

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS**

**MONIQUE TEREZA AZOLA**

**ESTRATÉGIAS ECOLÓGICAS E FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM:  
INFLUÊNCIA DE TRAÇOS NA VULNERABILIDADE E RESILIÊNCIA DE  
MAMÍFEROS**

**ALFENAS/MG**

**2025**

**MONIQUE TEREZA AZOLA**

**ESTRATÉGIAS ECOLÓGICAS E FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM:  
INFLUÊNCIA DE TRAÇOS NA VULNERABILIDADE E RESILIÊNCIA DE  
MAMÍFEROS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado  
como parte dos requisitos para obtenção do  
título de Bacharel em Ciências Biológicas,  
pela Universidade Federal de Alfenas.  
Orientadora: Profa. Dra. Érica Hasui  
Coorientador: Prof. Dr. Vinícius Xavier da Silva

**ALFENAS/MG**

**2025**

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas  
Biblioteca Central

Azola, Monique Tereza.

Estratégias ecológicas fragmentação da paisagem: : influência de traços na vulnerabilidade e resiliência de mamíferos / Monique Tereza Azola. - Alfenas, MG, 2025.

36 f. : il. -

Orientador(a): Érica Hasui.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2025.

Bibliografia.

1. Defaunação. 2. Mamíferos. 3. Ecologia de Comunidades. 4. Fragmentação da Paisagem. 5. Modelos Multiespécies. I. Hasui, Érica, orient. II. Título.

Ficha gerada automaticamente com dados fornecidos pelo autor.

**MONIQUE TEREZA AZOLA**


**ESTRATÉGIAS ECOLÓGICAS E FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM:  
INFLUÊNCIA DE TRAÇOS NA VULNERABILIDADE E RESILIÊNCIA DE  
MAMÍFEROS**

A Presidente da banca examinadora abaixo assina a aprovação do Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Alfenas.

Aprovada em: 04 de Dezembro de 2025


Profa. Dra. Érica Hasui  
Universidade Federal de Alfenas - MG

Assinatura:

 Documento assinado digitalmente  
ERICA HASUI  
Data: 05/12/2025 06:10:35-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Prof. Dr. Rogério Grassetto Teixeira da Cunha  
Universidade Federal de Alfenas - MG

Assinatura:

 Documento assinado digitalmente  
ROGERIO GRASSETTO TEIXEIRA DA CUNHA  
Data: 07/12/2025 13:32:33-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Marcelo Passamani  
Universidade Federal de Lavras - MG

Assinatura:

 Documento assinado digitalmente  
MARCELO PASSAMANI  
Data: 08/12/2025 17:11:45-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

## RESUMO

A fragmentação florestal constitui uma das maiores ameaças à diversidade biológica na Mata Atlântica, afetando a distribuição e a abundância das espécies. Em uma perspectiva integrada da Ecologia de Comunidades, essas respostas resultam da interação entre filtros ambientais, traços funcionais, história evolutiva e processos bióticos. Nesse contexto, este estudo investigou se traços ecológicos, como massa corporal, área de vida, amplitude de habitat e especialização alimentar, e a proximidade filogenética influenciam a vulnerabilidade ou resiliência de mamíferos de médio e grande porte à fragmentação no Corredor Cantareira–Mantiqueira. Realizamos um levantamento amostrado em 54 paisagens utilizando armadilhas fotográficas, e as métricas de estrutura da paisagem (PLAND e NP) foram calculadas em dez escalas espaciais. Para avaliar a resposta conjunta das espécies, foi empregado um modelo bayesiano multiespécies capaz de estimar simultaneamente tendências individuais, correlação entre espécies e efeitos de vulnerabilidade e resiliência de traços ecológicos e filogenia. Testes de sinal filogenético e modelos de Mínimos Quadrados Ponderados (WLS) complementam a investigação, examinando a dependência evolutiva e influência isolada dos traços sobre os coeficientes de resposta. No total, foram registradas 19 espécies, incluindo generalistas, especialistas e invasoras. Apenas a especialização alimentar apresentou sinal filogenético significativo, indicando que os demais traços variam amplamente de forma independente da história evolutiva. As respostas às métricas de paisagem foram, em sua maioria, não significativas, com intervalos de credibilidade que geralmente cruzaram zero. Respostas detectáveis ocorreram apenas em casos pontuais, como o aumento de *Nasua nasua* e *Sus scrofa* em áreas mais fragmentadas. Os modelos sem filogenia apresentaram desempenho superior em todos os cenários, e análises univariadas revelaram baixa capacidade preditiva dos traços estudados. Os resultados indicam que a sensibilidade dos mamíferos à fragmentação não segue eixos funcionais simples e que fatores ecológicos e contextuais desempenham papel mais determinante na forma como as espécies respondem às alterações da paisagem.

Palavras-chave: defaunação; mamíferos; ecologia de comunidades; fragmentação da paisagem; modelos multiespécies.

## ABSTRACT

Forest fragmentation is one of the major threats to biological diversity in the Atlantic Forest, affecting both the distribution and abundance of species. From an integrated Community Ecology perspective, these responses emerge from the interaction among environmental filters, functional traits, evolutionary history, and biotic processes. In this context, this study investigated whether ecological traits such as body mass, home range size, habitat breadth, dietary specialization, and phylogenetic proximity influence the vulnerability or resilience of medium- and large-bodied mammals to fragmentation in the Cantareira–Mantiqueira Corridor. We conducted a standardized survey across 54 landscapes using camera traps, and landscape-structure metrics (PLAND and NP) were calculated at ten spatial scales. To evaluate joint species responses, we employed a Bayesian multi-species model capable of simultaneously estimating individual trends, species correlations, and the effects of ecological traits and phylogeny on vulnerability and resilience. Phylogenetic signal tests and Weighted Least Squares (WLS) models complemented the analysis, assessing evolutionary dependence and the isolated influence of traits on response coefficients. In total, 19 species were recorded, including generalists, specialists, and invasive species. Only dietary specialization exhibited a significant phylogenetic signal, indicating that the remaining traits vary widely and independently of evolutionary history. Responses to landscape metrics were mostly non-significant, with credibility intervals generally spanning zero. Detectable responses occurred only in specific cases, such as increases in *Nasua nasua* and *Sus scrofa* in more fragmented areas. Models that did not include phylogeny performed better in all scenarios, and univariate analyses revealed low predictive power of the investigated traits. Overall, the results indicate that mammal sensitivity to fragmentation does not follow simple functional axes and that ecological and contextual factors play a more decisive role in shaping species' responses to landscape change.

Keywords: defaunation; mammals; community ecology; landscape fragmentation; multi-species models.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>5</b>
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>9</b>
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	9
2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL.....	10
2.3 TRAÇOS ECOLÓGICOS E VARIÁVEIS FUNCIONAIS.....	11
2.3.1 Traços de vulnerabilidade massa corpórea e área de vida.....	11
2.3.2 Traços de resiliência amplitude de habitat e plasticidade de forrageamento.....	12
2.4 ANÁLISES FILOGENÉTICAS E ECOLÓGICAS.....	12
<b>3 RESULTADOS.....</b>	<b>16</b>
3.1 SINAL FILOGENÉTICO.....	16
3.2 DESEMPENHO DOS MODELOS COM E SEM FILOGENIA .....	18
3.3 RESPOSTAS DAS ESPÉCIES ÀS MÉTRICAS DE PAISAGEM .....	18
3.4 EFEITO DOS TRAÇOS ECOLÓGICOS.....	19
<b>4 DISCUSSÃO.....</b>	<b>23</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>26</b>
<b>APÊNDICES.....</b>	<b>30</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A perda da biodiversidade tem se tornado uma questão cada vez mais urgente em escala global, impulsionada pela crescente magnitude das ameaças ambientais (Ceballos; Ehrlich; Dirzo, 2017). Nesse contexto, discute-se a possibilidade de estarmos vivenciando a Sexta Extinção em Massa, estimulada principalmente pelas atividades humanas (Barnosky et al., 2011; Cowie; Bouchet; Fontaine, 2022). O impacto da ação humana sobre a fauna remonta à ocupação de novos continentes, sendo tão ou mais impactante para algumas espécies do que eventos climáticos ou surtos de doenças (Alroy, 2001; Dirzo; Raven, 2003). Atualmente, a International Union for Conservation of Nature alerta que 41% dos anfíbios, 26% dos mamíferos e 12% das aves encontram-se ameaçados de extinção (IUCN, 2024). Entre as principais causas do declínio da biodiversidade, a perda de habitat continua sendo a ameaça mais alarmante, especialmente para espécies raras ou endêmicas (Ricketts et al., 2005). Embora os avanços em Sistema de Informação Geográfica (SIG) tenham permitido o monitoramento das taxas de desmatamento ao longo do tempo (Pettorelli et al., 2018), esses sistemas ainda não capturaram um aspecto crucial: a defaunação, isto é, o esvaziamento ecológico resultante da redução de populações animais (Dirzo et al., 2014).

A defaunação é impulsionada por múltiplos fatores, incluindo a fragmentação e destruição de habitat, levando à extinção local de espécies e ao empobrecimento biológico dos ecossistemas (Dirzo et al., 2014; Young et al., 2016). Como consequência, paisagens degradadas tornam-se ecologicamente comprometidas e menos resilientes, fenômeno descrito por Redford (1992) como Floresta Vazia. Este conceito se refere a áreas florestais aparentemente intactas, mas silenciosas e desprovidas de fauna, com funções ecológicas essenciais, como as interações tróficas e a dispersão de sementes, severamente impactadas (Pires; Galetti, 2023).

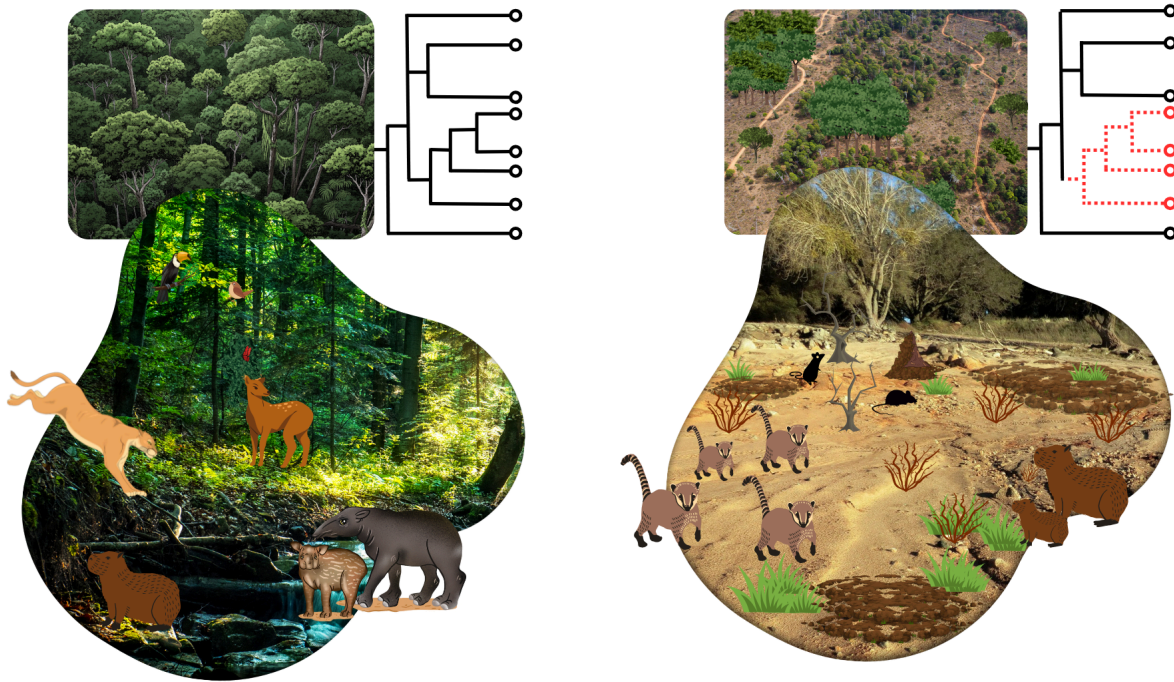
No entanto, a defaunação não ocorre de maneira aleatória. A suscetibilidade das espécies ao desaparecimento local está profundamente relacionada às suas estratégias ecológicas, às suas interações e às suas características filogenéticas (Cooke; Eigenbrod; Bates, 2019; Davidson et al., 2009; Wisz et al., 2013). Entre os principais fatores associados à vulnerabilidade, destaca-se o maior tamanho corporal, frequentemente relacionado a outros atributos, como baixa taxa reprodutiva, longo tempo de gestação, cuidado parental prolongado e exigência por grandes áreas (Cardillo et al., 2005; Malhi et al., 2016; Ripple et al., 2015, 2016; Wallach et al., 2015). Essas combinações de traços determinam a forma como as

espécies respondem aos filtros ambientais, como a fragmentação do habitat e a pressão antrópica, influenciando sua capacidade de persistir em paisagens alteradas (Cooke; Eigenbrod; Bates, 2019).

Embora esses padrões sejam amplamente reconhecidos, ainda há lacunas importantes quanto ao papel da massa corporal na vulnerabilidade à extinção em diferentes paisagens. Enquanto alguns estudos apontam que espécies de maior biomassa são mais sensíveis à perda de habitat (Ewers; Didham, 2006; Henle et al., 2004), outros sugerem que animais de grande porte podem ser mais resilientes devido à sua capacidade de se deslocar por longas distâncias e explorar diferentes fragmentos (Chapron et al., 2014; Henle et al., 2004). Essa aparente contradição indica que, para espécies de maior porte, a sensibilidade à fragmentação pode depender de fatores adicionais como a conectividade funcional e a permeabilidade da matriz de habitat.

Diante de tal cenário, compreender como as interações entre traços ecológicos e de história evolutiva influenciam a vulnerabilidade à defaunação é imprescindível para prever quais linhagens estão mais ameaçadas, e orientar ações de conservação que maximizem a diversidade funcional e filogenética. Portanto, este estudo investiga como características normalmente associadas à vulnerabilidade, como massa corporal e área de vida, influenciam a sensibilidade de grandes vertebrados à fragmentação. Nossa hipótese é de que esses traços tendem a se agrupar em linhagens filogenéticas com maior risco de extinção, sugerindo um padrão de conservação filogenética que será testado, mesmo que algumas apresentem atributos potencialmente resilientes, como o uso de múltiplos habitats e plasticidade no forrageamento (ver Figura 1 e Quadro 1).

Figura 1 - Modelo conceitual da hipótese sobre a influência dos traços ecológicos e comportamentais na vulnerabilidade e resiliência dos mamíferos à fragmentação da paisagem.



Fonte: Autora (2025).

Legenda: Esquema conceitual ilustrando o contraste entre comunidades de mamíferos em ambientes florestais contínuos (à esquerda) e em paisagens fragmentadas (à direita). Em florestas preservadas, há maior diversidade funcional e filogenética, com espécies ecologicamente distintas e linhagens evolutivas bem distribuídas. Em paisagens degradadas, a perda de habitat reduz a diversidade e favorece a persistência de espécies generalistas e próximas evolutivamente, resultando em comunidades mais homogêneas e com menor profundidade filogenética.

Quadro 1 - Hipóteses e previsões relacionadas a traços ecológicos que influenciam a vulnerabilidade ou a resiliência de espécies à extinção de mamíferos em paisagens fragmentadas.

Type of Traits	Ecological Trait	Hypothesis	Prediction	References
Vulnerability	Body mass	Species with larger body mass are more vulnerable to extinction in fragmented landscapes.	Large-bodied species will be absent or have low abundance in highly fragmented areas.	<a href="#">(Cardillo et al., 2005)</a>
Vulnerability	Home range	Species with larger home ranges are more sensitive to fragmentation.	Species with extensive home ranges will be absent from small or isolated fragments.	<a href="#">(Chapron et al., 2014)</a>
Resilience	Foraging plasticity	High foraging plasticity can mitigate the effects of fragmentation, conferring resilience.	Species with diverse foraging strategies will be less affected by fragmentation, provided that alternative food resources are available.	<a href="#">(Varner; Dearing, 2014)</a>
Resilience	Habitat range specialization	Species with high habitat diversity or wide geographic distribution are more resilient to environmental change.	Habitat generalists will have broader distributions and greater presence in altered or isolated fragments.	<a href="#">(Clavel; Julliard; Devictor, 2011)</a>

Fonte: Autora (2025).

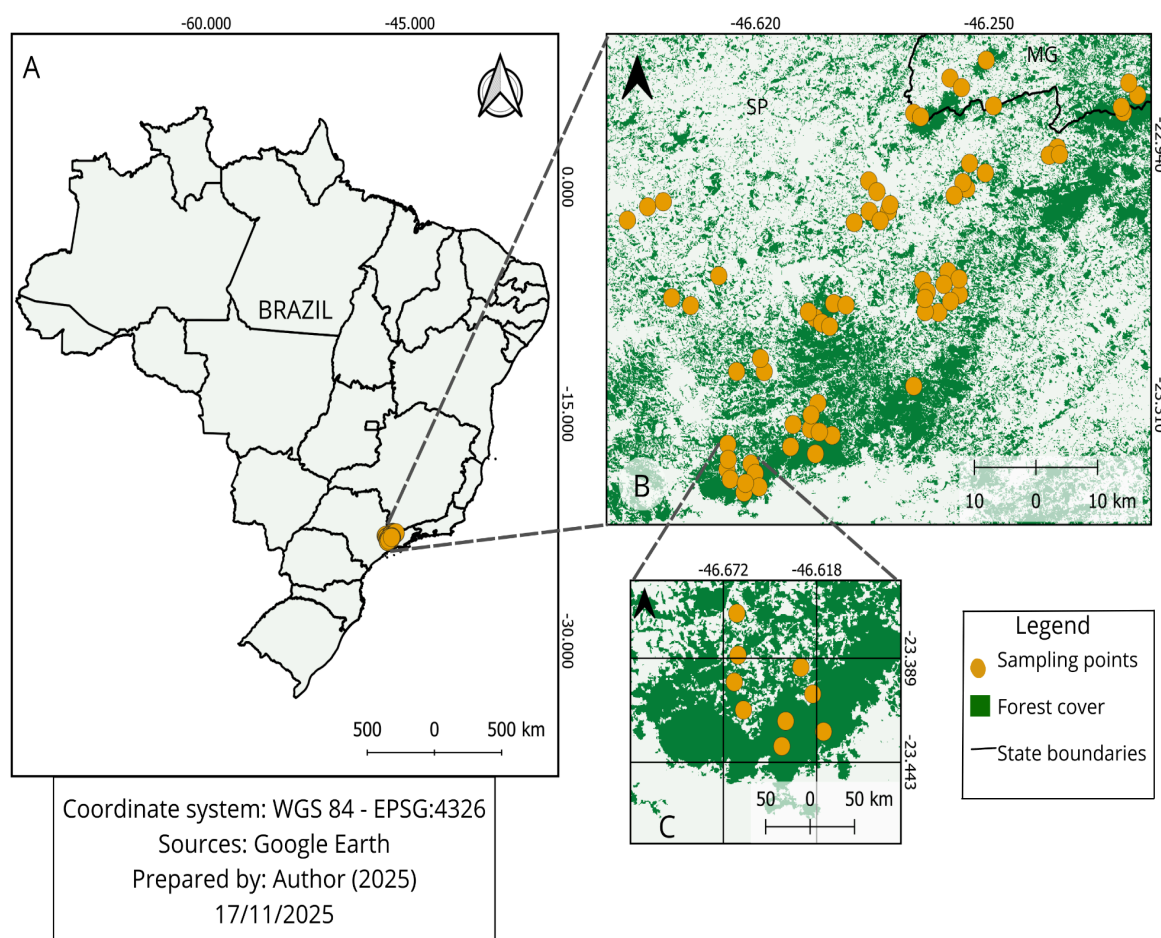
Legenda: O quadro sintetiza os principais traços ecológicos utilizados para formular a hipótese do estudo, considerando como diferentes características, como massa corporal, área de vida, plasticidade de forrageamento e amplitude de habitat, podem aumentar a vulnerabilidade ou favorecer a resiliência de mamíferos frente à perda e fragmentação do habitat. As previsões indicam os padrões esperados em resposta a esses traços sob condições de pressão antrópica, enquanto as referências sustentam a base teórica utilizada.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado no Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira, localizado no estado de São Paulo (Figura 2). Inserido na Mata Atlântica, um importante hotspot mundial, o corredor vem sofrendo perda de biodiversidade ao longo do tempo (Mittermeier et al., 2011; Myers et al., 2000; Ribeiro et al., 2009). A presença de cobertura vegetal nativa chega a 36% (Vancine et al., 2024). Trata-se de um ecótono com variações de altitude e umidade, que contribuem para uma diversidade de cobertura vegetal, incluindo formações de Floresta Ombrófila Densa Montana, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual (São Paulo, 2020). Em seu entorno, há proximidade com a Região Metropolitana de São Paulo e outras cidades do interior, o que gera pressão da expansão urbana sobre a região, sendo que apenas na APA do Sistema Cantareira a ocupação do território abriga cerca de 300 mil habitantes distribuídos entre os 12 municípios. Os usos socioeconômicos predominantes incluem a silvicultura especialmente de eucalipto, agropecuária, turismo e empreendimentos imobiliários (São Paulo, 2020). O Corredor apresenta ecossistemas complexos, sendo reconhecido como uma área prioritária para a conservação da biodiversidade em nível federal pela Portaria MMA nº 09/2007 (BRASIL, 2007).

Figura 2 - Mapas de localização e distribuição dos pontos de amostragem na região do Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira (SP), sudeste do Brasil.



Fonte: Autora (2025).

Legenda: Observa-se em (A) Localização geral da área de estudo no território brasileiro; (B) Distribuição dos pontos de amostragem sobre a região; e (C) Detalhe ampliado de um subconjunto dos pontos

## 2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Selecionamos 54 paisagens distribuídas ao longo do Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira, de modo a representar um gradiente de cobertura e uso do solo, abrangendo desde áreas mais contínuas de floresta até regiões altamente fragmentadas. Esse delineamento assegura representatividade ecológica e permite avaliar a resposta das espécies a diferentes graus de fragmentação. As paisagens foram delimitadas considerando uma distância mínima de 2 km entre os centros, garantindo independência espacial entre unidades amostrais.

Em cada paisagem, foi instalada uma armadilha fotográfica posicionada no interior de remanescentes florestais, em trilhas com baixa interferência humana visível, evitando bordas abertas, clareiras, estradas ou áreas de manejo. As câmeras foram configuradas para registrar fotos e vídeos a cada 10 segundos sempre que ativadas por movimento. As campanhas de amostragem ocorreram entre março de 2022 e dezembro de 2023, com duração média de dois meses em cada período, sem uso de iscas.

Os registros de fauna foram organizados por ID do ponto de amostragem, espécie identificada e número de indivíduos detectados. A triagem e identificação das espécies foram realizadas no software Timelapse (Greenberg; Godin; Whittington, 2019), que permite classificar, visualizar e exportar os dados de detecção.

## 2.3 TRAÇOS ECOLÓGICOS E VARIÁVEIS FUNCIONAIS

Para compor o banco de dados das espécies de mamíferos registradas na área de estudo, foram selecionadas variáveis relacionadas à vulnerabilidade e à resiliência (Apêndices B e C).

### 2.3.1 Traços de vulnerabilidade: massa corpórea e área de vida

A massa corpórea (g) de indivíduos adultos foi obtida no repositório MrLife (Witting, 1997) e transformada em  $\log_{10}$  para normalização da distribuição. A área de vida foi estimada com base no modelo alométrico de Kelt e Van Vuren (2001), que relaciona massa corporal à área de vida por meio de equações alométricas específicas para cada guilda trófica (herbívoros, onívoros e carnívoros). A forma geral do modelo é apresentada na Equação 1, onde HR é a área de vida, M é a massa corporal (g) e “a” e “b” são coeficientes definidos empiricamente pelos autores.

$$HR=a \cdot Mb \quad (1)$$

Assim, cada espécie foi associada à equação correspondente à sua categoria trófica, permitindo estimar sua área de vida a partir da massa corporal. Os valores foram transformados em  $\log_{10}$  para reduzir a amplitude dos resultados.

### 2.3.2 Traços de resiliência: amplitude de habitat e plasticidade de forrageamento

A amplitude de habitat de cada espécie foi obtida a partir dos registros da IUCN Red List of Threatened Species (IUCN, 2024), considerando o número de tipos de habitat nos quais a espécie é registrada. Esse número foi interpretado como um indicador de amplitude de nicho ambiental, quanto maior o número de habitats, mais generalista é a espécie. Para facilitar a interpretação e permitir a comparação direta com outros índices de especialização, esse valor foi convertido em um ranking de especialização de habitat, atribuindo valores mais altos às espécies mais restritas e valores menores às mais generalistas. Assim, espécies registradas em apenas um tipo de habitat receberam o valor 100 (mais especialistas), enquanto aquelas associadas a oito tipos de habitat receberam 10 (mais generalistas), seguindo uma escala decrescente proporcional (1 tipo de habitat = 100, 2 = 80, 3 = 60, 4 = 50, 5 = 40, 6 = 30, 8 = 10).

A especialização de forrageamento foi derivada do banco de dados *EltonTraits* (Wilman et al., 2014), que fornece as proporções relativas de categorias alimentares na dieta de cada espécie. Para cada espécie, foi calculado um índice de especialização trófica correspondente à maior porcentagem observada de uma categoria alimentar na dieta, indicando o grau de dependência de um único recurso (por exemplo, se 60% da dieta é vertebrados e 30% frutos, o índice = 0.60). Nesse índice, valores mais próximos de 100 representam espécies mais especialistas (dependência alta de um único tipo de alimento) e valores menores representam espécies mais generalistas (dieta diversificada).

## 2.4 ANÁLISES FILOGENÉTICAS E ECOLÓGICAS

Para verificarmos se os atributos ecológicos analisados apresentam dependência relacionada ao grau de parentesco evolutivo entre as espécies, foi construída uma árvore filogenética abrangendo todas as espécies registradas em todas as paisagens amostradas, representando, o *pool* regional do estudo. Para isso, foi obtido um conjunto de 5000 árvores através do repositório VertLife (Upham; Esselstyn; Jetz, 2019), que disponibiliza árvores filogenéticas calibradas temporalmente para mamíferos com base em dados moleculares e fósseis. Foi gerada uma árvore de consenso por regra da maioria ( $p = 0.5$ ), critério que considera como ramos consensuais aqueles presentes em pelo menos 50% das árvores amostradas. Em seguida, a árvore foi convertida em ultramétrica e em dicotômica, resultando

em uma filogenia adequada para análises comparativas entre espécies.

A tendência de espécies próximas filogeneticamente compartilharem valores semelhantes de um dado traço foi avaliada por meio do sinal filogenético, estimado pelos índices  $K$  de Blomberg e  $\lambda$  de Pagel (Blomberg; Garland Júnior; Ives, 2003; Pagel, 1999).

O índice  $K$  mede o quanto espécies próximas filogeneticamente tendem a ser mais parecidas do que espécies distantes; valores  $K > 1$  indicam que espécies próximas são mais similares do que o esperado ao acaso, com forte conservação filogenética, enquanto  $K < 1$  sugere baixa dependência filogenética.

O índice  $\lambda$  de Pagel quantifica o grau em que a filogenia explica a covariância entre as espécies. Quando  $\lambda = 1$ , o padrão de dependência é totalmente consistente com um processo evolutivo governado pela filogenia. Quando  $\lambda = 0$ , o traço não apresenta qualquer estrutura filogenética, ou seja, a árvore não ajuda a prever as diferenças entre espécies. Valores intermediários indicam níveis proporcionais de sinal evolutivo. Ambos os índices foram estimados aplicadas à matriz de traços e à filogenia ultramétrica software R (R Core Team, 2025) usando funções dos pacotes *ape* (Paradis; Schliep, 2019), *phytools* (Revell, 2012) e *picante* (Kembel et al., 2010).

Para quantificar a composição e a configuração da paisagem em cada ponto de amostragem, foram utilizados dados de cobertura e uso do solo da Coleção 10 do (MapBiomas, 2024), com resolução espacial de 30 metros. Foram definidos buffers em 10 escalas de 1.000 a 10.000 metros de raio ao redor de cada ponto. O uso de múltiplas escalas se justifica pelo fato de que diferentes espécies percebem e utilizam a paisagem em extensões espaciais distintas, frequentemente relacionadas à massa corporal, mobilidade, dieta e área de vida. Assim, testar várias escalas permite identificar aquela que melhor corresponde ao processo ecológico relevante para cada espécie, evitando vieses decorrentes da escolha arbitrária de uma única escala.

Dentro de cada buffer, foram calculadas duas métricas de ecologia da paisagem em estudos de fragmentação. A métrica PLAND (Percentage of Landscape) quantifica a proporção da paisagem ocupada por florestas, refletindo a composição da paisagem associada à quantidade de habitat disponível. Já NP (Number of Patches) representa o número total de fragmentos de habitat dentro do buffer, sendo uma medida de configuração e do grau de fragmentação da paisagem. Essas métricas são amplamente utilizadas em estudos de fragmentação e biodiversidade (Fahrig, 2003, 2017).

Essas métricas foram integradas aos dados biológicos de abundância, formando um

conjunto de dados completos com informações de cada espécie, ponto de amostragem e escalas de paisagem. Para identificar a escala espacial em que as métricas da paisagem melhor explicam a abundância das espécies, foram ajustados modelos lineares generalizados (GLMs) para cada espécie e métrica em todas as escalas analisadas. A escala foi selecionada com base no menor valor do *Akaike Information Criterion* (AICc).

Por fim, para analisar conjuntamente as respostas de abundância das espécies às métricas de paisagem e aos traços ecológicos, utilizamos um modelo bayesiano multiespécies do tipo Joint Species Distribution Model (JSDM). Esse tipo de modelagem é especialmente apropriado em estudos de comunidades, pois considera que as espécies não são independentes entre si, compartilhando respostas ambientais, interações indiretas e possíveis semelhanças filogenéticas (Ovaskainen et al., 2017). Além disso, o JSDM permite incorporar traços ecológicos como preditores das diferenças entre espécies (Tikhonov et al., 2020), oferecendo uma estrutura conceitualmente mais robusta do que modelos independentes espécie a espécie.

Diferentemente de GLMs tradicionais ajustados espécie por espécie, o JSDM trata a abundância como um fenômeno compartilhado entre espécies, permitindo modelar a estrutura de covariância que emerge das diferenças ecológicas e evolutivas. Conceitualmente, o JSDM funciona como um modelo hierárquico em dois níveis. O nível de comunidade (efeitos fixos) representa a tendência média da mastofauna em responder às métricas de paisagem (PLAND e NP), aos traços ecológicos e às interações entre traços e métricas ambientais. O nível de espécie (efeitos aleatórios) estima, para cada espécie, interceptos e coeficientes angulares próprios para PLAND e NP, modelando sua sensibilidade específica à cobertura florestal e à fragmentação. Isso é ecologicamente importante porque o modelo produz uma estimativa da “resposta funcional” de cada espécie à paisagem, ao mesmo tempo em que testa se essas respostas variam de maneira sistemática com traços relacionados à vulnerabilidade (coeficientes negativos) ou resiliência (positivos). Assim, por exemplo, podemos perguntar: espécies maiores respondem de forma mais negativa à fragmentação?; especialistas de habitat são mais sensíveis à perda de floresta?, e assim por diante.

Além disso, esta abordagem permite trabalhar com incertezas de maneira explícita, produzindo distribuições posteriores completas para cada coeficiente e para cada espécie, algo essencial quando há espécies com baixa abundância ou poucos registros. Além disso, a estrutura hierárquica do JSDM melhora a estabilidade das estimativas, pois espécies raras são “informadas” pelo comportamento geral da comunidade.

Para testarmos se espécies próximas evolutivamente apresentam respostas

semelhantes, isto é, se existe conservadorismo filogenético na sensibilidade à fragmentação, ajustamos duas versões do modelo:

- a) Com filogenia: usando a matriz de covariância  $A$  derivada da árvore ultramétrica e incorporada ao efeito aleatório de espécie via função  $\text{gr}(\text{species}, \text{cov} = A)$ ;
- b) Sem filogenia: assumindo independência evolutiva entre espécies.

A comparação entre esses modelos foi feita com o critério PSIS-LOO, que estima o densidade preditiva log esperada (elpd). Modelos com elpd maior apresentam melhor desempenho preditivo, indicando que explicam melhor os dados sem superajuste. Ademais, a modelagem foi realizada duas vezes, com dois conjuntos complementares de traços:

- c) Conjunto 1 — Vulnerabilidade fisiológica e alimentar:
  - Massa corporal + Especialização de forrageamento;
- d) Conjunto 2 — Vulnerabilidade espacial e ambiental:
  - Tamanho de área de vida + Especialização de habitat.

Todos os preditores contínuos foram padronizados (z-score). Nestes modelos foram incluídas as interações entre métricas de paisagem e traços (por exemplo, PLAND  $\times$  massa corporal). Estas interações permitiram testar se a sensibilidade à fragmentação depende de atributos como tamanho corporal, amplitude de habitat ou dieta.

Após selecionar o modelo com melhor desempenho (via elpd), extraímos os coeficientes angulares por espécie e os utilizamos como variáveis resposta em modelos de Mínimos Quadrados Ponderados (WLS), nos quais o peso é definido como  $1/SE^2$ . Esses modelos avaliam se variações nas inclinações são explicadas pelos traços ecológicos, permitindo identificar quais atributos predizem maior vulnerabilidade ou resiliência à fragmentação.

Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2025). A modelagem bayesiana multiespécies (JSDM) foi implementada com o pacote `brms`, que fornece uma interface de alto nível para o Stan e permite ajustar modelos hierárquicos complexos em uma estrutura bayesiana (Bürkner, 2017, 2018).

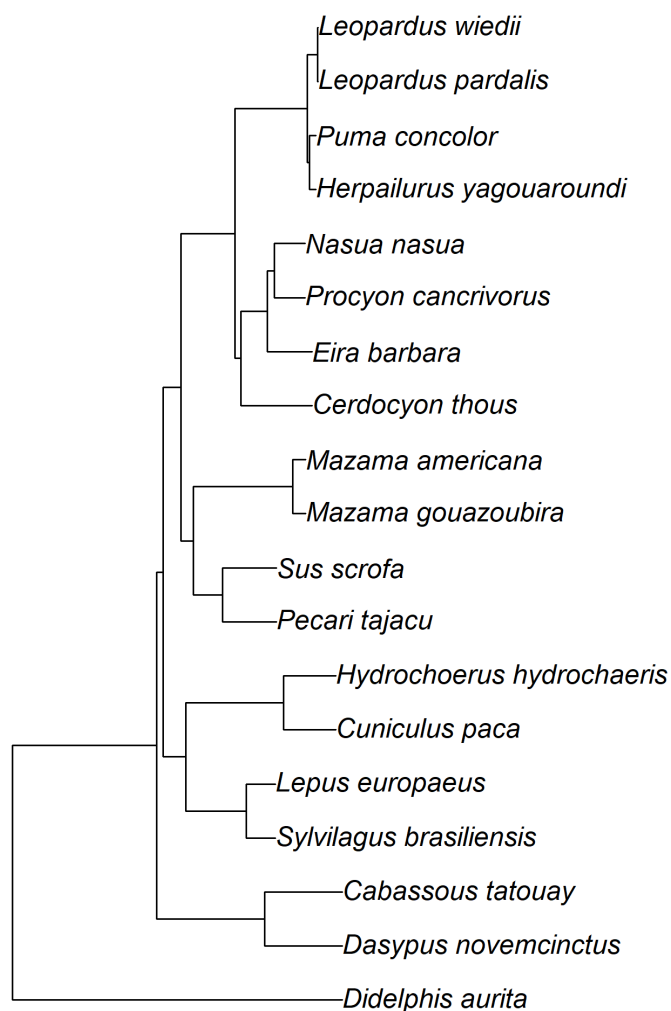
### 3 RESULTADOS

No total, foram registradas 19 espécies de mamíferos, incluindo espécies nativas da Mata Atlântica e duas exóticas (*Sus scrofa* e *Lepus europaeus*) representando diferentes grupos tróficos que variam de predadores a consumidores primários (Apêndice A). Os traços ecológicos analisados revelaram ampla diversidade: a massa corporal variou de 0,96 kg em *Sylvilagus brasiliensis* a 113 kg em *S. scrofa*, refletindo diferenças marcantes nos requisitos espaciais das espécies, com a área de vida também variada. A amplitude de habitat e a plasticidade alimentar também variaram amplamente, indicando a coexistência de espécies especialistas e generalistas, o que fundamenta as análises sobre vulnerabilidade e resiliência à fragmentação.

#### 3.1 SINAL FILOGENÉTICO

A árvore filogenética apresentada (Figura 3) exibiu boa resolução dos clados, sem politomias problemáticas e com ramos bem definidos, refletindo o suporte estatístico derivado do consenso entre 5.000 árvores. Os testes de sinal filogenético (Tabela 1) mostraram que apenas a especialização de forrageamento exibiu dependência significativa da filogenia, com valor de K de Blomberg, indicando que espécies próximas evolutivamente tendem a apresentar níveis semelhantes desse traço ( $K = 0,273$ ;  $p = 0,049$ ). Para todos os demais atributos (área de vida, amplitude de habitat e massa corporal) não foi detectado sinal filogenético significativo, sugerindo que esses traços variam de forma amplamente independente da história evolutiva. Em particular, a amplitude de habitat apresentou valor de  $\lambda$  de Pagel igual a zero ( $p = 1,000$ ), indicando ausência completa de estrutura filogenética e evoluindo de forma totalmente dissociada do grau de parentesco entre as espécies

Figura 3 - Árvore filogenética de consenso das espécies de mamíferos registradas no estudo.



Fonte: Autora (2025).

Tabela 1 - Testes de Blomberg's  $K$  e Pagel's  $\lambda$  para sinal filogenético dos traços ecológicos.

Trait	Blomberg's $K$	p-value (K)	Pagel's $\lambda$	p-value ( $\lambda$ )
Body mass (g, log)	0.149	0.260	0.697	0.589
Home range (km <sup>2</sup> , log)	0.159	0.244	0.692	0.227
Habitat range specialization	0.268	0.058	0.000	1.000
Foraging plasticity	0.273	0.049	0.679	0.491

Fonte: Autora (2025).

### 3.2 DESEMPENHO DOS MODELOS COM E SEM FILOGENIA

A comparação entre os modelos no JSMD revelou que a inclusão da filogenia não melhorou a capacidade preditiva das respostas das espécies à paisagem (Tabela 2). Em todos os cenários testados, os modelos sem estrutura filogenética apresentaram desempenho superior, apresentando  $\Delta\text{elpd} = 0$ , indicando que as variações nas respostas à fragmentação são explicadas principalmente por diferenças ecológicas entre as espécies, e não por seu parentesco evolutivo. A espécie invasora *Sus scrofa* destacou-se como um outlier ao exibir padrões de resposta muito distintos das espécies nativas, e sua remoção tornou ainda mais evidente a baixa contribuição da filogenia. Esses resultados sugerem que não há um efeito filogenético consistente estruturando as respostas às métricas de paisagem, reforçando que as respostas observadas são determinadas principalmente por fatores ecológicos contemporâneos, considerando traços ecológicos, e características individuais das espécies.

Tabela 2 - Comparação dos modelos com e sem filogenia, incluindo e excluindo *S. scrofa*.

Scenario	Traits	Model	$\Delta\text{elpd}$	$\text{SE}\Delta\text{elpd}$
WITH <i>Sus scrofa</i> (Full Dataset)	Mass and Foraging Specialization	No Phylogeny	0	0
		With Phylogeny	-2.3	2.2
	Home Range and Habitat Specialization	No Phylogeny	0	0
		With Phylogeny	-2.8	3.3
WITHOUT <i>Sus scrofa</i>	Mass and Foraging Specialization	No Phylogeny	0	0
		With Phylogeny	-6.8	3.7
	Home Range and Habitat Specialization	No Phylogeny	0	0
		With Phylogeny	-11	3.6

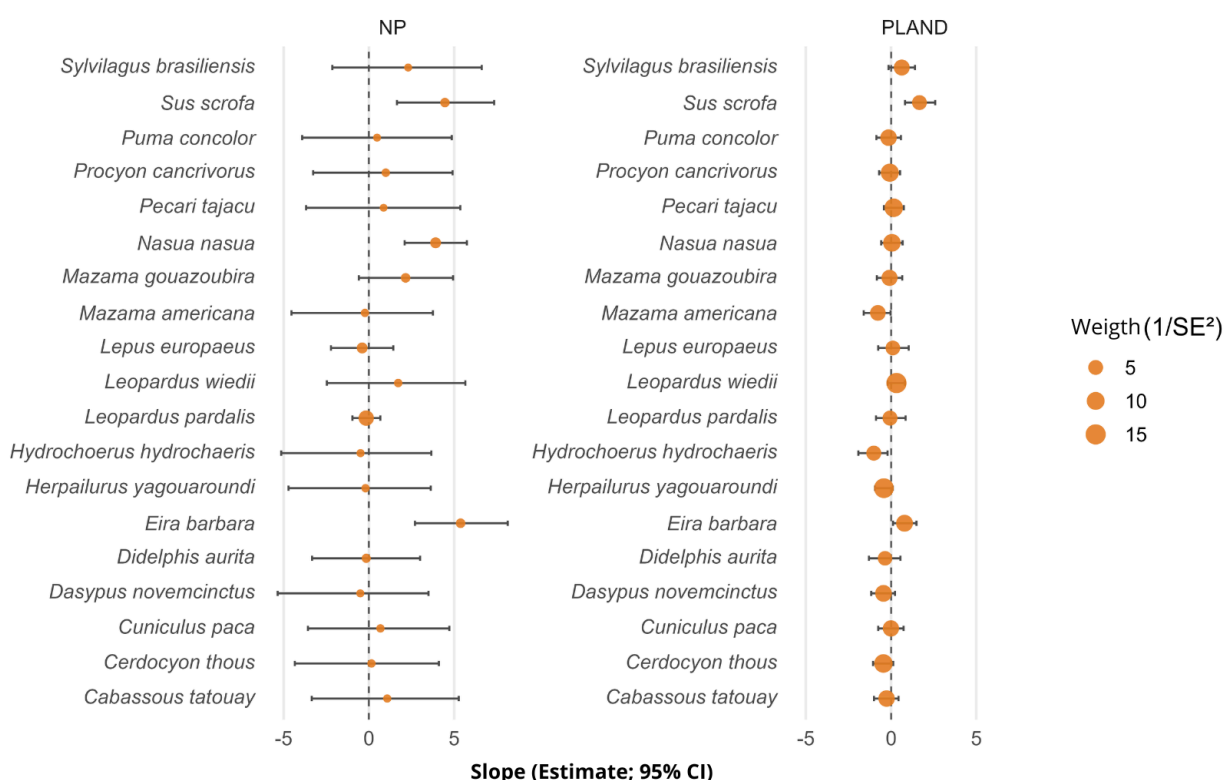
Fonte: Autora (2025).

### 3.3 RESPOSTAS DAS ESPÉCIES ÀS MÉTRICAS DE PAISAGEM

A estimação dos coeficientes de regressão revelou que a maior parte das espécies não apresentou respostas claras às métricas de cobertura florestal (PLAND) e número de fragmentos (NP), pois, para quase todas, os intervalos de credibilidade cruzaram zero (Figura 3). Entre as poucas respostas detectáveis, *Eira barbara*, *Nasua nasua* e a espécie invasora *Sus scrofa* apresentaram coeficientes positivos para NP, indicando favorecimento em paisagens mais fragmentadas. Esses casos pontuais reforçam a forte heterogeneidade das respostas entre espécies, já que cada uma reage de forma distinta às mudanças na paisagem. O gráfico

também evidencia diferenças na precisão das estimativas, representadas pelo tamanho das bolhas: espécies mais comuns apresentaram coeficientes mais precisos, enquanto espécies mais raras exibiram estimativas com maior incerteza. Em conjunto, esses padrões indicam que não há um padrão comunitário geral relacionado apenas a PLAND ou NP, e que as respostas não são estruturadas por um único eixo ambiental.

Figura 3 - Inclinações da resposta de abundância por espécie em relação ao número de fragmentos (NP) e à porcentagem de área de floresta (PLAND).



Fonte: Autora (2025).

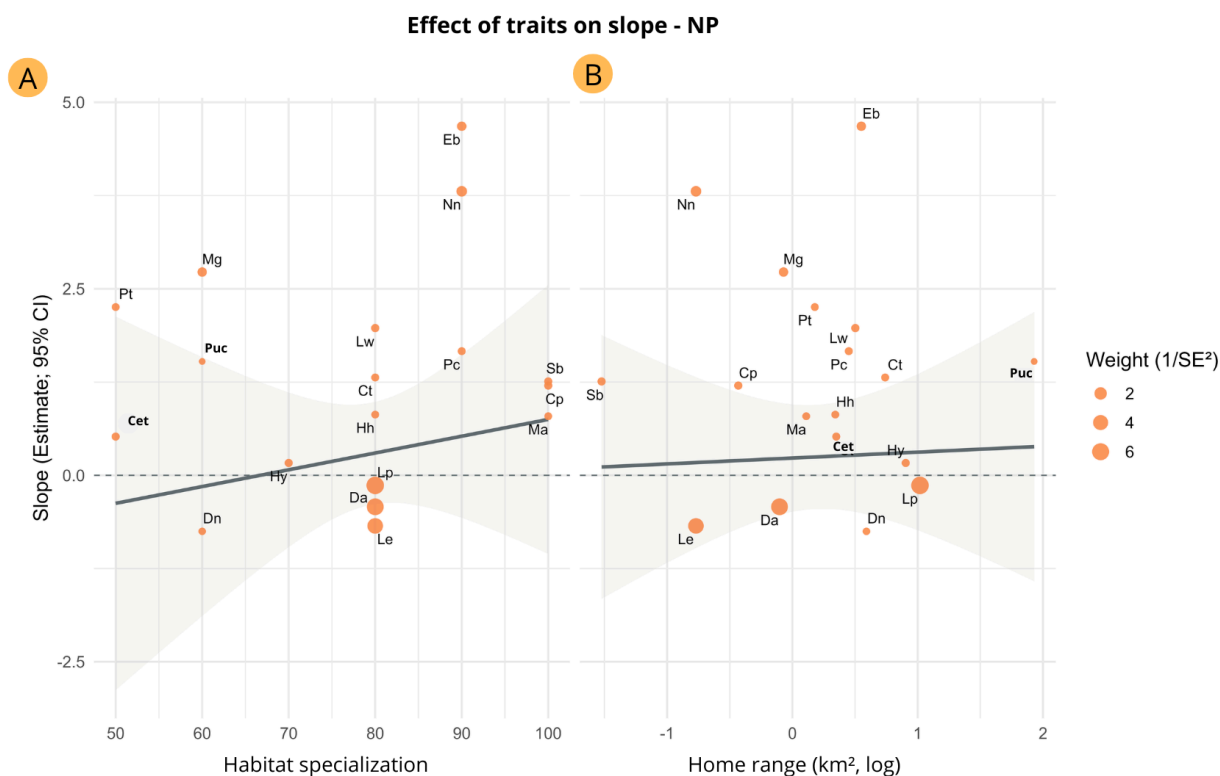
Legenda: O gráfico apresenta as estimativas da inclinação (95% IC) da relação entre a abundância de cada espécie e as métricas NP (esquerda) e PLAND (direita). As barras de erro horizontal indicam o intervalo de confiança de 95%, e o tamanho dos pontos é ponderado pela precisão da estimativa ( $1/SE^2$ ).

### 3.4 EFEITO DOS TRAÇOS ECOLÓGICOS

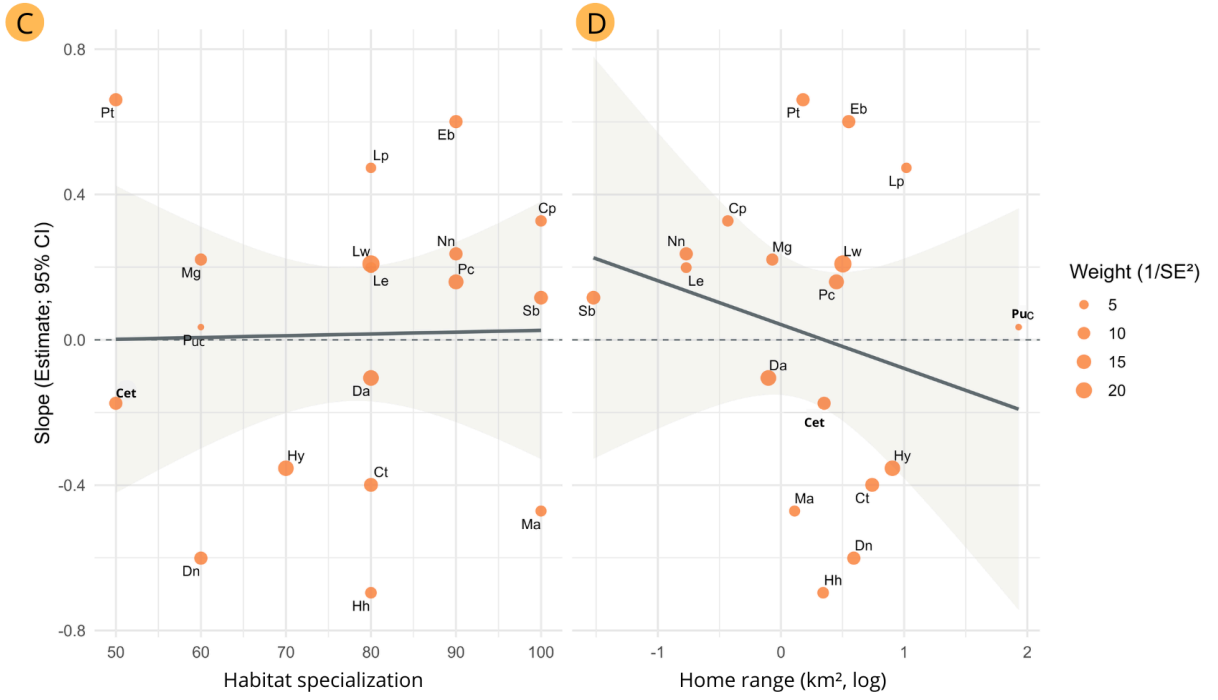
A avaliação da influência dos traços ecológicos sobre os coeficientes de NP e PLAND mostrou que nenhum dos atributos analisados apresenta capacidade preditiva clara sobre a direção ou dimensão das respostas das espécies. Os gráficos (Figura 4) revelam que a

distribuição dos pontos permanece altamente dispersa ao longo de todo o gradiente de traços, indicando que não há tendência estrutural associando maior ou menor sensibilidade à fragmentação a características como massa corporal, área de vida, amplitude de habitat ou especialização alimentar. Embora algumas espécies apresentem coeficientes mais extremos, esses valores não se alinham de forma coerente com os traços, sugerindo que a variação observada é predominantemente individual e não deriva de gradientes funcionais (Apêndice D).

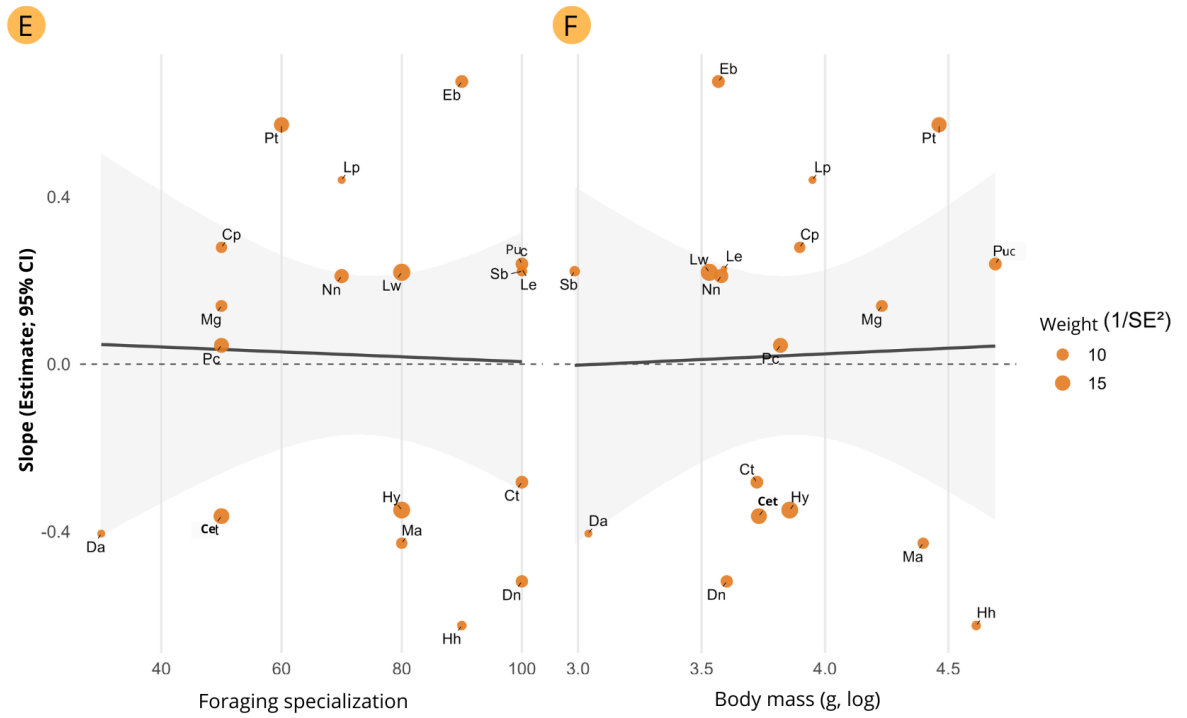
Figura 4 - Efeito dos traços funcionais na inclinação da resposta de abundância das espécies às métricas da paisagem.

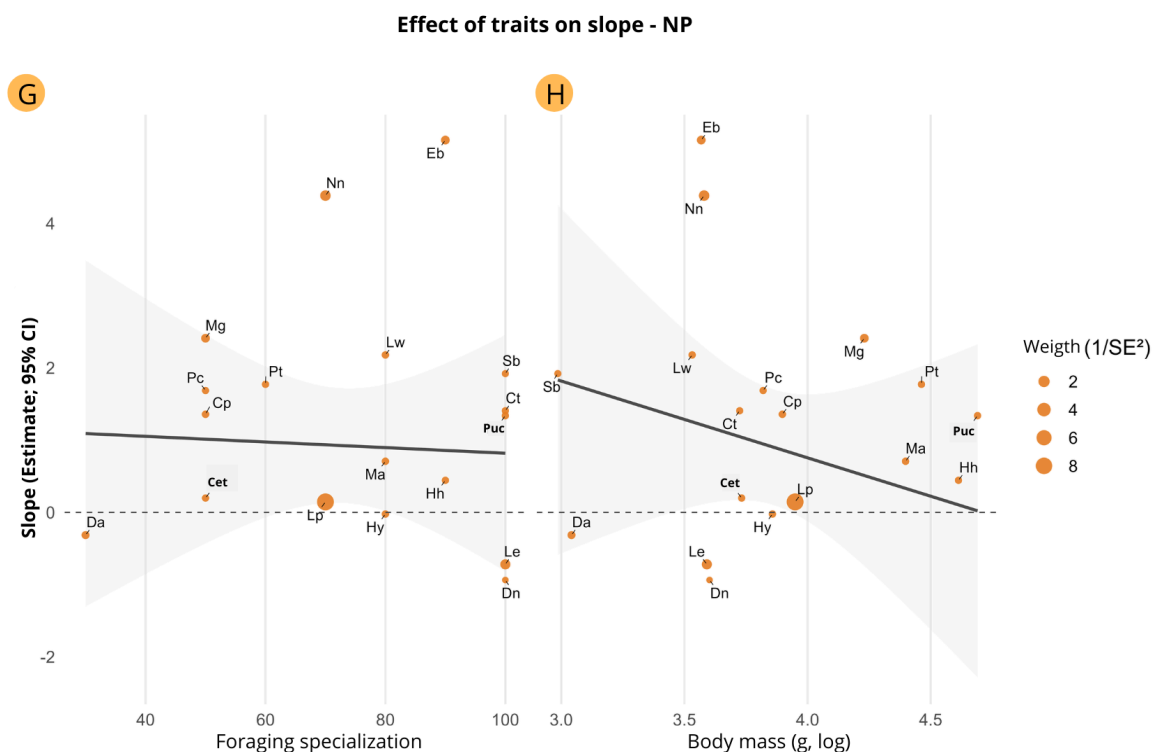


Effect of traits on slope - PLAND



Effect of traits on slope - PLAND





Fonte: Autora (2025).

Legenda: Os gráficos de dispersão mostram a relação entre a inclinação da resposta de abundância de cada espécie (eixo Y) e seus respectivos traços funcionais (eixo X). Os gráficos (A), (B), (C) e (D) correspondem à especialização de habitat e ao home range; os painéis (E), (F), (G) e (H) à especialização de forrageamento e à massa corporal. As figuras (A), (B), (G) e (H) representam modelos com NP (número de fragmentos), enquanto (C), (D), (E) e (F) representam modelos com PLAND (proporção de floresta). O tamanho dos pontos é proporcional ao peso do modelo ( $1/SE^2$ ), refletindo a precisão das estimativas por espécie. A linha contínua representa a tendência geral ajustada pelo modelo, e a faixa sombreada indica o intervalo de confiança de 95% dessa tendência, e não dos valores individuais das espécies. As siglas das espécies estão descritas no Apêndice A.

A análise de WLS revelou um padrão estatisticamente consistente de ausência de relação entre os traços ecológicos e os coeficientes de resposta das espécies às métricas de paisagem (Tabela 3). Em todos os modelos testados, as estimativas foram próximas de zero e acompanhadas por valores de  $p$  elevados, enquanto os  $R^2$  permaneceram sistematicamente baixos, indicando que os traços não explicam a variação nos coeficientes angulares. Esse resultado se manteve mesmo quando a espécie invasora *Sus scrofa* foi removida, mostrando que a falta de associação não depende da presença de outliers. Dessa forma, os traços analisados não demonstraram poder preditivo sobre a resposta das espécies à fragmentação, evidenciando que a sensibilidade à paisagem emerge de fatores que não estão capturados por características funcionais simples.

Tabela 3 - Resultados da análise de Mínimos Quadrados Ponderados (WLS).

Scenario	Metric	Trait	Estimate	p-value	R <sup>2</sup>
With <i>Sus scrofa</i>	NP	Body Mass (log)	0.044	0.982	0.002
	NP	Foraging Specialization	-0.005	0.861	
	PLAND	Body Mass (log)	-0.019	0.944	0.004
	PLAND	Foraging Specialization	0.0002	0.965	
Without <i>Sus scrofa</i>	NP	Home Range (log)	0.079	0.873	0.019
	NP	Habitat Specialization	0.021	0.957	
	PLAND	Home Range (log)	-0.121	0.445	0.05
	PLAND	Habitat Specialization	0.0005	0.945	

Fonte: Autora (2025).

Legenda: A tabela avalia o efeito de traços ecológicos sobre os coeficientes de abundância em resposta às métricas de paisagem (NP e PLAND). Os resultados sugerem consistentemente ausência de efeitos significativos dos traços sobre a sensibilidade das espécies à paisagem.

## 4 DISCUSSÃO

Esta pesquisa investigou como traços ecológicos, evolutivos e comportamentais influenciam a vulnerabilidade de mamíferos à fragmentação da Mata Atlântica. Foram avaliadas características associadas à vulnerabilidade (massa corporal e área de vida) e à resiliência (plasticidade alimentar e amplitude de habitat), bem como sua possível herança filogenética. Os resultados indicaram que nenhum traço isolado explica plenamente as respostas das espécies, mas que tendências ecológicas coerentes emergem da interação entre múltiplos fatores funcionais e ambientais. Também foi demonstrado a ausência de sinal filogenético como preditor para a variação da sensibilidade das espécies à paisagem. Mesmo sem forte suporte estatístico, o delineamento abrangendo 54 paisagens, diferentes escalas espaciais e modelagem bayesiana multiespécies permitiu uma avaliação robusta e realista das respostas da mastofauna à perda de habitat. O estudo reforça a importância de abordagens integrativas para compreender a resiliência e orientar a conservação em paisagens fragmentadas.

As hipóteses foram testadas relacionando traços ecológicos e métricas de paisagem em diferentes escalas espaciais, considerando o controle filogenético entre as espécies. De modo geral, as respostas da mastofauna à fragmentação e à cobertura florestal foram em grande

parte, não significativas. A ausência de padrões para as características e interações analisadas reflete a complexidade das interações entre traços, ambiente e história evolutiva, comum em estudos macroecológicos (Cooke; Eigenbrod; Bates, 2019; Fahrig, 2017). A massa corporal, testada como indicador de vulnerabilidade, não apresentou relação significativa com as métricas de paisagem (PLAND e NP), embora tenha mostrado tendência negativa. Esse padrão desafia a ideia clássica de que o tamanho corporal, isoladamente, determina a vulnerabilidade (Cardillo et al., 2005; Ripple et al., 2015) e indica que a persistência de espécies de grande porte depende da combinação de outros traços, como dieta flexível e uso diversificado de habitats (Chapron et al., 2014; Henle et al., 2004). A amplitude de habitat também não apresentou relação significativa, contrariando maior tolerância de generalistas em áreas fragmentadas (Clavel; Julliard; Devictor, 2011; Cooke; Eigenbrod; Bates, 2019).

A área de vida apresentou tendência positiva em relação à cobertura florestal, coerente com as exigências espaciais de espécies maiores, como *Puma concolor* e *Mazama americana*, embora sem significância estatística. A conectividade ainda existente pode estar permitindo a manutenção dessas espécies. A literatura indica que a resposta de animais de ampla área de vida depende também da permeabilidade da matriz e da presença de corredores ecológicos (Fahrig, 2003; Pardini et al., 2010), o que pode explicar a ausência de efeitos detectados aqui.

A plasticidade de forrageamento foi o único traço com sinal filogenético significativo, revelando que espécies evolutivamente próximas compartilham níveis semelhantes de especialização alimentar. Contudo, esse traço não se associou à fragmentação, possivelmente porque sua influência depende da disponibilidade de recursos e da interação com outros atributos (Varner; Dearing, 2014). Assim, a plasticidade alimentar pode conferir resiliência, mas raramente atua isoladamente.

A comparação entre modelos com e sem filogenia mostrou que a inclusão da história evolutiva não melhorou a capacidade explicativa das análises, sugerindo que as respostas à fragmentação são moldadas por fatores ecológicos contemporâneos mais do que por herança evolutiva. O único atributo que apresentou uma significativa influência filogenética foi a capacidade de adaptação na busca por alimento, sugerindo que elementos ligados à dieta tendem a ser retidos de forma evolutiva entre grupos relacionados. Esse padrão sugere que a estratégia alimentar constitui um eixo funcional relativamente estável nas linhagens de mamíferos, o que pode limitar ou potencializar sua capacidade adaptativa diante da perda de habitat (Varner; Dearing, 2014).

De forma integrada, os resultados indicam que a vulnerabilidade de mamíferos à

fragmentação da Mata Atlântica decorre da interação entre múltiplos atributos funcionais e condições ambientais locais. A predominância de modelos sem filogenia reforça que a resposta da fauna está mais ligada à plasticidade ecológica atual do que à herança evolutiva (Cavender-Bares et al., 2009).

Este estudo apresenta limitações que devem ser consideradas. O número reduzido de espécies ( $n = 19$ ) pode ter restringido a detecção de padrões mais robustos, e a análise univariada não captou interações entre atributos morfológicos, comportamentais e espaciais. Ainda assim, o delineamento empregado oferece base sólida para estudos futuros, que podem incorporar múltiplos traços simultaneamente e explorar fatores de conectividade e comportamento. Compreender como combinações de traços ecológicos moldam a resiliência da mastofauna é essencial para orientar políticas de conservação que priorizem a diversidade funcional, a conectividade e a manutenção dos processos ecológicos nas paisagens tropicais.

## REFERÊNCIAS

- ALROY, J. A. **Multispecies overkill simulation of the end-Pleistocene megafaunal mass extinction.** *Science*, v. 292, n. 5523, p. 1893–1896, 2001.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização – Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007.** Brasília, DF: MMA, 2007. 315 p. (Série Biodiversidade, 31). Disponível em: [https://antigo.mma.gov.br/estruturas/chm/\\_arquivos/biodiversidade31.pdf](https://antigo.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf). Acesso em: 22 nov. 2025.
- BARNOSKY, A. D. *et al.* **Has the Earth’s sixth mass extinction already arrived?** *Nature*, v. 471, n. 7336, p. 51–57, 2011.
- BLOMBERG, S. P.; GARLAND JÚNIOR, T.; IVES, A. R. **Testing for phylogenetic signal in comparative data: behavioral traits are more labile.** *Evolution*, v. 57, n. 4, p. 717–745, 2003.
- BÜRKNER, P.C. **Brms: an R package for Bayesian multilevel models using Stan.** *Journal of Statistical Software*, v. 80, p. 1–28, 2017.
- BÜRKNER, P.C. **Advanced Bayesian multilevel modeling with the R package brms.** *The R Journal*, v. 10, n. 1, p. 395–411, 2018.
- CARDILLO, M. *et al.* **Multiple causes of high extinction risk in large mammal species.** *Science*, v. 309, n. 5738, p. 1239–1241, 2005.
- CAVENDER-BARES, J. *et al.* **The merging of community ecology and phylogenetic biology.** *Ecology Letters*, v. 12, n. 7, p. 693–715, 2009.
- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; DIRZO, R. **Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, n. 30, p. E6089–E6096, 2017.
- CHAPRON, G. *et al.* **Recovery of large carnivores in Europe’s modern human-dominated landscapes.** *Science*, v. 346, n. 6216, p. 1517–1519, 2014.
- CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. **Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization?** *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 9, n. 4, p. 222–228, 2011.
- COOKE, R. S. C.; EIGENBROD, F.; BATES, A. E. **Projected losses of global mammal and bird ecological strategies.** *Nature Communications*, v. 10, n. 1, p. 2279, 2019.
- COWIE, R. H.; BOUCHET, P.; FONTAINE, B. **The sixth mass extinction: fact, fiction or speculation?** *Biological Reviews*, v. 97, n. 2, p. 640–663, 2022.
- DAVIDSON, A. D. *et al.* **Multiple ecological pathways to extinction in mammals.**

*Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, n. 26, p. 10702–10705, 2009.

DIRZO, R. *et al.* **Defaunation in the Anthropocene.** *Science*, v. 345, n. 6195, p. 401–406, 2014.

DIRZO, R.; RAVEN, P. H. **Global state of biodiversity and loss.** *Annual Review of Environment and Resources*, v. 28, p. 137–167, 2003.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. **Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation.** *Biological Reviews*, v. 81, n. 1, p. 117–142, 2006.

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

FAHRIG, L. **Ecological responses to habitat fragmentation per se.** *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 48, p. 1–23, 2017.

GREENBERG, S.; GODIN, T.; WHITTINGTON, J. **Design patterns for wildlife-related camera trap image analysis.** *Ecology and Evolution*, v. 9, n. 24, p. 13706–13730, 2019.

HENLE, K. *et al.* **Predictors of species sensitivity to fragmentation.** *Biodiversity and Conservation*, v. 13, p. 207–251, 2004.

KELT, D. A.; VAN VUREN, D. H. **The ecology and macroecology of mammalian home range area.** *The American Naturalist*, v. 157, n. 6, p. 637–645, 2001.

KEMBEL, S. W. *et al.* **Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology.** *Bioinformatics*, v. 26, n. 11, p. 1463–1464, 2010.

MALHI, Y. *et al.* **Megafauna and ecosystem function from the Pleistocene to the Anthropocene.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, n. 4, p. 838–846, 2016.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomias: Coleção 10.** [S.l.: s.n.], [s.d.]. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/en/map/colecao-10/>. Acesso em: 19 nov. 2025.

MITTERMEIER, R. A. *et al.* **Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots.** In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (org.). *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas*. Berlin: Springer, 2011. p. 3–22.

MYERS, N. *et al.* **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

OVASKAINEN, O. *et al.* **How to make more out of community data? A conceptual framework and its implementation as models and software.** *Ecology Letters*, v. 20, n. 5, p. 561–576, 2017.

PAGEL, M. **Inferring the historical patterns of biological evolution.** *Nature*, v. 401, n. 6756, p. 877–884, 1999.

PARADIS, E.; SCHLIEP, K. **Ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and**

evolutionary analyses in R. *Bioinformatics*, v. 35, n. 3, p. 526–528, 2019.

PARDINI, R. et al. **Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes.** *PLOS ONE*, v. 5, n. 10, p. e13666, 2010.

PETTORELLI, N. et al. **Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward.** *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, v. 4, n. 2, p. 71–93, 2018.

PIRES, M. M.; GALETTI, M. **Beyond the “empty forest”: the defaunation syndromes of neotropical forests in the Anthropocene.** *Global Ecology and Conservation*, v. 41, p. e02362, 2023.

R CORE TEAM. R. **A language and environment for statistical computing.** Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2025. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 21 nov. 2025.

REDFORD, K. H. **The empty forest.** *BioScience*, v. 42, n. 6, p. 412–422, 1992.

REVELL, L. J. **Phytools: an R package for phylogenetic comparative biology (and other things).** *Methods in Ecology and Evolution*, v. 3, n. 2, p. 217–223, 2012.

RIBEIRO, M. C. et al. **The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed?** *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RICKETTS, T. H. et al. **Pinpointing and preventing imminent extinctions.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 102, n. 51, p. 18497–18501, 2005.

RIPPLE, W. J. et al. **Collapse of the world’s largest herbivores.** *Science Advances*, v. 1, n. 4, p. e1400103, 2015.

RIPPLE, W. J. et al. **Saving the world’s terrestrial megafauna.** *BioScience*, v. 66, n. 10, p. 807–812, 2016.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente; Fundação Florestal. **Plano de manejo da Área de Proteção Ambiental Sistema Cantareira.** São Paulo, 2020. Disponível em: <https://sigam.ambiente.sp.gov.br/>. Acesso em: 22 nov. 2025.

TIKHONOV, G. et al. **Joint species distribution modelling with the R-package Hmsc.** *Methods in Ecology and Evolution*, v. 11, n. 3, p. 442–447, 2020.

UPHAM, N. S.; ESSELSTYN, J. A.; JETZ, W. **Inferring the mammal tree: species-level sets of phylogenies for questions in ecology, evolution, and conservation.** *PLOS Biology*, v. 17, n. 12, p. e3000494, 2019.

VANCINE, M. H. et al. **The Atlantic Forest of South America: spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation.** *Biological Conservation*, v. 291, p. 110499, 2024.

VARNER, J.; DEARING, M. D. **Dietary plasticity in pikas as a strategy for atypical resource landscapes.** *Journal of Mammalogy*, v. 95, n. 1, p. 72–81, 2014.

WALLACH, A. D. *et al.* **What is an apex predator?** *Oikos*, v. 124, n. 11, p. 1453–1461, 2015.

WILMAN, H. *et al.* **EltonTraits 1.0**: species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, v. 95, n. 7, p. 2027–2027, 2014.

WISZ, M. S. *et al.* **The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modelling.** *Biological Reviews*, v. 88, n. 1, p. 15–30, 2013.

WITTING, L. **A general theory of evolution by means of selection by density dependent competitive interactions.** Århus, Dinamarca: Peregrine Publisher, 1997. Disponível em: <https://mrlife.org/>. Acesso em: 22 nov. 2025.

YOUNG, H. S. *et al.* **Patterns, causes, and consequences of Anthropocene defaunation.** *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 47, p. 333–358, 2016.

**APÊNDICE A - TABELA DE TRAÇOS ECOLÓGICOS DAS ESPÉCIES  
ANALISADAS.**

Species	Abbreviation	Body mass (g, log)	Home range (km <sup>2</sup> , log)	Habitat range specialization	Foraging plasticity
<i>Cabassous tatouay</i>	Ct	3.724	0.74	60	100
<i>Cerdocyon thous</i>	Cet	3.732	0.35	30	50
<i>Cuniculus paca</i>	Cp	3.898	-0.43	100	50
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Dn	3.602	0.59	40	100
<i>Didelphis aurita</i>	Da	3.041	-0.1	60	30
<i>Eira barbara</i>	Eb	3.568	0.55	80	90
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Hy	3.857	0.91	50	80
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Hh	4.613	0.34	60	90
<i>Leopardus pardalis</i>	Lp	3.949	1.02	60	70
<i>Leopardus wiedii</i>	Lw	3.531	0.5	60	80
<i>Lepus europaeus</i>	Le	3.591	-0.77	100	100
<i>Mazama americana</i>	Ma	4.398	0.11	100	80
<i>Mazama gouazoubira</i>	Mg	4.230	-0.07	40	50
<i>Nasua nasua</i>	Nn	3.579	-0.77	80	70
<i>Pecari tajacu</i>	Pt	4.462	0.18	30	60
<i>Procyon cancrivorus</i>	Pc	3.820	0.45	80	50
<i>Puma concolor</i>	Puc	4.690	1.93	40	100
<i>Sus scrofa</i>	Ss	5.053	0.82	10	60
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Sb	2.986	-1.52	100	100

Fonte: Autora (2025).

Legenda: As abreviações dos nomes científicos foram formados com a primeira letra em maiúsculo do gênero (e a segunda letra, quando necessário especificar) junto com a primeira letra do epíteto específico. A biomassa (g) e a área de vida em (km<sup>2</sup>) convertidos em log. A amplitude de habitat, definida por quantidade de tipos de ambientes ocupados e a especialização alimentar foram dadas por índice

**APÊNDICE B - TABELA DE PORCENTAGEM DAS CATEGORIAS  
ALIMENTARES DE CADA ESPÉCIE USADA PARA ELABORAR O ÍNDICE DE  
ESPECIALIZAÇÃO DE FORRAGEIO.**

species	diet inv	diet vend	diet vect	diet vfish	diet vunk	diet scav	diet fruit	diet nect	diet seed	diet planto
<i>Cabassous tatouay</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cerdocyon thous</i>	50	0	0	0	40	10	0	0	0	0
<i>Cuniculus paca</i>	0	0	0	0	0	0	20	0	30	50
<i>Dasypus novemcinctus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Didelphis aurita</i>	20	0	0	0	30	30	0	0	0	20
<i>Eira barbara</i>	0	90	0	0	0	0	10	0	0	0
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	10	80	0	0	0	0	10	0	0	0
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	0	0	0	0	0	0	10	0	0	90
<i>Leopardus pardalis</i>	0	70	20	10	0	0	0	0	0	0
<i>Leopardus wiedii</i>	0	80	0	0	0	0	20	0	0	0
<i>Lepus europaeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
<i>Mazama americana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	20	80
<i>Mazama gouazoubira</i>	0	0	0	0	0	0	30	0	20	50
<i>Nasua nasua</i>	10	20	0	0	0	0	70	0	0	0
<i>Pecari tajacu</i>	10	0	20	0	0	0	10	0	0	60
<i>Procyon cancrivorus</i>	50	0	10	20	0	0	10	0	10	0
<i>Puma concolor</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sus scrofa</i>	10	0	0	0	10	10	0	0	10	60
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100

Fonte: Autora (2025).

Legenda: Inv = Invertebrados, Vend = Mamíferos e aves, Vect = Répteis e anfíbios, Vfish = Peixes, Vunk = Vertebrados não especificados, Scav = Carneça, Fruit = Frutas, Nect = Néctar, Seed = Sementes e Planto = Outros vegetais.

**APÊNDICE C - TABELA DE DADOS BRUTOS REFERÊNCIA MASSA CORPORAL, ÁREA DE VIDA E AMPLITUDE DE HABITAT DE CADA ESPÉCIE.**

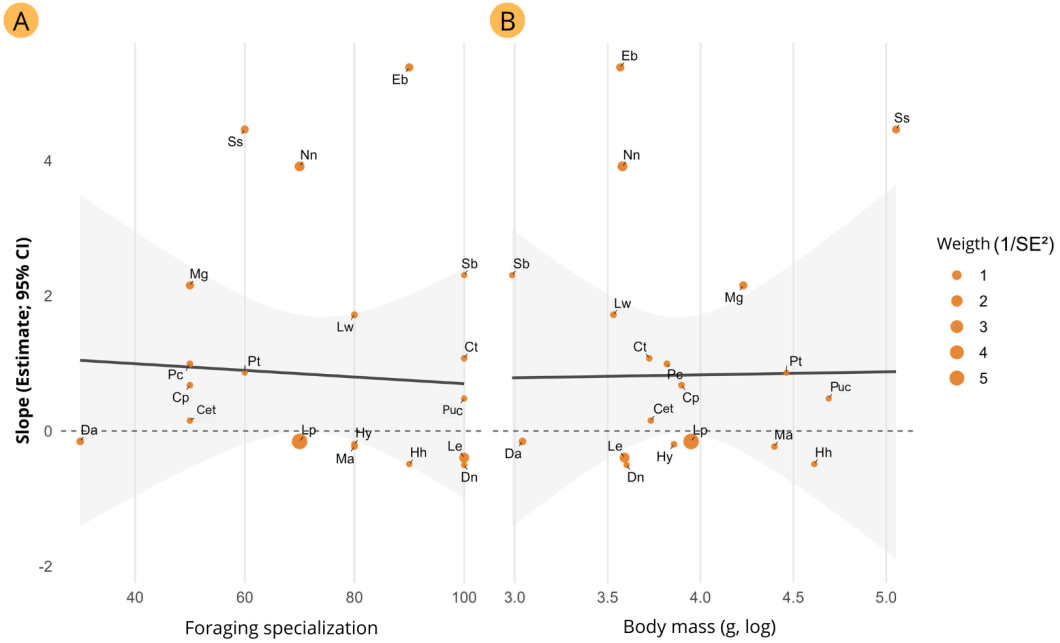
Species	Body mass (g)	Home range (km <sup>2</sup> )	Habitat range
<i>Cabassous tatouay</i>	5,300	5.5	3
<i>Cerdocyon thous</i>	5,400	2.24	6
<i>Cuniculus paca</i>	7,900	0.37	1
<i>Dasypus novemcinctus</i>	4,000	3.9	5
<i>Didelphis aurita</i>	1,100	0.79	3
<i>Eira barbara</i>	3,700	3.55	2
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	7,200	08.03	4
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	41,000	2.20	3
<i>Leopardus pardalis</i>	8,900	10.43	3
<i>Leopardus wiedii</i>	3,400	3.18	3
<i>Lepus europaeus</i>	3,900	0.17	3
<i>Mazama americana</i>	25,000	1.29	1
<i>Mazama gouazoubira</i>	17,000	0.85	5
<i>Nasua nasua</i>	3,800	0.17	2
<i>Pecari tajacu</i>	29,000	1.51	6
<i>Procyon cancrivorus</i>	6,600	2.82	2
<i>Puma concolor</i>	49,000	85.0	5
<i>Sus scrofa</i>	113,000	6.61	8
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	968	0.03	1

Fonte: Autora (2025).

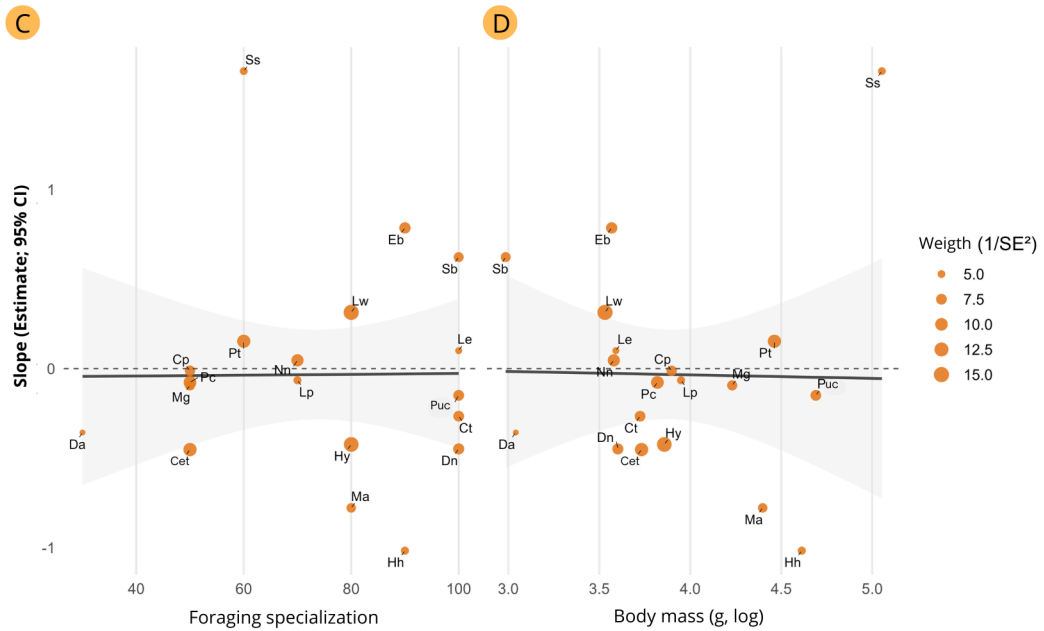
Legenda: A partir desses dados que foi elaborado os índices de generalismo de habitat e a conversão em  $\log_{10}$  de massa corpórea e amplitude de habitat.

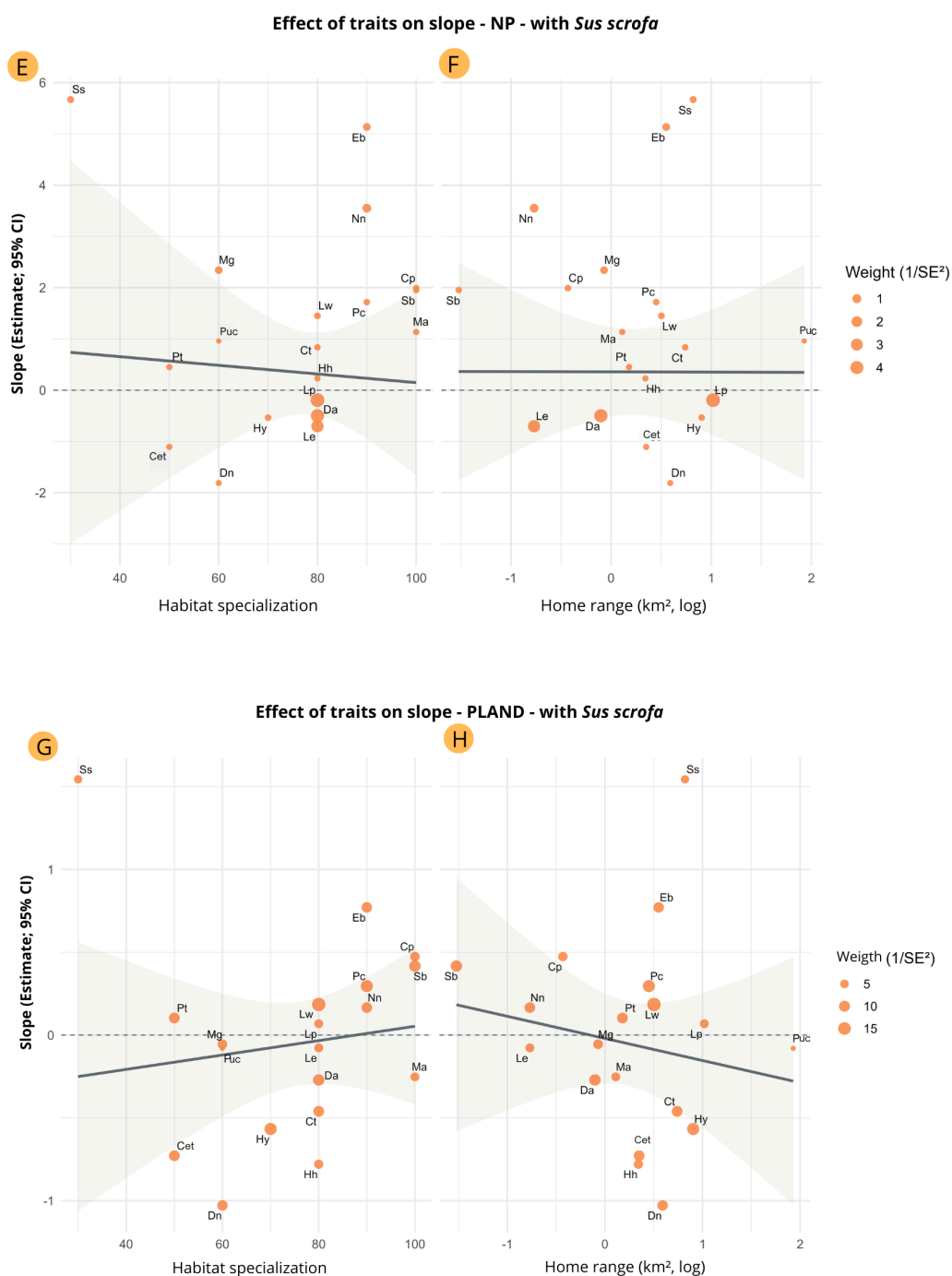
**APÊNDICE D - EFEITO DOS TRAÇOS FUNCIONAIS NA INCLINAÇÃO DA RESPOSTA DE ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES ÀS MÉTRICAS DA PAISAGEM DEMONSTRANDO A PRESENÇA DE *SUS SCROFA*.**

**Effect of traits on slope - NP - with *Sus scrofa***



**Effect of traits on slope - PLAND - with *Sus scrofa***





Fonte: Autora (2025).

Legenda: Os gráficos mostram como a inclinação da abundância das espécies se relaciona com seus traços funcionais. Os gráficos (A–D) representam especialização de habitat e área de vida, enquanto (E–H) exibem especialização de forrageamento e massa corporal. Os gráficos (A), (B), (G) e (H) usam o NP (número de fragmentos), e (C), (D), (E) e (F) usam o PLAND (percentual de floresta). O tamanho dos pontos indica a precisão das estimativas ( $1/SE^2$ ). As linhas mostram as tendências ajustadas e as faixas sombreadas representam os intervalos de confiança de 95%. As siglas para os nomes das espécies podem ser conferidas no Apêndice A.