthosternos*, *Ozotoceros bezoarticus* e
192 *Metachirus nudicaudatus* também encontrados em um único ponto amostral cada.

193 Dentre todas as espécies registradas a maioria se encontra classificada nos menores
194 riscos de extinção segundo a IUCN, sendo 59 espécies classificadas como Pouco Preocupante
195 (LC) e 5 classificadas como Quase Ameaçadas (NT). Outras 35 espécies são classificadas nas
196 categorias de maiores riscos de extinção, sendo 25 espécies consideradas Vulneráveis (VU), 9
197 classificadas como Em Perigo (EN) e 1 classificadas como Criticamente em Perigo (CR)
198 (Tabela 1). Dentre as espécies as espécies mais comuns a maioria está classificada como LC,
199 como *Cerdocyon thous*, *Dasyus novemcinctus*, *Metachirus nudicaudatus*, *Nasua nasua*,
200 *Procyon cancrivorus*, e *Sciurus aestuans*, porém temos ainda espécies classificadas como NT,
201 como *Chrysocyon brachyurus*, *Ozotoceros bezoarticus*, *Speothos venaticus* e *Tolypeutes*
202 *matacti*. A única espécie das menos comuns que está classificada como criticamente em
203 perigo é a *Sapajus xanthosternos*. Também encontramos sete espécies que foram classificadas
204 como Deficiente em Dados (DD) e nove espécies exóticas no território do Brasil (Tabela 1).

205

206 4 DISCUSSÃO

207

208 Este artigo é o primeiro que compila o panorama geral do conhecimento das espécies
209 de mamíferos de médio e grande porte e da distribuição espacial dos dados nos biomas
210 Cerrado e Mata Atlântica, buscando identificar lacunas de informações, o que os torna
211 prioritários para realização de amostragens no futuro. Os resultados mostram uma nítida
212 diferença na amostragem nos biomas, com um maior número de artigos e, conseqüentemente,
213 de pontos amostrais na Mata Atlântica que no Cerrado. Seguindo o mesmo padrão, vemos
214 uma melhor distribuição espacial dos pontos de amostragem na Mata Atlântica, enquanto no
215 Cerrado há uma maior concentração nas áreas próximas à região sul do bioma, e grandes

216 extensões sem amostragem. Também verificamos que os artigos tendem a amostrar um maior
217 número de espécies na Mata Atlântica do que no Cerrado.

218 Nossos resultados corroboram o padrão encontrado para outras espécies, sobre a
219 existência de uma maior riqueza de espécies de mamíferos na Mata Atlântica do que no
220 Cerrado (COSTA *et al.*, 2005; PAGLIA *et al.*, 2012). Mesmo considerando a alta riqueza de
221 espécies que temos no Brasil, a Mata Atlântica apresenta uma maior diversidade e um maior
222 grau de endemismo do que o que é comumente encontrado em áreas de mesmo tamanho em
223 outros biomas, enquanto o Cerrado comumente apresenta uma riqueza menor do que a
224 esperada (COSTA *et al.*, 2005; FONSECA; HERRMANN; LEITE, 1999). Esse padrão já foi
225 descrito para diversos grupos diferentes, como aves (JENKINS *et al.*, 2015), plantas
226 (CASTUERA-OLIVEIRA; DE OLIVEIRA-FILHO; EISENLOHR, 2020) e também
227 mamíferos (COSTA *et al.*, 2005).

228 As variáveis climáticas são os fatores mais importantes para explicar as diferenças nos
229 padrões de distribuição de riqueza de espécies entre diferentes regiões (ERWIN, 2009).
230 Existem duas principais explicações no que se refere à influência do clima na distribuição de
231 espécies: a primeira prediz que o clima pode afetar a riqueza de espécies alterando a
232 produtividade primária; a segunda explicação pressupõe que o clima atua como filtro para
233 entrada ou permanência das espécies (DA MATA *et al.*, 2017; ERWIN, 2009; GUIBAN;
234 RAHBEK, 2011).

235 A primeira explicação diz que o clima vai influenciar a riqueza de espécies quando as
236 modificações nos padrões climáticos alteram diretamente a disponibilidade energética ou
237 alimentar de uma região, sendo assim diferentes climas apresentam diferença na riqueza de
238 espécies por causa da variação na produtividade primária ou disponibilidade de energia do
239 ambiente (BOUCHER-LALONDE; KERR; CURRIE, 2013; HAWKINS *et al.*, 2003). Sendo
240 ambientes com maior produtividade primária capaz de comportar uma maior riqueza de
241 espécies (BRUN *et al.*, 2019; CRAVEN *et al.*, 2020; GORCZYNSKI *et al.*, 2021), assim a
242 maior riqueza de espécies na Mata Atlântica seria explicada por conta da produtividade
243 primária ser maior nesse bioma (DELGADO *et al.*, 2018) do que no Cerrado (BIUDES *et al.*,
244 2021).

245 Já a segunda explicação diz que o clima afeta a riqueza de espécies atuando como um
246 filtro, selecionando quais e quantas espécies estarão presentes em determinado ambiente
247 (CADOTTE; TUCKER, 2017), sendo que a riqueza de espécies em uma área seria filtrada
248 pelas necessidades climáticas das mesmas. Portanto, ambientes com maior diversidade e
249 estabilidade climática apresentariam uma maior riqueza de espécies por apresentar climas

250 diversos onde as espécies possam encontrar o seu ótimo climático (GRAHAM; MORITZ;
251 WILLIAMS, 2006; HUA; WIENS, 2013). Dessa forma, a maior riqueza de espécies que
252 encontramos na Mata Atlântica seria explicada por conta da maior estabilidade climática
253 histórica desse bioma quando comparada com o Cerrado (WERNECK *et al.*, 2012) que por
254 apresentar maiores variações históricas vai apresentar uma menor riqueza de espécies de
255 maneira geral (GRAHAM; MORITZ; WILLIAMS, 2006; MELBOURNE *et al.*, 2007).

256 Para aumentar a maior evidencia dessa ligação entre o clima e as diferenças na riqueza
257 de espécies, entretanto, seria necessário aumentar os esforços amostrais nas áreas do Cerrado
258 para diminuirmos as lacunas encontradas (Figura 2) já que essa influência do clima vai variar
259 dependendo da escala analisada (BRUN *et al.*, 2019; CRAVEN *et al.*, 2020) e uma melhor
260 cobertura de amostragens dos biomas possibilitaria um estudo mais aprofundado dessa
261 influencia do clima. Nós registramos novos projetos de incentivo a popularização do
262 conhecimento científico, assim como de compilação de dados que não estão publicados, como
263 o projeto de Atlantic Data-sets que busca compilar o conhecimento de posse dos especialistas
264 sobre determinados biomas, como a Mata Atlântica (GONÇALVES *et al.*, 2018; LIMA *et al.*,
265 2017; SOUZA *et al.*, 2019), assim como diferentes grupos de espécies (NAGY-REIS *et al.*,
266 2020; ROSA *et al.*, 2020; SANTOS *et al.*, 2019). Entretanto, é importante que este mesmo
267 esforço seja feito para o Cerrado, e outras áreas do continente sul americano para que
268 aumentemos o conhecimento da biodiversidade e seja possível realizarmos estudos *a*
269 *posteriori* que possibilitam responder questões ecológicas mais complexas.

270 Nosso estudo também deixa evidente que há uma falta de padronização nos estudos
271 sobre mamíferos de médio e grande porte da Mata Atlântica e Cerrado no que diz respeito a
272 métodos de coleta, levantamento de informações básicas sobre o clima e localização das
273 parcelas. Cada autor dos diferentes levantamentos desenvolveu os estudos de sua área de
274 interesse de uma determinada maneira, (COSTA; MAGNUSSON, 2010) e essa ausência de
275 padronização compromete a elaboração de planos de ação para a conservação da
276 biodiversidade em larga escala e também a confecção de estudos de síntese (CLARE *et al.*,
277 2017; SUTHERLAND *et al.*, 2004). Também é importante salientar que a ausência de
278 padronização impede que os pesquisadores elaborem generalizações mais robustas e também
279 pode induzir a conclusões equivocadas, uma vez que a padronização é um pré-requisito para
280 quantificar a incerteza (COSTA; MAGNUSSON, 2010).

281
282
283
284

285 **REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

286

287 BERGALLO, H.G. *et al.* Integrating Researchers for Understanding Biodiversity in Atlantic
288 Forest. *The Atlantic Forest*, p. 469–485, 2021.

289 BIUDES, Marcelo Sacardi *et al.* Gross primary productivity of Brazilian Savanna (Cerrado)
290 estimated by different remote sensing-based models. *Agricultural and Forest Meteorology*, v.
291 307, p. 108456, set. 2021. DOI: <10.1016/j.agrformet.2021.108456>.

292 BOGONI, Juliano André *et al.* Landscape features lead to shifts in communities of medium-
293 to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, p. gyv215,
294 19 jan. 2016. DOI: <10.1093/jmammal/gyv215>.

295 BOUCHER-LALONDE, V; KERR, J. T.; CURRIE, D. J. Does climate limit species richness
296 by limiting individual species' ranges? *Proceedings of the Royal Society B: Biological*
297 *Sciences*, v. 281, n. 1776, p. 20132695–20132695, 18 dez. 2013. DOI:
298 <10.1098/rspb.2013.2695>.

299 BOYD, Charlotte *et al.* Spatial scale and the conservation of threatened species. *Conservation*
300 *Letters*, v. 1, n. 1, p. 37–43, 12 maio 2008. DOI: <10.1111/j.1755-263X.2008.00002.x>.

301 BRUN, Philipp *et al.* The productivity-biodiversity relationship varies across diversity
302 dimensions. *Nature communications*, v. 10, n. 1, p. 5691, 12 dez. 2019. DOI:
303 <10.1038/s41467-019-13678-1>.

304 BUCHMANN, Carsten M. *et al.* Movement upscaled - the importance of individual foraging
305 movement for community response to habitat loss. *Ecography*, v. 35, n. 5, p. 436–445, 2012.
306 DOI: <10.1111/j.1600-0587.2011.06924.x>.

307 CADOTTE, Marc W.; TUCKER, Caroline M. *Should Environmental Filtering be*
308 *Abandoned? Trends in Ecology and Evolution*. [S.l.]: Elsevier Current Trends. , 1 jun. 2017

309 CASTUERA-OLIVEIRA, Luciene; DE OLIVEIRA-FILHO, Ary Teixeira; EISENLOHR,
310 Pedro V. Emerging hotspots of tree richness in Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 34, n. 1, p.
311 117–134, 20 mar. 2020. DOI: <10.1590/0102-33062019ABB0152>.

312 CLARE, John *et al.* Pairing field methods to improve inference in wildlife surveys while
313 accommodating detection covariance. *Ecological Applications*, v. 27, n. 7, p. 2031–2047, 5
314 out. 2017. DOI: <10.1002/eap.1587>.

315 COSTA, Leonora Pires *et al.* Mammal Conservation in Brazil. *Conservation Biology*, v. 19, n.
316 3, p. 672–679, 2005.

317 COSTA, LEONORA PIRES *et al.* Mammal Conservation in Brazil. *Conservation Biology*, v.
318 19, n. 3, p. 672–679, 1 jun. 2005. DOI: <10.1111/j.1523-1739.2005.00666.x>.

319 COSTA; MAGNUSSON, William Ernest. The Need for Large-Scale, Integrated Studies of
320 Biodiversity - the Experience of the Program for Biodiversity Research in Brazilian
321 Amazonia. *Natureza & Conservação*, v. 08, n. 01, p. 3–12, 2010. DOI:
322 <10.4322/natcon.00801001>.

323 COWIE, Robert H.; BOUCHET, Philippe; FONTAINE, Benoît. The Sixth Mass Extinction:

- 324 fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, v. 97, n. 2, p. 640–663, 10 abr. 2022. DOI:
325 <10.1111/brv.12816>.
- 326 CRAVEN, Dylan *et al.* A cross-scale assessment of productivity–diversity relationships.
327 *Global Ecology and Biogeography*, v. 29, n. 11, p. 1940–1955, 1 nov. 2020. DOI:
328 <10.1111/geb.13165>.
- 329 DA MATA, Renata Alves *et al.* Stacked species distribution and macroecological models
330 provide incongruent predictions of species richness for Drosophilidae in the Brazilian
331 savanna. *Insect Conservation and Diversity*, v. 10, n. 5, p. 415–424, set. 2017. DOI:
332 <10.1111/icad.12240>.
- 333 DELGADO, Rafael C. *et al.* Seasonality of gross primary production in the Atlantic Forest of
334 Brazil. *Global Ecology and Conservation*, v. 14, p. e00392, abr. 2018. DOI:
335 <10.1016/j.gecco.2018.e00392>.
- 336 DIAS, Braulio Ferreira de Souza. **Conservação da Biodiversidade no Bioma Cerrado:
337 histórico dos impactos antrópicos no Bioma Cerrado.** In: FALEIRO, FÁBIO GELAPE;
338 NETO, AUSTECLÍNIO LOPES DE FARIAS (Org.). . *Savanas: Desafios e Estratégias para
339 o Equilíbrio entre Sociedade, Agronegócio e Recursos Naturais*. Brasília, DF: Embrapa
340 Informação Tecnológica, 2008. p. p 303-336.
- 341 ERWIN, Douglas H. Climate as a Driver of Evolutionary Change. *Current Biology*, v. 19, n.
342 14, p. R575–R583, jul. 2009. DOI: <10.1016/j.cub.2009.05.047>.
- 343 ESTES, James a *et al.* Trophic downgrading of planet Earth. *Science (New York, N.Y.)*, v.
344 333, n. 6040, p. 301–306, 2011. DOI: <10.1126/science.1205106>.
- 345 FONSECA, G A B; HERRMANN, G; LEITE, Y L R. **Macrogeography of brazilian
346 mammals.** In: EISENBERG, JOHN F.; REDFORD, KENT H. (Org.). . *Mammals of the
347 neotropics: The Central Neotropics*. Chicago, IL: University of Chicago Press, 1999. v. 3. p.
348 549–563.
- 349 GALETTI, M. *et al.* Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic
350 forest remnant. *Animal Conservation*, v. 20, n. 3, p. 270–281, 2017. DOI:
351 <10.1111/acv.12311>.
- 352 GALETTI, Mauro; BOVENDORP, Ricardo S.; GUEVARA, Roger. Defaunation of Large
353 Mammals Leads to an Increase in Seed Predation in the Atlantic Forests. *Global Ecology and
354 Conservation*, v. 3, p. 824–830, 2015. DOI: <10.1016/j.gecco.2015.04.008>.
- 355 GONÇALVES, Fernando *et al.* ATLANTIC MAMMAL TRAITS: a data set of
356 morphological traits of mammals in the Atlantic Forest of South America. *Ecology*, v. 99, n.
357 2, p. 498–498, fev. 2018. DOI: <10.1002/ecy.2106>.
- 358 GORCZYNSKI, Daniel *et al.* Tropical mammal functional diversity increases with
359 productivity but decreases with anthropogenic disturbance. *Proceedings of the Royal Society
360 B: Biological Sciences*, v. 288, n. 1945, 24 fev. 2021. DOI: <10.1098/rspb.2020.2098>.
- 361 GRAHAM, Catherine H; MORITZ, Craig; WILLIAMS, Stephen E. Habitat history improves
362 prediction of biodiversity in rainforest fauna. *PNAS*, v. 103, n. 3, p. 632–636, 2006.

- 363 GUIBAN, Antoine; RAHBK, Carsten. SESAM - a new framework integrating
364 macroecological and species distribution models for predicting spatio-temporal patterns of
365 species assemblages. *Journal of Biogeography*, v. 38, n. 8, p. 1433–1444, ago. 2011. DOI:
366 <10.1111/j.1365-2699.2011.02550.x>.
- 367 HAWKINS, Bradford A *et al.* Energy, Water, and Broad-Scale Geographic Patterns of
368 Species Richness. *Ecology*, v. 84, n. 12, p. 3105–3117, 2003.
- 369 HUA, Xia; WIENS, John J. How Does Climate Influence Speciation? *Source: The American*
370 *Naturalist*, v. 182, n. 1, p. 1–12, 2013. DOI: <10.1086/670690>.
- 371 IBGE. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000.**
372 Rio de Janeiro: [s.n.], 2019.
- 373 JENKINS, Clinton N. *et al.* Patterns of vertebrate diversity and protection in Brazil. *PLoS*
374 *ONE*, v. 10, n. 12, p. e0145064, 17 dez. 2015. DOI: <10.1371/journal.pone.0145064>.
- 375 KOTTEK, Markus *et al.* World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated.
376 *Meteorologische Zeitschrift*, v. 15, n. 3, p. 259–263, 1 jun. 2006. DOI: <10.1127/0941-
377 2948/2006/0130>.
- 378 LIMA, Fernando *et al.* ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial
379 mammal communities in the Atlantic Forest of South America. *Ecology*, v. 98, n. 11, p. 2979–
380 2979, nov. 2017. DOI: <10.1002/ecy.1998>.
- 381 LINO, Ana *et al.* A meta-analysis of the effects of habitat loss and fragmentation on genetic
382 diversity in mammals. *Mammalian Biology*, v. 94, p. 69–76, 2019. DOI:
383 <10.1016/j.mambio.2018.09.006>.
- 384 MELBOURNE, Brett A. *et al.* Invasion in a heterogeneous world: resistance, coexistence or
385 hostile takeover? *Ecology Letters*, v. 10, n. 1, p. 77–94, jan. 2007. DOI: <10.1111/j.1461-
386 0248.2006.00987.x>.
- 387 MITTERMEIER, Russell A. *et al.* Hotspots revisitados. *Conservação Internacional*, p. 16,
388 2005.
- 389 MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n.
390 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000. DOI: <10.1038/35002501>.
- 391 NAGY-REIS, Mariana *et al.* NEOTROPICAL CARNIVORES: a data set on carnivore
392 distribution in the Neotropics. *Ecology*, v. 101, n. 11, p. e03128, 3 nov. 2020. DOI:
393 <10.1002/ecy.3128>.
- 394 NORBURY, Grant *et al.* Invasive mammals and habitat modification interact to generate
395 unforeseen outcomes for indigenous fauna. *Ecological Applications*, v. 23, n. 7, p. 1707–
396 1721, 2013.
- 397 OKSANEN, Jari *et al.* *vegan: Community Ecology Package*. . [S.l.]: R package 2.4-0.
398 Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=vegan>>. , 2016
- 399 PACHECO, André A.; NEVES, Ana Carolina O.; FERNANDES, G. Wilson. Uneven
400 conservation efforts compromise Brazil to meet the Target 11 of Convention on Biological

- 401 Diversity. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 16, n. 1, p. 43–48, jan. 2018. DOI:
402 <10.1016/j.pecon.2017.12.001>.
- 403 PAGLIA, Adriano P. *et al.* Annotated checklist of Brazilian mammals 2º Edição. *Occasional*
404 *Papers in Conservation Biology*, v. 6, n. 6, p. 1–76, 2012.
- 405 RIBEIRO, Milton Cezar *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the
406 remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142,
407 n. 6, p. 1141–1153, jun. 2009. DOI: <10.1016/j.biocon.2009.02.021>.
- 408 ROSA, Clarissa Alves Da *et al.* NEOTROPICAL ALIEN MAMMALS: a data set of
409 occurrence and abundance of alien mammals in the Neotropics. *Ecology*, v. 101, n. 11, p.
410 e03115, 3 nov. 2020. DOI: <10.1002/ecy.3115>.
- 411 SANTOS, Paloma Marques *et al.* NEOTROPICAL XENARTHANS: a data set of
412 occurrence of xenarthran species in the Neotropics. *Ecology*, v. 100, n. 7, 23 jul. 2019. DOI:
413 <10.1002/ecy.2663>.
- 414 SOSMA E INPE. ATLAS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA
415 ATLÂNTICA PERÍODO 2013-2014. *Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto de Pesquisas*
416 *Espaciais*, p. 1–61, 2016.
- 417 SOUZA, Yuri *et al.* ATLANTIC MAMMALS: a data set of assemblages of medium- and
418 large-sized mammals of the Atlantic Forest of South America. *Ecology*, v. 100, n. 10, 30 out.
419 2019. DOI: <10.1002/ecy.2785>.
- 420 SUTHERLAND, William J. *et al.* The need for evidence-based conservation. *Trends in*
421 *Ecology and Evolution*, v. 19, n. 6, p. 305–308, 2004. DOI: <10.1016/j.tree.2004.03.018>.
- 422 TEAM, R Development Core. R Development Core Team. *R: A Language and Environment*
423 *for Statistical Computing*, 2021.
- 424 TEAM, Rstudio. *RStudio: Integrated Development for R. Studio*. . Boston, MA: Inc.
425 Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>>. , 2020
- 426 TECKENTRUP, Lisa; KRAMER-SCHADT, Stephanie; JELTSCH, Florian. The risk of
427 ignoring fear: underestimating the effects of habitat loss and fragmentation on biodiversity.
428 *Landscape Ecology*, v. 34, n. 12, p. 2851–2868, 2019. DOI: <10.1007/s10980-019-00922-8>.
- 429 WERNECK, Fernanda P. *et al.* Climatic stability in the Brazilian Cerrado: implications for
430 biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation
431 in a biodiversity hotspot. *Journal of Biogeography*, v. 39, n. 9, p. 1695–1706, 1 set. 2012.
432 DOI: <10.1111/j.1365-2699.2012.02715.x>.
- 433 WILKIE, David S. *et al.* The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of*
434 *Sciences*, v. 1223, n. 1, p. 120–128, mar. 2011. DOI: <10.1111/j.1749-6632.2010.05908.x>.
- 435

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela Suplementar 1 - Referências que tenham realizado levantamentos de mamíferos de médio e grande porte nos biomas do Cerrado e Mata Atlântica. Essas tabelas contem a numeração usada nos nossos bancos de dados para referenciar cada artigo, o número de pontos amostrais que cada referencia continha e por fim a citação da mesma em Autor – Ano – Título resumido do trabalho.

Referencia	Pontos Amostrais	Bioma	Citação (Autor – Ano – Título)
1	1	Mata Atlantica	Eduardo, Passamani - 2009 - Mammals of medium and large size in Santa Rita do Sapucaí, southeatrn Brazil
2	1	Mata Atlantica	Magioli, Ferraz, Rodrigues - 2014 - Medium and large-sized mammals of an isolated Atlantic Forest remnant, southeast São Paulo State, Br
3	1	Mata Atlantica	Prado, Rocha, Giudice - 2008 - Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de mata atlântica, Minas Gerais, Brasil
4	1	Mata Atlantica	Reale, Fonseca, Uieda - 2014 - Medium and Large-sized Mammals in a Private Reserve of Natural Heritage in the Municipality of Jaú, São P
5	1	Mata Atlantica	Rocha, Soares, Pereira - 2015 - Medium- and large-sized mammals in Mata Atlântica State Park, southeastern Goiás, Brazil
6	1	Mata Atlantica	Santos, Pacheco, Passamani - 2016 - Medium-sized and large mammals from Quedas do Rio Bonito Ecological Park, Minas Gerais, Brazil
7	1	Mata Atlantica	Srbek-Araujo, Chiarello - 2007 - Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos considerações metodológicas e comparação de equipamen
8	1	Cerrado	Fonseca et al. - 2016 - Levantamento dos Mamíferos Terrestres de Médio e Grande Porte , na Reserva Particular do Patrimônio Natural – Va
9	1	Mata Atlantica	Martins et al. - 2016 - Large and medium-sized mammals in the urban park Cinturão Verde, Cianorte, Northwestern Paraná
10	1	Cerrado	Rocha, Silva - 2009 - Composição da mastofauna de médio e grande porte na reserva indígena "Parabure", Mato Grosso, Brasil.pdf
11	1	Mata Atlantica	Travassos et al. - 2018 - Living and lost mammals of Rio de Janeiro's largest biological reserve an updated species list of Tinguá.pdf
13	1	Cerrado	Paolino et al. - 2016 - Buffer zone use by mammals in Cerrado protected area.pdf
14	1	Cerrado	Rocha, Dalponte - 2006 - Composition and Characterisation of the medium and large mammal fauna in a small Cerrado reserve in Mato Grosso .pdf
16	1	Cerrado	Trolle, Bissaro, Prado - 2007 - Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado
17	1	Cerrado	Estrela et al. - 2015 - Medium and large-sized mammals in a Cerrado area of the state of Goiás, Brazil
18	2	Cerrado	Ferreira de Pinho et al. - 2017 - Influence of vegetation physiognomy, elevation and fire frequency on medium and

Referencia	Pontos Amostrais	Bioma	Citação (Autor – Ano – Título)
			large mammals in two p
19	1	Cerrado	Leite et al. - 2016 - COMPOSITION OF MEDIUM AND LARGE MAMMALS IN FOREST RESERVE IN THE CERRADO OF BRAZIL CENTRAL
20	1	Cerrado	Lessa et al. - 2012 - Mammals of medium and large size in a fragmented cerrado landscape in northeastern Minas Gerais state, Brazil
21	3	Cerrado	Alves, Marcal Junior, de Campos Brites - 2014 - Medium and Large-Sized Mammals of a Fragment of Cerrado in the Triangulo Mineiro Region,
22	1	Cerrado	Arimoro et al. - 2017 - Artillery for Conservation The Case of the Mammals Protected by the Formosa Military Training Area, Brazil
23	1	Cerrado	Bernardo et al. - 2013 - Assemblage of medium and large size mammals in an urban Semideciduous Seasonal Forest fragment in Cerrado biome
24	1	Cerrado	Bruna et al. - 2010 - Mammalia, Estação Ecológica do Panga, a Cerrado protected area in Minas Gerais state, Brazil
25	1	Cerrado	Cáceres et al. - 2007 - Mammals of the Bodoquena Mountains, southwestern Brazil an ecological and conservation analysis
26	7	Cerrado	Cáceres et al. - 2010 - Mammals in a fragmented savannah landscape in south-western Brazil
27	1	Cerrado	Campos, Lage, Ribeiro - 2013 - Diversity of medium and large sized mammals in a Cerrado fragment of central Brazil
28	10	Mata Atlântica	Gonçalves et al. - 2018 - Non-volant mammals from the Upper Paraná River Basin a data set from a critical region for conservation in Bra
28	32	Cerrado	Gonçalves et al. - 2018 - Non-volant mammals from the Upper Paraná River Basin a data set from a critical region for conservation in Bra
29	144	Mata Atlântica	Souza et al. - 2019 - ATLANTIC MAMMALS a data set of assemblages of
30	1	Cerrado	Bocchiglieri, Mendonça, Henriques - 2010 - Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central
31	1	Cerrado	Leite et al. - 2016 - COMPOSITION OF MEDIUM AND LARGE MAMMALS IN FOREST RESERVE IN THE CERRADO OF BRAZIL CENTRAL
32	1	Cerrado	Alves, Marcal Junior, de Campos Brites - 2014 - Medium and Large-Sized Mammals of a Fragment of Cerrado in the Triangulo Mineiro Region,
33	1	Cerrado	Bernardo, Melo - 2013 - Assemblage of medium and large size mammals in an urban Semideciduous Seasonal Forest fragment in Cerrado biome
34	1	Cerrado	Machado et al. - 2017 - Biodiversity in urban green space a

Referencia	Pontos Amostrais	Bioma	Citação (Autor – Ano – Título)
			case study in the neotropics
35	2	Mata Atlântica	Rosa - 2020 - Dados pessoais
35	116	Cerrado	Rosa - 2020 - Dados pessoais
36	1	Mata Atlântica	Paolino et al. - 2016 - Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area
37	1	Cerrado	Rocha, Silva - 2009 - Composição da mastofauna de médio e grande porte na reserva indígena Parabubure, Mato Grosso, Brasil
39	1	Cerrado	Ferreira et al. - 2011 - Mamíferos de médio e grande porte do Parque Estadual Veredas do Peruaçu riqueza , composição e estratégias de c
40	1	Cerrado	Ferreira et al. - 2017 - Assessing the conservation value of secondary savanna for large mammals in the Brazilian Cerrado
41	7	Mata Atlântica	Dotta - 2005 - Diversidade de Mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo
41	8	Cerrado	Dotta - 2005 - Diversidade de Mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo
42	25	Cerrado	Hannibal, Neves-Godoi - 2015 - Non-volant mammals of the Maracaju Mountains, southwestern Brazil Composition, richness and conservation
43	1	Cerrado	Paula 2017 - Hunting and Monitoring Community Based Research in Xerente Indigenous Land, Brazilian Cerrado
44	19	Mata Atlântica	Mendes Pontes et al. - 2016 - Mass Extinction and the Disappearance of Unknown Mammal Species Scenario and Perspectives of a Biodiversit
45	1	Mata Atlântica	da Rocha et al. - 2017 - Non-Volant mammals of a remnant of the Atlantic Forest in northeastern Brazil
47	1	Cerrado	Negrões et al. - 2011 - Private forest reserves can aid in preserving the community of medium and large-sized vertebrates in the Amazon
48	1	Cerrado	Lima - 2009 - Mamíferos de Médio e Grande Porte do Parque Nacional Das Nascentes do Rio Paranaíba, Brasil
49	18	Mata Atlântica	de Moura - 2003 - Distribuição e Ocorrência de Mamíferos na Mara Atlântica do Sul da Bahia
50	1	Mata Atlântica	Chagas et al. - 2010 - Fazenda Trapsa, a refuge of larger mammalian diversity in Sergipe, northeastern Brazil
51	2	Mata Atlântica	Araujo et al. - 2008 - Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil
52	8	Mata Atlântica	Aximoff et al - 2015 - Amostragem de Longa Duracao por Armadilhas fotograficas dos Mamiferos Terrestres em dois Parques Nacionais no Estado do Rio de Janeiro
53	8	Cerrado	Bordignon et al. - 2006 - Inventario da Mastofauna no Complexo Apore-Sucuriu.

Referencia	Pontos Amostrais	Bioma	Citação (Autor – Ano – Título)
54	1	Cerrado	Santos-Filho, Silva - 2002 - Use of Habitats for Mammals in areas of Cerrado of Central Brazil: a Study with Photographic Snares
55	4	Mata Atlantica	Silva, Pontes - 2008 - The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil
56	1	Mata Atlantica	Stallings et al. - 1991 - Mamíferos do Parque Florestal Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil.
57	1	Mata Atlantica	Tortato, Testoni, Althoff - 2014 - Mastofauna Terrestre da Reserva Biológica Estadual de Sassafras, Dourador Pedrinho, Santa Catarina, Sul do Brasil
58	1	Mata Atlantica	Nues et al. - 2013 - Survey of Large and Medium-sized Terrestrial Mammals in the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil
59	1	Mata Atlantica	Vaz - 2005 - Mamíferos Coletados em Pedra Branca, Município de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil
60	1	Mata Atlantica	Wallauer et al. - 2000 - Levantamento dos mamíferos da Floresta Nacional de Três Barras - Santa Catarina
61	1	Mata Atlantica	Fernandes - 2003 - Censo de mamíferos em alguns fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil
62	5	Mata Atlantica	Fornitano et al. - 2015 - Medium to large-sized mammals of the Augusto Ruschi Biological Reserve, São Paulo State, Brazil
63	3	Mata Atlantica	Brocardo, Cândido Júnior - 2012 - Persistência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de floresta ombrófila mista no estado
64	1	Cerrado	Cabral et al. - 2017 - Medium-sized to large mammals of Serra do Tombador, Cerrado of Brazil
65	1	Mata Atlantica	Campos et al. - 2018 - Mammals of a restinga forest in Mataraca, Paraíba, northeastern Brazil, and its affinities to restinga areas in B
66	6	Mata Atlantica	Chiarello - 1999 - Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil
67	1	Mata Atlantica	D'Bastiani et al. - 2018 - Inventory of medium and large mammals in the Biological Reserve of Araucárias , Paraná , Brazil
68	1	Mata Atlantica	Oliveira, Linares, Castro-corrêa - 2013 - List Inventory of medium and large-sized mammals from Serra do Brigadeiro and Rio Preto State
68	1	Cerrado	Oliveira, Linares, Castro-corrêa - 2013 - List Inventory of medium and large-sized mammals from Serra do Brigadeiro and Rio Preto State
69	1	Mata Atlantica	Dias et al. - 2017 - Preliminary survey of the nonvolant mammals of a remnant of coastal restinga habitat in eastern Sergipe, Brazil
70	2	Mata Atlantica	Goulart et al. - 2009 - Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest

Referencia	Pontos Amostrais	Bioma	Citação (Autor – Ano – Título)
71	8	Mata Atlântica	Magioli et al. - 2016 - Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes
72	2	Mata Atlântica	Marques, Cademartori, Pacheco - 2011 - Mastofauna no Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil
73	1	Mata Atlântica	Xavier da Silva et al. - 2018 - Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation Mammal occupancy patterns in the Iguaçu N
74	1	Mata Atlântica	Preuss et al. - 2016 - LEVANTAMENTO RÁPIDO DE MAMÍFEROS TERRESTRES EM UM REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL
75	1	Mata Atlântica	Delciellos et al. - 2012 - Mammals of Serra da Bocaina National Park, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil
76	1	Mata Atlântica	Hannibal - 2014 - Mammals of medium and large size from a fragmented seasonal forest landscape in Mato Grosso do Sul state, central-west
77	1	Mata Atlântica	Hannibal et al. - 2015 - Mamíferos nao-voadores em fragmentos de Cerrado no sul do estado de Goias Brasil
77	6	Cerrado	Hannibal et al. - 2015 - Mamíferos nao-voadores em fragmentos de Cerrado no sul do estado de Goias Brasil
78	1	Mata Atlântica	Hendges, Salvador, Nichele - 2015 - Mamíferos de médio e grande porte de remanescentes de Floresta Estacional Decidual no Parque Estadual
79	1	Mata Atlântica	Nunes, Moraes Scoss, Mendes Lessa - 2012 - Composição e abundância relativa dos mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque E
80	1	Mata Atlântica	Laurindo et al. - 2017 - Mammals in forest remnants of an ecotonal Atlantic Forest-Cerrado area from southeastern Brazil(2)
81	1	Mata Atlântica	Modesto et al. - 2008 - Mammals, Serra da Concórdia, state of Rio de Janeiro, Brazil
82	7	Mata Atlântica	Oliveira, Hannibal - 2017 - Effects of Patch Attributes on the Richness of Medium and Large-Sized Mammals in Fragmented Semi-Deciduous F
82	7	Cerrado	Oliveira, Hannibal - 2017 - Effects of Patch Attributes on the Richness of Medium and Large-Sized Mammals in Fragmented Semi-Deciduous F
83	9	Cerrado	Oliveira, de Moraes, Terribile - 2020 - Effects of landscape and patch attributes on the functional diversity of medium and large-sized
84	1	Mata Atlântica	Pereira, Bazilio - 2014 - Caracterização Faunística De Mamíferos De Médio E Grande Porte Na Floresta Nacional De Irati, Paraná, Brasil

Tabela Suplementar 2 – Informações sobre as espécies de mamíferos de médio e grande porte amostradas nos biomas do Cerrado e da Mata Atlântica. Tabela contém nomenclatura da espécie, classificação de nível de ameaça segundo a lista de espécies ameaçadas do ICMBIO, números de pontos amostrais encontrados em cada bioma e de quais referências obtivemos essas informações.

Espécies	ICM BIO	Número de Pontos Amostrais (Referências)	
		Cerrado	Mata Atlântica
FAMÍLIA AOTIDAE			
<i>Aotus azarae</i> (Humboldt, 1811)	D D	1 (47)	-
FAMÍLIA ATELIDAE			
<i>Alouatta belzebul</i> (Linnaeus, 1766)	V U	-	1 (65)
<i>Alouatta caraya</i> (Humboldt, 1812)	N T	35 (8,10,14,19,21,22,25,27,28,31, 32,37,42,83)	10 (28,76,82)
<i>Alouatta guariba</i> (Cabrera, 1940)	V U	1 (16)	21 (1,11,49,51,56,57,59,60,63,66,67,68, 71,72,75,84)
<i>Alouatta sp.</i>	-	9 (35)	-
<i>Brachyteles arachnoides</i> (É. Geoffroy, 1806)	E N	-	2 (56,59)
<i>Brachyteles hypoxanthus</i> (Khul, 1820)	C R	-	1 (68)
FAMÍLIA BOVIDAE			
<i>Bos taurus</i> (Linnaeus, 1758)	In va so ra	4 (41)	7 (36,41)
<i>Bubalus bubalis</i> (Linnaeus, 1758)	In va so ra	1 (41)	-
<i>Ovis aries</i> (Linnaeus, 1758)	In va so ra	1 (41)	-
FAMÍLIA BRADYPODIDAE			
<i>Bradypus torquatus</i> (Illiger, 1811)	V U	-	4 (29,50,66)
<i>Bradypus variegatus</i> (Schinz, 1825)	L C	-	13 (3,11,44,49,55,56,59,61,65,66)
FAMÍLIA CALLITRICHIDAE			
<i>Callithrix aurita</i> (É. Geoffroy in Humboldt, 1812)	E N	-	1 (1)
<i>Callithrix</i>	L	-	1 (49)

Espécies	ICM BIO	Número de Pontos Amostrais (Referências)	
		Cerrado	Mata Atlântica
<i>geoffroyi</i> Geoffroy Humboldt, 1812)	(É. C in		
<i>Callithrix jacchus</i> (Linnaeus, 1758)	L - C		7 (3,11,50,55,61)
<i>Callithrix kuhlii</i> (Coimbra-Filho, 1985)	N - T		7 (49)
<i>Callithrix penicillata</i> (É. C Geoffroy Saint- Hilaire, 1812)	L 44 (8,16,19,20,21,24,27,35) C		1 (6)
<i>Leontopithecus chrysomelas</i> (Kuhl, 1820)	E - N		1 (49)
FAMÍLIA CANIDAE			
<i>Canis familiaris</i> (Linnaeus, 1758)	In va so ra	9 (41,68)	23 (2,6,7,36,41,52,58,68,71,73)
<i>Canis lupus</i> (Linnaeus, 1758)	In va so ra	1 (23)	1 (11)
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	L 162 C	(8,10,13,14,16,17,18,19,20,21, 22,24,25,26,27,28,30,31,32,35 ,37,39,40,41,42,43,48,53,54,6 4,68,77,82,83)	170 (1,2,3,4,5,6,7,9,11,28,29,35,36,41,44 ,45,49,50,52,55,56,57,58,60,61,63,6 5,66,67,68,69,70,71,72,74,75,76,77, 78,79,80,81,82,84)
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	V 127 U	(8,10,13,14,16,17,18,19,20,21, 22,24,25,27,28,30,31,32,35,37 ,39,40,41,42,48,64,68,77,83)	35 (3,4,5,6,11,28,29,35,36,41,52,71,76, 77,80,81)
<i>Lycalopex gymnocercus</i> (G. Fischer, 1814)	L - C		5 (29)
<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	V 51 U	(10,14,17,18,19,21,24,25,28,3 0,31,32,35,37,39,42,43,48,64, 77,83)	13 (4,28,49,72,77)
<i>Speothos venaticus</i> (Lund, 1842)	V 1 (40) U		10 (28,29,55)
FAMÍLIA			

Espécies	ICM BIO	Número de Pontos Amostrais (Referências)	
		Cerrado	Mata Atlântica
CAVIIDAE			
<i>Cavia aperea</i> (Erxleben, 1777)	L C	14 (13,14,25,26,28,34,41,42)	21 (1,3,11,28,36,60,63,71,74,76,80)
<i>Cavia fulgida</i> (Wagler, 1831)	L C	-	1 (75)
<i>Cavia sp.</i>	-	1 (24)	-
<i>Galea sp.</i>	-	1 (37)	-
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	L C	109 (8,10,13,14,16,17,18,19,20,21, 22,25,26,28,30,31,32,34,35,37, 39,42,43,47,53,68,77,82,83)	104 (2,3,4,5,6,7,9,11,28,29,36,44,50,51,5 2,55,56,57,59,60,61,62,63,66,67,69, 70,71,72,76,77,78,79,80,82,84)
<i>Kerodon rupestris</i> (Wied-Neuwied, 1820)	V U	1 (68)	-
FAMÍLIA CEBIDAE			
<i>Sapajus apella</i> (Linnaeus, 1758)	L C	12 (8,16,35,41,43,47,53)	13 (41,55,56,66)
<i>Sapajus cay</i> (Illiger, 1815)	V U	29 (25,28,42,83)	10 (28,76)
<i>Sapajus flavius</i> (Schreber, 1774)	E N	-	8 (44,55,65)
<i>Sapajus libidinosus</i> (Spix, 1823)	N T	27 (10,14,17,20,22,24,26,27,28,3 7,48,77,82,83)	5 (5,77,82)
<i>Sapajus nigritus</i> (Spix, 1823)	N T	1 (13)	25 (2,4,9,11,36,49,51,57,59,62,63,67,68 ,71,74,78,79,80,84)
<i>Sapajus xanthosternos</i> (Wied-Neuwied, 1826)	E N	-	1 (50)
FAMÍLIA CERVIDAE			
<i>Blastocerus dichotomus</i> (Illiger, 1815)	V U	12 (10,13,28,35,37,42,47,48)	3 (28,36)
<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	D D	43 (14,27,28,30,34,35,42,43,47,5 3,54,77,83)	63 (28,29,41,50,57,60,63,66,67,71,72,7 3,74,76,78,79,80,84)
<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer, 1814)	L C	79 (8,10,13,14,17,18,19,20,21,22, 24,25,27,28,30,31,32,35,37,39 ,40,41,42,43,47,48,53,54,83)	76 (4,5,7,28,29,36,41,49,57,60,63,66,67 ,71,72,76,78,79,80,84)
<i>Mazama nana</i> (Hensel, 1872)	V U	-	31 (29,57,63,72,73,74,79)
<i>Mazama sp.</i>	-	60 (16,26,35)	4 (2,3,11,35)
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	V U	34 (10,19,20,22,24,28,30,31,35,3	1 (72)

Espécies	ICM BIO	Número de Pontos Amostrais (Referências)	
		Cerrado	Mata Atlântica
(Linnaeus, 1758)		7,42,43,53)	
FAMÍLIA CHLAMYPHORIDAE			
<i>Cabassous sp.</i>	-	10 (8,16,35)	2 (4,7)
<i>Cabassous tatouay</i>	D	-	56
(Desmarest, 1804)	D		(2,11,29,52,57,62,63,71,72,78,81,82)
<i>Cabassous unicinctus</i>	L C	46 (13,14,17,18,19,22,24,27,28,30,31,41,42,43,53,77,82,83)	11 (5,28,29,36,49,66,67)
(Linnaeus, 1758)			
<i>Euphractus sexcinctus</i>	L C	91 (8,10,13,14,16,17,18,19,20,21,22,24,25,26,27,28,30,31,32,35,37,39,40,41,42,43,53,68,77,83)	69 (2,3,4,5,6,7,9,11,28,29,36,41,44,45,52,55,56,61,63,65,67,69,71,72,76,77,78,79,80)
(Linnaeus, 1758)			
<i>Priodontes maximus</i>	V U	37 (8,10,14,17,18,19,22,28,30,31,35,37,42,53,54,64,68,82,83)	5 (5,29,35,66,82)
(Kerr, 1792)			
<i>Tolypeutes matacus</i>	D D	1 (28)	-
(Desmarest, 1804)			
<i>Tolypeutes sp.</i>	-	2 (35)	-
<i>Tolypeutes tricinctus</i>	E N	3 (8,30,48)	4 (55)
(Linnaeus, 1758)			
FAMÍLIA CRICETIDAE			
<i>Calomys callidus</i>	L C	3 (26)	-
(Thomas, 1916)			
<i>Cerradomys scotti</i>	L C	1 (26)	-
(Langguth & Bonvicino, 2002)			
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	L C	2 (26)	-
(G. Fischer, 1814)			
<i>Nectomys rattus</i>	L C	2 (26)	-
(Pelzeln, 1883)			
<i>Oecomys bicolor</i>	L C	1 (26)	-
(Tomes, 1860)			
<i>Rhipidomys macrurus</i>	L C	2 (26)	-

Espécies	ICM BIO	Número de Pontos Amostrais (Referências)	
		Cerrado	Mata Atlântica
(Gervais, 1855)			
FAMÍLIA CUNICULIDAE			
<i>Cuniculus paca</i>	L	50	124
(Linnaeus, 1766)	C	(8,10,13,14,17,18,19,20,22,23, 24,25,28,31,33,35,37,39,41,42 ,43,47,48,53,54,64,68,83)	(1,2,3,4,5,6,7,9,11,28,29,36,41,44,49 ,50,52,55,56,57,58,59,60,61,63,66,6 7,68,70,72,73,74,75,78,79,80,81)
FAMÍLIA DASYPODIDAE			
<i>Dasyopus</i>	L	113	204
<i>novemcinctus</i>	C	(8,10,14,16,17,19,20,21,22,23, 24,25,26,27,28,30,31,32,33,34 ,35,37,39,40,41,42,43,48,53,5 4,77,82,83)	(1,2,3,4,5,6,7,9,11,28,29,41,44,45,49 ,50,51,52,55,56,57,59,60,61,62,63,6 5,66,67,68,70,71,72,73,74,75,76,77, 78,79,80,82,84)
<i>Dasyopus</i>	L	6 (30,37,41,43,68)	22 (29,51,52,55,57,60,63,67,71,74)
<i>septemcinctus</i>	C		
(Linnaeus, 1758)			
<i>Dasyopus sp.</i>	-	5 (18,35)	1 (36)
FAMÍLIA DASYPROCTIDAE			
<i>Dasyprocta</i>	L	71	98
<i>azarae</i>	C	(8,10,13,14,17,21,22,23,24,25, 26,28,30,32,33,34,39,40,41,42 ,47,64,77,82,83)	(4,5,9,11,28,29,36,41,56,57,62,63,67 ,70,72,73,74,76,77,78,79,84)
<i>Dasyprocta</i>	L	-	1 (65)
<i>iacki</i> (Feijó & Langguth, 2013)	C		
<i>Dasyprocta</i>	L	1 (48)	18 (3,7,29,51,59,66,75)
<i>leporina</i>	C		
(Linnaeus, 1758)			
<i>Dasyprocta</i>	L	-	8 (44,50,61)
<i>prymnolopha</i>	C		
(Wagler, 1831)			
<i>Dasyprocta</i>	L	1 (54)	-
<i>punctata</i> (Gray, 1842)	C		
<i>Dasyprocta sp.</i>	-	7 (18,35,37,43)	25 (1,29)
FAMÍLIA DIDELPHIDAE			
<i>Caluromys</i>	L	1 (24)	-
<i>lanatus</i> (Olfers, 1818)	C		
<i>Caluromys</i>	L	-	4 (66,80,81)
<i>philander</i>	C		
(Linnaeus, 1758)			
<i>Chironectes</i>	D	1 (27)	1 (75)
<i>minimus</i>	D		
(Zimmermann, 1780)			

Espécies	ICM BIO	Número de Pontos Amostrais (Referências)	
		Cerrado	Mata Atlântica
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	L C	50 (8,10,13,14,16,17,19,20,21,22, 23,24,25,26,27,30,31,32,33,35, ,37,42,47,53,64,77,83)	73 (1,2,5,6,9,29,36,45,61,62,63,67,70,7 2,74,77,78,79,84)
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	L C	-	94 (3,6,7,9,11,29,52,57,58,60,63,66,67, 70,72,73,75,79,81,84)
<i>Didelphis marsupialis</i> (Linnaeus, 1758)	L C	2 (47,54)	4 (56,61,65,69)
<i>Didelphis sp.</i>	-	2 (35)	12 (29)
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	L C	3 (26)	-
<i>Lutreolina crassicaudata</i> (Desmarest, 1804)	L C	1 (21)	4 (60,71)
<i>Metachirus nudicaudatus</i> (É. Geoffroy, 1803)	L C	-	1 (7)
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	L C	2 (26)	-
<i>Monodelphis kungsi</i> (Pine, 1975)	L C	3 (26)	-
<i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1818)	L C	-	5 (3,7,11,75,81)
<i>Thylamys macrurus</i> (Olfers, 1818)	E N	4 (26)	-
FAMÍLIA ECHIMYIDAE			
<i>Kannabateomys amblyonyx</i> (Wagner, 1845)	L C	-	1 (11)
<i>Proechimys longicaudatus</i> (Rengger, 1830)	L C	1 (26)	-
<i>Thrichomys pachyurus</i> (Wagner, 1845)	L C	3 (26)	-
FAMÍLIA EQUIDAE			
<i>Equus ferus</i>	In	4 (41)	2 (41)

Espécies	ICM BIO	Número de Pontos Amostrais (Referências)	
		Cerrado	Mata Atlântica
(Linnaeus., 1758)	va so ra		
FAMÍLIA ERETHIZONTIDAE			
<i>Chaetomys subspinosus</i> (Olfers, 1818)	V - U		3 (29,49)
<i>Coendou insidiosus</i> (Olfers, 1818)	L - C		5 (66,81)
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	L 28 C (8,17,19,23,24,27,28,30,31,33, 35,42,43,47,77)		14 (3,28,29,44,61,65,77,80)
<i>Coendou spinosus</i> (F. Cuvier, 1823)	L - C		19 (2,4,11,57,59,60,63,67,71,72,75,84)
FAMÍLIA FELIDAE			
<i>Felidae sp.</i>	-	1 (23)	-
<i>Felis catus</i> (Linnaeus, 1758)	In va so ra	3 (41)	2 (36,52)
<i>Leopardus braccatus</i> (Cope, 1889)	D D	1 (35)	-
<i>Leopardus colocolo</i> (Molina, 1782)	V U	7 (20,22,25,28,53)	-
<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	V U	7 (19,28,31)	93 (6,9,28,29,52,57,67,71,78,80)
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	L C	80 (8,10,13,14,16,17,18,19,20,22, 24,25,26,28,30,31,35,37,39,40, 41,42,47,48,54,64,68,82,83)	123 (1,2,3,4,5,6,7,11,28,29,35,36,41,44,4 9,52,55,56,57,58,60,61,63,66,67,68, 70,71,72,73,74,75,76,77,79,80,84)
<i>Leopardus sp.</i>	-	31 (24,35)	2 (2,4)
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber, 1775)	E N	10 (14,18,27,30,39,40,41,48)	19 (3,7,41,44,55,59,61,63,66,70,72,74,7 5,79,84)
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	V U	6 (10,37,41,47,83)	77 (29,41,52,55,57,58,66,67,70,71,72,7 4,78,79,84)
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	V U	15 (22,28,30,35,42,47,48,64)	22 (29,55,56,66,73,79)
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1758)	V U	93 (8,10,13,14,16,18,19,20,22,24,	131 (2,4,5,6,7,11,28,29,36,41,49,50,52,5

Espécies	ICM BIO	Número de Pontos Amostrais (Referências)	
		Cerrado	Mata Atlântica
1771)		25,26,27,28,30,31,35,37,39,40, ,41,42,47,48,53,54,64,68,77,8 2,83)	5,56,57,58,60,62,63,66,67,68,70,71, 72,73,75,76,77,78,79,80,81,82,84)
<i>Puma</i>	V	48	94
<i>yagouaroundi</i> (É. Geoffroy, 1803)	U	(8,10,13,14,18,19,21,22,24,25, 27,28,30,31,32,35,37,40,41,42 ,43,47,48,82,83)	(4,5,6,9,11,28,29,36,44,49,52,55,56, 57,60,61,63,66,67,69,71,72,73,74,78 ,79,80,84)
FAMÍLIA LEPORIDAE			
<i>Lepus europaeus</i> (Pallas, 1778)	In va so ra	8 (25,41)	24 (2,36,41,60,63,71,72,74,78,79,84)
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	L C	77 (8,10,13,14,16,17,19,20,22,24, 25,26,27,28,31,34,35,37,41,42 ,68,77,82)	99 (1,2,3,4,5,6,7,9,11,28,29,35,36,41,44 ,45,49,50,52,55,56,58,61,63,66,67,6 9,71,73,75,76,77,79,80,81)
FAMÍLIA MEPHITIDAE			
<i>Conepatus chinga</i> (Molina, 1782)	L C	-	4 (29,72)
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1785)	L C	55 (8,13,17,18,19,20,21,22,24,27, 28,30,31,32,35,39,40,41,42,48 ,77)	12 (3,28,29,36,76,77)
<i>Conepatus sp.</i>	-	-	1 (4)
FAMÍLIA MUSTELIDAE			
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	L C	75 (8,10,13,14,16,17,18,19,20,22, 23,24,25,27,28,30,31,33,35,37 ,40,41,42,47,48,53,54,64,68,7 7,82,83)	139 (1,2,4,5,6,7,9,11,28,29,36,44,49,52,5 5,56,57,58,59,60,61,63,66,67,68,70, 71,72,73,75,76,77,78,79,80,82,84)
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	L C	20 (8,16,25,28,30,35,39,40,41,42)	54 (2,3,4,11,28,29,57,59,63,67,71,72,74 ,76,78,80,84)
<i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776)	L C	-	7 (44,55,61,66)
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	N T	37 (8,17,20,21,22,25,28,32,35,41, 42,68,77,83)	31 (4,28,29,41,57,61,63,65,71,72,76,78, 80)
<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	V U	4 (42,47)	-
FAMÍLIA MYOCASTORIDAE			
<i>Myocastor coypus</i> (Molina, 1782)	L C	-	11 (4,57,63,67,71,72,74,78)
FAMÍLIA MYRMECOPHAGIDAE			
<i>Myrmecophaga</i>	V	94	40

Espécies	ICM BIO	Número de Pontos Amostrais (Referências)	
		Cerrado	Mata Atlântica
<i>tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	U	(8,10,13,14,17,18,19,21,22,23, 24,25,26,27,28,30,31,32,33,37 ,39,40,42,43,53,54,64,68,77,8 2,83)	(5,28,29,36,55,62,71,73,76,77,80,82)
<i>Tamandua</i>	L	88	114
<i>tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	C	(8,10,13,14,16,17,18,19,20,22, 23,24,25,27,28,30,31,33,35,37 ,42,43,47,53,54,77,82,83)	(3,5,6,11,28,29,36,44,45,49,50,52,55 ,56,57,60,61,62,63,65,66,67,69,72,7 4,75,76,77,78,79,80,82,84)
FAMÍLIA PITHECIIDAE			
<i>Callicebus</i> <i>coimbrai</i> (Kobayashi & Langguth, 1999)	E N	-	2 (45,50)
<i>Callicebus</i> <i>melanochir</i> (Wied-Neuwied, 1820)	V U	-	6 (49)
<i>Callicebus</i> <i>nigrifrons</i> (Spix, 1823)	L C	3 (13,24,28)	4 (1,3,6,41)
<i>callicebus</i> <i>personatus</i> (É. Geoffroy, 1812)	V U	-	8 (56,66,68,80)
FAMÍLIA PROCYONIDAE			
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	L C	69 (8,13,14,17,18,19,22,23,24,25, 27,28,31,33,35,42,43,47,64,77 ,83)	163 (4,5,6,7,9,11,28,29,36,41,44,49,52,5 5,56,57,58,59,60,61,63,66,67,68,70, 72,73,74,75,78,79,80,81,82,84)
<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	L C	-	6 (11,49,66)
<i>Procyon</i> <i>cancrivorus</i> (Cuvier, 1798)	L C	131 (8,10,13,14,16,17,18,19,20,21, 22,23,24,25,27,28,30,31,32,33 ,35,37,39,40,41,42,43,48,53,5 4,68,77,82,83)	140 (1,2,3,4,5,6,7,9,11,28,29,36,41,44,45 ,49,55,56,57,58,60,61,63,65,66,67,6 8,69,70,72,74,76,77,78,79,80,81,82, 84)
FAMÍLIA SCIURIDAE			
<i>Sciurus aestuans</i> (Linnaeus, 1766)	L C	1 (68)	30 (1,2,4,7,11,44,49,55,56,57,59,60,61, 66,68,81,84)
<i>Sciurus ingrami</i> (Thomas, 1901)	D D	-	3 (63,75)
FAMÍLIA SUIDAE			
<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	In va so ra	6 (35,41)	4 (36,41,71)
FAMÍLIA TAPIRIDAE			
<i>Tapirus</i>	V	127	69

Espécies	ICM BIO	Número de Pontos Amostrais (Referências)	
		Cerrado	Mata Atlântica
<i>terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	U	(10,13,14,18,19,20,22,25,26,28,30,31,35,37,39,40,42,43,47,48,53,54,64,77,82,83)	(5,28,29,36,49,55,56,57,66,70,73,76,77,79,82)
FAMÍLIA TAYASSUIDAE			
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	L C	102 (8,10,13,14,17,18,20,21,22,24,25,26,28,30,32,35,37,42,43,47,48,53,54,77,82,83)	95 (5,7,11,28,29,35,36,44,49,51,52,57,58,59,61,63,66,67,68,70,73,76,77,79,82,84)
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	V U	34 (10,25,28,35,37,39,40,42,43,47,53,83)	37 (11,28,29,52,55,57,59,66,76)

ARTIGO 2 – PLOS ONE

Climate change leads to loss of areas with high mammal species richnessLuciano Carramaschi de Alagão Querido^{1*}, Emma J. Sayer², Marcelo Passamani¹

¹ Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos, Setor de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais.

² Lancaster Environment Centre, Lancaster University, Lancaster, United Kingdom.

*Corresponding author

E-mail: luciano_querido@hotmail.com

ABSTRACT

Mammals feature amongst the groups that are widely affected by climate change, causing declines in offspring and body size, modifications in behavioural patterns and, importantly, changes in their distribution patterns across local, regional or even continental scales because of their high sensibility to environmental change. We used Species Distribution Models to predict the impact of climate change on the suitability areas for medium and large mammals in the Atlantic Forest and Cerrado, for an optimistic and a pessimistic scenario of future climate and view the impacts separately for species that are forest-dependent or non-forest dependent. Our results show that areas that presently have high mammal species richness (>16 species) are mainly concentrated in the southeast region of South America, and these areas will decline markedly in both climate scenarios, with higher losses in the pessimistic one. The species that are forest-dependent will suffer more losses than species that are non-forest-dependent, and areas with higher species richness will be more isolated in the pessimistic scenarios. Our study shows that a severe climate change, even on a small temporal scale of 25 years can lead to high changes in the suitable areas for mammals and can bring extreme changes in patterns of species richness in South America, which can cause a trophic cascade in natural environments and can lead to economic impacts and environmental losses, and the bigger impact on forest-dependent-mammals can cause losses of ecosystem services like seed dispersion, population control of dominant species, and losses in vegetable biodiversity.

1 INTRODUCTION

Climate Change is one of the major threats to biodiversity in this century, and these changes in climate patterns on the Earth's surface affect numerous species, either directly or indirectly (BELLARD *et al.*, 2012). Despite these threats, we currently face a growing distrust of the veracity and importance of studying climate change (FERRANTE; FEARNSTIDE, 2019) and still lack understanding of how a wide range of species will respond to the various scenarios of changing climate.

Mammals feature amongst the groups that are widely affected by climate change. Climate changes can lead to declines in offspring size and body size, modifications in behavioural patterns and, importantly, changes in their distribution patterns across local, regional or even continental scales (CANALE *et al.*, 2016; ELITH; LEATHWICK, 2009; FANCOURT; HAWKINS; NICOL, 2018; MOYER-HORNER *et al.*, 2015). Mammal communities are often the focus of studies aiming to investigate environmental changes because they are highly sensitive to impacts in the environment (BOGONI *et al.*, 2016; MAGIOLI *et al.*, 2015; SALES *et al.*, 2022). Furthermore, losing mammal species leads to trophic cascade events within and across ecosystems (ESTES *et al.*, 2011).

The effects of climate change on mammal communities can also generate large and varied economic losses since many mammals are important for maintaining a range of ecosystem services such as seed predation or dispersion (GALETTI; BOVENDORP; GUEVARA, 2015), diseases and pest control (LACHER *et al.*, 2019; NORBURY *et al.*, 2013), and increasing pollination in natural or planted areas (LACHER *et al.*, 2019; MAUES, 2014).

Species Distribution Modelling (SDM) offers a way to study climate change and its effect on species by using changes in species distributions to detect the impacts of climate change (EHRLÉN; MORRIS, 2015). Species distribution modelling predicts that the climate influences each species individually, altering species distribution patterns and thus also directly affecting the species richness of an area (GUISAN; THUILLER, 2005). To understand species distribution patterns utilizing these models, one must first calculate an approximation to the species environmental niche to evaluate the climatic needs of each species based on its known present occurrence points and correlating it with the climatic information of these regions (HEGEL *et al.*, 2010; SILLERO *et al.*, 2021). With these ecological niche approximation we can then proceed to project present and future environmental suitability across and beyond its current distribution range (ELITH; LEATHWICK, 2009). These steps generate maps that can then be populated with data for a series of different species, thereby obtaining a final model of species distribution patterns and species richness (S-SDM – *Stacked Species Distribution Modelling*; FERRIER; GUISAN, 2006).

Despite the increasing number of studies investigating the impacts of climate changes in mammals, we still lack a clear understanding of which mammal species will be more affected by those changes and how species distribution patterns will shift in the future, especially in large tropical countries with high species diversity like Brazil. Our study aimed

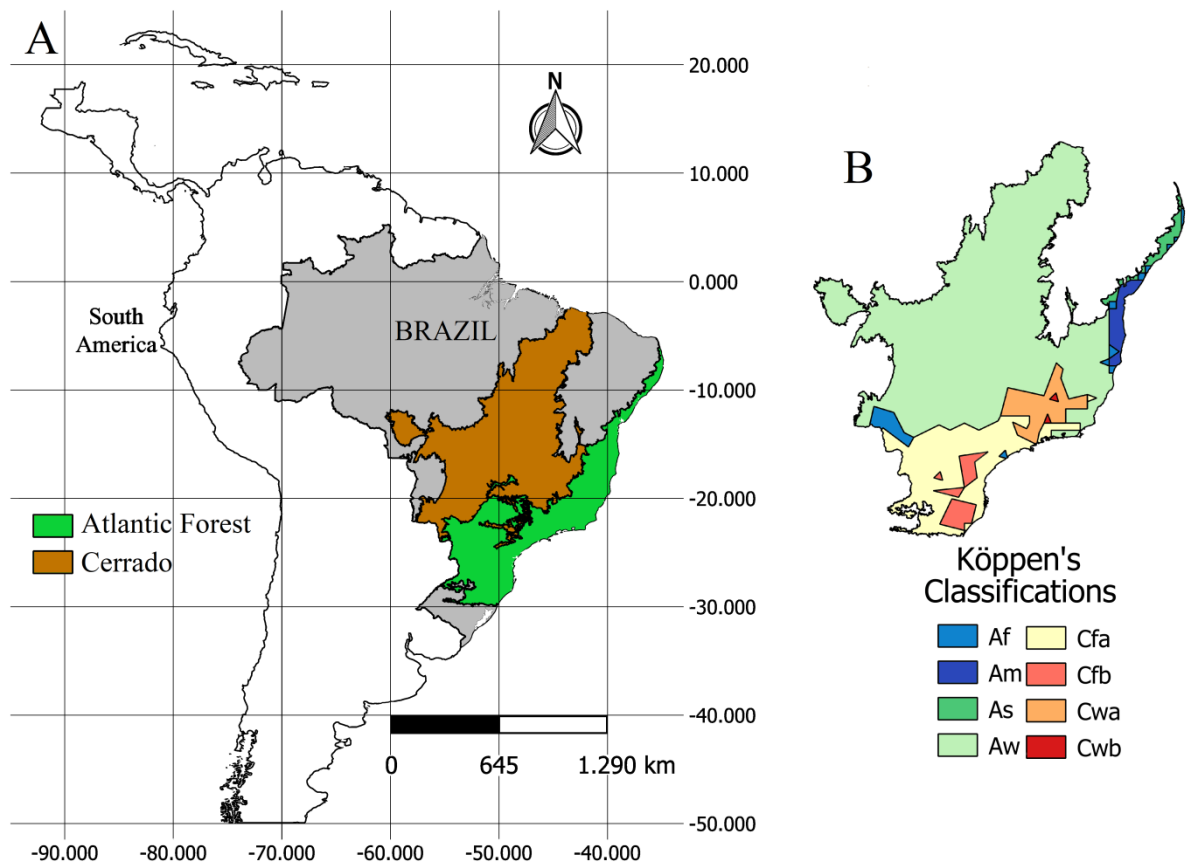
to fill this gap by determining areas across Brazil that will be suitable for 60 mammal species in the future under two distinct climate scenarios (pessimistic and optimistic). We used SDM to project the impact of these scenarios on the suitability of areas for medium and large mammals in the Atlantic Forest and Cerrado (Brazilian savannah). We aimed to test the following hypotheses: **i)** We predict that both climate change scenarios (pessimistic and optimistic) will reduce mammal species richness, and there will be a larger loss of species richness under the pessimistic scenario; **ii)** Forest-dependent mammals will suffer higher alterations in their species distribution patterns than non-forest-dependent-mammal; **iii)** Shifts in species distribution patterns and declining species richness under both scenarios will result in fewer or smaller areas with high species richness; and **iv)** The shift in species distribution patterns will reduce the number of species occurring in protected areas, with greater losses under the pessimistic scenario.

2 METHODOLOGY

2.1 Study areas

Our study was conducted along the whole extension of the Atlantic Forest and Cerrado biomes (Figure 1), which corresponds to 3,146,630 km² and represents approximately 40% of the Brazilian territory (IBGE, 2019). Both biomes are considered as biodiversity hotspots and global priorities for biological conservation, (MITTERMEIER *et al.*, 2005; MYERS *et al.*, 2000). The biodiversity of these biomes is at great risk because they have been subject to a range of anthropogenic impacts over the years. The colonization and development of Brazil occurred from the Atlantic coastline to the interior and the expansion of agricultural activities into these biomes has resulted in widespread deforestation and major disturbance to other natural areas throughout Brazil's economic history (BOYD *et al.*, 2008; DIAS, 2008; RIBEIRO *et al.*, 2009; SOSMA E INPE, 2016).

Figure 1- Map of the geographical location (A) and Köppen's climate classification based on Kottke *et al.*, (2006) (B) for Cerrado and Atlantic Forest biomes in Brazil.



The Cerrado (Brazilian savannah) is the second-largest biome in Brazil, and ranges across an area of 2,036,448 km² in the States of Distrito Federal, part of Maranhão, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul and Tocantins, as well as occupying minor parts of the States Bahia, São Paulo, Mato Grosso and Piauí (IBGE, 2019). The Köppen climate classification for the Cerrado biome is Tropical Savanna Climate, with dry winters and wet summers (Aw; KOTTEK *et al.*, 2006). The mean annual precipitation varies from 1300-1600 mm during the wet months to 60 mm in the winter months. The mean annual temperature is 18°C with a maximum of 30°C and a minimum of 8°C (Figure 1).

The Atlantic Forest is the third major biome in Brazil, with an area of approximately 1,110,182 km² that encompasses the states of Santa Catarina, Paraná, Mato Grosso do Sul, São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo and Minas Gerais, and minor parts on the coastline of the States Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte (IBGE, 2019). Given the wide extension along the Brazilian coastline, the climate classification for the Atlantic Forest varies across regions: In the southernmost parts of the country (States of Paraná, Santa Catarina and São Paulo) the climate is classified as warm temperate, always wet with hot summers (Cfa); in the east part of Minas Gerais and all the Espírito Santo, its

classification is tropical savanna with dry winters (Aw) and along the coastline, the climate is classified as tropical savanna with dry summers (As; Figure 1; KOTTEK *et al.*, 2006).

2.2 Climatic variables

The climatic variables utilized in our study were extracted from the database CHELSA (KARGER *et al.*, 2017a, b), which consists of 19 bioclimatic variables (Table 1) derived from measures of pressure and temperature, representing annual tendencies of climate (group 1), seasonality (group 2) and limiting environmental factors (group 3; KARGER *et al.*, 2017 a, b). Since species distribution patterns might be directly influenced by the climatic predictors utilized to model future climate changes (HIJMANS; ELITH, 2017), we excluded highly correlated climate variables by performing Spearman's rank correlations among all pairs of the variables, this way we only selected the variables that showed no correlation among themselves (Table 1). Using this approach we aimed to avoid the bias caused by the arbitrary selection of variables, which could make the model unreliable and change species distribution patterns (PORFIRIO *et al.*, 2014).

Table 1 - Bio climatic variables from CHELSA database (KARGER *et al.*, 2017a, b) divided by the groups for Annual trends in climate, Extreme or limiting environmental factors and climate seasonality. The bioclimatic variables that are highlighted (*) are the chosen variables after the correlation analysis.

Variable Groups	Bioclimatic Variable
Annual Trends	bio01 - Annual Mean Temperature
	bio03 - Isothermality
	bio07 - Temperature Annual Range
	bio12 - Annual Precipitation
	bio02 - Mean Diurnal Range
	bio05(*) - Max Temperature of Warmest Month
	bio06 - Min Temperature of Coldest Month
	bio08 - Mean Temperature of Wettest Quarter
	bio09 - Mean Temperature of Driest Quarter
	bio10 - Mean Temperature of Warmest Quarter
Extreme/Limiting Environmental Factors	bio11 - Mean Temperature of Coldest Quarter
	bio13 - Precipitation of Wettest Month
	bio14 - Precipitation of Driest Month
	bio16 - Precipitation of Wettest Quarter
	bio17 - Precipitation of Driest Quarter
	bio18(*) - Precipitation of Warmest Quarter
	bio19(*) - Precipitation of Coldest Quarter
Seasonality	bio04(*) - Temperature Seasonality
	bio15(*) - Precipitation Seasonality

We selected climatic predictors from the range of Atmosphere-Ocean Global Circulation Models (AOGCM) included in CHELSA, which project the climate for the years

2041 to 2060, and from 2061 to 2080 (henceforth referred to as 2041-2060 and 2061-2080 periods, respectively). Considering the difference in the methodologies used to calculate each AOGCM and the how climate would change in the future, we built our model based on three different AOGCM's, choosing them following the methodology proposed by Sanderson, Knutti and Caldwell (2015) where the authors identified the least correlated AOGCMs that could be used on ensemble methodologies. We therefore selected MPI-ESM-MR, MIROC 5 and CESM1-CAM5 to model the species' distributions.

Studying climate change impacts in the future requires consideration of societal change which could affect production systems and future pollution rates (IPCC, 2021). To account for this, we utilized two distinct projections, or Representative Concentration Pathways (RCP; MOSS *et al.*, 2010): A) the “optimistic scenario” (RCP 2.6), predicts an increase and then a subsequent decrease in atmospheric CO₂ concentrations and radiative flux (the amount of solar power absorbed by the Earth) which will imply a smaller effect of global warming in the future; B) the “pessimistic scenario” (RCP 8.5) predicts an out-of-control increment in both CO₂ concentrations and radiative flux. Both scenarios predict an increase in mean temperature but under the optimistic scenario in RCP2.6, this increment is < 2°C due to aggressive mitigation strategies, whereas under the pessimistic scenario in RCP8.5, “business as usual” would result in a mean global temperature increment of 4°C (IPCC, 2021).

Since climatic processes influence processes and variation on a large scale (HIJMANS; ELITH, 2017), we transformed the resolution of the climatic variables from 1×1 km to 10×10 km in our study and, as such, all geographical space used in our models will be divided into 10×10 km cells where we will have individual climatic variables for each. We also modelled the areas of environmental suitability to the maximum possible extension by using the climatic variables from the whole of South America, as the majority of the species living in the Brazilian Savannah and Atlantic Forest occur across the continent.

2.3 Species selection

We included in our modelling all mammal species weighing $\geq 1\text{kg}$ that are found in the biomes of Cerrado and Atlantic Forest according to research papers and *data papers* (84 papers; QUERIDO *et al.* – in preparation), as well as personal datasets and datasets from collaborators. We registered a total of 83 medium and large mammal species across both biomes (Supplementary Table 1) we discarded information from 3 invasive species, 14 species with less than 10 occurrence points and 6 species that were small mammals (<1kg).

To increase our understanding of how climate affects species from each biome separately, we classified them as forest-dependent mammals and non-forest-dependent mammals utilizing the definitions proposed by PAGLIA *et al.* (2012). From this classification, we obtained a list of eight species of forest-dependent mammals and 52 species of non-forest-dependent mammals.

We then searched for documented locations for each species (occurrence points) to build the model using four main databases (GBIF - Global Biodiversity Information Facility, Species Link, Ecoengine Package and Vertnet) and compiled these in an automated procedure in the package *spocc* (CHAMBERLAIN, 2018) that automatically searches the databases for useful occurrence points for our species, returning geographical positions for each species. All analysis were conducted in R version 4.0.3 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021) via the RStudio interface (RSTUDIO TEAM, 2020). For each species, we selected a single point per cell in the raster for the climatic variables to perform the models, this way we will have a single information per cell making sure that we do not over saturate our models with pseudo replicates of occurrence that would overestimate the importance of that specific climate for the occurrence of that specie (HIJMANS; ELITH, 2017). We also discarded species with fewer than 10 occurrence points, since the information obtained by models with few occurrence points would not be sufficiently reliable to predict with confidence the areas of environmental suitability for these species (HEGEL *et al.*, 2010).

2.4 Species distribution modelling (SDM)

We developed the species distribution models utilizing the Ensemble Forecasting Approach, which overlaps multiple modelled ecological niche maps (ARAUJO; NEW, 2007). This approach was deemed appropriate because it was not possible to foresee which of the modelling algorithms would deliver the most accurate prediction of potential distribution for the species selected in our study (ARAUJO; NEW, 2007). We therefore utilized four different algorithms based on two different approaches to niche modelling (PETERSON *et al.*, 2011): one multivariate statistic algorithms (BIOCLIM) and three machine learning algorithms (Maxent, Random Forest and SVM). Each algorithm produced ten replicates maps for each species for each AOGCM, and then all 120 maps were overlaid to assess the consensus among algorithms and increase the reliability of the species distribution maps for each species (LEMES; LOYOLA, 2013). This consensus is achieved by simply summing the value of each raster cell and divided by the 120 replicate maps modelled, so each raster cell value varied

from 0 to 1 as 0 been impossible to find the species on that particular geographical space and 1 showing that the probability of the local climate to support that species is almost certain (HIJMANS; ELITH, 2017).

Thus, we modelled 60 mammal species, based on three different AOGCMs, using four different algorithms and ten replicate maps for each algorithm. This modelling process produced 7200 environmental suitability maps, from which we obtained the final species richness map where each 10×10km quadrant had a value that varied from 0 to 60 possible species occurrences. As such, the highest species richness that we could find in a single raster cell of 10×10 km was 60 species, whereby higher values represent greater suitability for a larger number of species, and therefore there is a higher probability of that quadrant having high species richness in the real world (HIJMANS; ELITH, 2017). The same methodology was used for the two different RCP scenarios (optimistic and pessimistic) for the two time periods (the 2060 and 2080 periods), allowing us to compare how species richness distribution patterns will respond to climate changes when we compare the changes on the area of environmentally suitable areas from the present to the periods of 2041-2060 and 2061-2080, both in the optimistic and pessimistic scenarios.

Ultimately, to understand the impact on species richness and effectiveness of protected areas to lessen the impact of climate change we analysed our results by overlapping the modelled maps with the shapefiles of all protected areas in South America. The geographical location of the protected areas come from the World Database of Protected Areas (UNEP-WCMC; IUCN; NGS, 2021) and are a joint project between United Nations Environment Programme (UNEP) and the International Union for Conservation of Nature (IUCN) and lists and host all data from official governmental instituted protected areas around the world (UNEP-WCMC; IUCN; NGS, 2021).

3 RESULTS

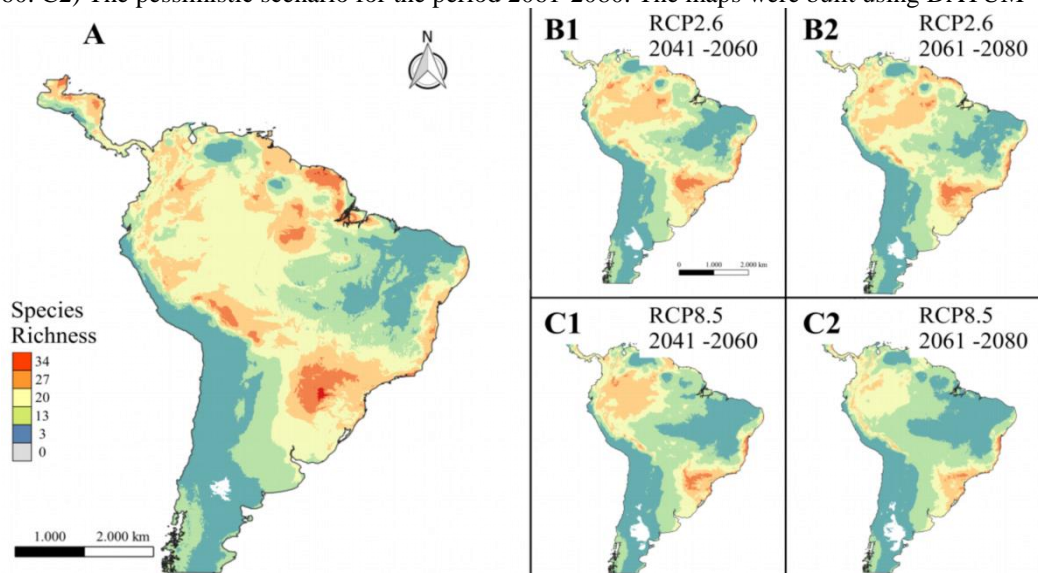
3.1 Species distribution patterns

Areas that presently have high mammal species richness are mainly concentrated in the southeast region of Brazil, close to the borders with Paraguay and Argentina, and also in smaller portions of central and northern Brazil, central Bolivia and in parts of Suriname and French Guiana (Figure 2 – A). These areas have a mean species richness >16 species and represent 22% of the area of the South American continent (3,540,200 km²). According to our

climate change modelling, we predict that the total area with more than half of the maximum species richness will decline markedly under both scenarios.

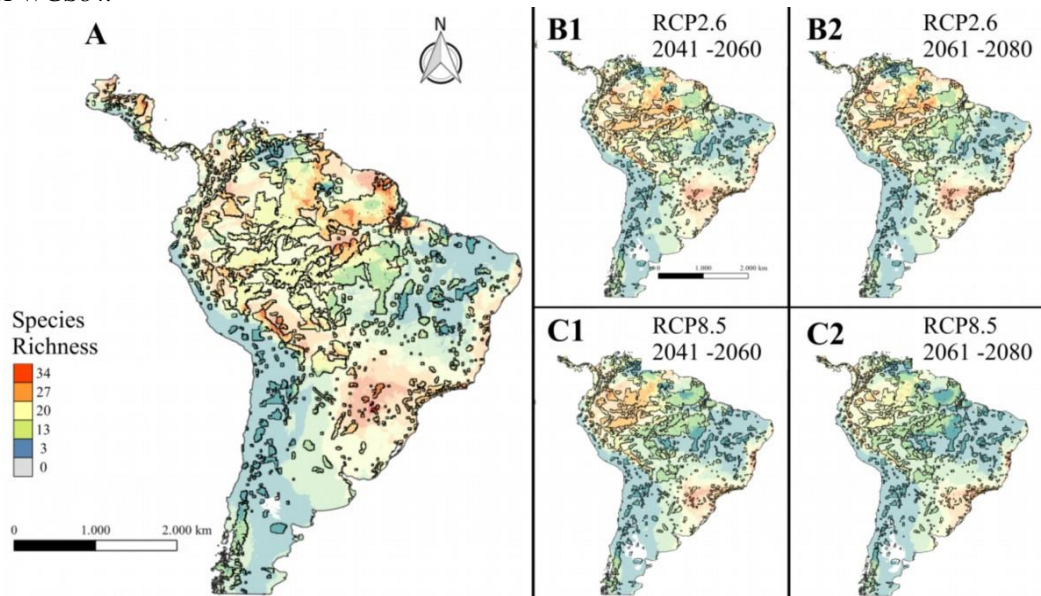
Under the optimistic scenario (RCP 2.6 Figure 2 – B1), we modelled an increase of 1.8% of the area with more than 16 species for the period 2041-2060, an decline of -7.7% of areas with less than 16 species, and a 2.5-fold increase in the area that is climatically inadequate for the species evaluated in our study (Table 2). For the period 2061-2080, we estimated a 38% decline in the area with more than 16 mammal species, an increase of 12% in areas with less than 16 species and a 5.1-fold increase in climatically inadequate areas when compared with the present distribution maps (Figure 2 – B2).

Figure 2: Estimated species distribution of mammals for the South American continent. A) Species richness in the present (1979-2016). B1) An optimistic climate change scenario (RCP 2.6) for the period 2041-2060. B2) The optimistic scenario for the period 2061-2080. C1) A pessimistic climate change scenario (RCP 8.5) for the period 2041-2060. C2) The pessimistic scenario for the period 2061-2080. The maps were built using DATUM WGS84.



Source: From author (2022)

Figure 3: Clipping from the species distribution map for Protected Areas across South America. The maps represent the species richness distribution for different periods of time and climate change scenarios A) Species richness in protected areas at the present time (1979-2016). B1) under an optimistic scenario (RCP 2.6) for the period. B2) The optimistic scenario for the period 2061-2080. C1) A pessimistic climate change scenario (RCP 8.5) for the period 2041-2060. C2) The pessimistic scenario for the period 2061-2080. The maps were built using DATUM WGS84.



Source: From author (2022)

Fonte: Do Autor (2021)

Table 2 - Results in areas (Km²) of the Ecological Niche Modelling for medium and large mammals from Cerrado and Atlantic Forest bioes. Results are separated by climate change scenario as optimistic (RCP2.6) and pessimistic (RCP8.5), for both time periods of 2041-2060 and 2061-2080. The results are shown in total area and percentage of change when compared with the present estimation of climatic suitability, for each class of species richness varying from inadequate for all species (0 species) to the higher species richness (28 – 34 species).

Scale	Species richness	Present area(km ²)	RCP 2.6		RCP 8.5	
			2041-2060	2061-2080	2041-2060	2061-2080
South America	0	43300	164900 (280%)	143200 (230%)	236400 (450%)	293800 (580%)
	01 – 04	3587800	4142900 (15%)	3997500 (11%)	5201200 (-45%)	5865200 (63%)
	04 – 10	3605100	3870700 (7.40%)	4223600 (17%)	4867000 (-35%)	5368800 (49%)
	10 – 16	4984200	3976700 (-20 %)	4131100 (-17 %)	2862000 (-43 %)	3134300 (-37 %)
	16 – 22	2893600	3230300 -12%	2866400 (-0.94 %)	2333900 (-19 %)	998300 (-65 %)
	22 – 28	631500	375100 (-41 %)	398800 (-37 %)	260100 (-59 %)	100200 (-84 %)
	28 – 34	15100	0 (-100 %)	0 (-100 %)	0 (-100 %)	0 (-100 %)
	Total area	15760600 km²				
Protected areas (PA's)	0	1200	6900 (480%)	4900 (310%)	17600 (1400%)	25300 (2000%)
	01 – 04	383600	494800 (29%)	467500 (22%)	714600 (86%)	1018500 (170%)
	04 – 10	725700	855300	1004100	1396200	1440300

Scale	Species richness	Present area(km ²)	RCP 2.6		RCP 8.5	
			2041-2060	2061-2080	2041-2060	2061-2080
			(18%)	(38%)	(92%)	(98%)
	10 – 16	1594500	1136100 (-29 %)	1139200 (-29 %)	661100 (-59 %)	884700 (-45 %)
	16 – 22	737400	1006500 -36%	879500 -19%	746700 -1.30%	192500 (-74 %)
	22 – 28	128800	73700 (-43 %)	78100 (-39 %)	37100 (-71 %)	12000 (-91 %)
	28 – 34	2100	0 (-100 %)	0 (-100 %)	0 (-100 %)	0 (-100 %)
Total Area of PAs 3573300 km²						

Under the pessimistic scenario (RCP 8.5), the reduction in areas with high species richness was dramatic, even when compared to the optimistic scenario. For the period 2041-2060, there was a much more extensive decrease in the areas of high species richness than under the optimistic scenario and also a process of isolation of those areas (Figure 2 – C1). For areas that currently have more than 16 species suffered a decline of 48%, areas with less than 16 species increased an average of 12% (Table 2). Indeed, the majority of the land area across the South American continent had <10 species during the period 2041-2060 under the pessimistic scenario, and the areas in which none of the species modelled in our study occurred increased 4.5-fold. For the period 2061-2080, there was a similar pattern of retraction of areas with high species richness (69%) expansion in the areas with low species richness (18%), and a 5.8-fold increase in the areas with no mammal species (Table 1), as well as increasing isolation of the few remaining areas with more than 22 species richness (Figure 2 – F).

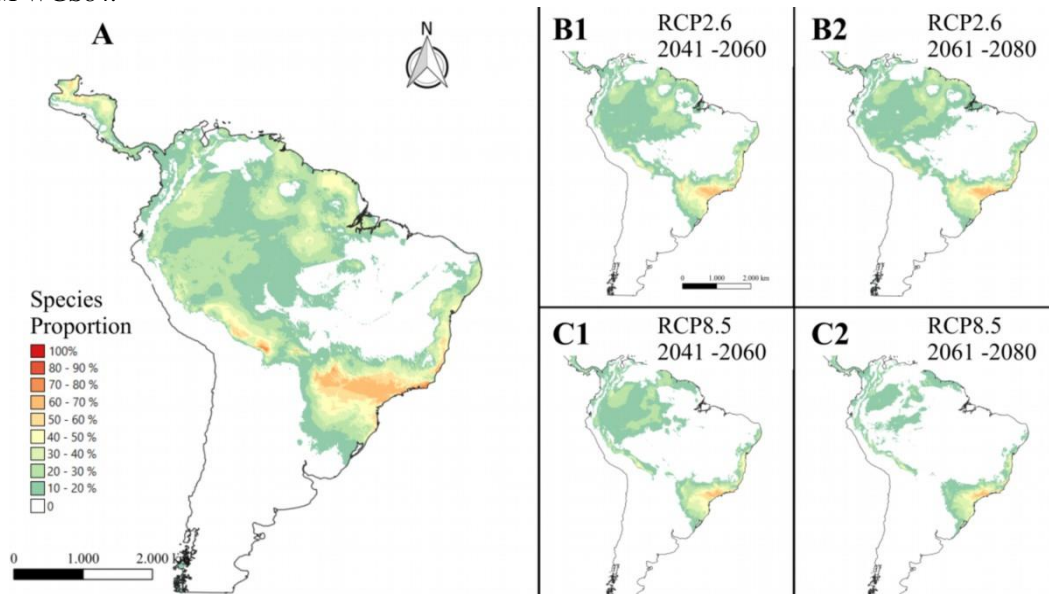
We also assessed the efficiency of protected areas in covering mammal species distributions under the different scenarios. In the present day, protected areas cover approximately 24% of the South American continent (Figure 3 – A), accounting for only *c.* 27% of the total area in which the mammals are currently found in our study are currently found (Table 2). In addition, a considerable portion of the continuous areas that have high mammal species diversity lie outside of protected areas (Figure 3 – A), which means that only *c.* 24% of the areas with >16 mammal species on the continent lie within protected boundaries (Table 2). Under the optimistic scenario there was a sizeable increase in the amount of protected area with no mammal species: we modelled a 4.8-fold increase in the protected areas with no mammal species for the period 2041-2060 and an additional 3.1-fold increase for 2061-2080 (Figure 3 – B1 and B2). The amount of protected area with high species richness also declined: the protected areas with 22 to 28 species decreased by 43% during the

period 2041-2060 and by 39% from 2061-2080. Protected areas with particularly high species richness (28 to 34 species) disappeared entirely for both periods (Table 2). The trends in protected areas under the pessimistic scenario (RCP 8.5) were similar, yet more dramatic, whereby protected areas with no mammal species increased by 140 times during the period 2041-2060 and by 200 times during the period 2061-2080. Protected areas with between 22 to 28 species declined by 71% during the period 2041-2060 and by 91% during the period 2061-2080. No protected areas had >28 species under the pessimistic scenario in either time period (Table 2).

3.2 Forest-dependent mammals

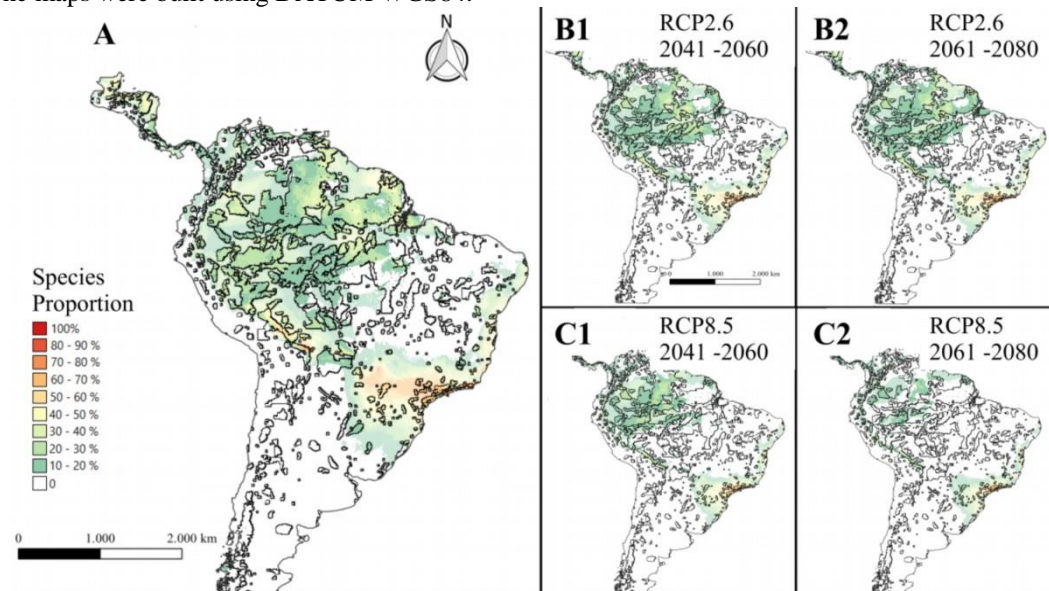
For forest-dependent mammals in the present day, there was a clear cluster of areas with high species richness in southern Brazil (Figure 4 – A), where there are areas that account for the majority of the environmental suitability for a higher proportion of species (with 70% to 80% of all mammal species being forest-dependent, Figure 4 – A). Under the optimistic scenario the changes between both time periods were smaller than when compared with the present projections (Figure 4 – B1 and B2). However when comparing with the present, areas with a higher proportion of forest species (60% to 80% of total species richness) decreased by more than 95% (a projected loss of 97% for 2041-2060 and a projected loss of 96% 2061-2080; Table 3). Under the pessimistic scenario, the areas with no forest-dependent mammal species increased by 17% and 19% for 2041-2060 and 2061-2080, respectively. In addition, there was a *c.* 99% loss and increasing isolation of areas with a high proportion of forest species (70%-80% of total species richness), as well as pronounced isolation of those areas along the Brazilian coastline (Figure 5 – C1 and C2). For both time periods, the remaining areas suitable for forest-dependent mammals were separated into two groups: one in the northern part of South America and the other along the Brazilian coast (Figure 5 – C1 and C2). There was also a marked decline in the total area with high forest-dependent species richness, with up to 99% loss in area. Additionally, the areas in which forest-dependent mammal species were entirely absent increased by 39% during the period 2041-2060 and by 61% during the period 2061-2080 (Table 3).

Figure 4: Distribution of the estimated forest-dependent-mammal's in the South American continent. A) Species richness in the present time (1979-2016). B1) RCP 2.6 for the year 2041-2060. B2) RCP 2.6 for the year 2061-2080. C1) RCP 8.5 for the year 2061-2080. C2) RCP 8.5 for the year 2061-2080. The maps were built using DATUM WGS84.



Source: the author (2022).

Figure 5: Clipping from the species distribution maps using the forest-dependent-mammal's and the Protected Areas (PA's) from South America. The maps represent the distribution of the species richness areas in the different periods modeled. A) Species richness at the present time (1979-2016). B1) RCP 2.6 for the year 2041-2060. B2) RCP 2.6 for the year 2061-2080. C1) RCP 8.5 for the period of 2041-2060. C2) RCP 8.5 for the period of 2061-2080. The maps were built using DATUM WGS84.



Source: the author (2022).

Table 3 - Results in areas (Km²) of the Ecological Niche Modelling for the proportion classified as forest-dependent medium and large mammals from Cerrado and Atlantic Forest biomes. Results are separated by climate change scenario as optimistic (RCP2.6) and pessimistic (RCP8.5), for both time periods of 2041-2060 and 2061-2080. The results are shown in total area and percentage of change when compared with the present estimation of climatic suitability, for each class of species richness varying from inadequate for all species (0 species) to the higher species richness (28 – 34 species).

Scale	Proportion of richness	Present Area (km ²)	RCP 2.6		RCP 8.5	
			2041-2060	2061-2080	2041-2060	2061-2080
South America	0%	7604700	8928100 (17 %)	9020900 (19 %)	10580800 (39 %)	12249100 (61 %)
	10% – 20%	3228600	3802500 (18 %)	3912100 (21 %)	3058000 (-5.3 %)	2445100 (-24 %)
	20% – 30%	2514300	1738700 (-31 %)	1596400 (-37 %)	1334900 (-47 %)	534600 (-79 %)
	30% – 40%	1268400	695400 (-45 %)	692400 (-45 %)	397500 (-69 %)	315400 (-75 %)
	40% – 50%	582100	350400 (-40 %)	316000 (-46 %)	252200 (-57 %)	131400 (-77 %)
	50% – 60%	309800	159100 (-49 %)	133500 (-57 %)	91900 (-70 %)	54400 (-82 %)
	60% – 70%	229400	85700 (-63 %)	88300 (-62 %)	44800 (-80 %)	30500 (-87 %)
	70% – 80%	23300	700 (-97 %)	1000 (-96 %)	500 (-98 %)	100 (-99 %)
	Total area	15760600 km²				
	Protected areas	0%	1086400	1394500 (28 %)	1439000 (32 %)	2069400 (90 %)
10% – 20%		1141700	1344700 (18 %)	1447900 (27 %)	976500 (-14 %)	660100 (-42 %)
20% – 30%		806300	584500 (-28 %)	460200 (-43 %)	399900 (-50 %)	100500 (-88 %)
30% – 40%		375700	173300 (-54 %)	148500 (-60 %)	63700 (-83 %)	38500 (-90 %)
40% – 50%		95400	35700 (-63 %)	36900 (-61 %)	30700 (-68 %)	23200 (-76 %)
50% – 60%		33500	20600 (-39 %)	19800 (-41 %)	19400 (-42 %)	12600 (-62 %)
60% – 70%		28700	19700 (-31 %)	20500 (-29 %)	13400 (-53 %)	9200 (-68 %)

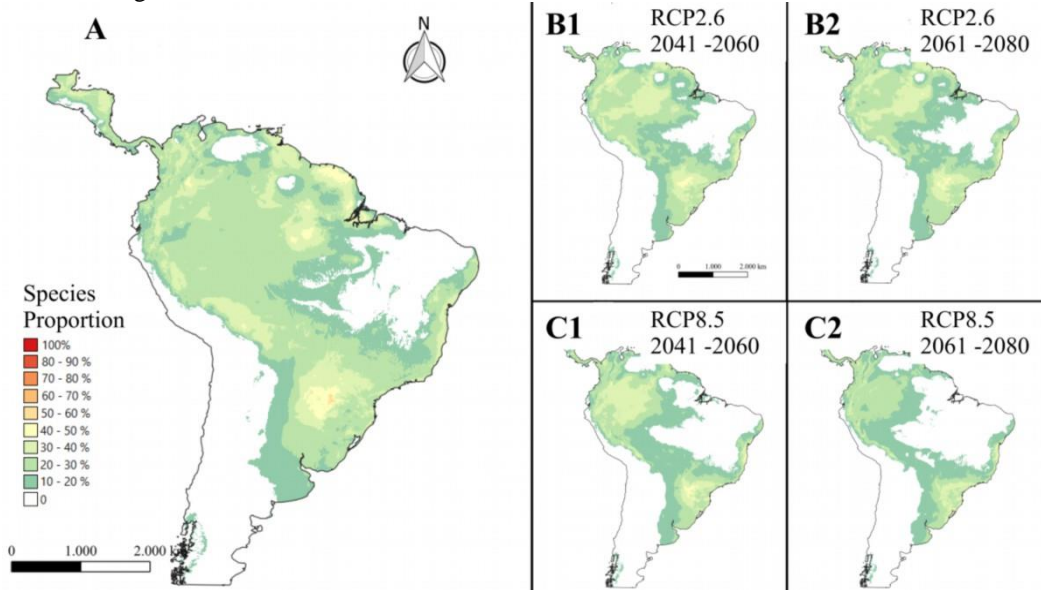
70% – 80%	5600	300 (-95 %)	500 (-91 %)	300 (-95 %)	0 (-100 %)
PA's total area	3573300 km²				

The amount of protected area covering the distribution of forest-dependent mammal species declined under both the optimistic and pessimistic scenario (Figure 5). There was a tendency towards higher losses of protected areas suitable for forest species from 2061-2080 than in 2041-2060 in both scenarios, and the losses in the pessimistic scenario (Figure 5 – C1 and C2) were more marked than those in the optimistic scenario (Figure 5 – B1 and B2; Table 3).

3.3 Non-forest-dependent mammals

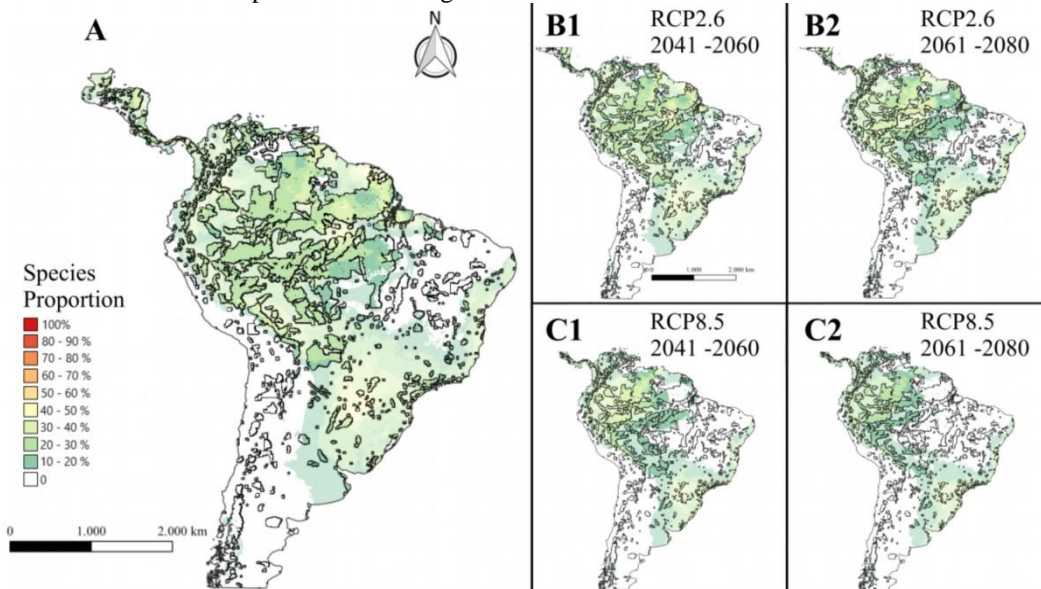
For the non-forest-dependent mammals, we found lower overlap of the distribution areas and less clustering of suitable areas than for the forest-dependent-mammals, which reflects a more homogenised distribution of mammals that are non-forest species across South America (Figure 6 – A). This homogenization is also evidenced by the absence of areas classified as climatically suitable for communities in which >60% of all mammals are non-forest species, demonstrating that only a few non-forest species share the same areas (Table 4). This pattern is consistent in both modelled scenarios where although we have changes in the amount of area for the different proportions of non-forest-dependent mammals we found that there will always have <40% of the species sharing the same area (Figure 6 - B1, B2, C1 e C2).

Figure 6: Proportion of distribution from the non-forest-dependent-mammal species estimated in the South-American continent. A) Species richness at the present (1979-2016). B1) RCP 2.6 for the year 2041-2060. B2) RCP 2.6 for the year 2061-2080. C1) RCP 8.5 for the year 2041-2060. C2) RCP 8.5 for the year 2061-2080. The maps were built using DATUM WGS84.



Source: the author (2022).

Figure 7: Clipping from the maps of proportion of the distribution from the non-forest-dependent-mammal species using the limits for the Protected Areas in South America. The maps represent the areas of species richness distribution in the different periods of time modeled. A) Species richness at the present (1979-2016). B1) RCP 2.6 for the year 2041-2060. B2) RCP 2.6 for the year 2061-2080. C1) RCP 8.5 for the year 2041-2060. C2) RCP 8.5 for the year 2061-2080. The maps were built using DATUM WGS84.



Source: from author (2022)

Table 4 - Results in areas (Km²) of the Ecological Niche Modelling for the proportion classified as non-forest-dependent medium and large mammals from Cerrado and Atlantic Forest biomes. Results are separated by climate change scenario as optimistic (RCP2.6) and pessimistic (RCP8.5), for both time periods of 2041-2060 and 2061-2080. The results are shown in total area and percentage of change when compared with the present estimation of climatic suitability, for each class of species richness varying from inadequate for all species (0 species) to the higher species richness (28 – 34 species).

Scale	Richness Proportion	Present Area (km ²)	RCP 2.6		RCP 8.5	
			2041-2060	2061-2080	2041-2060	2061-2080

Scale	Richness Proportion	Present Area (km ²)	RCP 2.6		RCP 8.5	
			2041-2060	2061-2080	2041-2060	2061-2080
South America	0%	4998100	5609900 (12 %)	5538200 (11 %)	6975900 (40 %)	8072900 (62 %)
	10% – 20%	2850800	3371400 (18 %)	3693300 (30 %)	3977900 (40 %)	4219600 (48 %)
	20% – 30%	5715900	4451900 (-22 %)	4378400 (-23 %)	2950700 (-48 %)	2852800 (-50 %)
	30% – 40%	1960200	2243900 (14 %)	2071800 (5.7 %)	1778000 (-9.3 %)	592600 (-70 %)
	40% – 50%	227800	83500 (-63 %)	78900 (-65 %)	78100 (-66 %)	22700 (-90 %)
	50% – 60%	7800	0 (-100 %)	0 (-100 %)	0 (-100 %)	0 (-100 %)
	Total Area	15760600 km²				
Protected Areas (PAs)	0%	628700	739900 (18 %)	758700 (21 %)	1217800 (94 %)	1710400 (170 %)
	10% – 20%	634600	852700 (34 %)	995700 (57 %)	1094500 (72 %)	966300 (52 %)
	20% – 30%	1783300	1266300 (-29 %)	1172700 (-34 %)	672600 (-62 %)	809900 (-55 %)
	30% – 40%	489700	699700 (43 %)	631100 (29 %)	581200 (19 %)	84700 (-83 %)
	40% – 50%	35700	14700 (-59 %)	15100 (-58 %)	7200 (-80 %)	2000 (-94 %)
	50% – 60%	1300	0 (-100 %)	0 (-100 %)	0 (-100 %)	0 (-100 %)
	Total PAs Area	3573300 km²				

Under the optimistic scenario the areas with a higher proportion of non-forest mammals declined (Figure 6 – B1 and B2), which are also absent in areas with climatic suitability for 50%-60% of the species (in 2041-2060 and 2061-2080 we will lose 100% of those areas) and lower losses for areas that are climatic suitable for 40% to 50% of the species (there will be a loss of 63% and 65% of the areas in 2041-2060 and 2061-2080, respectively; Table 4). In the pessimistic scenario (RCP 8.5) there will be a decrease of the areas in almost all of the classifications of richness proportions (Figure 5 – C1 and C2) and all the losses will be higher in 2061-2080 than in 2041-2060. There will be no areas with a higher proportion of species (>50%) in either time periods, and the vast majority of the South America will be areas without any non-forest-dependent mammals, since these areas will increase of 40% in 2041-2060 and 62% in 2061-2080. The rest of the areas will have 10% to 20% of species proportion, which will increase by 40% in the 2041-2060 period and by 48% in the 2061-2080 period. All other classes of proportion will decrease in area, with bigger losses in 2041-2060 than the modelled in 2061-2080.

Additionally, there will also be a decrease in the areas with a higher proportion of species in 2041-2060 and 2061-2080 for both scenarios (optimistic and pessimistic) inside the protected areas, with a greater breadth of consequences than those observed for the South-American continent. It is also possible to observe that the losses will be higher in the pessimistic scenario when compared to the optimistic scenario, and that, in general, for the year 2061-2080 there will be higher losses of the areas than in 2041-2060, for both scenarios (Figure 7, Table 4).

4 DISCUSSION

This is the first study to evaluate the impact of climate changes in the patterns of distribution of mammals for the Brazilian savannah (Cerrado) and Atlantic Forest. We found that climate changes will cause major impacts in the patterns of distribution from mammal species, which will be higher in the pessimistic scenarios (RCP 8.5), which are more extreme (IPCC, 2021). All the species analysed in our study will experience alterations, but this impact will be greater in the forest-dependent-mammal species, particularly because they are usually climate specialists from forested environments, while the species that are not specialists from a single environment tend to endure larger climatic variations (BROWN, 1995). Interestingly, we also found that the majority of the areas with high species richness modelled for the future won't be included inside the Protected Areas, which indicated the necessity to adequate our conservation network by creating new areas that must fulfil the gaps evidenced by our study.

4.1 Impacts from the different climate change scenarios

Our study shows evidence that the impacts of climate changes are directly influencing the loss of areas with high species richness (i.e. higher than 16 species), modifying the patterns of species distribution for the period of 2041-2060 and, more drastically, for 2061-2080. In the pessimistic scenario (RCP 8.5), the modifications caused by climate changes might lead to local extinction events. An important consequence of losing environmentally suitable areas for the species modelled is that we will also be facing modifications in the distribution patterns of species richness. Whenever the species present a narrow climatic necessity (e.g. environment specialists), this modification of the climatic characteristics might induce events of local extinction (WILKENING *et al.*, 2019) or changes in distribution patterns (SALES *et al.*, 2022). As a consequence of those climatic changes, a great part of the South-American continent will become climatic inadequate for a high number of the species modelled in our study. The areas with higher species richness (i.e. > 16 species) will decrease

by 7% in the optimistic scenario and can reach 70% of the decrease in the pessimistic scenario. The areas with lower species richness (i.e. < 10 species) will increase by 2% in the optimistic scenario and 20% in the pessimistic scenario. This pattern is worrisome because it reflects an out-of-control loss of the species that can lead to a breakdown of the ecosystem, the same way that it happened in other parts of the world like Australia and Europe (HOF; JANSSON; NILSSON, 2012; MORÁN-ORDÓÑEZ; BRISCOE; WINTLE, 2018) and also happened for a few species in Brazil (VALE; LORINI; CERQUEIRA, 2015).

The modification in the distribution patterns of species richness can damage the ecosystem functioning, causing prejudice to a myriad of ecosystem services due to the modification of the species in a given environment (GALETTI *et al.*, 2021; HOOPER *et al.*, 2005). Such damages can happen in the form of overexploitation of different resources as a consequence of predator species removal (JORGE *et al.*, 2013), modifications in the seedling/dispersion patterns, which might cause a cascade effect in the survival and population equilibrium of the vegetation of a determinate area (SHEN *et al.*, 2012), leading to impacts in the regeneration and recovery of degraded forest areas, since the occurrence of mammals species can greatly increase regeneration in Atlantic Forest and lessen the impact of climate change in arboreal species (GARDNER *et al.*, 2019; TONETTI *et al.*, 2022). Another possible consequence can be the movement of species caused by climate changes, generating contact areas between native and cultivated species, or even increasing contact between wildlife and man, leading to diseases such as the Nipah virus in Malaysia. This outbreak was caused by the contact between contaminated bats and man (CHUA; CHUA; WANG, 2002). Another example of uncontrolled disease outbreaks are the epidemics of SARS and MERS, both transmitted by bats, camels and other native animals, that caused the death of more than 1600 people during the 10 year-period of the infection, from 2003 and 2013 (CHENG *et al.*, 2007; VAN DOREMALEN *et al.*, 2014). In this sense, our results highlight the importance of decreasing the anthropic impact on climate, lowering the probability of reaching the climatic changes modelled in the pessimistic scenario (RCP 8.5), where the impact caused by species loss might be irreversible. It is also evident that we need to rethink our choices and means of production, choosing an economic system that truly has a lower impact on the environment (GLASNOVIC; MARGETA; LOGAR, 2020), aiming to mitigate part of the climate changes that we already caused, even if it seems that the time for those changes has already passed (HULME, 2020).

4.2 Impact of Climate Changes in Forest-Dependent x Non-Forest-Dependent Mammals

In general, there will be a higher impact of the climate changes in forest-dependent-mammal species, which will suffer catastrophic losses in their environmental suitable area for most of the species modelled in our study (mainly in the pessimistic scenario – RCP 8.5). Species that are considered habitat specialists tend to endure extreme restrictions on their environmental needs when compared to generalist species (BROWN, 1995). The environmental restriction might explain the higher concentration of species that are forest-dependent in a given area in the present, since there are, for definition, fewer places that present the optimal environmental characteristics for those species (COLLES; LIOW; PRINZING, 2009). It also explains the higher losses of environmentally suitable areas in the pessimistic scenario (RCP 8.5), which will suffer higher climatic variations and will also experience a decrease of the suitable neighbouring areas for those species (COLLES; LIOW; PRINZING, 2009).

Moreover, the difference in the responses from specialists and generalist species was also evidenced in other studies, where the authors highlight the larger negative impacts in the distribution areas of specialist species when compared to generalist species (WARREN *et al.*, 2001). This pattern can be likewise observed if the climate is specific for a given region, or too extreme, where the species can completely disappear from an area due to the disappearance of the ideal climatic conditions for their environmental needs (HOF; JANSSON; NILSSON, 2012). For the species modelled in our study, the climatic difference doesn't seem to be extreme to a point where the climatic optimum will disappear, but our results indicate a concerning pattern that threatens the functional diversity in those environments, as climate specialists might not be able to accompany the movement of the suitable areas, because their dispersion is limited due to environmental restrictions, and this process might culminate in local extinctions (COLLES; LIOW; PRINZING, 2009; ELITH; LEATHWICK, 2009; WARREN *et al.*, 2001).

4.3 Effectiveness of Protected Areas

The network of protected areas in the present protects a great percentage of the territory of the South American continent, covering approximately 24% of the area modelled in our study, which is higher than the protected area found in the North American continent

(UNEP-WCMC; IUCN; NGS, 2021). This percentage is important to keep the continent's biodiversity safe and to try to mitigate the impacts of climate changes in the future (UNEP-WCMC; IUCN; NGS, 2021). Nevertheless, we need to think about the efficacy of those protected areas concerning conservation, and our results show that we might stop protecting a large part of those areas with higher species richness in the future, mostly in the pessimistic scenario (RCP 8.5). This problem is more flagrant in the southeast and Midwest part of Brazil, where we can find large spots with the presence of higher species richness, which would be more protected if there was an effort to increase the connectivity of the protected areas (SAURA *et al.*, 2018; UNEP-WCMC; IUCN; NGS, 2021). In this sense, it is urgent to increase the investments in the maintenance of the protected areas that are already implemented, an action that counterpoints the current public policies implemented by a great part of the governments in the South-American continent, since many of them are cutting their budgets for environmental protection (FERRANTE; FEARNSIDE, 2019; UNEP-WCMC; IUCN; NGS, 2021). It is urgent to increase the connectivity of the protected areas to assure the protection of the mammal species and try to decrease the impact of climate change (UNEP-WCMC; IUCN; NGS, 2021).

5 CONCLUSION

Our study shows that a severe climate change, even on a small temporal scale of 25 years between 2016 and the start of 2041-2060 period, can lead to high changes in the suitable areas for mammals and can bring extreme changes in patterns of species richness in South America. These changes of richness can cause a trophic cascade in natural environments and can lead to economic impacts and environmental losses that are still difficult to pin down. As these impacts and modifications will be bigger on forest-dependent-mammals the cascade can lead to losses of ecosystem services like seed dispersion, population control of dominant species, and losses in vegetable biodiversity. In light of these results and the fact that we seem to continue exploring and polluting the same way despite the increasing signs of the imminent disaster caused by climate change, we must increase the connectivity of our Protected Areas to increase the probability that our species can track the movement of their climatic optimum and endure the impacts of the changing climate. If improving our PAs seems extremely onerous the safer alternative would be to reduce emission, improve the green alternatives and change the way of living, producing and exploring that we are so familiar with having.

REFERENCES

1. ARAUJO, Miguel B.; NEW, Mark. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 22, n. 1, p. 42–47, jan. 2007. DOI: 10.1016/j.tree.2006.09.010.
2. BELLARD, Céline *et al.* Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, v. 15, n. 4, p. 365–377, abr. 2012. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x.
3. BOGONI, Juliano André *et al.* Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, p. gyv215, 19 jan. 2016. DOI: 10.1093/jmammal/gyv215.
4. BOYD, Charlotte *et al.* Spatial scale and the conservation of threatened species. *Conservation Letters*, v. 1, n. 1, p. 37–43, 12 maio 2008. DOI: 10.1111/j.1755-263X.2008.00002.x.
5. BROWN, James H. *Macroecology*. Chicago: The University of Chicago Press, 1995.
6. CANALE, Cindy I. *et al.* Differential plasticity of size and mass to environmental change in a hibernating mammal. *Global Change Biology*, v. 22, n. 10, p. 3286–3303, out. 2016. DOI: 10.1111/gcb.13286.
7. CHAMBERLAIN, Scott. *Package 'spocc' - Interface to Species Occurrence Data Sources*. *CRAN Repository*, 2018
8. CHENG, Vincent C. C. *et al.* Severe Acute Respiratory Syndrome Coronavirus as an Agent of Emerging and Reemerging Infection. *Clinical Microbiology Reviews*, v. 20, n. 4, p. 660–694, out. 2007. DOI: 10.1128/CMR.00023-07.
9. CHUA, Kaw Bing; CHUA, Beng Hui; WANG, Chew Wen. Anthropogenic deforestation, El Niño and the emergence of Nipah virus in Malaysia. *The Malaysian journal of pathology*, v. 24, n. 1, p. 15–21, 2002.
10. COLLES, Audrey; LIOW, Lee Hsiang; PRINZING, Andreas. Are specialists at risk under environmental change? Neocological, paleoecological and phylogenetic approaches. *Ecology Letters*, v. 12, n. 8, p. 849–863, ago. 2009. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01336.x.
11. DIAS, Braulio Ferreira de Souza. **Conservação da Biodiversidade no Bioma Cerrado: histórico dos impactos antrópicos no Bioma Cerrado**. In: FALEIRO, FÁBIO GELAPE; NETO, AUSTECLÍNIO LOPES DE FARIAS (Org.). *Savanas: Desafios e Estratégias para o Equilíbrio entre Sociedade, Agronegócio e Recursos Naturais*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. p 303-336.
12. EHRLÉN, Johan; MORRIS, William F. Predicting changes in the distribution and abundance of species under environmental change. *Ecology Letters*, v. 18, n. 3, p. 303–314, mar. 2015. DOI: 10.1111/ele.12410.
13. ELITH, Jane; LEATHWICK, John R. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 40, n. 1, p. 677–697, dez. 2009. DOI:

- 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.
14. ESTES, James a *et al.* Trophic downgrading of planet Earth. *Science (New York, N.Y.)*, v. 333, n. 6040, p. 301–306, 2011. DOI: 10.1126/science.1205106.
 15. FANCOURT, Bronwyn A.; HAWKINS, Clare E.; NICOL, Stewart C. Mechanisms of climate-change-induced species decline: spatial, temporal and long-term variation in the diet of an endangered marsupial carnivore, the eastern quoll. *Wildlife Research*, v. 45, n. 8, p. 737, 2018. DOI: 10.1071/WR18063.
 16. FERRANTE, Lucas; FEARNSTIDE, Philip M. Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environmental Conservation*, p. 1–3, 24 jul. 2019. DOI: 10.1017/S0376892919000213.
 17. FERRIER, Simon; GUIBAN, Antoine. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*, v. 43, n. 3, p. 393–404, jun. 2006. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2006.01149.x.
 18. GALETTI, Mauro *et al.* **Causes and Consequences of Large-Scale Defaunation in the Atlantic Forest.** In: MARQUES, MARCIA C. M.; GRELE, CARLOS E.V. (Org.). *The Atlantic Forest, History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest.* Cham, Switzerland: Springer, Cham, 2021. p. 297–324.
 19. GALETTI, Mauro; BOVENDORP, Ricardo S.; GUEVARA, Roger. Defaunation of Large Mammals Leads to an Increase in Seed Predation in the Atlantic Forests. *Global Ecology and Conservation*, v. 3, p. 824–830, 2015. DOI: 10.1016/j.gecco.2015.04.008.
 20. GARDNER, Charlie J. *et al.* Quantifying the impacts of defaunation on natural forest regeneration in a global meta-analysis. *Nature Communications*, v. 10, n. 1, p. 1–7, 2019. DOI: 10.1038/s41467-019-12539-1.
 21. GLASNOVIC, Zvonimir; MARGETA, Karmen; LOGAR, Nataša Zabukovec. Humanity Can Still Stop Climate Change by Implementing a New International Climate Agreement and Applying Radical New Technology. *Energies*, v. 13, n. 24, p. 6703, 18 dez. 2020. DOI: 10.3390/en13246703.
 22. GUIBAN, Antoine; THUILLER, Wilfried. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, v. 8, n. 9, p. 993–1009, set. 2005. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x.
 23. HEGEL, Troy M *et al.* **Current State of the Art for Statistical Modelling of Species Distributions.** *Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation.* Tokyo: Springer Japan, 2010. p. 273–311. Disponível em: <https://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_2010_hegel_t001.pdf>.
 24. HIJMANS, Robert J.; ELITH, Jane. *Species Distribution Modeling with R.* Disponível em: <<ftp://cran.r-project.org/pub/R/web/packages/dismo/vignettes/sdm.pdf>>.
 25. HOF, Anouschka R.; JANSSON, Roland; NILSSON, Christer. Future Climate Change Will Favour Non-Specialist Mammals in the (Sub)Arctics. *PLoS ONE*, v. 7, n. 12, p. e52574, 20 dez. 2012. DOI: 10.1371/journal.pone.0052574.

26. HOOPER, D. U. *et al.* Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: a Consensus of Current Knowledge. *Ecological Monographs*, v. 75, n. 1, p. 3–35, fev. 2005. DOI: 10.1890/04-0922.
27. HULME, Mike. Is it too late (to stop dangerous climate change)? An editorial. *WIREs Climate Change*, v. 11, n. 1, 23 jan. 2020. DOI: 10.1002/wcc.619.
28. IBGE. *Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil : compatível com a escala 1:250 000*. Rio de Janeiro: [s.n.], 2019.
29. IPCC. *Assessment Report 6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. . [S.l.: s.n.], 2021. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>>.
30. JORGE, Maria Luisa S.P. *et al.* Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, v. 163, p. 49–57, jul. 2013. DOI: 10.1016/j.biocon.2013.04.018.
31. KARGER, Dirk Nikolaus *et al.* Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, v. 4, n. 1, p. 170122, 5 dez. 2017a. DOI: 10.1038/sdata.2017.122.
32. KARGER, Dirk Nikolaus *et al.* Data from: Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, v. 4, n. 1, p. 170122, 5 dez. 2017b. DOI: 10.5061/dryad.kd1d4.
33. KOTTEK, Markus *et al.* World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 15, n. 3, p. 259–263, 1 jun. 2006. DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0130.
34. LACHER, Thomas E. *et al.* The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy*, v. 100, n. 3, p. 942–964, 23 maio 2019. DOI: 10.1093/jmammal/gyy183.
35. LEMES, Priscila; LOYOLA, Rafael Dias. Accommodating Species Climate-Forced Dispersal and Uncertainties in Spatial Conservation Planning. *PLoS ONE*, v. 8, n. 1, p. e54323, 22 jan. 2013. DOI: 10.1371/journal.pone.0054323.
36. MAGIOLI, Marcelo *et al.* Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Animal Conservation*, v. 18, n. 6, p. 499–511, dez. 2015. DOI: 10.1111/acv.12201.
37. MAUES, Marcia Motta. **Economia e polinização: custos, ameaças e alternativas.** *Biologia da polinização*. [S.l.: s.n.], 2014. p. p: 461-481.
38. MITTERMEIER, Russell A. *et al.* Hotspots revisitados. *Conservação Internacional*, p. 16, 2005.
39. MORÁN-ORDÓÑEZ, Alejandra; BRISCOE, Natalie J.; WINTLE, Brendan A. Modelling species responses to extreme weather provides new insights into constraints on range and likely climate change impacts for Australian mammals. *Ecography*, v. 41, n. 2, p. 308–320, fev. 2018. DOI: 10.1111/ecog.02850.
40. MOSS, Richard H. *et al.* The next generation of scenarios for climate change research

- and assessment. *Nature*, v. 463, n. 7282, p. 747–756, 11 fev. 2010. DOI: 10.1038/nature08823.
41. MOYER-HORNER, Lucas *et al.* Modeling behavioral thermoregulation in a climate change sentinel. *Ecology and Evolution*, v. 5, n. 24, p. 5810–5822, dez. 2015. DOI: 10.1002/ece3.1848.
 42. MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000. DOI: 10.1038/35002501.
 43. NORBURY, Grant *et al.* Invasive mammals and habitat modification interact to generate unforeseen outcomes for indigenous fauna. *Ecological Applications*, v. 23, n. 7, p. 1707–1721, 2013.
 44. PETERSON, A. Townsend *et al.* *Ecological niches and geographic distributions*. Woodstock: Princeton University Press, 2011. Disponível em: <<http://www.cro3.org/cgi/doi/10.5860/CHOICE.49-6266>>.
 45. PORFIRIO, Luciana L. *et al.* Improving the Use of Species Distribution Models in Conservation Planning and Management under Climate Change. *PLoS ONE*, v. 9, n. 11, p. e113749, 24 nov. 2014. DOI: 10.1371/journal.pone.0113749.
 46. RIBEIRO, Milton Cezar *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, jun. 2009. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.02.021.
 47. SALES, Lilian P. *et al.* The effect of past defaunation on ranges, niches, and future biodiversity forecasts. *Global Change Biology*, n. February, p. 1–11, 24 mar. 2022. DOI: 10.1111/gcb.16145.
 48. SANDERSON, Benjamin M.; KNUTTI, Reto; CALDWELL, Peter. A Representative Democracy to Reduce Interdependency in a Multimodel Ensemble. *Journal of Climate*, v. 28, n. 13, p. 5171–5194, 1 jul. 2015. DOI: 10.1175/JCLI-D-14-00362.1.
 49. SAURA, Santiago *et al.* Protected area connectivity: Shortfalls in global targets and country-level priorities. *Biological Conservation*, v. 219, n. July 2017, p. 53–67, 2018. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.12.020.
 50. SHEN, Zhen *et al.* Decrease of Large-Bodied Dispersers Limits Recruitment of Large-Seeded Trees But Benefits Small-Seeded Trees. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, v. 58, n. 1, p. 53–67, 2012. DOI: 10.1560/IJEE.58.1.53.
 51. SILLERO, Neftalí *et al.* Want to model a species niche? A step-by-step guideline on correlative ecological niche modelling. *Ecological Modelling*, v. 456, p. 109671, 15 set. 2021. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2021.109671.
 52. SOSMA E INPE. ATLAS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA PERÍODO 2013-2014. *Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto de Pesquisas Espaciais*, p. 1–61, 2016.
 53. TEAM, R Development Core. R Development Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*, 2021.

54. TEAM, Rstudio. *RStudio: Integrated Development for R. Studio.* . Boston, MA: Inc. Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>>. , 2020
55. TONETTI, Vinicius *et al.* Forest regeneration may reduce the negative impacts of climate change on the biodiversity of a tropical hotspot. *Diversity and Distributions*, n. August 2021, p. 1–16, 22 mar. 2022. DOI: 10.1111/ddi.13523.
56. UNEP-WCMC; IUCN; NGS. *Protected Planet Live Report 2020. UNEP-WCMC, UCN and NGS.* Cambridge, UK: [s.n.], 2021. Disponível em: <<https://livereport.protectedplanet.net/>>.
57. VALE, Mariana M.; LORINI, Maria Lucia; CERQUEIRA, Rui. Neotropical wild cats susceptibility to climate change. *Oecologia Australis*, v. 19, n. 01, p. 63–88, 2015. DOI: 10.4257/oeco.2015.1901.05.
58. VAN DOREMALEN, N. *et al.* Host Species Restriction of Middle East Respiratory Syndrome Coronavirus through Its Receptor, Dipeptidyl Peptidase 4. *Journal of Virology*, v. 88, n. 16, p. 9220–9232, 15 ago. 2014. DOI: 10.1128/JVI.00676-14.
59. WARREN, M. S. *et al.* Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, v. 414, n. 6859, p. 65–69, nov. 2001. DOI: 10.1038/35102054.
60. WILKENING, Jennifer *et al.* Endangered species management and climate change: When habitat conservation becomes a moving target. *Wildlife Society Bulletin*, v. 43, n. 1, p. 11–20, 14 mar. 2019. DOI: 10.1002/wsb.944.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Tabela Suplementar 1 - Área de distribuição potencial de espécies no presente, RCP2.6 e RCP8.5 para os períodos de 2041-2060 e 2061-2080 e média da modificação das áreas do futuro quando comparadas as áreas do presente.

Espécies	Área no Presente	Cenário Climático				Média da Modificação
		RCP26 2041-2060	RCP26 2061-2080	RCP85 2041-2060	RCP85 2061-2080	
<i>Dasyprocta leporina</i>	1018000 km ²	2093500 km ² (106%)	2442200 km ² (140%)	2835000 km ² (178%)	3151300 km ² (210%)	2630500 km² (158%)
<i>Tapirus terrestris</i>	4423800 km ²	6738700 km ² (52%)	7126200 km ² (61%)	6764300 km ² (53%)	6700200 km ² (51%)	6832350 km² (54%)
<i>Mazama nana</i>	2291000 km ²	2851200 km ² (24%)	3049400 km ² (33%)	3447500 km ² (50%)	4334800 km ² (89%)	3420725 km² (49%)
<i>Mazama americana</i>	4476700 km ²	6191000 km ² (38%)	6358700 km ² (42%)	6010300 km ² (34%)	5943800 km ² (33%)	6125950 km² (37%)
<i>Blastocerus dichotomus</i>	5894500 km ²	6980600 km ² (18%)	7337900 km ² (24%)	7577300 km ² (29%)	9421000 km ² (60%)	7829200 km² (33%)
<i>Monodelphis domestica</i>	11103200 km ²	13666400 km ² (23%)	13487900 km ² (21%)	14758500 km ² (33%)	15598200 km ² (40%)	14377750 km² (29%)
<i>Tayassu pecari</i>	4648200 km ²	6247900 km ² (34%)	6391200 km ² (37%)	6262800 km ² (35%)	5162900 km ² (11%)	6016200 km² (29%)
<i>Tolypeutes matacus</i>	11660100 km ²	14135600 km ² (21%)	14131200 km ² (21%)	15086700 km ² (29%)	15553700 km ² (33%)	14726800 km² (26%)
<i>Pecari tajacu</i>	5378900 km ²	6646100 km ² (24%)	7297200 km ² (36%)	6182200 km ² (15%)	5862000 km ² (9%)	6496875 km² (21%)
<i>Sapajus libidinosus</i>	13574400 km ²	15359000 km ² (13%)	15184300 km ² (12%)	16179400 km ² (19%)	16893500 km ² (24%)	15904050 km² (17%)
<i>Callithrix jacchus</i>	9506100 km ²	10564300 km ² (11%)	10825800 km ² (14%)	11378400 km ² (20%)	11690100 km ² (23%)	11114650 km² (17%)
<i>Proechimys longicaudatus</i>	5191500 km ²	5966100 km ² (15%)	5736100 km ² (10%)	5864600 km ² (13%)	6034800 km ² (16%)	5900400 km² (14%)
<i>Mazama gouazoubira</i>	7023500 km ²	8424500 km ² (20%)	8472000 km ² (21%)	7722200 km ² (10%)	7238000 km ² (3%)	7964175 km² (13%)
<i>Lutreolina crassicaudata</i>	10987500 km ²	12171900 km ² (11%)	12142200 km ² (11%)	11708100 km ² (7%)	12904100 km ² (17%)	12231575 km² (11%)
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	10903500 km ²	12013900 km ² (10%)	12128900 km ² (11%)	12075100 km ² (11%)	12030700 km ² (10%)	12062150 km² (11%)
<i>Cerdocyon thous</i>	13029600 km ²	14012500 km ² (8%)	14164600 km ² (9%)	14030000 km ² (8%)	14591100 km ² (12%)	14199550 km² (9%)
<i>Euphractus sexcinctus</i>	14535700 km ²	15194400 km ² (5%)	15199000 km ² (5%)	16172600 km ² (11%)	16562600 km ² (14%)	15782150 km² (9%)
<i>Galictis cuja</i>	15804400 km ²	16745100 km ² (6%)	16825400 km ² (6%)	17361500 km ² (10%)	17456900 km ² (10%)	17097225 km² (8%)
<i>Priodontes maximus</i>	12148500 km ²	12834500 km ² (6%)	12753500 km ² (5%)	13236400 km ² (9%)	13591800 km ² (12%)	13104050 km² (8%)
<i>Cuniculus paca</i>	6136900 km ²	6707100 km ² (9%)	7076700 km ² (15%)	6207300 km ² (1%)	6346800 km ² (3%)	6584475 km² (7%)
<i>Sapajus nigritus</i>	5562200 km ²	6049300 km ² (9%)	5852300 km ² (10%)	5586600 km ² (10%)	6143100 km ² (11%)	5907825 km² (10%)

Espécies	Area no Presente	Cenário Climático				Média da Modificação
		RCP26 2041-2060	RCP26 2061-2080	RCP85 2041-2060	RCP85 2061-2080	
	km ²	(9%)	(5%)	(0%)	(10%)	(6%)
<i>Pteronura brasiliensis</i>	12214400 km ²	12550900 km ² (3%)	12547700 km ² (3%)	12803800 km ² (5%)	13118700 km ² (7%)	12755275 km² (4%)
<i>Leopardus tigrinus</i>	11220000 km ²	12033500 km ² (7%)	12035200 km ² (7%)	11620700 km ² (4%)	10858100 km ² (-3%)	11636875 km² (4%)
<i>Philander frenatus</i>	14539200 km ²	14829500 km ² (2%)	15038300 km ² (3%)	15016000 km ² (3%)	15225500 km ² (5%)	15027325 km² (3%)
<i>Tamandua tetradactyla</i>	13100400 km ²	13367800 km ² (2%)	13435900 km ² (3%)	13448700 km ² (3%)	13677700 km ² (4%)	13482525 km² (3%)
<i>Caluromys lanatus</i>	13193300 km ²	13300400km ² (1%)	13445300km ² (2%)	13141600km ² (0%)	13950700km ² (6%)	13459500km² (2%)
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	14635700 km ²	14903600km ² (2%)	14961000km ² (2%)	14701100km ² (0%)	14876800km ² (2%)	14860625km² (2%)
<i>Panthera onca</i>	11059100 km ²	11297800km ² (2%)	11810500km ² (7%)	10868300km ² (-2%)	10896100km ² (-1%)	11218175km² (1%)
<i>Cabassous unicinctus</i>	12898300 km ²	13280400km ² (3%)	13221800km ² (3%)	12599000km ² (-2%)	12937700km ² (0%)	13009725km² (1%)
<i>Dasyprocta azarae</i>	8850100 km ²	8901700km ² (1%)	8849000km ² (0%)	8940600km ² (1%)	8909000km ² (1%)	8900075km² (1%)
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	11474600 km ²	11479900km ² (0%)	11447500km ² (0%)	11644100km ² (1%)	11425800km ² (0%)	11499325km² (0%)
<i>Conepatus semistriatus</i>	18689700 km ²	18689700km ² (0%)	18689700km ² (0%)	18689700km ² (0%)	18689700km ² (0%)	18689700km² (0%)
<i>Leopardus colocolo</i>	18689700 km ²	18689700km ² (0%)	18689700km ² (0%)	18689700km ² (0%)	18689700km ² (0%)	18689700km² (0%)
<i>Speothos venaticus</i>	18689700 km ²	18689700km ² (0%)	18689700km ² (0%)	18689700km ² (0%)	18689700km ² (0%)	18689700km² (0%)
<i>Coendou prehensilis</i>	18672000 km ²	18613700km ² (0%)	18674900km ² (0%)	18624500km ² (0%)	18654200km ² (0%)	18641825km² (0%)
<i>Leopardus wiedii</i>	15452900 km ²	15014100km ² (-3%)	15794100km ² (2%)	14942500km ² (-3%)	15013700km ² (-3%)	15191100km² (-2%)
<i>Potos flavus</i>	10393900 km ²	10751100km ² (3%)	11149400km ² (7%)	9469500km ² (-9%)	9430800km ² (-9%)	10200200km² (-2%)
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	7841700 km ²	7940500km ² (1%)	7632200km ² (-3%)	7807600km ² (0%)	7266300km ² (-7%)	7661650km² (-2%)
<i>Lycalopex gymnocercus</i>	6813300 km ²	6779300km ² (0%)	6681100km ² (-2%)	6560600km ² (-4%)	6454000km ² (-5%)	6618750km² (-3%)
<i>Didelphis albiventris</i>	15054300 km ²	14786600km ² (-2%)	14814400km ² (-2%)	14796200km ² (-2%)	13794600km ² (-8%)	14547950km² (-3%)
<i>Sapajus apella</i>	7537700 km ²	7685000km ² (2%)	7742200km ² (3%)	6827300km ² (-9%)	6454000km ² (-14%)	7177125km² (-5%)
<i>Sciurus aestuans</i>	11183800 km ²	11377400km ² (2%)	11266900km ² (1%)	10064500km ² (-10%)	9826600km ² (-12%)	10633850km² (-5%)
<i>Lontra longicaudis</i>	13193300 km ²	12854400km ² (-3%)	13416300km ² (2%)	12009600km ² (-9%)	11887000km ² (-10%)	12541825km² (-5%)
<i>Puma</i>	11873400 km ²	12234500km ² (3%)	12319600km ² (3%)	10609900km ² (-10%)	9937900km ² (-16%)	11275475km² (-5%)

Espécies	Area no Presente	Cenário Climático				Média da Modificação
		RCP26 2041-2060	RCP26 2061-2080	RCP85 2041-2060	RCP85 2061-2080	
<i>yagouaroundi</i>	km ²	(3%)	(4%)	(-11%)	(-16%)	(-5%)
<i>Procyon cancrivorus</i>	9242100 km ²	9067700km ² (-2%)	9995500km ² (8%)	8172900km ² (-12%)	7520300km ² (-19%)	8689100km² (-6%)
<i>Eira barbara</i>	11274800 km ²	11067200km ² (-2%)	11583700km ² (3%)	9660000km ² (-14%)	9530700km ² (-15%)	10460400km² (-7%)
<i>Nasua nasua</i>	12052800 km ²	11813800km ² (-2%)	11714800km ² (-3%)	10501200km ² (-13%)	10170700km ² (-16%)	11050125km² (-8%)
<i>Bradypus variegatus</i>	9169900 km ²	9184200km ² (0%)	9463800km ² (3%)	7526500km ² (-18%)	6852100km ² (-25%)	8256650km² (-10%)
<i>Conepatus chinga</i>	9787800 km ²	8800200km ² (-10%)	8615500km ² (-12%)	8156900km ² (-17%)	7690400km ² (-21%)	8315750km² (-15%)
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	11866700 km ²	11051900km ² (-7%)	11739700km ² (-1%)	9145600km ² (-23%)	8241100km ² (-31%)	10044575km² (-15%)
<i>Dasypus novemcinctus</i>	10263900 km ²	9338200km ² (-9%)	9359200km ² (-9%)	8023900km ² (-22%)	7982000km ² (-22%)	8675825km² (-15%)
<i>Didelphis aurita</i>	8856300 km ²	8141400km ² (-8%)	7919500km ² (-11%)	6956000km ² (-21%)	6677900km ² (-25%)	7423700km² (-16%)
<i>Cavia aperea</i>	9276400 km ²	8856000km ² (-5%)	8886300km ² (-4%)	7489800km ² (-19%)	5792300km ² (-38%)	7756100km² (-16%)
<i>Leopardus pardalis</i>	10581200 km ²	10030400km ² (-5%)	10513700km ² (-1%)	7966700km ² (-25%)	6863500km ² (-35%)	8843575km² (-16%)
<i>Chironectes minimus</i>	10611600 km ²	9871700km ² (-7%)	10235500km ² (-4%)	8057600km ² (-24%)	7081400km ² (-33%)	8811550km² (-17%)
<i>Alouatta guariba</i>	10021100 km ²	9388200km ² (-6%)	9465100km ² (-6%)	7595500km ² (-24%)	6474700km ² (-35%)	8230875km² (-18%)
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	10599500 km ²	9834000km ² (-7%)	9826800km ² (-7%)	7887400km ² (-26%)	6398000km ² (-40%)	8486550km² (-20%)
<i>Puma concolor</i>	11899800 km ²	10669500km ² (-10%)	10777500km ² (-9%)	8328100km ² (-30%)	7752200km ² (-35%)	9381825km² (-21%)
<i>Oecomys bicolor</i>	9075100 km ²	8160700km ² (-10%)	7874200km ² (-13%)	5990400km ² (-34%)	4933600km ² (-46%)	6739725km² (-26%)
<i>Callithrix penicillata</i>	7661100 km ²	6266800km ² (-18%)	5852700km ² (-24%)	5370300km ² (-30%)	4756200km ² (-38%)	5561500km² (-27%)

Fonte: do Autor (2022)

TERCEIRA PARTE

CONCLUSÃO

CONCLUSÃO GERAL

Essa tese foi o primeiro trabalho que procurou compilar as informações disponíveis sobre diferentes levantamentos de mamíferos de médio e grande porte nos biomas do Cerrado e Mata Atlântica e por termos reunido informações de diversos trabalhos e mostrado quais os gaps de amostragem que existem nos dois biomas mais explorados e suprimidos do Brasil, nossos resultados são extremamente importante para o planejamento e execução de novas excursões a campo, possibilitando a aplicação de recursos financeiros de maneira mais eficiente e de maneira a preencher as lacunas que existem no conhecimento atual da distribuição de mamíferos no Brasil. Isso vai auxiliar para que outros pesquisadores não persistam em amostrar áreas que já foram estudadas anteriormente e possam aprofundar o conhecimento em áreas menos exploradas, da mesma forma que bases de dados podem auxiliar no planejamento de novas pesquisas.

Para exemplificar a importância de agregar esse conhecimento sobre a distribuição de espécies, também usamos a lista de espécies que foram amostradas nos biomas do Cerrado e Mata Atlântica para modelar como possíveis mudanças climáticas podem afetar a distribuição dessas espécies. Nossos resultados mostram a importância de desenvolvermos novos métodos de exploração de recursos, novas políticas públicas e novas maneiras de pensar para podermos combater a poluição e devastação desenfreada que vão levar a modificação de grande parte dos padrões de distribuição de espécies. Essas modificações dos padrões são extremamente preocupantes por poderem levar a grandes desequilíbrios nos ecossistemas brasileiros e de toda a América do Sul, já que grande parte dos mamíferos do Cerrado e Mata Atlântica também ocorrem em outros biomas do continente.

Portanto, levando em conta os resultados dessa tese, é imprescindível tentar entender os motivos que levam a concentração de estudos na Mata Atlântica, pensarmos em aumentar a conectividade entre nossas unidades de conservação para que possamos proteger melhor nossas espécies no futuro e no presente, pensarmos em sistemas de padronização de metodologias de levantamentos para facilitar as análises *a posteriori* dos nossos dados; e precisamos repensar nosso sistema de consumo e produção e buscar diminuir os impactos das mudanças climáticas, antes que as mudanças nas variáveis climáticas causem eventos cada vez piores de colapsos ambientais.