

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

**A heterogeneidade estrutural da floresta molda os grupos tróficos da fauna em
um remanescente da Mata Atlântica**

Kesleyane Pereira Camilo
Magister Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2026**

KESLEYANE PEREIRA CAMILO

**A heterogeneidade estrutural da floresta molda os grupos tróficos da fauna em
um remanescente da Mata Atlântica**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo

Coorientador: Carlos M. M. Eleto Torres

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

C183h
2026

Camilo, Kesleyane Pereira, 1999-

Heterogeneidade estrutural da floresta moldada como
guildas tróficas da fauna em um remanescente da Mata Atlântica
/ Kesleyane Pereira Camilo. – Viçosa, MG, 2026.

1 dissertação eletrônica (43 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndice.

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Engenharia Florestal, 2026.

Referências bibliográficas: f. 31-37.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2026.406>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Biodiversidade florestal - Mata Atlântica. 2. Animais
silvestres - Mata Atlântica. 3. Paisagens fragmentadas. I. Melo,
Fabiano Rodrigues de, 1973-. II. Universidade Federal de
Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal. Programa de
Pós-Graduação em Ciência Florestal. III. Título.

GDFC adapt. CDD 634.91533

KESLEYANE PEREIRA CAMILO

A heterogeneidade estrutural da floresta molda os grupos tróficos da fauna em um remanescente da Mata Atlântica

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 15 de maio de 2026.

Assentimento:

Kesleyane Pereira Camilo
Autora

Fabiano Rodrigues de Melo
Orientador

Essa dissertação foi assinada digitalmente pela autora em 03/07/2026 às 16:29:14 e pelo orientador em 04/07/2026 às 22:56:53. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **ZU3M.H7I3.C9I4** e clique no botão 'Validar documento'.

AGRADECIMENTOS

Minha gratidão a Deus e à Nossa Senhora Aparecida pelo milagre da vida, concedido em resposta às orações da minha mãe e de minha irmã.

À minha mãe, Inês Márcia, por todo o incentivo, apoio e amor incondicional durante esses anos e, sobretudo, por nunca deixar de acreditar em mim.

Aos meus irmãos, Kamila e Junio, pelo diálogo constante, pela amizade e por serem presentes mesmo na distância.

Ao Liniker, por todo o amor, paciência, parceria e por estar ao meu lado em cada etapa dessa caminhada.

Ao professor Fabiano, pela orientação, confiança e oportunidade.

Ao professor Carlos, pela coorientação, inúmeras reuniões, paciência e incentivo.

Aos professores Paulo e Adriana, por aceitarem avaliar meu trabalho.

Ao Grupo de Estudos em Economia Ambiental e Manejo Florestal (GEEA), pelos momentos de convivência e pelos amigos que a Engenharia Florestal me proporcionou e que levarei sempre comigo, em especial à Paulinha por toda inspiração e ajuda durante o processo.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV), por todas as oportunidades que permitiram que eu chegasse até aqui.

Ao Departamento de Engenharia Florestal (DEF) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, pela oportunidade de desenvolver este trabalho.

À CENIBRA, pela parceria público-privada que permitiu o desenvolvimento deste estudo.

Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Muito obrigada!

À minha mãe, cuja fé foi o chão onde aprendi a caminhar.

RESUMO

CAMILO, Kesleyane Pereira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, maio de 2026. **A heterogeneidade estrutural da floresta molda os grupos tróficos da fauna em um remanescente da Mata Atlântica.** Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo. Coorientador: Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres.

A fragmentação do habitat altera a distribuição de recursos e a complexidade estrutural, podendo remodelar as assembleias faunísticas por meio de respostas ecológicas específicas de cada guilda. Foi avaliado como a estrutura da vegetação e a disponibilidade de recursos influenciam a frequência de ocorrência de guildas tróficas em um remanescente de Mata Atlântica inserido em uma paisagem fragmentada no sudeste do Brasil. Os dados foram coletados em 13 unidades amostrais utilizando inventário florestal e LiDAR aerotransportado, combinados com armadilhas fotográficas instaladas durante as estações seca e chuvosa (1.821 dias-câmera). A composição da comunidade de fauna foi avaliada por meio de PERMANOVA e NMDS, e as respostas específicas das guildas foram modeladas utilizando modelos lineares generalizados de Poisson. A composição de espécies da fauna não diferiu significativamente entre as estações, indicando estabilidade temporal no uso do habitat. No entanto, as guildas tróficas apresentaram respostas contrastantes aos gradientes ambientais. Carnívoros e onívoros estiveram associados a áreas estruturalmente mais complexas, com maior altura de dossel e maior distância das bordas, enquanto herbívoros foram mais frequentes próximos às bordas e a recursos hídricos. Granívoros responderam mais fortemente à disponibilidade de recursos zoocóricos do que à densidade da vegetação, destacando o papel da composição florística em relação aos atributos estruturais. Esses resultados indicam que as respostas da fauna em paisagens fragmentadas são mediadas tanto pela estrutura do habitat quanto pela distribuição de recursos, com estratégias ecológicas distintas entre guildas. Assim, a manutenção de paisagens estruturalmente heterogêneas e funcionalmente conectadas é fundamental para sustentar a diversidade da fauna e os processos ecológicos associados em florestas tropicais sob influência antrópica.

Palavras-chave: fragmentação; biodiversidade; recursos alimentares

ABSTRACT

CAMILO, Kesleyane Pereira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, May, 2026. **Forest structural heterogeneity shapes faunal trophic guilds in an Atlantic Forest remnant.** Adviser: Fabiano Rodrigues de Melo. Co-adviser: Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres.

Habitat fragmentation alters resource distribution and structural complexity, potentially reshaping faunal assemblages through guild-specific ecological responses. This study evaluated how vegetation structure and resource availability influence the frequency of occurrence of trophic guilds in an Atlantic Forest remnant embedded in a fragmented landscape in southeastern Brazil. Data were collected in 13 sampling units using forest inventory and airborne LiDAR, combined with camera traps deployed during the dry and rainy seasons (1,821 camera-trap days). Community composition was assessed using PERMANOVA and NMDS, and guild-specific responses were modeled using Poisson generalized linear models. Species composition did not differ significantly between seasons, indicating temporal stability in habitat use. However, trophic guilds exhibited contrasting responses along environmental gradients. Carnivores and omnivores were associated with structurally more complex areas, characterized by greater canopy height and increased distance from forest edges, whereas herbivores were more frequent near edges and water resources. Granivores responded more strongly to the availability of zoochoric resources than to vegetation density, highlighting the role of floristic composition relative to structural attributes. These results indicate that faunal responses in fragmented landscapes are mediated by both habitat structure and resource distribution, with distinct ecological strategies among guilds. Therefore, maintaining structurally heterogeneous and functionally connected landscapes is essential to sustain faunal diversity and associated ecological processes in human-impacted tropical forests.

Keywords: fragmentation; biodiversity; food resources

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	8
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	10
2.1. Área de estudo	10
2.2. Coleta e preparação de dados	11
2.2.1. Dados florísticos	11
2.2.2. Dados faunísticos.....	12
2.2.3. Dados espaciais	14
2.3. Análise de dados.....	16
2.3.1. Análise da diversidade faunística	16
2.3.2. Modelagem da relação fauna-flora-ambiente	16
3. RESULTADOS	18
4. DISCUSSÃO.....	23
5. CONCLUSÃO.....	30
REFERÊNCIAS	31
APÊNDICE	38

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica brasileira detém uma das maiores biodiversidades do planeta, com cerca de 2.420 espécies de vertebrados e mais de 20.000 espécies de plantas registrados (Rezende et al., 2018; SOS Mata Atlântica, 2025). Apesar da grande riqueza de espécies, esse bioma sofre forte pressão antrópica devido a expansão agrícola e urbana (Broggio et al., 2024). O histórico secular de desmatamento da Mata Atlântica transformou este bioma em um arquipélago de pequenos fragmentos florestais (Joly; Metzger; Tabarelli, 2014; Scarano; Ceotto, 2015). Dos 24% de área original remanescente, 80% são compostos por fragmentos menores que 50 hectares (Ribeiro et al., 2009; SOS Mata Atlântica, 2025).

A degradação ambiental da Mata Atlântica é a principal causa da defaunação neste bioma (Galetti et al., 2021). Defaunação é um termo criado para descrever o decaimento da fauna não apenas em número de espécies e populações, mas também de funções ecológicas (Giacomini; Galetti, 2013). Uma das consequências desse decaimento é a perda das interações ecológicas animal-planta, como zoocoria, fornecimento de abrigo e alimentos, além da ameaça a própria manutenção do bioma e seus serviços ecossistêmicos (Beck; Snodgrass; Thebpanya, 2013; Galetti et al., 2017). Essas interações muitas vezes estão associadas às características locais, como clima, hidrografia e relevo, e são determinantes para a existência de habitats específicos para algumas espécies (Neves et al., 2017).

Diversos estudos avaliaram como uma espécie ou um grupo faunístico é afetado pela fragmentação das florestas (Alfaya et al., 2020; Arasaki et al., 2025; Galetti et al., 2013). Devido à grande heterogeneidade dos remanescentes de Mata Atlântica, grupos funcionais, como mamíferos e aves, podem responder de forma diferente às variações florísticas (Guerra et al., 2025). Por exemplo, a cobertura do dossel e a estrutura vertical da floresta influenciam a disponibilidade de micro-habitats, abrigo e recursos alimentares, afetando a ocorrência e a

distribuição de diferentes grupos da fauna, que por sua vez, sustentam os carnívoros da cadeia trófica (Louthan et al., 2019; Terborgh, 2015). As aves, especialmente as frugívoras, são beneficiadas pelo aumento da diversidade de plantas produtoras de frutos, que passam a ter maior variabilidade genética pela dispersão das sementes (Martins et al., 2024). Dessa forma, o aumento da diversidade de aves também está associado ao aumento da diversidade florística, uma vez que diferentes espécies exploram recursos distintos. Um simples exemplo dessa associação é espécies com bicos menores tendendo a consumir frutos menores, enquanto espécies com bicos maiores podem ingerir frutos grandes e dispersar suas sementes a maiores distâncias (Guerra et al., 2025; Martins et al., 2024).

A fragmentação da Mata Atlântica afeta especialmente as espécies de fauna dependentes de grandes áreas (Watson et al., 2018). Os fragmentos que ainda abrigam estas espécies podem fornecer informações relevantes sobre as interações animal-plantas que facilitam a conservação destes ambientes (Lindenmayer, 2019; Verly et al., 2025). Entretanto, a análise das interações ecológicas em fragmentos florestais é desafiadora pois requer considerar dados faunísticos, florísticos e geográficos. A coleta de dados da fauna e flora envolvem campanhas exaustivas, enquanto a análise geográfica pode ser facilitada com dados derivados de sensoriamento remoto. Imagens de satélite são tradicionalmente usadas para extração de informações da superfície florestal, como o uso cobertura do solo (De Almeida et al., 2025). Já as informações de natureza tridimensional do ambiente, como relevo e altura do dossel, são facilmente produzidas a partir de dados de LiDAR aerotransportado (*airborne laser scanning*, ALS) (Maltamo; Næsset; Vauhkonen, 2014). A combinação destas duas fontes de dados pode fornecer informações relevantes sobre os aspectos físicos dos fragmentos florestais que interferem nas interações ecológicas.

Neste estudo, nós seguimos a hipótese de que a complexidade florística e estrutural dos fragmentos florestais influencia a distribuição espacial das guildas de aves e mamíferos terrestres de médio e grande porte.

Dessa forma, o objetivo do trabalho é entender como o ambiente e a oferta de recursos influencia na frequência de grupos da fauna com distintos hábitos alimentares. Essa hipótese foi testada em três fragmentos de Mata Atlântica no Brasil envolvendo mais de 170 espécies da flora, 25 espécies da fauna e dados derivados de sensoriamento remoto.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de propriedade da companhia Celulose Nipo-Brasileira S.A. (CENIBRA) localizada no município de Ipaba, Minas Gerais, na bacia do Rio Doce (Figura 1). A vegetação da região pertence ao bioma Mata Atlântica e é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 2012). O clima segundo a classificação de Köppen, é predominante tropical úmido com inverno seco e verão chuvoso, com temperatura máxima média de 29°C e mínima média é de 20°C (Alvares et al., 2013). A precipitação pluvial média anual é de 1.089 mm.

A área de estudo inclui uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), criada em 1994. A área é composta por três fragmentos interligados, distribuídos nos setores norte, centro e sul. Esses fragmentos totalizam 560 ha, correspondentes à RPPN, associados a uma faixa florestal contínua de 71 ha que promove a ligação entre os setores e a uma área adicional de 122 ha, resultando em uma extensão total de 753 ha.

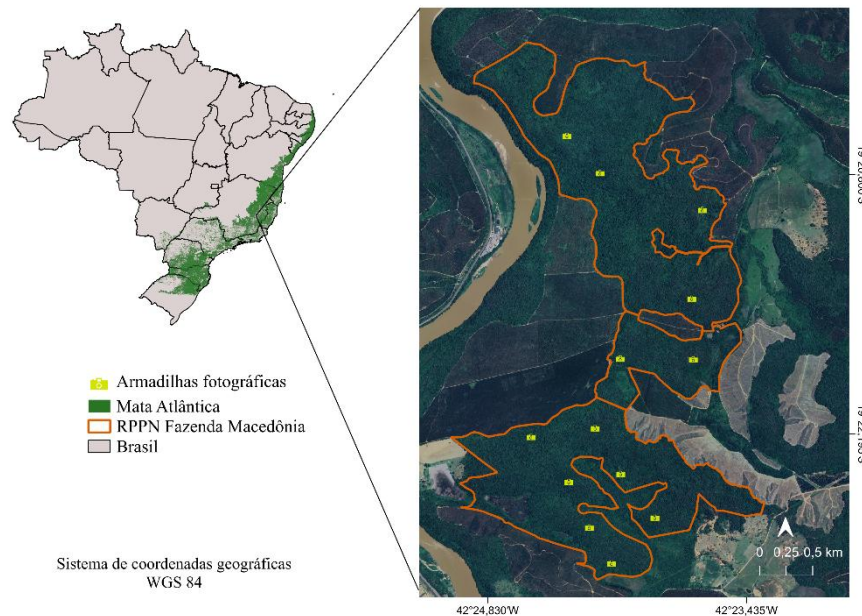


Figura 1. Localização da área de estudo no município de Ipaba, Minas Gerais, Brazil.

2.2. Coleta e preparação de dados

2.2.1. Dados florísticos

Os dados florísticos foram coletados usando 13 parcelas de 10 x 50 m (500 m²) distribuídas em diferentes geoambientes da RPPN utilizando dados Lidar (Figura 1). A coleta foi realizada em múltiplos níveis de inclusão associados a diferentes estratos da vegetação. Para tal, as parcelas foram subdivididas em 20 setores de 5 x 5 m (25 m²), e estes em 4 quadrantes de 2,5 x 2,5 (7,5 m²) devidamente identificados (Figura 2). O nível I considerou todos os indivíduos arbóreos da parcela que tinham o diâmetro acima do peito (a 1,30 m do solo, DAP) ≥ 5 cm. O nível II envolveu indivíduos herbáceo arbustivo e arbóreo com altura ≥ 2 m e DAP < 5 cm presentes nos setores 5, 8 e 13. Já o nível III envolveu os indivíduos herbáceos, arbustivos e arbóreos com altura entre 0,30 e 2,0 m presentes no terceiro quadrante dos setores 1, 3, 7, 14 e 20.

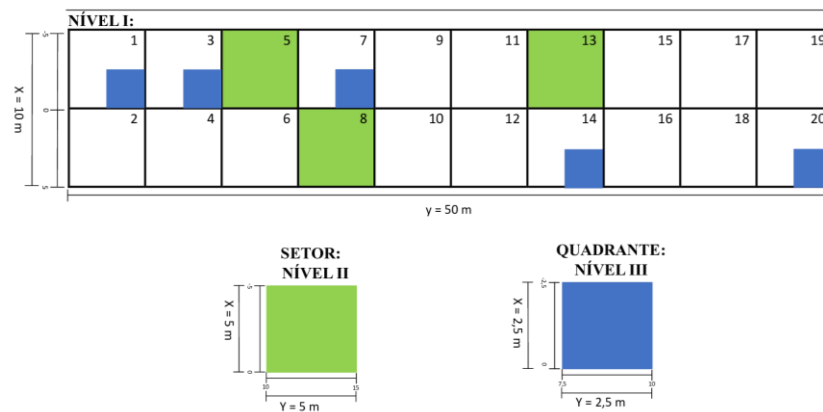


Figura 2. Desenho da parcela com indicação dos setores e quadrantes usados na coleta de dados multinível.

Todos os indivíduos dos três níveis de inclusão foram identificados botanicamente seguindo o sistema *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016) (Apêndice Tab. A1). A classificação da síndrome de dispersão das sementes e dos seus agentes dispersores foi realizada com base na literatura científica e herbários virtuais, como o Flora do Brasil 2020 (Reflora), *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) e *speciesLink*.

Para cada parcela foi utilizada a listagem dos indivíduos identificados para computar i) o número de espécies arbóreas (S_{Arb}), ii) o número de espécies zoocóricas (S_{Zoo}) e iii) o número de fustes de espécies zoocóricas (F_{Zoo}), utilizado nesse estudo para entender a densidade das espécies zoocóricas. Para os indivíduos identificados no nível I, calculou-se também a área basal das espécies arbóreas (B , m^2) da parcela e altura máxima registrada (H_{max}).

2.2.2. Dados faunísticos

O monitoramento da fauna foi realizado por meio de 13 armadilhas fotográficas instaladas na área de estudo em dois períodos do ano de 2024. O primeiro período foi de maio

a julho, contemplando 1002 dias-câmera da estação seca; e o segundo período foi de outubro a dezembro, contemplando 819 dias-câmera da estação chuvosa. O esforço amostral para coleta dos dados de fauna em ambos os períodos foi padronizado em número de dias-câmera, definidos como a unidade correspondente a uma câmera em funcionamento por um período de 24 horas consecutivas. Assim, o esforço total foi calculado como o produto entre o número de câmeras ativas e o número de dias efetivos de operação. A localização escolhida para a instalação dos equipamentos, foi a borda das parcelas onde foi realizado o inventário florestal (Figura 2). Para tal, foi realizada a retirada de plântulas, galhos e qualquer tipo de obstáculo visual em um raio de aproximadamente cinco metros à frente da câmera. Os registros coletados pelas armadilhas fotográficas foram analisados e tabulados, buscando identificar as espécies e quantificar os registros. As câmeras usadas eram do modelo *Bushnell*, capazes de registrar imagens a partir de um sensor de calor e de movimento acoplado a uma máquina fotográfica 24 horas por dia.

Os registros coletados pelas armadilhas fotográficas foram considerados independentes, por espécie, quando separados por ao menos 60 minutos. Dessa forma, registros múltiplos de uma mesma espécie em um mesmo ponto e intervalo inferior foram considerados como uma única ocorrência, dentro deste intervalo (Santos et al., 2019). Os animais foram organizados de acordo com local de ocorrência e classe taxonômica, sendo excluídos os registros que não permitiram a identificação taxonômica a nível de gênero (Aguilar Garavito; Ramírez Hernández, 2015; Paglia et al., 2012). As espécies registradas foram classificadas em guildas tróficas relacionadas aos hábitos alimentares, sendo atribuídas a uma ou mais guildas tróficas com base em revisão de literatura (González-Salazar; Martínez-Meyer; López-Santiago, 2015; Paglia et al., 2012; Wilman et al., 2016). As guildas tróficas consideradas foram: frugívoros, granívoros, insetívoros, onívoros, carnívoros, herbívoros e mirmecófagos. Casos em que uma mesma espécie apresentou mais de um hábito alimentar, cada guilda associada foi contabilizada separadamente, de modo que uma única espécie pôde contribuir para mais de uma categoria

trófica (Paglia et al., 2012). O hábito alimentar das espécies foi identificado por meio de revisão bibliográfica (Jones et al., 2024; Paglia et al., 2012; Rocha-Mendes et al., 2010; Rufino et al., 2025). Os mamíferos foram agrupados por porte baseado em revisão bibliográfica, sendo considerados de grande porte animais com peso superior a 7kg, médio porte peso entre 7kg e 1kg, e pequeno porte peso >1kg (Paglia et al., 2012; Porras et al., 2016). A partir da classificação por porte, foi calculada a taxa de registros de cada grupo, padronizada pelo esforço amostral. Para isso, o número de registros de aves e de mamíferos de pequeno, médio e grande porte foi dividido pelo total de dias de monitoramento de cada câmera, resultando em valores expressos como registros por dia (Apêndice Tab. A2).

2.2.3. Dados espaciais

Utilizou-se dados derivados de LiDAR para obter diferentes métricas associadas à vegetação e ao terreno. Os dados do LiDAR foram coletados com um scanner LaserScan Optech ALTM Gemini, integrado ao GPS para caracterização do geoambientes, embarcado em um helicóptero. A nuvem de pontos tinha densidade de 21 pontos por metro quadrado. O pacote lidR (Roussel et al., 2020) do R (R Core Team, 2025) foi utilizado para o processamento dos dados do LiDAR e cálculo das métricas de paisagem. Inicialmente foi feita a remoção de pontos espúrios e duplicado. Em seguida os pontos de referência foram classificados para produzir um modelo digital de terreno (MDT) para gerar as variáveis ambientais como camadas raster com uma dimensão espacial de 10 m de resolução. O MDT foi usado tanto para a derivar métricas fisiográficas da paisagem quanto para normalizar a nuvem dos pontos (conversão dos valores de altitude para altura acima do solo). As métricas incluíram i) a orientação em graus da superfície do terreno (Aspect); ii) a altitude (Alt.); e iii) declividade (Decl.). Já a nuvem de pontos normalizada e segmentada em pixels de 10 m de lado para calcular as seguintes métricas: iv) 90° percentil de altura da vegetação (H90), v) desvio padrão da altura dos pontos (HSD),

associada a complexidade vertical da floresta; e o vi) percentual de pontos acima de 2 m do solo (HCC), um indicador do índice de área foliar. Os polígonos referentes aos fragmentos e corpos d'água foram processados no QGIS para gerar as métricas da vii) distância entre a borda do fragmento e a parcela (DB); e ix) a menor distância da borda do fragmento e a fonte de água mais próxima (DA). Um resumo de todos os dados usados neste trabalho está descrito na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização florística e estrutural das parcelas onde as armadilhas fotográficas foram instaladas, considerando atributos da vegetação arbórea (número total de espécies arbóreas – S_Arb; número de espécies zoocóricas – S_Zoo; número de fustes de espécies zoocóricas – F_Zoo; área basal – B; altura máxima do dossel – Hmax), variáveis topográficas (aspecto do terreno – Aspect; altitude – Alt; e declividade – Decl), métricas de estrutura da vegetação obtidas por LiDAR (indicador da altura do dossel – H90; complexidade da estrutura vertical – HSD; e abundância de árvores – HCC) e variáveis de posição na paisagem (distância da borda do fragmento – DB; e distância a fontes de água – DA).

Armadilha	S_Arb	S_Zoo	F_Zoo	B (m²)	Hmax	Aspect	Alt (m)	Decl (Graus)	H90	HSD	HCC	DB	DA (m)
1	35	18	44	0,8217	13,8	175,13	248,65	22,22	16,06	4,99	0,51	185,13	770,1
2	22	14	47	1,367	16,8	218,14	269,22	14,98	17,15	5,26	0,48	284,86	198,14
3	39	24	59	1,0798	15,7	215,49	268,27	15,77	15,91	4,85	0,46	233,82	368,46
4	23	13	44	1,47	21,6	218,85	280,32	9,72	21,73	7,61	0,55	395,78	192,6
5	23	7	27	1,1499	15,6	200,64	287,41	11,97	14,34	4,85	0,59	416,71	392,97
6	25	12	31	0,8747	15,7	93,06	330,57	4,97	16,49	5,63	0,58	247,64	755,01
7	21	11	60	0,7385	14,9	195,07	305,17	4,81	11,39	3,75	0,51	627,63	264,91
8	37	22	48	1,4695	27,6	191,75	270,13	25,14	25,05	6,75	0,4	161,85	385,81
9	28	16	60	0,6001	15,9	208,14	297,85	3,41	14,71	4,96	0,56	244	475,72
10	31	20	39	1,1245	25,4	236,23	258,01	20,44	21,56	6,97	0,61	291,52	797,51
11	28	14	26	0,7541	14,3	40,33	290,97	5,06	12,86	4,09	0,48	257,01	611,65
12	23	17	70	1,0619	16,7	247,91	254,13	23,67	18,31	5,42	0,51	96	886,67
13	20	10	20	1,2969	18,6	36,21	273,95	23,85	23,76	8,53	0,66	201,49	228,07

2.3. Análise de dados

2.3.1. Análise da diversidade faunística

Para avaliar se a detecção da diversidade de espécies registradas por armadilhas fotográficas foi suficiente e se a diferença no número de registros entre os períodos seco e chuvoso não interferiram na amostragem, foram construídas curvas de acumulação de espécies baseadas em amostras (*species accumulation curves*) (Thompson; Thompson, 2007). As curvas foram construídas usando em ambiente de programação R (versão 4.4.2) utilizando a função *specaccum* do pacote *vegan* utilizando reamostragem aleatória das unidades amostrais (*method* = "random") (Oksanen et al., 2019). Com objetivo de entender a influência da sazonalidade na diversidade de espécies da fauna, foi feita a análise da composição de espécies da fauna entre as estações. Para tal foi realizada uma análise de variância multivariada permutacional baseada em dissimilaridade (PERMANOVA) (Anderson, 2001). Os resultados foram visualizados utilizando o método do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) aplicando a distância de *Bray-Curtis* com dois eixos de ordenação, utilizando a função *metaMDS* (Anderson; Walsh, 2013).

2.3.2. Modelagem da relação fauna-flora-ambiente

Para avaliar como o número de indivíduos das guildas tróficas são influenciados pelas características ambientais, foram ajustados Modelos Lineares Generalizados (GLM - *Generalized Linear Models*) utilizando o pacote *stats* (Guisan; Edwards; Hastie, 2002). Foi utilizada a função de distribuição de Poisson com a ligação canônica por sua adequação a dados de contagem (Lee et al., 2016). Os modelos foram ajustados separadamente para cada guilda trófica, o que permite a avaliação de respostas ecológicas específicas. Excluímos a guilda Gomívoro devido à baixa frequência de ocorrência (1 registro) (Apêndice Tab. A2).

A frequência de registros no ano foi utilizada como variável resposta enquanto as variáveis da flora e ambientais foram usadas como preditoras (Tabela 1). Entretanto, foi realizada uma pré-seleção das variáveis redundantes para evitar o efeito de multicolinearidade entre variáveis do modelo. Para tal, foi usado o pacote ENMTools (Warren et al., 2021) para excluir as variáveis com coeficientes de correlação de Pearson (r) $> 0,7$ (Dormann et al., 2013) (Apêndice Fig. A1). Após a filtragem, foram excluídas as variáveis Hmax, HSD e B, e o modelo assumiu o seguinte formato:

$$\log(Y) = \beta_0 + \beta_1 H90 + \beta_2 DB + \beta_3 HCC + \beta_4 Alt + \beta_5 S_{zoo} + \beta_6 F_{zoo} + \beta_7 DA$$

em que $Y \sim \text{Poisson}(\lambda)$ é o vetor contendo o número de registros em cada unidade amostral para cada guilda ao longo de todo o período de amostragem e $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_7$ são os coeficientes do modelo.

A significância dos parâmetros ajustados foi avaliada usando teste Z a um nível de significância (α) de 10%. Este nível foi adotado pelo número reduzido de observações (parcelas) usados no ajuste. A qualidade dos ajustes foi avaliada por meio do critério de informação de Akaike (AIC), da deviance explicada e do pseudo- R^2 de McFadden, apropriado para modelos com distribuição Poisson (Veall; Zimmermann, 1996). O AIC foi utilizado para comparar modelos concorrentes, sendo preferidos aqueles com menores valores. A deviance explicada e o pseudo- R^2 de McFadden foram empregados como medidas de ajuste, de modo que valores mais elevados indicam maior proporção da variação dos dados explicada pelo modelo (Apêndice Tab. A4).

A similaridade entre as guildas tróficas quanto às respostas às variáveis ambientais foi avaliada usando análise de agrupamento hierárquico. Os grupos foram determinados com base nos coeficientes estimados pelos modelos das respectivas guildas, independentemente do nível de significância, para preservar o padrão completo das respostas às variáveis ambientais. A medida de dissimilaridade utilizada foi a distância euclidiana, adequada para dados contínuos

que incluem valores positivos e negativos, como coeficientes de modelos lineares generalizados (Legendre et al., 1998). O método de agrupamento adotado foi o *Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean* (UPGMA), que organiza hierarquicamente as guildas com base na média aritmética das distâncias entre os grupos formados (Clarke; Somerfield; Gorley, 2016). O dendrograma foi interpretado com base na estrutura hierárquica resultante, permitindo identificar padrões de similaridade entre as respostas das guildas às variáveis ambientais analisadas.

3. RESULTADOS

As armadilhas fotográficas registraram 305 ocorrências na estação seca e 190 na chuvosa. A curva de acumulação gerada pela comparação do esforço amostral do número de registros totais na estação seca e chuvosa se estabilizou por volta de 20 armadilhas fotográficas (Fig. 3).

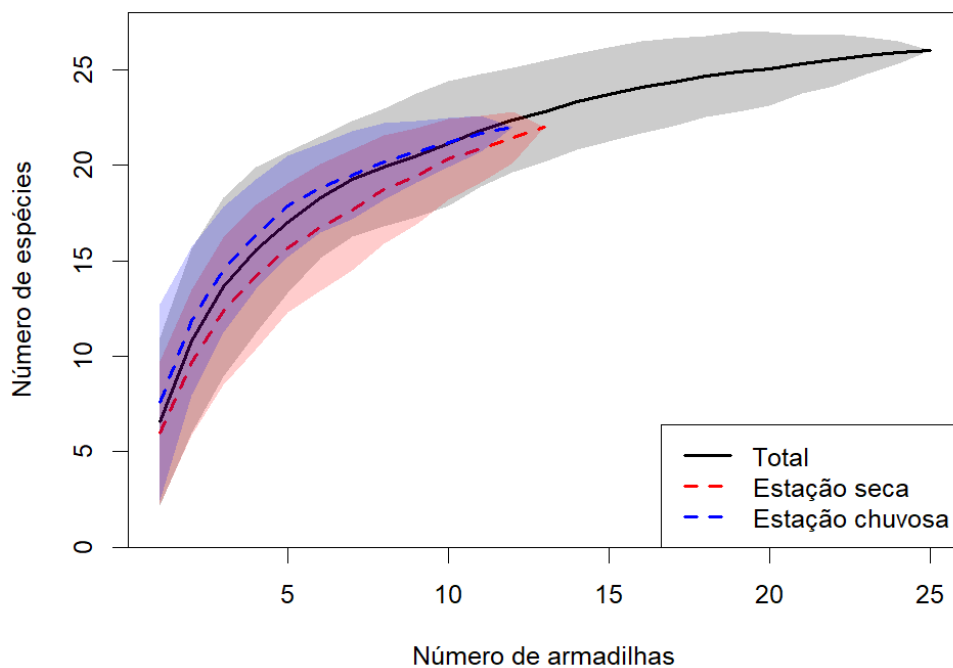


Figura 3. Curva de acumulação de espécies geradas a partir dos registros das armadilhas fotográficas durante as estações seca e chuvosa.

O número dos registros variou consideravelmente entre as câmeras, com uma densidade de registros na unidade amostral MAC 10 e uma menor na MAC 9 (Fig. 4). Em termos de composição, os mamíferos de médio porte contribuíram de forma predominante para a densidade total na maioria das câmeras, especialmente em MAC 10, onde esse grupo representou a maior parcela dos registros. Os mamíferos de pequeno porte também apresentaram contribuição relevante em algumas unidades amostrais, destacando-se em MAC 3 e MAC 13. Os registros de mamíferos de grande porte ocorreram de forma mais esparsa, com valores relativamente baixos ao longo das câmeras, embora tenham contribuído para o aumento da densidade total em MAC 2 e MAC 13. As aves estiveram presentes em praticamente todas as câmeras, com maior contribuição relativa em MAC 8, MAC 10 e MAC 12.

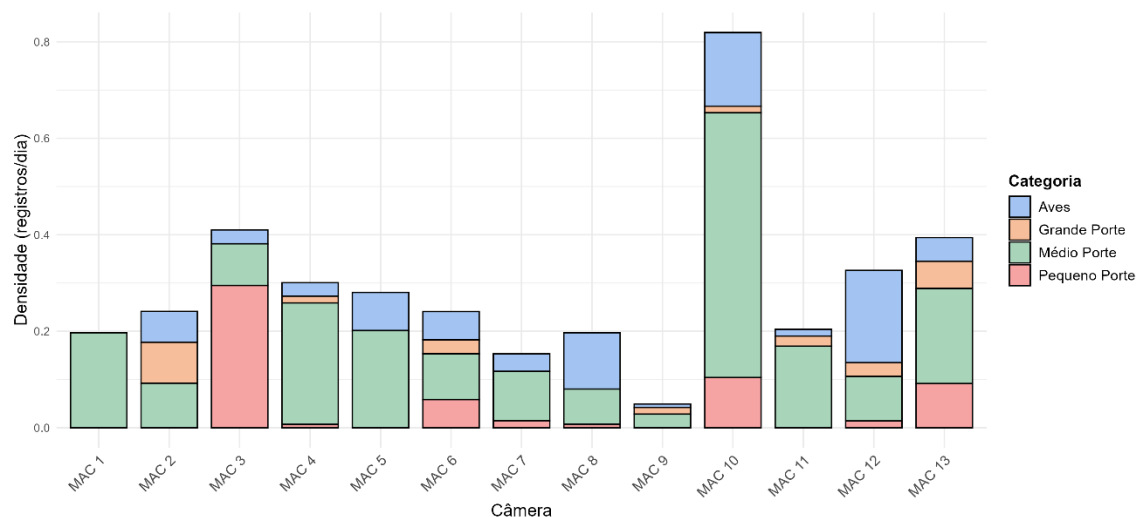


Figura 4. Densidade de registros por Câmera, com especificação de cor para cada grupo.

Foram detectadas 25 espécies de animais durante os dois períodos, sendo 8 espécies de aves, de 7 famílias, e 17 espécies de mamíferos, de 15 famílias. *Didelphis aurita* (Wied-Neuwied, 1826) foi a espécie com maior número de registros em ambos os períodos (Apêndice Tab. 2). Houve registros de espécies ameaçadas de extinção segundo a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas elaborada pelo ICMBio e pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), como *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903) classificado como criticamente em perigo (CR), *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) classificado como vulnerável (VU), *Sapajus nigritus* (Goldfuss, 1809) classificado como quase Ameaçado e *Crax blumenbachii* Spix, 1825 classificado como em perigo (EN). O estado de conservação das demais espécies é de pouco preocupante (LC), e para *Dasyprocta azarae* Lichtenstein, 1823 os dados são insuficientes (DD).

A composição das espécies da fauna não diferiu entre as estações seca e chuvosa ($p = 0.479$). No entanto, as espécies de aves *Aramides cajaneus* (Statius Müller, 1776), *Cariama cristata* (Linnaeus, 1766) e *Crax blumenbachii* foram registradas somente no período chuvoso (Fig. 5). Enquanto as espécies de mamíferos *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903), *Canis lupus familiaris* Linnaeus, 1758, *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) e a espécie de ave *Synallaxis ruficapilla* Vieillot, 1819 foram registrados somente na estação seca (Fig. 5).

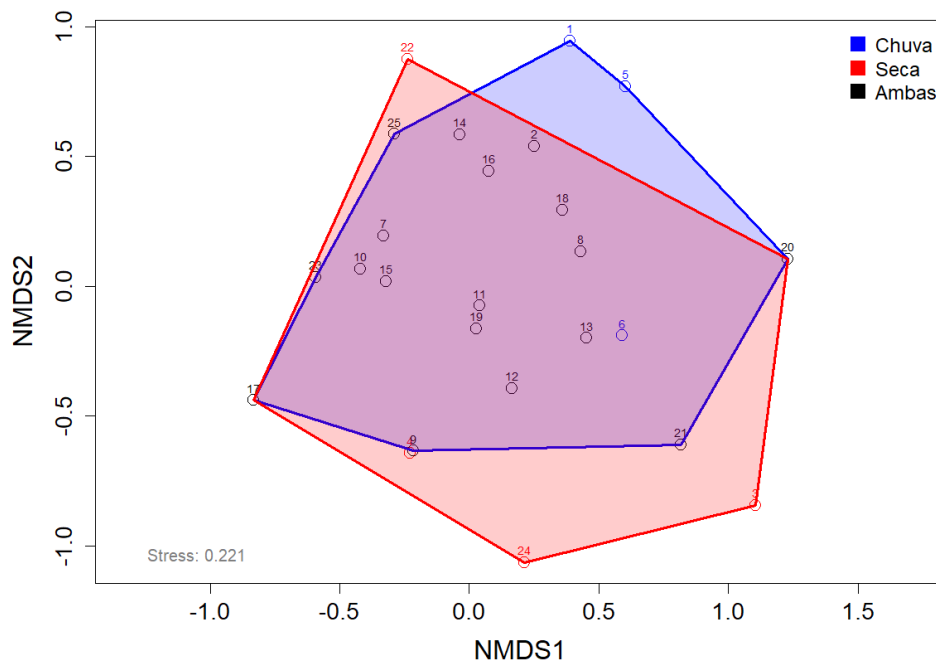


Figura 5. Representação da composição de espécies da fauna nas estações seca e chuvosa, obtida por Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS). Pontos numerados representam espécies e polígonos indicam a distribuição da composição faunística por estação. A proximidade entre pontos reflete maior similaridade entre os períodos. Stress = 0,221. As espécies correspondentes aos números são: 1. *Aramides cajaneus*, 2. *Cabassous* sp., 3. *Callithrix flaviceps*, 4. *Canis lupus familiaris*, 5. *Cariama cristata*, 6. *Crax blumenbachii*, 7. *Crypturellus tataupa*, 8. *Cuniculus paca*, 9. *Dasyprocta azarae*, 10. *Dasypus novemcinctus*, 11. *Didelphis aurita*, 12. *Eira barbara*, 13. *Guerlinguetus ingrami*, 14. *Leopardus pardalis*, 15. *Leptotila* sp., 16. *Marmosops incanus*, 17. *Mazama* sp., 18. *Nasua nasua*, 19. *Penelope* sp., 20. *Puma concolor*, 21. *Sapajus nigritus*, 22. *Synallaxis ruficapilla*, 23. *Tamandua tetradactyla*, 24. *Tapirus terrestres* e 25. *Thamnophilus caeruleus*.

As guildas tróficas dos granívoros, onívoros, carnívoros, herbívoros e insetívoros responderam de maneira diferente entre si. Entretanto, essas guildas demonstraram ser influenciadas por uma ou mais variáveis relacionadas à estrutura da vegetação (H90 e HCC), à disponibilidade de recursos (S_Zoo, DA e F_Zoo) e às variáveis ambientais (DB, DA e altitude) (Tab. 3). Os coeficientes dos modelos (β_0 a β_7) descreveram a relação entre a frequência de

registros das guildas e as variáveis ambientais avaliadas, sendo β_0 correspondente ao intercepto dos modelos (Tab. 3).

Tabela 3. Coeficientes estimados dos modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição Poisson para a frequência de registros das guildas tróficas, em função das variáveis ambientais.

Guilda	β_0	H90	DB	HCC	Alt	S_Zoo	F_Zoo	DA
Carnívoro	-15.446	0.435*	0.009*	2.852	0.014	-0.373 .	0.044	0.006.
Frugívoro	1.627	-0.013	-0.001	3.912**	-0.005	0.121***	-0.010	-0.001.
Granívoro	-14	-0.209***	2.629	17.58***	0.022 .	0.612***	-0.113***	-0.005**
Herbívoro	15.515**	-0.06	-0.018***	-12.181*	0.017	-0.454**	0.026	-0.004**
Insetívoro	0.533	0.131**	0.001	-3.746	0.005	-0.135**	0.009	0.002**
Mirmecófago	9.274	0.005	0.0002	-2.240	-0.02	-0.185	-0.009	0.001
Onívoro	4.182*	0.132***	0.004***	0.312	-0.017***	-0.044	-0.014	0.002***

Os valores apresentados correspondem aos coeficientes estimados (β) dos modelos GLM com função de ligação log. Sinais positivos indicam aumento na frequência de registros com o aumento da variável explicativa, enquanto sinais negativos indicam efeito inverso. H90 = altura do dossel (percentil 90); DB = distância à borda; HCC = cobertura do dossel; Alt = altitude; S_Zoo = número de espécies arbóreas zoocóricas; F_Zoo = número de fustes zoocóricos; DA = distância a recursos hídricos. Níveis de significância: *** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; . $p < 0,1$.

Os modelos apresentaram diferentes capacidades explicativas entre as guildas (Apêndice Tab. A4). Os melhores ajustes foram observados para granívoros e onívoros, que apresentaram elevados valores de pseudo- R^2 de McFadden (0,752 e 0,681, respectivamente) e alta deviance explicada (0,895 e 0,947). Carnívoros, herbívoros e frugívoros apresentaram ajustes intermediários, enquanto os modelos para insetívoros exibiram menor capacidade explicativa. Para os mirmecófagos, nenhuma variável foi significativa e o modelo apresentou os menores valores de deviance explicada (0,379) e pseudo- R^2 (0,175), indicando baixo poder explicativo para essa guilda (Apêndice Tab. A4).

A similaridade entre as guildas tróficas, baseada nos coeficientes dos modelos, revelou diferentes padrões de agrupamento (Fig. 6). As guildas de onívoros e mirmecófagos apresentaram maior proximidade, sendo também semelhantes às guildas de frugívoros e herbívoros, indicando padrões próximos de resposta às variáveis ambientais. As guildas de carnívoros e granívoros formaram um grupo distinto das demais, enquanto os insetívoros apresentaram o padrão mais divergente, posicionando-se de forma isolada no dendrograma.

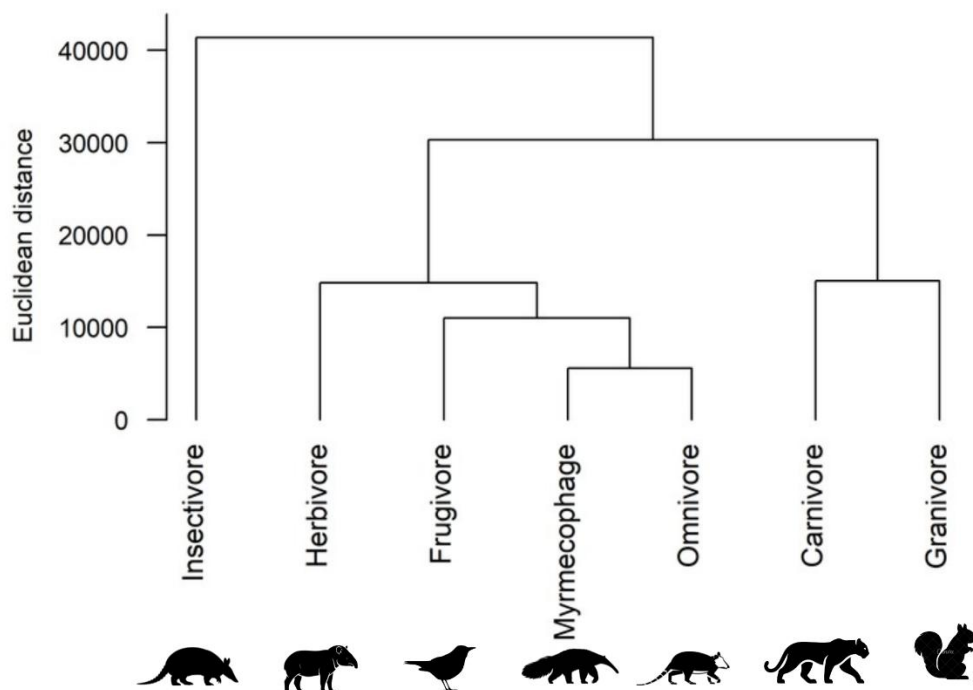


Figura 6. Agrupamento hierárquico de guildas tróficas com base nos coeficientes dos modelos lineares generalizados (GLMs). A dissimilaridade foi calculada pela distância euclidiana e os agrupamentos obtidos pelo método UPGMA.

4. DISCUSSÃO

Grupos da fauna com distintos hábitos alimentares interagem de maneira específica com o ambiente e a oferta de recursos, o que reflete adaptações ecológicas e estratégias de

forrageamento distintas. Os resultados mostraram que a heterogeneidade do habitat exerce um papel central na organização das comunidades locais.

O aumento contínuo da riqueza de espécies ao longo da amostragem até 20 armadilhas indicou que a curva não atingiu a estabilidade em nenhum dos períodos analisados, refletindo a ocorrência de espécies de baixa detectabilidade (Fig. 3) (Bevilacqua et al., 2018). A continuidade do registro de novas espécies, mesmo com a distribuição das câmeras em diferentes geoambientes e estações do ano, evidencia que o conjunto amostral foi capaz de captar variações relevantes na composição faunística, ainda que não tenha exaurido a riqueza potencial da área (Bevilacqua et al., 2018). Esse padrão evidencia que fragmentos de pequena extensão (< 500 ha), quando inseridos em uma matriz funcionalmente conectada, podem contribuir de forma relevante para a manutenção da biodiversidade em uma paisagem fragmentada (Alves et al., 2021; Diniz et al., 2021).

Observou-se que os mamíferos de porte médio foram predominantes na maioria das parcelas amostradas (Fig. 4). Esse resultado pode estar associado à maior plasticidade ecológica desse grupo em ambientes antropizados (Arroyo-Gerala et al., 2024). Além disso, mamíferos de médio porte apresentam menor vulnerabilidade à caça em comparação com espécies de grande porte (Gallego-Zamorano et al., 2020) e maior probabilidade de detecção por armadilhas fotográficas quando comparados a mamíferos de pequeno porte e aves (Hofmeester; Rowcliffe; Jansen, 2017). Dessa forma, a predominância de mamíferos de médio porte reflete tanto respostas ecológicas às condições ambientais locais quanto limitações metodológicas inerentes ao método de amostragem, que favorece o registro de espécies terrestres, de maior massa corporal, mais facilmente detectáveis pelos sensores das armadilhas fotográficas.

A espécie *D. aurita*, popularmente conhecido como gambá, foi a mais detectada nos dois períodos amostrados (Apêndice Tab. A1). *D. aurita* é um marsupial endêmico da América do Sul, com ocorrência em florestas tropicais e áreas urbanas. Apresenta hábitos alimentares

generalistas e reprodução com alto número de filhotes, com as fêmeas podendo ter até oito filhotes em média, duas vezes por ano (Cáceres et al., 2016; Cirino et al., 2025; Rademaker; Cerqueira, 2006).

A semelhança na composição de espécies entre as estações seca e chuvosa sugere que a fauna registrada apresenta uso relativamente constante do ambiente ao longo do ano, possivelmente em função da disponibilidade de recursos e da estrutura do habitat no fragmento estudado (Fig 5.). Uma estratégia utilizada por animais na Mata Atlântica é sincronização do ciclo reprodutivo com as condições ambientais favoráveis, facilitando a sobrevivência da prole e o equilíbrio na comunidade de fauna durante as estações do ano (Barros; Püttker; Pardini, 2015). Essa estabilidade associada com a presença de mamíferos de grande porte como *T. terrestris* e animais topo de cadeia, como a *P. concolor* ou de mesopredadores, como *L. pardalis*, representam um processo de maturidade florestal de um fragmento que está sendo preservado há pelo menos trinta anos (Castillo-Avila; Castillo-Figueroa; Posada, 2025; Magioli; Ferraz, 2021; Medici et al., 2012).

Embora a composição da fauna não tenha se diferenciado durante os períodos avaliados, registros de algumas espécies ficaram restritos a uma das estações. Como exemplo, temos *C. blumenbachii*, uma ave frugívora de relevante interesse ecológico devido ao seu potencial na dispersão de sementes, tendo seus registros restritos ao período chuvoso. Outro exemplo de registro somente em uma período é do *C. flaviceps*, um primata criticamente ameaçado de extinção, com distribuição restrita a porções da Mata Atlântica, foi registrado apenas na estação seca (Ferrari et al., 1996; Grelle; Cerqueira, 2006). Esses registros sazonais únicos, reforçam a importância da amostragem em diferentes períodos, considerando a variabilidade temporal na detecção de espécies, especialmente das que possuem exigências ecológicas mais específicas.

Na análise da frequência da fauna a nível de guilda, para mirmecófagos, nenhuma variável desde estudo foi estatisticamente significativa (Tab. 3). De acordo com a literatura,

ainda que a ocorrência de formigas e cupins seja maior em ambientes de florestas, mirmecófagos como o *Tamandua tetradactyla*, espécie do grupo mais frequente nesse estudo, ocupam florestas, mas tendem se estabelecer em áreas mais abertas (Dias et al., 2008; Reis, 2007; Trovati; Brito, 2009). Além disso, essa espécie também possui hábito escansorial, utilizando de espécies arbóreas para se locomover, o que pode dificultar o seu registro próximo ao chão onde foram instaladas as armadilhas fotográficas (Deloss, 2021).

Para as demais guildas tróficas, a ausência de um padrão comum de resposta às variáveis ambientais indica que cada grupo utiliza o ambiente de forma distinta, de acordo com suas exigências ecológicas e estratégias de forrageamento. O H90, correspondente ao percentil 90 das alturas da vegetação e utilizado como indicador da altura do dossel, está associado ao desenvolvimento estrutural da floresta e à maior disponibilidade de micro-habitats e recursos alimentares (Feng et al., 2020; Tao et al., 2016). Ambientes estruturalmente mais complexos tendem a sustentar maior abundância e diversidade de artrópodes, importantes recursos para espécies insetívoras e para onívoros que incluem insetos em sua dieta (De Souza Amorim et al., 2022; Grodsky et al., 2019; Knuff et al., 2020). Dessa forma, o efeito positivo de H90 sobre a frequência de registros dessas guildas pode refletir a maior oferta de recursos tróficos em áreas com dossel mais desenvolvido (Grimbacher et al., 2018).

A altitude (Alt) também se destacou como uma variável ambiental relevante para os onívoros, com coeficiente negativo no modelo. Embora a variação altitudinal na área seja relativamente pequena, de pouco mais que 80 metros, os resultados apontam uma preferência desses organismos pelas áreas situadas em menores altitudes. Na área de estudo, essas cotas inferiores correspondem aos terrenos com maior declividade (Tab.1). A heterogeneidade topográfica tem sido associada ao aumento da disponibilidade de nichos e refúgios, favorecendo a ocorrência e coexistência de diferentes espécies (Stein; Gerstner; Kreft, 2014). Dessa forma,

a maior frequência de onívoros nessas áreas pode refletir o aproveitamento de ambientes estruturalmente mais heterogêneos por espécies de hábito generalista. (Feijó et al., 2019).

Outro fator ambiental relevante para a frequência das guildas foi a distância em relação aos recursos hídricos. O aumento dessa distância está associado à redução da frequência de espécies granívoras, herbívoras e frugívoras, enquanto insetívoros, carnívoros e onívoros apresentaram resposta positiva a essa variável. Esse padrão pode estar relacionado a diferenças em limitações fisiológicas e traços funcionais entre os grupos (De Matos Dias et al., 2019; Paredes et al., 2017). A vegetação em áreas próximas a cursos d'água, tende a concentrar maior oferta de frutos, sementes e biomassa vegetal, favorecendo guildas diretamente dependentes desses recursos, como os frugívoros, herbívoros e granívoros (Genine, 2006). Em contraste, parte expressiva dos insetívoros é composta por aves, as quais possuem maior capacidade de deslocamento permitindo explorar áreas mais distantes de corpos d'água (Paxton et al., 2024). Nesse contexto, a distância de recursos hídricos está associada a limitações fisiológicas e estratégias de uso do espaço, e não exclusivamente à diferenciação trófica entre guildas.

A presença de árvores frutíferas com sementes de dispersão zoocórica (S_Zoo) e espécies da fauna dispersora, indica que a disponibilidade desses recursos é capaz de propiciar a ocorrência dos frugívoros, fortalecendo interações animal-plantas e processos ecológicos (Galetti et al., 2006; Gómez; Schupp; Jordano, 2019). Essa guilda, está representada nesse estudo por diversas espécies chave de mamíferos e aves na Mata Atlântica, como aves da família Cracidae e a anta (*Tapirus terrestris*) (Apêndice tab. 2), considerados fundamentais para o processo de regeneração natural de florestas, devido a dispersão de sementes a longas distâncias (Paolucci et al., 2019; Rufino et al., 2025).

Além dos frugívoros, a frequência de espécies granívoras também foi influenciada pela composição da comunidade arborea, apresentando uma relação positiva com o número de espécies zoocóricas (S_Zoo) e uma relação negativa número fustes de espécies zoocóricas

(F_Zoo), indicando que para esse grupo, a diversidade de fontes de recurso é mais determinante do que a densidade de fustes zoocóricos na área. Esse grupo foi representado principalmente por caxinguelê (*Guerlinguetus ingrami*) e cutia (*Dasyprocta azarae*), espécies amplamente distribuídas na Mata Atlântica (Delciellos et al., 2019; Ferreguetti; Tomas; Bergallo, 2018). A associação observada com a riqueza pode ser explicada pelo papel ecológico dessas espécies na predação, estocagem e dispersão secundária de sementes de plantas zoocóricas, como ilustrada pela relação entre a cutia e a árvore cotieira (*Joannesia princeps*, 1827), árvore presente na área de estudo, cujas sementes são frequentemente enterradas e esquecidas, favorecendo a regeneração da planta (Mittelman et al., 2020). Nesse contexto, a oferta diversificada de sementes parece prevalecer sobre a quantidade total de fustes disponíveis para granívoros.

A forte influência positiva da cobertura de copa (HCC) observada para granívoros e frugívoros sinaliza a importância de ambientes florestais com maior fechamento do dossel para a ocorrência das espécies dessas guildas. Resultados semelhantes encontrados por Remeš et al. (2022), demonstraram que florestas com maior complexidade estrutural apresentam maior diversidade taxonômica de aves florestais. Além disso, a maior cobertura de copa está associada à oferta de micro-habitats que favorecem o acesso a recursos alimentares e a disponibilidade de abrigo contra predadores (Concha et al., 2023; Remeš et al., 2022). Em contraste, a resposta negativa da HCC para herbívoros pode ser explicada pelas características ecológicas das espécies registradas neste estudo, como *Cuniculus paca*, *Tapirus terrestris* e *Mazama* sp. Esses táxons não são estritamente dependentes de ambientes florestais densos e apresentam histórico de uso frequente de

áreas abertas, clareiras e zonas de transição entre floresta e matriz antrópica em busca de recursos alimentares, especialmente vegetação jovem e brotações (Benavides; Arce; Pacheco, 2017; Ferreguetti; Tomas; Bergallo, 2017). Essa resposta de uso espacial contribui para explicar

também a resposta do modelo para a variável distância da borda (DB), que indicou maior frequência desses herbívoros em áreas mais próximas às bordas dos fragmentos.

Para carnívoros e onívoros a associação com áreas mais distantes da borda (DB) foi positiva, refletindo também uma resposta dessas guildas às condições ambientais associadas ao interior dos fragmentos. Carnívoros tendem a evitar bordas devido ao aumento da perturbação antrópica e ao maior risco associado à presença humana e de animais domésticos, concentrando-se em áreas mais internas do fragmento, onde há maior estabilidade e menor interferência (Ritchie; Johnson, 2009; Sévêque et al., 2020). Já para os onívoros, a associação positiva sugere que, apesar da dieta generalista, a distribuição dessa guilda também foi influenciada pelo conjunto de condições ambientais representadas pela distância da borda, indicando que a flexibilidade alimentar não impediu uma resposta ao gradiente ambiental observado no presente estudo.

O equilíbrio na biodiversidade está relacionado a co-ocorrência entre guildas, uma vez que a estrutura das guildas consumidoras depende da disponibilidade de presas ao longo da cadeia trófica (Chen et al., 2025; NakanoOliveira, 2002). Embora este estudo não tenha avaliado a fundo as interações entre guildas, a análise de similaridade (Fig. 6) revelou a formação de um núcleo composto por onívoros, mirmecófagos e frugívoros, indicando maior semelhança nas respostas dessas guildas às variáveis ambientais consideradas. No entanto, esse padrão não corresponde de forma uniforme aos resultados dos modelos, uma vez que a capacidade explicativa variou entre as guildas. Enquanto onívoros e granívoros apresentaram respostas mais consistentes às variáveis mensuradas, os mirmecófagos não apresentaram relações significativas. Esse contraste evidencia que a capacidade dos modelos em explicar a variação entre guildas é desigual, reforçando a importância de integrar a análise estatística ao entendimento ecológico.

Nesse contexto, a similaridade observada pode refletir fatores que atuam de forma ampla sobre diferentes grupos, como a distribuição de recursos ao longo da cadeia trófica (Ferretti et al., 2020), mesmo quando tais relações não são capturadas diretamente pelos modelos. Dessa forma, os padrões observados sugerem que a organização funcional da fauna resulta da interação entre a heterogeneidade do habitat, a disponibilidade de recursos e as diferentes estratégias ecológicas adotadas pelas guildas tróficas.

5. CONCLUSÃO

Este estudo demonstra que a estrutura da comunidade de mamíferos e aves estudadas não responde de maneira uniforme as variáveis ambientais, refletindo uma diversidade de estratégias ecológicas associadas aos grupos tróficos, como esperado. A ausência de diferenças estatísticas na composição de espécies entre os períodos seco e chuvoso sugere que a fauna estudada apresenta uma estabilidade temporal em seu uso do espaço, sendo as variáveis da estrutura florestal e da disponibilidade de recursos os principais determinantes de suas ocorrências.

A distribuição espacial observada revela estratégias ecológicas distintas entre os grupos funcionais. Enquanto carnívoros e onívoros ocupam áreas mais preservadas e distantes de bordas, beneficiando-se de dosséis mais altos, os herbívoros apresentam uma associação marcante com áreas de borda e proximidade a recursos hídricos, evidenciando uma dependência de microhabitats específicos. O contraste nas respostas dos granívoros, que priorizam a diversidade de recursos zoocóricos em vez da densidade de fustes, reforça a importância da qualidade taxonômica da vegetação sobre a simples abundância estrutural.

Nesse contexto, a similaridade observada pode refletir fatores que atuam de forma ampla sobre diferentes grupos, como a distribuição de recursos ao longo da cadeia trófica (Terborgh, 2015), mesmo quando tais relações não são capturadas diretamente pelos modelos. Variáveis

relacionadas à estrutura da vegetação, à disponibilidade de recursos e à posição na paisagem atuam de maneira complementar, influenciando distintos componentes funcionais da fauna.

Do ponto de vista da conservação, esse padrão reforça que estratégias de manejo em fragmentos de Mata Atlântica devem considerar simultaneamente múltiplas dimensões ambientais, e não apenas atributos isolados da vegetação ou da paisagem. A manutenção da diversidade funcional da fauna depende da preservação conjunta da estrutura florestal, da conectividade da paisagem e da disponibilidade de recursos, de modo a sustentar diferentes guildas tróficas e suas funções ecológicas associadas.

REFERÊNCIAS

- AGUILAR GARAVITO, Darío Mauricio; RAMÍREZ HERNÁNDEZ, Wilson A. (ORGS.). **Monitoreo a procesos de restauración ecológica: aplicado a ecosistemas terrestres**. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2015.
- ALFAYA, Laura Barbieri *et al.* Distribuição espacial e composição social de grupos de bugios-ruiivos (*Alouatta guariba clamitans*) em fragmentos florestais no sul do Brasil. **Neotropical Primates**, v. 26, n. 2, p. 33–39, 1 dez. 2020.
- ALVARES, Clayton Alcarde *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 1 dez. 2013.
- ALVES, Sandro Leonardo *et al.* Medium-sized and large mammals of the Floresta da Cicuta Area of Relevant Ecological Interest, a protected area in southeastern Brazil. **Check List**, v. 17, n. 5, p. 1421–1436, 20 out. 2021.
- ANDERSON, Marti J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 1, p. 32–46, fev. 2001.
- ANDERSON, Marti J.; WALSH, Daniel C. I. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? **Ecological Monographs**, v. 83, n. 4, p. 557–574, nov. 2013.
- ARASAKI, Marcelo Okamura *et al.* Density and occurrence of *Tapirus terrestris* in a highly fragmented Atlantic Forest landscape. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, p. 1–10, 20 maio 2025.
- ARROYO-GERALA, Paulina *et al.* Community of medium and large-sized mammals and functional diversity in a tropical rainforest of Southern México under different degrees of human pressure. **Therya**, v. 15, n. 2, p. 133–150, 30 maio 2024.

- BARROS, Camila S.; PÜTTKER, Thomas; PARDINI, Renata. Timing and environmental cues associated with triggering of reproductive activity in Atlantic forest marsupials. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 2, p. 141–147, mar. 2015.
- BECK, Harald; SNODGRASS, Joel W.; THEBPANYA, Paporn. Long-term exclosure of large terrestrial vertebrates: Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. **Biological Conservation**, v. 163, p. 115–121, jul. 2013.
- BENAVIDES, Camila; ARCE, Alejandro; PACHECO, Luis F. Home range and habitat use by pacas in a montane tropical forest in Bolivia. **Acta Amazonica**, v. 47, n. 3, p. 227–236, jul. 2017.
- BEVILACQUA, Stanislao *et al.* An approach based on the total-species accumulation curve and higher taxon richness to estimate realistic upper limits in regional species richness. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 1, p. 405–415, jan. 2018.
- BROGGIO, Igor S. *et al.* Quantifying landscape fragmentation and forest carbon dynamics over 35 years in the Brazilian Atlantic Forest. **Environmental Research Letters**, v. 19, n. 3, p. 034047, 1 mar. 2024.
- CÁCERES, Nilton Carlos *et al.* Which Factors Determine Spatial Segregation in the South American Opossums (*Didelphis aurita* and *D. albiventris*)? An Ecological Niche Modelling and Geometric Morphometrics Approach. **PLOS ONE**, v. 11, n. 6, p. e0157723, 23 jun. 2016.
- CASTILLO-AVILA, Camilo; CASTILLO-FIGUEROA, Dennis; POSADA, Juan M. Drivers of soil fauna communities along a successional gradient in upper andean tropical forests. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 202, p. 109692, mar. 2025.
- CHEN, Jing-Ting *et al.* Bottom-up and top-down effects combine to drive predator–prey interactions in a forest biodiversity experiment. **Journal of Animal Ecology**, v. 94, n. 10, p. 2035–2046, out. 2025.
- CIRINO, Bruna Silva *et al.* Influence of latitude, host body size and host body weight on helminth species richness and abundance in two Neotropical marsupials. **International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife**, v. 27, p. 101077, ago. 2025.
- CLARKE, K. Robert; SOMERFIELD, Paul J.; GORLEY, Raymond N. Clustering in non-parametric multivariate analyses. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 483, p. 147–155, out. 2016.
- CONCHA, Victoria C. *et al.* Structural complexity is a better predictor than single habitat attributes of understory bird densities in Andean temperate forests. **Ornithological Applications**, v. 125, n. 4, p. duad035, 28 out. 2023.
- DE ALMEIDA, Danilo R. A. *et al.* Remote sensing approaches to monitor tropical forest restoration: Current methods and future possibilities. **Journal of Applied Ecology**, v. 62, n. 2, p. 188–206, fev. 2025.
- DE MATOS DIAS, Douglas *et al.* Habitat selection by mammals in an isolated fragment of Brazilian Atlantic forest. **ECOTROPICA**, n. 21, nov. 2019.
- DE SOUZA AMORIM, Dalton *et al.* Vertical stratification of insect abundance and species richness in an Amazonian tropical forest. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 1734, 2 fev. 2022.

DELICIELLOS, Ana Cláudia *et al.* A 3-YEAR POPULATION STUDY OF *Guerlinguetus brasiliensis ingrami* (RODENTIA, SCIURIDAE) AT THE SERRA DA BOCAINA NATIONAL PARK, RIO DE JANEIRO STATE, BRAZIL. **Oecologia Australis**, v. 23, n. 02, p. 367–374, jun. 2019.

DELOSS, Andressa Xavier Rodrigues. **HÁBITOS ALIMENTARES DO TAMANDUÁ-MIRIM *Tamandua tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) NO SUL DO BRASIL**. [S.l.]: UNIVERSIDADE FEDERAL DO PAMPA, 2021.

DIAS, Nívia S. *et al.* Interação de fragmentos florestais com agroecossistemas adjacentes de café e pastagem: respostas das comunidades de formigas (Hymenoptera, Formicidae). **Iheringia. Série Zoologia**, v. 98, n. 1, p. 136–142, mar. 2008.

DINIZ, Milena F. *et al.* The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 81–89, jan. 2021.

DORMANN, Carsten F. *et al.* Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27–46, jan. 2013.

FEIJÓ, Anderson *et al.* Divergent selection along elevational gradients promotes genetic and phenotypic disparities among small mammal populations. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 12, p. 7080–7095, jun. 2019.

FENG, Gang *et al.* Forest canopy height co-determines taxonomic and functional richness, but not functional dispersion of mammals and birds globally. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 8, p. 1350–1359, ago. 2020.

FERRARI, Stephen F. *et al.* Ecology of the “Southern” Marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*). In: NORCONK, Marilyn A.; ROSENBERGER, Alfred L.; GARBER, Paul A. (Orgs.). **Adaptive Radiations of Neotropical Primates**. Boston, MA: Springer US, 1996. p. 157–171.

FERREGUETTI, Atila C.; TOMAS, Walfrido Moraes; BERGALLO, Helena Godoy. DIFFERENCES IN THE MAMMALIAN HABITAT USE IN A MOSAIC OF VEGETATION TYPES OF AN ATLANTIC RAIN-FOREST RESERVE, BRAZIL. v. 24, p. 355–364, 5 jul. 2017.

FERREGUETTI, Atila Colombo; TOMAS, Walfrido Moraes; BERGALLO, Helena Godoy. Density, habitat use, and daily activity patterns of the Red-rumped Agouti (*Dasyprocta leporina*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 53, n. 2, p. 143–151, 4 maio 2018.

FERRETTI, Francesco *et al.* Only the largest terrestrial carnivores increase their dietary breadth with increasing prey richness. **Mammal Review**, v. 50, n. 3, p. 291–303, jul. 2020.

GALETTI, M. *et al.* Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Animal Conservation**, v. 20, n. 3, p. 270–281, jun. 2017.

GALETTI, Mauro *et al.* Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 151, n. 1, p. 141–149, maio 2006.

GALETTI, Mauro *et al.* Atlantic Rainforest's Jaguars in Decline. **Science**, v. 342, n. 6161, p. 930–930, 22 nov. 2013.

GALETTI, Mauro *et al.* Causes and Consequences of Large-Scale Defaunation in the Atlantic Forest. In: MARQUES, Marcia C. M.; GRELLE, Carlos E. V. (Orgs.). **The Atlantic Forest**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 297–324.

GALLEGO-ZAMORANO, Juan *et al.* Combined effects of land use and hunting on distributions of tropical mammals. **Conservation Biology**, v. 34, n. 5, p. 1271–1280, out. 2020.

GENINE, Julieta. **Reproductive phenology and fruit production on a land bridge island in the brazilian atlantic forest**. Dissertação de mestrado—Rio Claro - SP: Universidade Estadual Paulista, 29 maio 2006.

GIACOMINI, Henrique C.; GALETTI, Mauro. An index for defaunation. **Biological Conservation**, v. 163, p. 33–41, jul. 2013.

GÓMEZ, José María; SCHUPP, Eugene W.; JORDANO, Pedro. Synzoochory: the ecological and evolutionary relevance of a dual interaction. **Biological Reviews**, v. 94, n. 3, p. 874–902, jun. 2019.

GONZÁLEZ-SALAZAR, Constantino; MARTÍNEZ-MEYER, Enrique; LÓPEZ-SANTIAGO, Guadalupe. Clasificación jerárquica de gremios tróficos para aves y mamíferos de Norteamérica. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 85, n. 3, 14 jan. 2015.

GRELLE, Carlos E. V.; CERQUEIRA, Rui. Determinantes da distribuição geográfica de *Callithrix flaviceps* (Thomas) (Primates, Callitrichidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 2, p. 414–420, jun. 2006.

GRIMBACHER, Peter S. *et al.* Temporal variation in abundance of leaf litter beetles and ants in an Australian lowland tropical rainforest is driven by climate and litter fall. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 10, p. 2625–2640, ago. 2018.

GRODSKY, Steven M. *et al.* Ground Beetle (Coleoptera: Carabidae) Response to Harvest Residue Retention: Implications for Sustainable Forest Bioenergy Production. **Forests**, v. 11, n. 1, p. 48, 31 dez. 2019.

GUERRA, Daniel *et al.* Human-Induced Downsizing of Animal Communities Weakens Trait Matching Between Tropical Plants and Frugivores. **Ecology Letters**, v. 28, n. 12, p. e70274, dez. 2025.

GUISAN, Antoine; EDWARDS, Thomas C.; HASTIE, Trevor. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. **Ecological Modelling**, v. 157, n. 2–3, p. 89–100, nov. 2002.

HOFMEESTER, Tim R.; ROWCLIFFE, J. Marcus; JANSEN, Patrick A. A simple method for estimating the effective detection distance of camera traps. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 3, n. 2, p. 81–89, jun. 2017.

IBGE (ORG.). **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2ª edição revista e ampliada ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, 2012.

JOLY, Carlos A.; METZGER, Jean Paul; TABARELLI, Marcelo. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, nov. 2014.

JONES, Washington *et al.* Red-legged Seriema (*Cariama cristata*). In: BILLERMAN, Shawn M. *et al.* (Orgs.). **Birds of the World**. [S.l.]: Cornell Lab of Ornithology, 2024.

KNUFF, Anna Katharina *et al.* Insect abundance in managed forests benefits from multi-layered vegetation. **Basic and Applied Ecology**, v. 48, p. 124–135, nov. 2020.

LEE, Youngjo *et al.* Spatial modeling of data with excessive zeros applied to reindeer pellet-group counts. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 19, p. 7047–7056, out. 2016.

LEGENDRE, Pierre *et al.* **Numerical ecology**. 2nd English ed ed. Amsterdam ; New York: Elsevier, 1998.

LINDENMAYER, David. Small patches make critical contributions to biodiversity conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 3, p. 717–719, 15 jan. 2019.

LOUTHAN, Allison *et al.* Large mammals generate both top-down effects and extended trophic cascades on floral-visitor assemblages. **Journal of Tropical Ecology**, v. 35, n. 4, p. 185–198, jul. 2019.

MAGIOLI, Marcelo; FERRAZ, Katia Maria Paschoaletto Micchi De. Deforestation leads to prey shrinkage for an apex predator in a biodiversity hotspot. **Mammal Research**, v. 66, n. 2, p. 245–255, abr. 2021.

MALTAMO, Matti; NÆSSET, Erik; VAUHKONEN, Jari (ORGS.). **Forestry Applications of Airborne Laser Scanning: Concepts and Case Studies**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2014. v. 27

MARTINS, Lucas P. *et al.* Birds optimize fruit size consumed near their geographic range limits. **Science**, v. 385, n. 6706, p. 331–336, 19 jul. 2024.

MEDICI, Emília Patrícia *et al.* Avaliação do risco de extinção da anta brasileira *Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758, no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, n. 1, p. 103–116, 24 maio 2012.

MITTELMAN, Pedro *et al.* **Agouti reintroduction recovers seed dispersal of a large-seeded tropical tree**. Dryad, , 10 mar. 2020. Disponível em: <<https://datadryad.org/dataset/doi:10.5061/dryad.djh9w0vwq>>. Acesso em: 29 jan. 2026

NAKANOOLIVEIRA, Eduardo. **Ecologia alimentar e area de vida de carnívoros da Floresta Nacional de Ipanema, Ipero, SP (Carnivora : Mammalia)**. Mestre em Ecologia—Campinas, SP: Universidade Estadual de Campinas, 14 fev. 2002.

NEVES, Danilo M. *et al.* Dissecting a biodiversity hotspot: The importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic Forest Domain of South America. **Diversity and Distributions**, v. 23, n. 8, p. 898–909, ago. 2017.

OKSANEN, Jari *et al.* **vegan: Community Ecology Package**. , 6 set. 2019. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 18 ago. 2025

- PAGLIA, Adriano *et al.* Annotated Checklist of Brazilian Mammals. v. 6, n. 2, p. 76, 2012.
- PAOLUCCI, Lucas N. *et al.* Lowland tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. **Biotropica**, v. 51, n. 2, p. 245–252, mar. 2019.
- PAREDES, Omar Stalin Landázuri *et al.* Water availability not fruitfall modulates the dry season distribution of frugivorous terrestrial vertebrates in a lowland Amazon forest. **PLOS ONE**, v. 12, n. 3, p. e0174049, 16 mar. 2017.
- PAXTON, Kristina L. *et al.* Landscape configuration alters movement behavior and space-use of a Hawaiian forest bird community. **Journal of Avian Biology**, v. 2024, n. 1–2, p. e03117, jan. 2024.
- PORRAS, Laura Patricia *et al.* Influence of human activities on some medium and large-sized mammals' richness and abundance in the Lacandon Rainforest. **Journal for Nature Conservation**, v. 34, p. 75–81, dez. 2016.
- R Core Team.** : R: a language and environment for statistical computing.).R Foundation for Statistical Computing, , 2025. c0078
- RADEMAKER, V.; CERQUEIRA, R. Variation in the latitudinal reproductive patterns of the genus *Didelphis* (Didelphimorphia:Didelphidae). **Austral Ecology**, v. 31, n. 3, p. 337–342, maio 2006.
- REIS, Yana T. Riqueza de cupins (Insecta, Isoptera) em áreas de Mata Atlântica primária e secundária do sudeste da Bahia. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 97, n. 3, p. 229–234, 30 set. 2007.
- REMEŠ, Vladimír *et al.* Vegetation complexity and pool size predict species richness of forest birds. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 964180, 30 set. 2022.
- REZENDE, C. L. *et al.* From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, out. 2018.
- 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.
- RITCHIE, Euan G.; JOHNSON, Christopher N. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 12, n. 9, p. 982–998, set. 2009.
- ROCHA-MENDES, Fabiana *et al.* Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest remnants, Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 21–30, dez. 2010.
- ROUSSEL, Jean-Romain *et al.* lidR: An R package for analysis of Airborne Laser Scanning (ALS) data. **Remote Sensing of Environment**, v. 251, p. 112061, dez. 2020.
- RUFINO, Maria Paula Miranda Xavier *et al.* Restoring plant-animal interactions: The role of the red-billed curassow (*Crax blumenbachii*) in shaping tree-seedling communities in an Atlantic forest fragment. **Ecological Indicators**, v. 179, p. 114178, out. 2025.
- SANTOS, Fernanda *et al.* Prey availability and temporal partitioning modulate felid coexistence in Neotropical forests. **PLOS ONE**, v. 14, n. 3, p. e0213671, 12 mar. 2019.

SCARANO, Fabio Rubio; CEOTTO, Paula. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2319–2331, set. 2015.

SÉVÊQUE, Anthony *et al.* Human disturbance has contrasting effects on niche partitioning within carnivore communities. **Biological Reviews**, v. 95, n. 6, p. 1689–1705, dez. 2020.

SOS Mata Atlântica, 2025. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/causas/mata-atlantica>>. Acesso em: 25 ago. 2025.

STEIN, Anke; GERSTNER, Katharina; KREFT, Holger. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. **Ecology Letters**, v. 17, n. 7, p. 866–880, jul. 2014.

TAO, Shengli *et al.* Global patterns and determinants of forest canopy height. **Ecology**, v. 97, n. 12, p. 3265–3270, dez. 2016.

TERBORGH, John W. Toward a trophic theory of species diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 37, p. 11415–11422, 15 set. 2015.

THOMPSON, Graham G.; THOMPSON, Scott A. Using species accumulation curves to estimate trapping effort in fauna surveys and species richness. **Austral Ecology**, v. 32, n. 5, p. 564–569, ago. 2007.

TROVATI, Roberto; BRITO, Bernardo. Nota sobre deslocamento e área de uso de tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) translocado no Cerrado brasileiro. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 4, n. 3, p. 144–149, 7 dez. 2009.

VEALL, Michael R.; ZIMMERMANN, Klaus F. PSEUDO- R^2 MEASURES FOR SOME COMMON LIMITED DEPENDENT VARIABLE MODELS. **Journal of Economic Surveys**, v. 10, n. 3, p. 241–259, set. 1996.

VERLY, Otávio Miranda *et al.* Land use history and environmental filtering drive taxonomic and functional diversity in Atlantic Rainforest fragments. **Journal of Environmental Management**, v. 392, p. 126830, set. 2025.

WARREN, Dan L. *et al.* ENMTools 1.0: an R package for comparative ecological biogeography. **Ecography**, v. 44, n. 4, p. 504–511, abr. 2021.

WATSON, James E. M. *et al.* The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n. 4, p. 599–610, 26 fev. 2018.

WILMAN, Hamish *et al.* **EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals.** Figshare, , 2016. Disponível em: <https://figshare.com/collections/EltonTraits_1_0_Species-level_foraging_attributes_of_the_world_s_birds_and_mammals/3306933/1>. Acesso em: 3 fev. 2026

APÊNDICE

Tabela A1. Identificação botânica seguindo o sistema *Angiosperm Phylogeny Group* IV das espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas levantadas pelo inventário florestal nas 13 parcelas.

Parcelas	Número de famílias	Número de gêneros	Espécies identificadas	Espécies não identificadas
1	23	38	40	7
2	19	25	28	0
3	26	40	47	0
4	19	26	27	0
5	18	28	31	0
6	19	28	34	0
7	16	22	29	0
8	30	44	58	6
9	21	33	37	0
10	20	33	37	1
11	21	31	35	1
12	21	33	40	0
13	20	27	28	0

Tabela A2. Lista de espécies registradas na estação seca e na estação chuvosa

Grupo	Família	Espécie	Nome comum	Dieta	Estação seca		Estação chuvosa		Categoria IUCN
					Registros % grupo	Registros % total	Registros % grupo	Registros % total	
Ave	Cariamidae	<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	Siriema	Insetívoro/ Onívoro	0	0	2,12	0,52	LC
	Columbidae	<i>Leptotila</i> sp.	Juriti	Insetívoro/ Frugívoro	56,86	9,50	25,53	6,31	LC
	Cracidae	<i>Penelope</i> sp.	Jacu	Frugívoro/ Onívoro	27,48	4,59	48,93	12,10	-
		<i>Crax blumenbachii</i> Spix, 1825	Mutum	Frugívoro/ Onívoro	0	0	4,25	1,05	EN
	Furnariidae	<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	Pichororé	Insetívoro/ Frugívoro	1,96	0,32	0	0	LC
	Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Müller, 1776)	Saracura	Onívora	0	0	2,12	0,52	LC
	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	Choca-da-mata	Insetívoro/ Frugívoro	5,88	0,98	4,25	1,05	LC
	Tinamidae	<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	Inhambu	Onívoro	7,84	1,31	12,76	3,15	LC

Grupo	Família	Espécie	Nome comum	Dieta	Estação seca		Estação chuvosa		Categoria IUCN
					Registros % grupo	Registros % total	Registros % grupo	Registros % total	
Mamífero de grande porte	Cervidae	<i>Mazama</i> sp.	Veado	Frugívoro/ Herbívoro	35,78	2,62	57,14	4,21	-
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca	Frugívoro/ Herbívoro	52,17	3,93	28,57	2,10	LC
	Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	Herbívoro/ Frugívoro	8,69	0,65	0	0	VU
	Felidae	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda	Carnívoro	4,34	0,32	14,28	1,05	LC
Mamífero de médio porte	Canidae	<i>Canis lupus familiaris</i> Linnaeus, 1758	Cachorro	Onívoro	1,11	0,65	0	0	-
	Cebidae	<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)	Macaco-prego	Frugívoro/ Onívoro	0,55	0,32	2,04	1,05	NT
	Chlamyphoridae	<i>Cabassous</i> sp.	Tatu-do-rabo-mole	Mirmecófago	0,55	0,32	3,06	1,57	-
	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha	Insetívoro/ Onívoro	14,52	8,52	29,59	15,26	LC
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia	Frugívoro/ Granívoro	3,35	1,96	9,18	4,73	DD
	Didelphidae	<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	Gambá	Onívoro	56,98	33,44	31,63	16,31	LC

Grupo	Família	Espécie	Nome comum	Dieta	Estação seca		Estação chuvosa		Categoria IUCN
					Registros % grupo	Registros % total	Registros % grupo	Registros % total	
Mamífero de pequeno porte	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguaririca	Carnívoro	3,91	2,29	9,18	4,73	LC
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara	Frugívoro/ Onívoro	12,29	7,21	5,10	2,63	LC
	Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá	Mirmecófago	5,58	3,27	2,04	1,05	LC
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati	Onívoro	1,11	0,65	8,16	4,21	LC
	Callitrichidae	<i>Callithrix flaviceps</i> (Thomas, 1903)	Sagui	Frugívoro/ Insetívoro/ Gomívoro	3,84	0,65	0	0	CR
	Didelphidae	<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1840)	Cuíca	Insetívoro/ Onívoro	5,76	0,98	25,80	4,21	LC
	Sciuridae	<i>Guerlinguetus ingrani</i> (Thomas, 1901)	Caxinguelê	Frugívoro/ Granívoro	90,38	15,40	74,19	12,10	LC

Tabela A3. Ocorrência das espécies por armadilha fotográfica nas parcelas onde foram instaladas.

Espécie	Armadilha												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>Aramides cajaneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cabassous</i> sp.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Callithrix flaviceps</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Canis lupus familiaris</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cariama cristata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crax blumenbachii</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Crypturellus tataupa</i>	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	4	1
<i>Cuniculus paca</i>	0	0	0	1	0	4	0	0	1	0	1	1	8
<i>Dasyprocta azarae</i>	2	3	1	0	0	0	2	0	0	3	4	0	0
<i>Dasypus novemcinctus</i>	3	3	1	9	4	6	5	2	3	1	9	7	2
<i>Didelphis aurita</i>	2	0	2	12	13	1	3	2	0	68	7	2	21
<i>Eira barbara</i>	14	0	0	4	1	0	0	4	1	1	1	0	1
<i>Guerlinguetus ingrami</i>	0	0	39	0	0	5	1	1	0	15	0	0	9
<i>Leopardus pardalis</i>	0	0	0	4	4	4	1	0	0	1	0	1	1
<i>Leptotila</i> sp.	0	4	0	4	5	3	1	5	1	9	1	6	2
<i>Marmosops incanus</i>	0	0	0	1	0	3	1	0	0	0	0	2	4
<i>Mazama</i> sp.	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0
<i>Nasua nasua</i>	0	0	0	3	2	1	1	0	0	1	0	0	1
<i>Penelope</i> sp.	0	3	0	0	2	0	2	7	0	8	1	10	2
<i>Puma concolor</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Sapajus nigratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0	3	0	0	1	1	1	0	0	1	1	2	1
<i>Tapirus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0

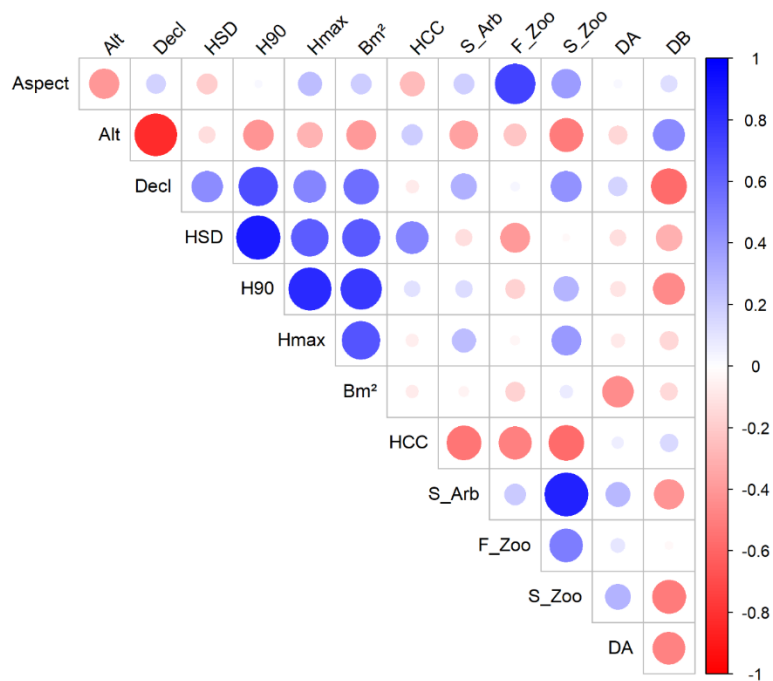


Figura A1. Teste de correlação de Pearson para as variáveis coletadas na área de estudo Fazenda Macedônia

Tabela A4. Métricas de ajuste dos modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição Poisson ajustados para explicar a frequência de registros das guildas tróficas.

Guilda Trófica	AIC	Deviance	Pseudo-R ² (McFadden)
Carnívoro	42,438	0,782	0,44
Frugívoro	107,973	0,647	0,397
Herbívoro	60,853	0,626	0,44
Onívoro	85,269	0,947	0,681
Insetívoro	73,97	0,765	0,28
Mirmecófago	47,391	0,379	0,175
Granívoro	64,646	0,895	0,752

AIC = Critério de Informação de Akaike; deviance explicada = proporção da deviance do modelo nulo explicada pelo modelo ajustado; pseudo-R² (McFadden) = medida de ajuste para GLMs baseada na log-verossimilhança.