



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ – UESC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE – PPGEGB

LUCAS ZORDAN FERNANDES

DIETA E GRAU DE FRUGIVORIA DO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA
(*LEONTOPITHECUS CHRYSOMELAS*) EM DIFERENTES HABITATS

ILHÉUS - BAHIA

2026

LUCAS ZORDAN FERNANDES

**DIETA E GRAU DE FRUGIVORIA DO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA
(*LEONTOPITHECUS CHRYSOMELAS*) EM DIFERENTES HABITATS**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Linha de pesquisa: Ecologia e Conservação de Populações

Orientador: Prof Dr Leonardo de Carvalho Oliveira

ILHÉUS – BAHIA

2026

F363

Fernandes, Lucas Zordan.

Dieta e grau de frugivoria do mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*) em diferentes habitats / Lucas Zordan Fernandes. – Ilhéus, BA: UESC, 2026.

128f.: il.

Orientador: Leonardo de Carvalho Oliveira
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – PPGEGB.

Inclui referências.

1. Primatas – Comportamento. 2. Mico-leão-dourado. 3. Bromeliácea. 4. Cadeias alimentares (Ecologia). 5. Sistema cabruca. 6. Biodiversidade – Conservação – Mata Atlântica. I. Título.

CDD 599.8

LUCAS ZORDAN FERNANDES

**DIETA E GRAU DE FRUGIVORIA DO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA
(*LEONTOPITHECUS CHRYSOMELAS*) EM DIFERENTES HABITATS**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Linha de pesquisa: Ecologia e Conservação de Populações

Orientador: Prof Dr Leonardo de Carvalho Oliveira

Ilhéus, 28 de maio de 2026.

Prof. Dr. Leonardo de Carvalho Oliveira
UESC
(Orientador)

Prof. Dr. Ítalo Mourthé
Instituto Mamirauá

Profª Drª Gabriela Cabral Rezende
IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas

AGRADECIMENTOS

Expresso meus mais sinceros agradecimentos a todas as pessoas e instituições que, de diferentes formas, contribuíram para a realização desta dissertação e para a minha trajetória ao longo do mestrado.

À Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), por oferecer a infraestrutura necessária para o desenvolvimento desta pesquisa e por proporcionar um ambiente de formação acadêmica tão importante para a minha caminhada.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, pela oportunidade de cursar o mestrado e por todo o aprendizado construído ao longo desse período.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), pela concessão da bolsa de estudo, fundamental para viabilizar minha dedicação a esta pesquisa.

Ao Prof. Dr. Leonardo de Carvalho Oliveira, minha profunda gratidão pela confiança depositada em meu trabalho, pela orientação cuidadosa, pela disponibilidade, pelo apoio constante e também pela amizade ao longo desse processo. Sua contribuição foi essencial para a construção desta dissertação e para o meu crescimento acadêmico e pessoal.

Às minhas amigas de turma, Carla, Isabelly e Tamara, por terem tornado essa trajetória mais leve, acolhedora e feliz. Sou grata pelas conversas, pelo apoio mútuo, pelas trocas e por todos os momentos compartilhados, que fizeram grande diferença nessa caminhada.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da UESC, pela formação oferecida, pelo conhecimento compartilhado e pelas contribuições que ampliaram minha visão acadêmica e científica.

Às técnicas Amábele e Mayra, pela atenção, paciência e disponibilidade em todos os momentos, sempre prontas para ajudar com dúvidas e processos ao longo do curso.

Aos pesquisadores que forneceram os dados das coletas de campo, meu agradecimento pela generosidade e pela contribuição indispensável para a realização deste trabalho. Sem esse apoio, esta dissertação não teria sido possível.

À minha família, meu agradecimento mais profundo, pelo amor, pelo apoio de tantas formas, pela compreensão e por nunca duvidar das minhas escolhas. Obrigada por serem minha base, meu incentivo e meu abrigo durante toda essa trajetória.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), Código de Financiamento 001.

DIETA E GRAU DE FRUGIVORIA DO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA (*LEONTOPITHECUS CHRYSOMELAS*) EM DIFERENTES HABITATS

RESUMO GERAL

No mosaico de paisagens da Mata Atlântica do sul da Bahia, a persistência de espécies ameaçadas que necessitam da estrutura florestal depende não apenas da presença de remanescentes nativos, mas também da capacidade de sistemas agroflorestais manterem recursos alimentares e micro-habitats funcionais. Nesta dissertação foi avaliado como a estrutura do habitat influencia a dieta e o uso de recursos alimentares pelo mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*), integrando dados comportamentais de longo prazo sobre consumo de frutos e forrageamento de presas com a análise da fauna associada a bromélias epífitas em floresta nativa e cabruca. Os resultados indicaram que o grau de frugivoria foi similar entre cabruca e floresta, sem diferença significativa na proporção do tempo dedicada ao consumo de frutos e ao forrageamento de presas, embora a composição dos recursos frutíferos tenha variado entre ambientes. Em paralelo, bromélias em sistemas agroflorestais apresentaram maior abundância e riqueza média de fauna associada por planta, mantendo diversidade e composição semelhantes às da floresta, o que reforça seu papel como micro-habitats alimentares potenciais. Em conjunto, os resultados mostram a flexibilidade trófica de *L. chrysomelas* e indicam que cabucas estruturalmente complexas podem contribuir para sua conservação, desde que mantenham árvores de sombra, epífitas e recursos alimentares essenciais. Portanto, a influência do habitat se expressa principalmente por variações na abundância, na distribuição e na previsibilidade dos recursos, e reforça a importância da heterogeneidade estrutural e da manutenção de microhabitats do dossel para a conservação da biodiversidade e para a persistência de espécies ameaçadas em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica.

Palavras-chave: *Leontopithecus chrysomelas*; Bromélias epífitas; Ecologia alimentar; Cabruca; Mata Atlântica; Conservação.

DIET AND FRUGIVORY DEGREE OF THE GOLDEN-HEADED LION TAMARIN (*LEONTOPITHECUS CHRYSOMELAS*) IN DIFFERENT HABITATS

ABSTRACT

In the mosaic of the Atlantic Forest of southern Bahia, the persistence of threatened forest species depends not only on the presence of native remnants, but also on the capacity of agroforestry systems to maintain food resources and functional microhabitats. In this dissertation it was evaluated how habitat structure influences the diet and resource use of the golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*), integrating long-term behavioral data on fruit consumption and prey foraging with the analysis of fauna associated with epiphytic bromeliads in native forest and cabruca. The results indicated that the frugivory degree was maintained between cabruca and forest, with no significant difference in the proportion of time dedicated to fruit consumption and prey foraging, although the composition of fruit resources varied between habitats. In parallel, bromeliads in agroforestry systems showed greater abundance and mean richness of associated fauna per plant, while maintaining diversity and composition similar to those of the forest, reinforcing their role as potential feeding microhabitats. Together, the results highlight the trophic flexibility of *L. chrysomelas* and indicate that structurally complex cabruças can contribute to its conservation, provided that shade trees, epiphytes, and essential food resources are maintained. It is concluded that habitat influence is expressed mainly through variations in the abundance, distribution, and predictability of resources, reinforcing the importance of structural heterogeneity, floristic composition, and the maintenance of canopy microhabitats for biodiversity conservation and for the persistence of threatened species in fragmented Atlantic Forest landscapes.

Keywords: *Leontopithecus chrysomelas*; Epiphytic bromeliads; Feeding ecology; Cabruca; Atlantic Forest; Conservation;

LISTA DE FIGURAS

Fig 2.1. Localização das áreas dos estudos de observação do mico-leão-da-cara-dourada (<i>L. chrysomelas</i>) no sul da Bahia, Brasil. O painel principal apresenta a distribuição espacial das áreas amostradas, enquanto os mapas insetos mostram a localização da região de estudo na Bahia e da Bahia no Brasil. As cores indicam os diferentes estudos: Estudo 1 – floresta ombrófila, na porção oeste da REBIO; Estudo 2 – fazendas de cabruca; Estudo 3 – floresta semidecidual; Estudo 4 – floresta ombrófila, na porção leste da REBIO.....	29
Fig 2.2. Proporção diária do tempo dedicada ao consumo de frutos por <i>L. chrysomelas</i> em floresta semidecidual, floresta e cabruca.....	36
Fig 2.3. Proporção do tempo total de alimentação dedicada ao consumo de frutos e forrageamento de presas por <i>L. chrysomelas</i> em floresta e cabruca.....	37
Fig 2.4. Variação mensal circular da proporção ajustada do tempo de alimentação dedicado à frugivoria e ao forrageio em floresta e cabruca. Cada barra representa um mês; barras mais longas indicam maior proporção ajustada da categoria alimentar no respectivo mês.....	38
Fig 2.5. Relação entre o número de registros de consumo e a duração média dos eventos de alimentação (minutos por observação) para as espécies frutíferas consumidas por <i>L. chrysomelas</i> em cada ambiente.....	47
Fig 2.6. Curvas de dominância das espécies frutíferas consumidas por <i>L. chrysomelas</i> nos diferentes ambientes, expressas como proporção acumulada do tempo total de consumo....	49
Fig 2.7. Variação mensal da proporção de consumo de jaca (<i>A. heterophyllus</i>) em cabruca e floresta secundária.....	51
Fig 2.8. Variação mensal da proporção do consumo de bromélias por <i>L. chrysomelas</i> na floresta semidecidual ao longo do ano.....	52
Fig 3.1. Mapa de localização das áreas de coleta da fauna associada às bromélias no sul da Bahia.....	78

Fig 3.2. Abundância total da fauna associada por bromélia nos diferentes tipos de ambiente: floresta nativa (Floresta), cabruca tradicional (CAB), sistema rústico com sombra plantada (RPS) e sistema com sombreamento monoespecífico (MCA).....	85
Fig 3.3. Relação entre o volume da bromélia transformado em $\log(\text{volume} + 1)$ e a abundância total da fauna associada por bromélia.....	86
Fig 3.4. Riqueza de ordens por bromélia nos diferentes tipos de ambiente: floresta nativa, cabruca tradicional (CAB), sistema rústico com sombra plantada (RPS) e sistema com sombreamento monoespecífico (MCA).....	88
Fig 3.5. Relação entre o volume da bromélia transformado em $\log(\text{volume} + 1)$ e a riqueza de ordens da fauna associada por bromélia.....	88
Fig 3.6. Ordens mais abundantes da fauna associada às bromélias em cada ambiente amostrado. São apresentadas as 10 ordens com maior abundância total, considerando o conjunto de bromélias de cada ambiente.....	96
Fig S1. Ordenação NMDS da composição da fauna associada às bromélias epífitas considerando a comparação geral entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau (CAB, RPS e MCA). O valor de stress foi 0,233, indicando que a representação bidimensional deve ser interpretada com cautela e utilizada apenas como visualização exploratória dos padrões de composição.....	113
Fig S2. Dispersão multivariada da composição da fauna associada às bromélias epífitas na comparação geral entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau (CAB, RPS e MCA).....	114

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Estudos utilizados na compilação de dados sobre a dieta do mico-leão-da-cara-dourada (<i>L. chrysomelas</i>) no sul da Bahia, contendo período de realização, ambiente amostrado e número de grupos monitorados.....	31
Tabela 2.2. Esforço amostral dos grupos de mico-leão-da-cara-dourada (<i>L. chrysomelas</i>) incluídos na compilação, com discriminação do ambiente de estudo, número de dias e total de horas de observação por grupo.....	31
Tabela 2.3. Espécies frutíferas consumidas por <i>Leontopithecus chrysomelas</i> nos diferentes ambientes com família, número de registros e tempo total de consumo.....	40
Tabela 2.4 . Espécies frutíferas mais consumidas por <i>Leontopithecus chrysomelas</i> em cada ambiente.....	45
Tabela 3.1. Número de bromélias, indivíduos e ordens coletadas em cada tipo de ambiente..	83
Tabela 3.2. Correlação de Pearson entre as covariáveis estruturais avaliadas nos modelos. Foi adotado como critério de alta colinearidade o valor de $ r \geq 0,70$	83
Tabela 3.3. Covariáveis estruturais das bromélias e dos forófitos entre os ambientes amostrados.....	84
Tabela 3.4. Modelos de abundância total da fauna associada por bromélia.....	86
Tabela 3.5. Modelos de riqueza de ordens da fauna associada por bromélia.....	89
Tabela 3.6. Diversidade estimada da fauna associada às bromélias em floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau, expressa pelos números de Hill. Valores correspondem às estimativas de diversidade obtidas por rarefação e extrapolação, com intervalos de confiança de 95% nos colchetes. O número de Hill $q = 0$ representa a riqueza estimada de ordens, atribuindo o mesmo peso a todas as ordens registradas. O número de Hill $q = 1$ corresponde à	

diversidade de Shannon, atribuindo maior peso às ordens comuns. O número de Hill $q = 2$ corresponde à diversidade de Simpson, enfatizando as ordens mais dominantes.....91

Tabela S1. Espécies e altura dos forófitos amostrados para coleta de bromélias epífitas nos diferentes ambientes estudados no sul da Bahia.114

Tabela S2. Atributos das bromélias epífitas amostradas na floresta. A tabela apresenta, para cada amostra, o volume da bromélia e a altura da bromélia em relação ao solo.....116

Tabela S3. Atributos das bromélias epífitas amostradas no sistema rústico com sombra plantada (RPS). A tabela apresenta, para cada amostra, o volume da bromélia e a altura da bromélia em relação ao solo, com os registros organizados por fazenda.....117

Tabela S4. Atributos das bromélias epífitas amostradas em cabruca tradicional (CAB). A tabela apresenta, para cada amostra, o volume da bromélia e a altura da bromélia em relação ao solo, com os registros organizados por fazenda.....120

Tabela S5. Atributos das bromélias epífitas amostradas no sistema com sombreamento monoespecífico (MCA). A tabela apresenta, para cada amostra, o volume da bromélia e a altura da bromélia em relação ao solo.122

Tabela S6. Número total de indivíduos por ordem taxonômica da fauna associada às bromélias epífitas em cada ambiente amostrado: floresta sistema rústico com sombra plantada (RPS), sistema com sombreamento monoespecífico (MCA) e cabruca tradicional (CAB)...126

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	12
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	17
FLEXIBILIDADE TRÓFICA DO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA	
(<i>Leontopithecus chrysomelas</i>) EM DIFERENTES HABITATS NO SUL DA BAHIA.....	20
RESUMO.....	20
ABSTRACT.....	21
2.1 INTRODUÇÃO.....	22
2.2 OBJETIVOS.....	26
2.2.1 OBJETIVO GERAL.....	26
2.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	26
2.3 METODOLOGIA.....	27
2.3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	27
2.3.3. COLETA DE DADOS E IDENTIFICAÇÃO DOS FRUTOS.....	29
2.3.4 ANÁLISE DOS DADOS.....	32
2.4. RESULTADOS.....	35
2.4.1 INVESTIMENTO DIÁRIO NO CONSUMO DE FRUTOS.....	35
2.4.2 GRAU DE FRUGIVORIA E FORRAGEIO.....	36
2.4.3 COMPOSIÇÃO DOS RECURSOS FRUTÍFEROS.....	38
2.5 DISCUSSÃO.....	53
2.5.1 INVESTIMENTO DIÁRIO NO CONSUMO DE FRUTOS.....	53
2.5.2 GRAU DE FRUGIVORIA E FORRAGEAMENTO.....	55
2.5.3 COMPOSIÇÃO DOS RECURSOS FRUTÍFEROS.....	57
2.6 CONCLUSÃO GERAL.....	62
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	63
INFLUÊNCIA DOS ATRIBUTOS DE BROMÉLIAS EPÍFITAS E	
CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS DO AMBIENTE SOBRE A COMUNIDADE	
DE FAUNA ASSOCIADA EM UM MOSAICO FLORESTA-AGROFLORESTA NO	
SUL DA BAHIA.....	70
RESUMO.....	70
ABSTRACT.....	71
3.1 INTRODUÇÃO.....	72
3.2 OBJETIVOS.....	76
3.2.1 OBJETIVO GERAL.....	76
3.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	77
3.3. METODOLOGIA.....	77
3.3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	77
3.3.2 AMOSTRAGEM DE BROMÉLIAS E COLETA DA FAUNA ASSOCIADA..	79
3.3.3. IDENTIFICAÇÃO DA FAUNA ASSOCIADA.....	80
3.3.4. ANÁLISE DOS DADOS.....	80
3.4 RESULTADOS.....	83

3.4.1 ABUNDÂNCIA TOTAL.....	85
3.4.2 RIQUEZA DE ORDENS.....	88
3.4.3 DIVERSIDADE LOCAL.....	90
3.4.4 RAREFAÇÃO E EXTRAPOLAÇÃO DA DIVERSIDADE.....	91
3.4.5 COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE.....	92
3.4.6 ABUNDÂNCIA POR ORDEM.....	93
3.5. DISCUSSÃO.....	94
3.5.1 ABUNDÂNCIA POR BROMÉLIA.....	94
3.5.2 RIQUEZA DE ORDENS.....	97
3.5.3 DIVERSIDADE LOCAL E RAREFAÇÃO E EXTRAPOLAÇÃO.....	99
3.5.4 COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE.....	101
3.5.5 ABUNDÂNCIA POR ORDEM.....	102
3.6 CONCLUSÃO GERAL.....	105
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	107
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	114

INTRODUÇÃO GERAL

Ao longo dos anos, a Mata Atlântica foi submetida a uma extensa conversão para a agricultura e outros usos da terra, restando apenas uma pequena fração de sua cobertura vegetal original (REZENDE et al., 2018; TABARELLI et al., 2010; VANCINE et al., 2024). Esse processo levou ao isolamento de muitas espécies endêmicas e ameaçadas em remanescentes florestais, além de impor dificuldades à persistência da biodiversidade, como limitações no deslocamento entre fragmentos e deterioração das condições ecológicas necessárias para a manutenção de populações viáveis (CÔTE et al., 2017; HADDAD et al., 2015; PEACOCK, 2025). Nessas paisagens, a conservação vai além da proteção dos últimos vestígios de floresta bem preservados; é fundamental manter elementos estruturais e funcionais que permitam deslocamento, abrigo e acesso a recursos disponíveis na matriz ao redor desses fragmentos (SIQUEIRA et al., 2021; VON THADEN et al., 2022). Por isso, matrizes que preservam parte da estrutura arbórea nativa são extremamente relevantes para a conservação aplicada, principalmente quando atuam como refúgios, corredores ou habitats complementares para a fauna local (OLIVEIRA et al., 2011; RABOY et al., 2004).

No sul da Bahia, um dos elementos-chave dessa paisagem é a cabruca, sistema agroflorestal de cultivo de cacau sombreado, no qual os cacauzeiros são plantados e mantidos sob árvores remanescentes da floresta nativa (OLIVEIRA et al., 2011; SAMBUICHI, 2002). A cabruca representa uma parcela expressiva da composição da paisagem regional e, por conservar árvores altas e parte da complexidade vertical do dossel, pode contribuir para a conectividade funcional em paisagens fragmentadas (RABOY et al., 2004). Ao mesmo tempo, trata-se de um sistema dinâmico, sujeito a diferentes intensidades de manejo, à simplificação estrutural e a pressões econômicas e fitossanitárias, como doenças e pragas do cacauzeiro, que podem levar à conversão para outros usos da terra, como pastagens ou monoculturas de cacau a pleno sol (LOBÃO et al., 2022; NOGUEIRA et al., 2019). Portanto, a cabruca não deve ser entendida nem como equivalente ecológica da floresta nativa, nem como uma matriz completamente hostil à biodiversidade. Seu valor para a conservação depende da manutenção de atributos estruturais e recursos críticos para as espécies florestais que a utilizam, como árvores de grande porte e microhabitats do dossel (ALMEIDA-ROCHA et al., 2020; TISOVEC et al., 2014).

Entre as espécies que dependem dessa paisagem está o mico-leão-da-cara-dourada ou mico-leão-baiano (*Leontopithecus chrysomelas*), primata endêmico da Mata Atlântica

atualmente restrito ao sul da Bahia (TEIXEIRA et al., 2025) e classificado como ameaçado em função da perda, fragmentação e degradação do habitat (IUCN, 2020). Avaliações recentes indicam que, nas últimas décadas, a espécie perdeu uma porção significativa de sua área de distribuição e sofreu diminuição populacional, sendo que apenas uma pequena parte do habitat remanescente está protegida de forma regular (TEIXEIRA et al., 2024). Diante desse cenário, iniciativas de conservação têm destacado a restauração de áreas degradadas e a criação de corredores ecológicos, reforçando a importância de compreender como habitats não protegidos e modificados pelo ser humano, como a cabruca, podem contribuir para a persistência da espécie em escala de paisagem (TEIXEIRA et al., 2024). Esse problema se torna ainda mais urgente quando se considera a possibilidade de extinções locais em diversos fragmentos dentro da área de ocorrência da espécie, o que torna crucial manter a qualidade do habitat tanto em remanescentes florestais quanto em matrizes agroflorestais (TEIXEIRA et al., 2025).

Ao longo de sua distribuição, *L. chrysomelas* demonstra flexibilidade no uso do habitat e pode ocupar paisagens que mesclam fragmentos florestais e cabruca (TEIXEIRA et al., 2024). Em escala ampla, sua ocorrência tende a ser maior em regiões com maior conectividade, maior área dos fragmentos e presença importante de cabruca e floresta na composição da paisagem (TEIXEIRA et al., 2024). Em contrapartida, paisagens mais heterogêneas e intensamente modificadas por agricultura e pecuária diminuem a probabilidade de ocorrência, sugerindo que nem toda matriz antrópica com presença de árvores favorece igualmente a persistência dos micos (TEIXEIRA et al., 2024). Suas áreas de vida podem incluir florestas maduras, florestas degradadas e cabruca, indicando que os grupos exploram mosaicos ambientais heterogêneos dentro de seus padrões de deslocamento diários (OLIVEIRA et al., 2011; RABOY; DIETZ, 2004). Em condições favoráveis, a cabruca pode inclusive sustentar grupos reprodutivos inteiros, com áreas de vida relativamente pequenas e altas densidades populacionais, o que sugere que ela pode funcionar como habitat viável e não apenas como matriz de passagem (OLIVEIRA et al., 2011). No entanto, a simplificação estrutural e o aumento da intensidade do manejo podem comprometer sua adequação para a manutenção da espécie, reduzindo seu valor como habitat complementar (ALMEIDA-ROCHA et al., 2020; RABOY et al., 2010).

Essas questões são importantes porque a presença do mico em cabrukas e florestas não indica, por si só, que esses ambientes oferecem os mesmos recursos ou sustentam os mesmos padrões de uso do habitat. Em espécies fortemente dependentes da estrutura florestal, o tipo de habitat afeta não apenas abrigo e deslocamento, mas também a distribuição espacial e

temporal do alimento, a disponibilidade de microhabitats de forrageamento e o balanço entre diferentes componentes da dieta (CATENACCI et al., 2016). Para *L. chrysomelas*, isso é especialmente relevante porque a espécie é frugívora-faunívora: frutos são fundamentais na dieta, mas insetos e outras presas animais também são consumidos regularmente (RABOY; DIETZ, 2004; RYLANDS, 1989). Assim, compreender o uso de habitat pela espécie exige considerar, ao mesmo tempo, quais recursos vegetais estão disponíveis, quais substratos favorecem o forrageamento de presas e como esses elementos estão organizados na paisagem.

A dieta de *L. chrysomelas* varia entre áreas e reflete diferenças na composição florística e na disponibilidade local de plantas utilizadas (CATENACCI et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2011; RABOY; DIETZ, 2004). Em áreas degradadas da Mata Atlântica do sul da Bahia, por exemplo, a espécie foi registrada consumindo grande diversidade de plantas, mas o peso real de determinadas famílias e espécies na dieta não corresponde necessariamente ao número total de espécies consumidas, indicando que poucos recursos podem responder por grande parte da alimentação em determinados contextos (CATENACCI et al., 2016). Estudos comparativos também sugerem que a cabruca pode fornecer recursos alimentares capazes de exercer forte influência sobre o comportamento da espécie. Grupos de *L. chrysomelas* já foram registrados passando maior proporção do tempo forrageando e consumindo frutos, flores e néctar em cabruca do que em floresta madura ou secundária (RABOY et al., 2004). Além disso, a cabruca pode apresentar menos árvores utilizadas pelos micos do que outros habitats, mas maior frequência de uso por árvore, sugerindo influência importante de árvores individuais e possível concentração espacial de recursos nesse sistema agroflorestal (OLIVEIRA et al., 2010).

Entre os recursos vegetais associados à cabruca, a jaca (*Artocarpus heterophyllus*) recebe destaque por sua ampla disponibilidade ao longo do ano e por sua importância alimentar para micos-leões-da-cara-dourada (OLIVEIRA et al., 2011). Em alguns contextos, essa espécie foi relatada como um dos recursos mais utilizados, com consumo ao longo de todo o ano, o que sugere disponibilidade mais previsível em comparação a outros frutos de ocorrência mais sazonal ou espacialmente dispersa (OLIVEIRA et al., 2011). Registros também confirmam o uso regular de jaca por grupos de *L. chrysomelas* em ambientes plantados, reforçando que esse não é apenas um recurso potencialmente disponível, mas efetivamente explorado pela espécie (DE VLEESCHOUWER; OLIVEIRA, 2017). Essa associação é importante porque aponta para uma possível diferença entre cabruca e floresta na forma como os frutos são distribuídos e disponibilizados aos micos: enquanto a floresta pode oferecer uma paisagem de recursos mais diversa e heterogênea, a cabruca pode concentrar

recursos previsíveis em árvores-chave, afetando deslocamento, revisitas e tempo necessário para obtenção de alimento (OLIVEIRA et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2011).

No entanto, a ecologia alimentar de *L. chrysomelas* não pode ser compreendida apenas a partir da frugivoria. A manipulação de substratos para buscar presas animais está entre os comportamentos alimentares mais frequentemente observados para a espécie (CATENACCI et al., 2016). Em áreas degradadas, essa atividade foi inclusive a mais frequente dentro do orçamento alimentar registrado, superando o tempo dedicado ao consumo de frutos em determinados períodos (CATENACCI et al., 2016). De forma semelhante, Raboy e Dietz (2004) destacam que o forrageamento de presas animais constitui um componente importante da atividade diária da espécie, reforçando que artrópodes e outros itens animais não representam um recurso ocasional, mas parte regular da estratégia alimentar dos micos. Portanto, diferenças entre habitats não devem ser interpretadas apenas em torno dos frutos, mas também em termos de como diferentes ambientes sustentam oportunidades de busca e consumo de presas.

É nesse contexto que as bromélias epífitas assumem papel importante. Bromélias são descritas como microhabitats-chave de forrageamento de presas para micos-leões-da-cara-dourada (CATENACCI et al., 2016; RABOY; DIETZ, 2004). Em áreas degradadas da Mata Atlântica, elas foram registradas como o principal substrato de forrageamento de presas para a espécie (CATENACCI et al., 2016), e também foram descritas como locais de forrageamento amplamente utilizados em outros estudos (RABOY; DIETZ, 2004; GUIDORIZZI, 2008; OLIVEIRA et al., 2011; RYLANDS, 1989). Isso sugere que bromélias funcionam como unidades de recursos no dossel e que sua presença, abundância e características podem influenciar o consumo de presas. No entanto, embora se saiba que os micos usam bromélias para buscar artrópodes e que esses microhabitats ocorrem tanto em cabucas quanto em florestas, ainda é pouco claro se bromélias de diferentes habitats oferecem a mesma base potencial de presas.

Assim, permanece uma lacuna importante quanto à forma como cabruca e floresta nativa diferem na oferta integrada de recursos alimentares. A literatura mostra que a composição da dieta de *L. chrysomelas* varia entre áreas em função da flora disponível (CATENACCI et al., 2016), que a cabruca pode concentrar recursos vegetais importantes, como a jaca (OLIVEIRA et al., 2011), e que bromélias são microhabitats recorrentes de forrageamento de presas (CATENACCI et al., 2016; RABOY; DIETZ, 2004). No entanto, ainda faltam integrações mais explícitas entre a paisagem de recursos frutíferos, a base de

artrópodes associada a microhabitats do dossel e a forma como essas diferenças podem se refletir no comportamento alimentar da espécie em diferentes ambientes.

Dessa forma, a pergunta central que orienta esta dissertação é: como diferentes habitats, especialmente cabruca e floresta nativa, diferem na organização de recursos alimentares e microhabitats de forrageamento, e como essas diferenças podem influenciar a dieta e o uso de recursos por *L. chrysomelas*? A partir dessa pergunta, parte-se da hipótese de que a influência do habitat sobre a ecologia alimentar da espécie não se expressa apenas pela quantidade de frutos consumidos ou pelo tempo dedicado ao forrageamento de presas, mas principalmente pela forma como os recursos estão distribuídos, pela sua previsibilidade e pela disponibilidade de microhabitats que sustentam oportunidades de alimentação no dossel. Nesse sentido, frutos e bromélias representam dimensões complementares da paisagem de recursos utilizada pelos micos: os frutos indicam a disponibilidade e composição dos recursos vegetais, enquanto as bromélias indicam a base potencial de presas associada aos microhabitats de forrageamento.

A relevância desta dissertação está, portanto, em abordar de forma integrada duas dimensões complementares da ecologia alimentar de um primata ameaçado em uma paisagem composta por floresta nativa e sistemas agroflorestais. Em vez de tratar comportamento alimentar e recursos do dossel como temas independentes, esta dissertação parte da premissa de que ambos expressam dimensões de um mesmo problema ecológico: como cabruca e floresta nativa diferem em suas paisagens de recursos e como essas diferenças podem influenciar a forma como *L. chrysomelas* utiliza o habitat. Essa abordagem permite compreender melhor se a cabruca atua apenas como matriz de passagem, como habitat complementar ou como ambiente capaz de sustentar recursos importantes para a espécie, sempre considerando que seu valor ecológico depende da manutenção de atributos estruturais, árvores-chave, epífitas e condições menos intensivas de manejo.

Em um sentido mais amplo, esta dissertação contribui para a compreensão de como espécies florestais ameaçadas persistem em mosaicos antropizados sem que se perca de vista a importância da floresta nativa. A cabruca pode ser valiosa como elemento de conectividade, como habitat complementar e como espaço de ocorrência de certos recursos importantes (OLIVEIRA et al., 2011; RABOY et al., 2004). No entanto, sua contribuição para a conservação depende de quais recursos ela mantém, de como esses recursos estão distribuídos e de como são usados por espécies ameaçadas. Ao examinar simultaneamente o comportamento alimentar associado a frutos e a fauna de artrópodes associada a bromélias, esta dissertação busca contribuir para uma visão mais refinada da cabruca: não como

substituta simplificada da floresta, mas como componente de uma paisagem de conservação cuja utilidade depende da manutenção de recursos alimentares, microhabitats do dossel e heterogeneidade estrutural favorável à persistência de *Leontopithecus chrysomelas*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA-ROCHA, J. M.; PERES, C. A.; MONSALVO, J. A. B.; OLIVEIRA, L. C. Habitat determinants of golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) occupancy of cacao agroforests: gloomy conservation prospects for management intensification. **American Journal of Primatology**, v. 82, n. 9, e23179, 2020.

CATENACCI, L. S.; PESSOA, M. S.; NOGUEIRA-FILHO, S. L. G.; DE VLEESCHOUWER, K. M. Diet and feeding behavior of *Leontopithecus chrysomelas* (Callitrichidae) in degraded areas of the Atlantic Forest of South-Bahia, Brazil. **International Journal of Primatology**, 2016.

CÔTE, J.; BESTION, E.; JACOB, S.; TRAVIS, J.; LEGRAND, D.; BAGUETTE, M. Evolution of dispersal strategies and dispersal syndromes in fragmented landscapes. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 56–73, 2017.

DE VLEESCHOUWER, K. M.; OLIVEIRA, L. C. Report on the presence of a group of golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*), an endangered primate species in a rubber plantation in southern Bahia, Brazil. **Primate Biology**, v. 4, p. 61-67, 2017.

DE VLEESCHOUWER, K. M.; OLIVEIRA, L. C.; RABOY, B. E.; RAGHUNATHAN, N.; ZEIGLER, S. L. Golden-headed lion tamarin research in the 21st century: recent advances and potential areas of future research. **Neotropical Primates**, v. 18, n. 2, p. 72-76, 2011.

GUIDORIZZI, C. E. Ecology and behavior of the golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) in a mesophytic forest in southern Bahia, Brazil, 2008.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, e1500052, 2015.

KIERULFF, M. C. M.; RYLANDS, A. B.; OLIVEIRA, M. M. de. *Leontopithecus chrysomelas*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2008: e.T4184A10562002, 2008.

LOBÃO, É. de S. P.; SILVA, I. A. L. da; LOBÃO, D. E. Phytosociological and dendrometric parameters in cacao shadowing management: contributions to the productive conservation of the cabruca agroforestry system. **Agrotropica**, v. 34, n. 1, p. 49-58, 2022.

NOGUEIRA, R.; ROITMAN, I.; CARVALHO, F.; SOLDATI, G.; JACOBSON, T. Challenges for agroecological and organic management of Cabruca cocoa agroecosystems in

three rural settlements in south Bahia, Brazil: perceptions from local actors. **Agroforestry Systems**, v. 93, p. 1961-1972, 2019.

OLIVEIRA, L. C.; DIETZ, J. M. Predation risk and the interspecific association of two Brazilian Atlantic forest primates in cabruca agroforest. **American Journal of Primatology**, v. 73, n. 9, p. 852-860, 2011.

OLIVEIRA, L. C.; HANKERSON, S. J.; DIETZ, J. M.; RABOY, B. E. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern Bahia, Brazil. **Animal Conservation**, v. 13, n. 1, p. 60-70, 2010.

OLIVEIRA, L. C.; NEVES, L. G.; RABOY, B. E.; DIETZ, J. M. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. **Environmental Management**, v. 48, n. 2, p. 248-262, 2011.

PEACOCK, M. M. Negotiating a fragmented world: what do we know, how do we know it, and where do we go from here? **Diversity**, v. 17, n. 3, art. 200, 2025.

RABOY, B. E.; CHRISTMAN, M. C.; DIETZ, J. M. The use of degraded and shade cocoa forests by endangered golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas*. **Oryx**, v. 38, n. 1, p. 75-83, 2004..

RABOY, B. E.; DIETZ, J. M. Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. **American Journal of Primatology**, v. 63, n. 1, p. 1-15, 2004.

RABOY, B. E.; NEVES, L. G.; ZEIGLER, S.; SARAIVA, N. A.; CARDOSO, N.; SANTOS, G. R.; BALL, J. D. Strength of habitat and landscape metrics in predicting golden-headed lion tamarin presence or absence in forest patches in southern Bahia, Brazil. **Biotropica**, v. 42, n. 3, p. 388-397, 2010.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RYLANDS, A. B. Sympatric Brazilian callitrichids: the black tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhli*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. **Journal of Human Evolution**, v. 18, p. 679-695, 1989.

SAMBUICHI, R. H. R. Fitossociologia e diversidade de espécies arbóreas em cabruca (Mata Atlântica raleada sobre plantação de cacau) na região sul da Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 16, n. 1, p. 89-101, 2002.

SIQUEIRA, F. F.; DE CARVALHO, D.; RHODES, J.; ARCHIBALD, C. L.; REZENDE, V. L.; VAN DEN BERG, E. Small landscape elements double connectivity in highly fragmented areas of the Brazilian Atlantic Forest. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, art. 614362, 2021.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

TEIXEIRA, J. V. dos S.; BONFIM, F. C. G.; VANCINE, M. H.; RIBEIRO, M. C.; OLIVEIRA, L. de C. Effect of landscape attributes on the occurrence of the endangered golden-headed lion tamarin in southern Bahia, Brazil. **American Journal of Primatology**, v. 86, n. 4, e23588, 2024.

TEIXEIRA, J. V. dos S.; RABOY, B. E.; OLIVEIRA, L. de C. Reassessing distribution and population estimates of the golden-headed lion tamarin *Leontopithecus chrysomelas* (Primates, Callitrichidae). **Endangered Species Research**, v. 57, p. 481-495, 2025.

TISOVEC, K. C.; CASSANO, C. R.; BOUBLI, J. P.; PARDINI, R. Mixed-species groups of marmosets and tamarins across a gradient of agroforestry intensification. **Biotropica**, v. 46, n. 2, p. 248-255, 2014.

VANCINE, M. H.; MUYLAERT, R. L.; NIEBUHR, B. B.; OSHIMA, J. E. F.; TONETTI, V.; BERNARDO, R.; DE ANGELO, C.; ROSA, M. R.; GROHMANN, C. H.; RIBEIRO, M. C. The Atlantic Forest of South America: spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 291, art. 110499, 2024.

VON THADEN, J.; SALAZAR-ARTEAGA, H.; LABORDE, J.; ESTRADA-CONTRERAS, I.; ROMERO-URIBE, H. Arboreal elements of the agricultural matrix as structural connecting devices in fragmented landscapes: a case study in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve. **Ecological Engineering**, v. 179, art. 106633, 2022.

**FLEXIBILIDADE TRÓFICA DO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA
(*Leontopithecus chrysomelas*) EM DIFERENTES HABITATS NO SUL DA BAHIA**

RESUMO

A alimentação é um dos eixos centrais da ecologia de primatas, pois está diretamente relacionada ao uso do espaço, ao orçamento de atividades e às respostas comportamentais frente à variação temporal e espacial dos recursos disponíveis. Em espécies frugívoras-insetívoras, como *Leontopithecus chrysomelas*, a dieta resulta do equilíbrio entre disponibilidade, previsibilidade e custo de obtenção de diferentes itens alimentares, de modo que a importância relativa de frutos e presas pode variar entre habitats e ao longo do ano. Na Mata Atlântica do sul da Bahia, onde a espécie ocorre em paisagens heterogêneas formadas por floresta ombrófila, floresta semidecidual e sistemas agroflorestais de cabruca, diferenças na composição florística, na estrutura da vegetação e na oferta de recursos alimentares podem refletir em distintos padrões de frugivoria e forrageamento. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo investigar como diferentes contextos de habitat influenciam a dieta de *L. chrysomelas*, avaliando a proporção do tempo de alimentação dedicada ao consumo de frutos e ao forrageamento de presas, o investimento diário em frugivoria e a composição dos recursos frutíferos explorados em cabruca, floresta e floresta semidecidual. Para isso, foram compilados dados secundários de longo prazo obtidos em estudos comportamentais conduzidos com grupos da espécie no sul da Bahia. Os resultados mostraram que o investimento diário no consumo de frutos foi significativamente maior ($p=0,001$) na floresta semidecidual do que na floresta madura e na cabruca, enquanto estes dois últimos ambientes não diferiram entre si. Já a proporção do tempo total de alimentação dedicada à frugivoria e ao forrageamento de presas não apresentou diferença significativa entre floresta e cabruca, embora tenha havido variação mensal ao longo do ano, com maiores valores de frugivoria no início do ano e aumento relativo do forrageamento em meses como março, outubro e novembro, que coincide com o período de gestação das fêmeas da espécie. A composição dos recursos frutíferos variou entre os ambientes, com destaque para as famílias Bromeliaceae, Moraceae, Sapotaceae e Myrtaceae, além disso, algumas espécies foram mais consumidas pelos micos-leões como *Tapirira guianensis*, *Pouroma* sp. e *Ficus* sp. Na cabruca, espécies como *Artocarpus heterophyllus* tiveram papel marcante, enquanto na floresta semidecidual houve forte dominância no consumo de bromélias. Em conjunto, os resultados indicam que a influência do habitat sobre a dieta de *L. chrysomelas* não se resume apenas na quantidade de frutos consumidos, mas também na dominância e previsibilidade dos recursos que sustentam a alimentação em cada ambiente. Assim, a espécie apresenta flexibilidade alimentar, mas essa plasticidade se organiza em torno de um conjunto restrito de recursos-chave, o que reforça a importância da composição florística e da heterogeneidade estrutural dos habitats para a ecologia alimentar e para a conservação da espécie em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica.

Palavras-chave: Callitrichidae; ecologia alimentar; frugivoria; forrageamento; uso do habitat; Mata Atlântica; cabruca.

**TROPHIC FLEXIBILITY OF THE GOLDEN-HEADED LION TAMARIN
(*Leontopithecus chrysomelas*) IN DIFFERENT HABITATS IN SOUTHERN BAHIA**

ABSTRACT

Feeding is one of the central axes of primate ecology, as it is directly related to space use, activity budgets, and behavioral responses to temporal and spatial variation in available resources. In frugivorous-insectivorous species, such as *Leontopithecus chrysomelas*, diet results from a balance between the availability, predictability, and acquisition costs of different food items, so that the relative importance of fruits and prey may vary among habitats and throughout the year. In the Atlantic Forest of southern Bahia, where the species occurs in heterogeneous landscapes composed of ombrophilous forest, semideciduous forest, and cabruca agroforestry systems, differences in floristic composition, vegetation structure, and food resource availability may be reflected in distinct patterns of frugivory and foraging. In this context, the present study aimed to investigate how different habitat contexts influence the diet of *L. chrysomelas*, evaluating the proportion of feeding time dedicated to fruit consumption and prey foraging, daily investment in frugivory, and the composition of fruit resources exploited in cabruca, forest, and semideciduous forest. To this end, long-term secondary data obtained from behavioral studies conducted with groups of the species in southern Bahia were compiled. The results showed that daily investment in fruit consumption was significantly higher ($p=0,001$) in semideciduous forest than in mature forest and cabruca, while these two latter habitats did not differ from each other. In contrast, the proportion of total feeding time dedicated to frugivory and prey foraging did not differ significantly between forest and cabruca, although monthly variation occurred throughout the year, with higher values of frugivory at the beginning of the year and a relative increase in foraging in months such as March, October, and November, coinciding with the gestation period of females of the species. The composition of fruit resources varied among habitats, with emphasis on the families Bromeliaceae, Moraceae, Sapotaceae, and Myrtaceae. In addition, some species were particularly important for the lion tamarins, such as *Tapirira guianensis*, *Pouroma* sp., and *Ficus* sp. In cabruca, species such as *Artocarpus heterophyllus* played a marked role, while in semideciduous forest there was strong dominance in the consumption of bromeliads. Together, the results indicate that the influence of habitat on the diet of *L. chrysomelas* is not limited only to the amount of fruit consumed, but also involves the dominance and predictability of the resources that sustain feeding in each habitat. Thus, the species shows dietary flexibility, but this plasticity is organized around a restricted set of key resources, reinforcing the importance of floristic composition and habitat structural heterogeneity for the feeding ecology and conservation of the species in fragmented Atlantic Forest landscapes.

Keywords: Callitrichidae; feeding ecology; frugivory; foraging; habitat use; Atlantic Forest; cabruca.

2.1 INTRODUÇÃO

A alimentação ocupa uma posição importante na ecologia dos primatas porque está diretamente ligada à forma como eles usam o espaço e distribuem seu tempo respondendo à variação dos recursos no ambiente (SEILER et al., 2020; TRAPANESE et al., 2018). A dieta de espécies que possuem uma ampla gama de itens alimentares é o resultado de ajustes entre a demanda energética e o custo de obtenção desses recursos (EGLER, 1992; DIETZ et al., 1997; KEUROGHLIAN; PASSOS, 2001). Nesse sentido, a frugivoria se torna uma categoria do comportamento alimentar que pode aumentar ou diminuir conforme a distribuição espacial dos frutos e a sua previsibilidade temporal (CATENACCI et al., 2016; GARCÍA et al., 2004; RABOY; DIETZ, 2004).

Essa relação entre dieta e ambiente se expressa no orçamento de atividades, onde o deslocamento, forrageamento e a alimentação formam um processo integrado de tomada de decisão. Primatas precisam equilibrar o tempo gasto na busca por recursos, manipulação dos substratos e consumo do alimento, ajustando seu comportamento conforme o custo de localizar ou acessar diferentes recursos (TRAPANESE et al., 2019; VOGEL et al., 2007). Recursos previsíveis e concentrados tendem a reduzir esses custos, influenciando a distribuição do tempo diário dedicado às atividades alimentares (FONSECA et al., 2022; WILLIAMSON et al., 2021). Estratégias de forrageamento envolvem o uso de mapas mentais para lembrar o que, onde e quando os alimentos estão disponíveis, permitindo trajetórias eficientes e planejamento espacial para maximizar ganhos nutricionais (BOYER et al., 2006). Em espécies que combinam consumo de frutos com exploração de presas animais, a capacidade de explorar substratos específicos como bromélias, cascas e cavidades é fundamental para acessar presas concentradas nesses microhabitats, refletindo uma adaptação à heterogeneidade ambiental (FONSECA et al., 2022; WILLIAMSON et al., 2021). Assim, compreender a alimentação requer analisar não só os itens consumidos, mas também as estratégias usadas para encontrar e explorar recursos em ambientes complexos (CHAPMAN et al., 2012).

De modo geral, os estudos com Callitrichidae mostram que esses primatas apresentam ampla flexibilidade alimentar, ajustando o consumo de frutos, artrópodes, goma, fungos, néctar e presas animais conforme a disponibilidade, a sazonalidade e a eficiência do forrageio no ambiente. Essa variação pode envolver tanto sobreposição alimentar entre espécies próximas, como observado em *Saguinus* (PERES, 1993; PORTER, 2001), quanto

especializações locais, como a micofagia em *Callimico goeldii* e *Callithrix flaviceps* (HILÁRIO & FERRARI, 2010; PORTER, 2001). Além disso, a diversidade da dieta também pode responder a condições ambientais, como a variação na umidade mensal, que influencia a disponibilidade de recursos vegetais e insetos em grupos urbanos de *Oedipomidas leucopus* (SOTO-CALDERÓN et al., 2025). Em *Leontopithecus* spp., essa plasticidade alimentar também se reflete no uso do espaço e nos padrões de deslocamento, uma vez que os grupos ajustam sua dieta e sua movimentação à distribuição heterogênea dos recursos na paisagem (DIETZ et al., 1997; MILLER & DIETZ, 2006; RABOY & DIETZ, 2004; RASKIN et al., 2024).

Nesse contexto, o mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*) está em um cenário ideal para analisar como ambientes distintos podem afetar padrões de alimentação. A espécie é endêmica da Mata Atlântica do sul da Bahia e ocorre em uma região marcada por uma forte heterogeneidade ambiental, onde remanescentes de floresta nativa se misturam com paisagens agrícolas, especialmente sistemas agroflorestais de cabruca (ALMEIDA-ROCHA et al., 2020; OLIVEIRA et al., 2011). Além disso, sua distribuição também abrange formações florestais distintas dentro desse mosaico regional, incluindo florestas mesófilas/semidecíduais, que diferem em estrutura da vegetação e composição florística (GUIDORIZZI, 2018).

Esse mosaico cria condições favoráveis para estudar como mudanças na estrutura da vegetação e na distribuição dos recursos alimentares podem influenciar o comportamento alimentar da espécie, já que diferentes contextos florestais e agroflorestais oferecem combinações distintas de frutos e substratos de forrageamento (ALMEIDA-ROCHA et al., 2020; OLIVEIRA et al., 2011). O ambiente do sul da Bahia, portanto, representa um local chave para entender essa variação na prática, porque reúne contextos com diferentes graus de alteração do uso do solo, composição florística e diferentes condições estruturais (OLIVEIRA et al., 2011; RABOY; DIETZ, 2004).

De modo geral, *L. chrysomelas* é descrito como um primata frugívoro-insetívoro, consumindo frutos, néctar, insetos e pequenos vertebrados (RABOY; DIETZ, 2004). No entanto, a importância relativa de frutos e presas pode variar de acordo com a disponibilidade local dos recursos e com o esforço necessário para obtê-los (RABOY; DIETZ, 2004; CATENACCI et al., 2016). Os frutos são um componente central da alimentação, mas a exploração de substratos para obtenção de artrópodes e pequenos vertebrados também ocupa parcela importante da rotina alimentar da espécie (CATENACCI et al., 2016; RYLANDS, 1989). A dieta frugívora dessa espécie é ampla e diversa, mas seu uso não é homogêneo no espaço nem no tempo. A composição florística local influencia quais espécies são mais

exploradas, e a disponibilidade mensal de frutos é um fator importante para explicar variações no tempo dedicado à alimentação frugívora (CATENACCI et al., 2016). Myrtaceae e Sapotaceae aparecem entre as famílias mais exploradas pela espécie (OLIVEIRA et al., 2010), o que sugere a importância de frutos pequenos a médios, recorrentes em árvores nativas da Mata Atlântica do sul da Bahia. Além dessas, Moraceae e Melastomataceae também aparecem entre os recursos usados, tanto por incluírem espécies que frutificam frequentemente quanto por estarem associadas a habitats muito utilizados pelos grupos (OLIVEIRA et al., 2010; 2011; CATENACCI et al., 2016), o que mostra que a frugivoria da espécie combina recursos exóticos muito abundantes em cabruca com frutos nativos de diferentes estratos e formações vegetais. Esse padrão reforça que a dieta frugívora de *L. chrysomelas* é diversificada, mas gira em torno de alguns grupos de plantas que parecem ter peso importante na alimentação e, possivelmente, na permanência dos grupos em determinados ambientes (OLIVEIRA et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2011; CATENACCI et al., 2016). Isso sugere que a frugivoria da espécie depende da forma como esses frutos se distribuem ao longo do ano e do quanto eles estão acessíveis dentro da área usada pelos grupos (CATENACCI et al., 2016; RABOY; DIETZ, 2004). Ao mesmo tempo, quando os frutos se tornam menos disponíveis, recursos alternativos podem ganhar importância, como já foi descrito para outros micos-leões, nos quais néctar e presas animais passam a ter maior importância relativa em certos períodos (DIETZ et al., 1997; KEUROGHLIAN; PASSOS, 2001). Essa flexibilidade reforça que diferenças entre habitats podem se traduzir em diferenças reais na forma como o tempo de alimentação é dividido.

Entre os ambientes usados pela espécie, a cabruca se destaca por combinar elementos florestais com elementos agrícolas. Embora mantenha cobertura arbórea e possa sustentar populações de fauna nativa, a cabruca não é equivalente à floresta nativa em composição florística, estrutura da vegetação e disponibilidade de alimentos (ALMEIDA-ROCHA et al., 2020). Um dos aspectos mais marcantes desse sistema é a presença de jaca (*Artocarpus heterophyllus*), descrita como um recurso-chave para *L. chrysomelas* na cabruca e amplamente disponível ao longo do ano (OLIVEIRA et al., 2011). A jaca pode tornar parte da dieta frugívora mais previsível nesse habitat, reduzindo a dependência de frutos mais dispersos ou mais exclusivos em certas épocas do ano (DE VLEESCHOUWER; OLIVEIRA, 2017; OLIVEIRA et al., 2011). Ao mesmo tempo, a cabruca também pode abrigar substratos importantes para o forrageamento de presas (OLIVEIRA et al., 2011).

As bromélias epífitas são importantes para entender essa dinâmica na dieta, já que funcionam como micro-habitats importantes para a obtenção de artrópodes e pequenos

vertebrados (CATENACCI et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2011; RABOY; DIETZ, 2004). Em *L. chrysomelas*, a exploração de bromélias, assim como de outros substratos como folhas secas, cascas e fendas, está diretamente ligada ao forrageamento e pode representar parcela importante do tempo de alimentação (CATENACCI et al., 2016; RABOY; DIETZ, 2004; RYLANDS, 1989). Como esses substratos abrigam recursos animais, habitats com maior concentração e acessibilidade de bromélias podem modificar o balanço entre frugivoria e exploração animal (RABOY; DIETZ, 2004). Nas cabruças, a partir da remoção do sub-bosque, as bromélias remanescentes se encontram no dossel, o que pode ocasionar uma concentração de recursos, os tornando mais acessíveis.

Portanto, a cabruca oferece ao mesmo tempo, um recurso frutífero previsível como a jaca (*A. heterophyllum*) e substratos capazes de concentrar presas, como bromélias epífitas, então a forma como *L. chrysomelas* distribui seu tempo de alimentação entre frutos e recursos animais pode diferir da observada em floresta nativa (DIETZ, 2011; OLIVEIRA et al., 2010; OLIVEIRA; RABOY; DIETZ, 2004). Por outro lado, a floresta nativa apresenta outra organização espacial e temporal dos recursos, com composição florística própria e variação na disponibilidade espacial de bromélias e frutos ao longo do tempo (CATENACCI et al., 2016; RABOY; DIETZ, 2004;). Assim, a comparação entre ambientes não diz respeito apenas a diferenças de cobertura vegetal, mas a diferenças nas condições ecológicas que estruturam decisões de forrageamento e alocação do tempo alimentar (ALMEIDA-ROCHA et al., 2020; OLIVEIRA et al., 2011).

Apesar de já existir informação consistente sobre a dieta de *L. chrysomelas*, ainda não está claro como a proporção do tempo dedicada ao consumo de frutos muda entre ambientes com ambientes tão distintas quanto cabruca, floresta ombrófila e floresta mesófila/semidecidual. A literatura mostra, de um lado, a importância de recursos frutíferos previsíveis, como a jaca (*A. heterophyllum*) na cabruca, e, de outro, a importância de bromélias e outros substratos que favorecem o forrageamento de presas. Porém, esses fatores podem atuar ao mesmo tempo, tornando difícil prever a direção final da resposta apenas com base em descrições qualitativas dos habitats. Também permanece pouco claro quais espécies e famílias de frutos sustentam de fato a frugivoria em cada ambiente e até que ponto diferenças no uso desses recursos estão ligadas à estrutura da vegetação ou à disponibilidade de microhabitats de presas. Assim, a principal lacuna é entender como diferentes combinações de recursos se traduzem em diferenças reais na alocação do tempo alimentar entre habitats (CATENACCI et al., 2016; GUIDORIZZI, 2008; OLIVEIRA et al., 2011; RABOY et al., 2004).

Diante disso, este capítulo analisa dados comportamentais de longo prazo obtidos em cabruca, floresta ombrófila e floresta de semidecidual com o objetivo de quantificar a proporção do tempo de alimentação com frutos e presas em relação ao tempo total de alimentação, o investimento diário no consumo de frutos e identificar as espécies de frutos mais consumidas em cada habitat (CATENACCI et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2011; RABOY; DIETZ, 2004). A expectativa é que o grau de frugivoria e o tempo diário gasto consumindo frutos difiram entre os ambientes, refletindo diferenças na disponibilidade, na previsibilidade e na distribuição espacial de frutos e presas (CATENACCI et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2011; RABOY; DIETZ, 2004). Mais especificamente, prevê-se que a combinação entre um recurso frutífero previsível, como a jaca (*A. heterophyllus*), e a concentração de presas, como as associadas às bromélias epífitas, altere o balanço temporal entre alimentação frugívora e exploração de recursos animais (DE VLEESCHOUWER; OLIVEIRA, 2017; OLIVEIRA; DIETZ, 2011; OLIVEIRA et al., 2011).

2.2 OBJETIVOS

2.2.1 OBJETIVO GERAL

Investigar como diferentes habitats influenciam a dieta de *L. chrysomelas*, avaliando a proporção do tempo de alimentação dedicada ao consumo de frutos e de forrageamento de presas e a composição dos recursos frutíferos explorados em cabruca, floresta nativa e floresta semidecidual.

2.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Avaliar o efeito do habitat sobre o investimento diário no consumo de frutos na cabruca, floresta ombrófila e floresta semidecidual.
2. Avaliar o efeito do habitat sobre a proporção do tempo de alimentação com frutos e de forrageamento de presas em relação ao tempo total de alimentação de *L. chrysomelas* em floresta e cabruca.
3. Identificar as espécies e famílias de frutos mais consumidas pela espécie em cada ambiente.

2.3 METODOLOGIA

2.3.1 ÁREA DE ESTUDO

Os estudos foram conduzidos na região sul da Bahia, área de ocorrência do mico-leão-da-cara-dourada (*L. chrysomelas*), caracterizada por diferentes usos do solo e distintas fitofisionomias. Nessa região, ocorrem dois principais tipos de vegetação: a floresta ombrófila (GOUVÊA et al., 1976) e a floresta semidecidual mesofítica (VELOSO et al., 1991). Na floresta úmida, o clima é quente e úmido (Köppen 'Af'), sem estação seca bem definida, com precipitação anual entre 1.300 e 2.000 mm, temperatura média de 24–25 °C e umidade relativa de 80–90% (MORI, 1989) com árvores de grande porte e abundância de epífitas. Na porção oeste da área de ocorrência da espécie, que também está inserida no contexto de Mata Atlântica, a floresta semidecidual mesofítica caracteriza-se por clima mais sazonal, com precipitação anual em torno de 1.000 mm e presença de uma estação seca bem definida. Nessa formação, as árvores são, em geral, de menor porte e perdem suas folhas durante o período mais seco do ano, que pode se estender por aproximadamente cinco meses, entre maio e setembro (GOUVÊA et al., 1976; PINTO, 1994; RYLANDS et al., 2002; VINHA et al., 1976). Além das diferenças climáticas e vegetacionais, a região também apresenta contrastes socioeconômicos importantes. Na região mesofítica, a pecuária constitui a principal atividade econômica, e os fragmentos florestais tendem a ser menores e mais isolados em meio a extensas áreas de pastagem. Já na porção leste, os fragmentos florestais são maiores e apresentam certo grau de conectividade em função das plantações de cacau (*Theobroma cacao*) em sistema cabruca, no qual o cacauzeiro é cultivado no sub-bosque da floresta (ALGER; CALDAS, 1996).

Os dados são provenientes de quatro estudos diferentes. Para os grupos do Estudo 1, os dados foram coletados na porção oeste da Reserva Biológica de Una, no município de Una, Bahia, onde foram acompanhados dois grupos (Flamengo e Rabito; Figura 1), em área de floresta secundária. Para os grupos do Estudo 2, os dados foram obtidos na região cacaueira do sul da Bahia, nos municípios de Ilhéus, Jussari, Camacan, Arataca e Una, onde sete grupos foram acompanhados (Almada, Ararauna, Bem-te-vi, Bonfim, Santa Rita, São José e Teimoso; Figura 1). Essa área corresponde a um mosaico de habitats, composto predominantemente por cabruca, mas que também inclui trechos de floresta secundária e floresta madura. Para os grupos do Estudo 3, os dados foram obtidos na Fazenda Barro Branco, no município de Itororó onde dois grupos foram acompanhados (MAN e GRA;

Figura 2.1), em área de floresta semidecidual. Por fim, para os grupos do Estudo 4, os dados foram coletados na porção leste da Reserva Biológica de Una, no município de Una, Bahia, onde foram acompanhados sete grupos (Entulho, Jaca, Kita, Onça, Piaçava, Portão 2 e Tapioca; Figura 2.1), em um mosaico de habitats.

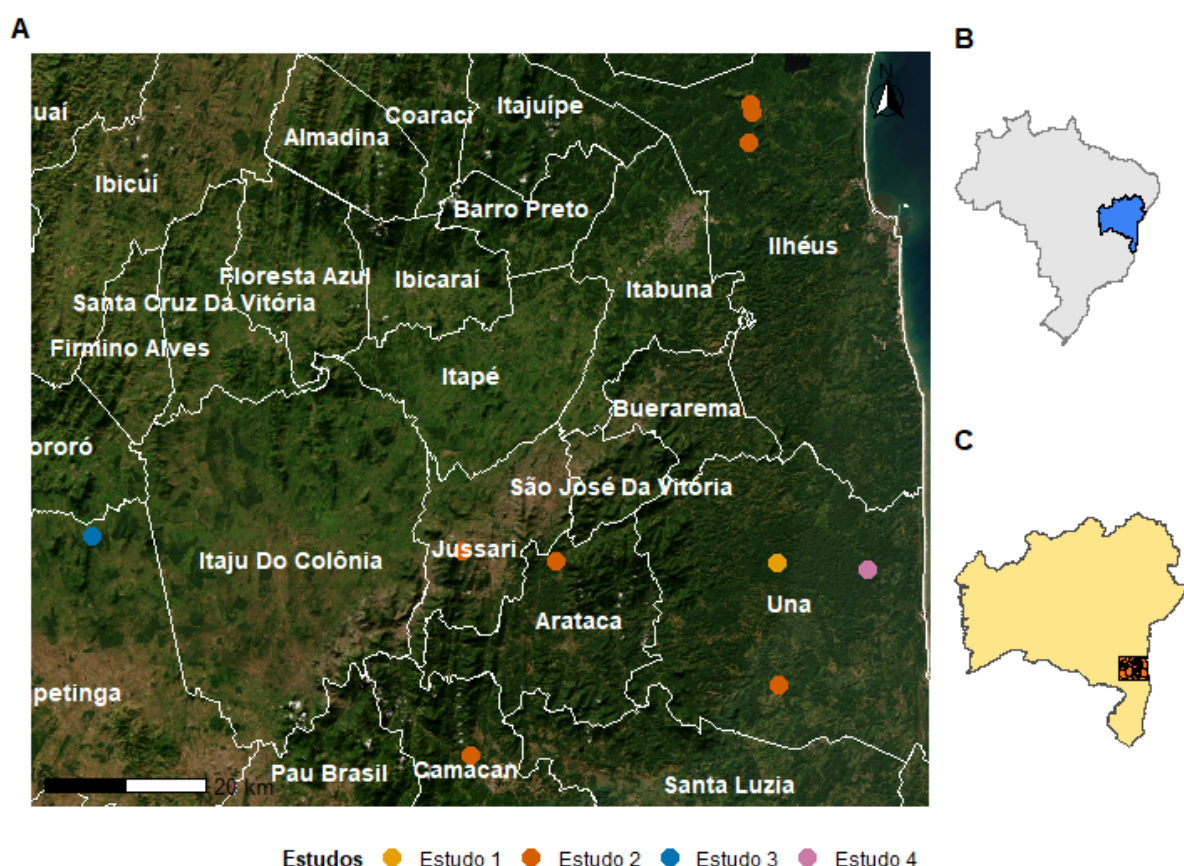


Fig 2.1. Localização das áreas dos estudos de observação do mico-leão-da-cara-dourada (*L. chrysomelas*) no sul da Bahia, Brasil. O painel principal apresenta a distribuição espacial das áreas amostradas, enquanto os mapas B e C mostram a localização da região de estudo na Bahia e da Bahia no Brasil, respectivamente. As cores indicam os diferentes estudos: **Estudo 1** – floresta ombrófila, na porção oeste da REBIO; **Estudo 2** – fazendas de cabruca; **Estudo 3** – floresta semidecidual; **Estudo 4** – floresta ombrófila, na porção leste da REBIO.

2.3.3. COLETA DE DADOS E IDENTIFICAÇÃO DOS FRUTOS

O presente trabalho consiste em uma compilação de estudos sobre o mico-leão-da-cara-dourada (*L. chrysomelas*) realizados na região do sul da Bahia. Dentre os estudos que foram realizados para a espécie, os quais foram coletados dados de comportamento, uso do habitat e outros dados ecológicos, esta dissertação utiliza as informações relacionadas à dieta, reunindo dados secundários obtidos em pesquisas desenvolvidas com grupos da espécie na região, que não foram publicados. A estruturação desta dissertação foi baseada na integração dessas informações, permitindo uma análise completa dos dados já produzidos para a espécie na região (Tabela 2.1). Embora os estudos

originais tenham sido conduzidos com diferentes protocolos de observação em campo, as análises desta dissertação foram realizadas apenas com os registros de alimentação extraídos na forma de amostragem de todas as ocorrências (ALTMANN, 1974). A partir desses registros, foram calculados o tempo total de consumo por item alimentar, por grupo e por ambiente, permitindo comparar a importância relativa dos recursos consumidos em floresta ombrófila, floresta semidecidual e cabruca. Os recursos alimentares foram identificados ao menor nível taxonômico possível, preferencialmente até espécie. Quando a identificação específica não foi possível, os itens foram mantidos no nível de família ou gênero. Assim, alguns registros pertencentes às famílias Myrtaceae e Bromeliaceae não puderam ser identificados até o nível específico e, portanto, foram analisados apenas nos níveis taxonômicos disponíveis.

O Estudo 1 foi realizado entre fevereiro de 2006 e janeiro de 2007, na porção oeste da Reserva Biológica de Una, com dois grupos denominados Flamengo (FLA) e Rabito (RAB). Ao longo de 12 meses de acompanhamento, foram realizados 68 dias de observação, totalizando 710 horas de esforço amostral, sendo 287 horas para o grupo FLA, distribuídas em 27 dias, e 423 horas para o grupo RAB, distribuídas em 41 dias. No estudo original, foram obtidas informações comportamentais por meio de observações contínuas e amostragem de animal focal, com sessões de 10 minutos envolvendo indivíduos adultos e subadultos de ambos os sexos. Para esta dissertação, foram utilizados apenas os registros de alimentação contendo o item consumido e o tempo de consumo.

O Estudo 2 foi realizado entre agosto de 2006 e setembro de 2007, em floresta semidecidual, com dois grupos denominados MAN e GRA. Ao todo, foram 41 dias de acompanhamento, totalizando 323 horas de observação, sendo 153 horas em 15 dias para o grupo GRA e 169 horas em 26 dias para o grupo MAN. No estudo original, as atividades comportamentais foram registradas por meio de scan sampling, com intervalos de 20 minutos entre os registros, além da marcação das árvores frutificando visitadas pelos grupos. Neste trabalho, foram utilizados somente os registros de alimentação que permitiam identificar o item consumido e o tempo associado ao consumo.

O Estudo 3 foi realizado entre março de 2008 e novembro de 2009, em fazendas de cabruca, com sete grupos: Almada, Ararauna, Bem-te-vi, Bonfim, Santa Rita, São José e Teimoso. Ao todo, foram 348 dias de acompanhamento, totalizando 2.682 horas de observação. O grupo Almada foi acompanhado por 83 dias, com 637 horas; Ararauna por 37 dias, com 306 horas; Bem-te-vi por 19 dias, com 108 horas; Bonfim por 33 dias, com 270 horas; Santa Rita por 81 dias, com 602 horas; São José por 26 dias, com 183 horas; e Teimoso

por 69 dias, com 574 horas. No estudo original, foram registrados eventos de alimentação, e, para esta dissertação, foram utilizados os registros de todas as ocorrências alimentares com identificação do item consumido e tempo de consumo.

O Estudo 4 foi realizado entre janeiro de 1999 e outubro de 2007, na porção leste da Reserva Biológica de Una, com sete grupos: Entulho, Jaca, Kita, Onça, Piaçava, Portão 2 e Tapioca. No total, foram 2.176 dias de acompanhamento e 12.765 horas de observação. O grupo Entulho foi monitorado durante 552 dias, totalizando 3.021 horas; Jaca durante 36 dias, com 39 horas; Kita durante 130 dias, com 496 horas; Onça durante 546 dias, com 3.412 horas; Piaçava durante 515 dias, com 3.193 horas; Portão 2 durante 203 dias, com 1.346 horas; e Tapioca durante 194 dias, com 1.199 horas (Tabela 2.2).

Tabela 2.1. Estudos utilizados na compilação de dados sobre a dieta do mico-leão-da-cara-dourada (*L. chrysomelas*) no sul da Bahia, contendo período de realização, ambiente amostrado, número de grupos monitorados e autores.

Nº do estudo	Estudo	Período	Ambiente	Nº de grupos	Autor
1	Porção oeste da REBIO-Una	fev/2006–jan/2007	Floresta Ombrófila	2	L. Catenacci
2	Floresta semidecidual	ago/2006–set/2007	Floresta Semidecidual	2	C.Guidorizzi
3	Cabruças	mar/2008–nov/2009	Cabruca	7	L. Oliveira
4	Porção leste da REBIO-Una	jan/1999–out/2007	Mosaico	7	B. Raboy

Tabela 2.2. Esforço amostral dos grupos de mico-leão-da-cara-dourada (*L. chrysomelas*) incluídos na compilação, com discriminação do ambiente de estudo, número de dias e total de horas de observação por grupo.

Ambiente	Grupo	Dias	Horas
Floresta ombrófila	Flamengo	27	287
Floresta ombrófila	Rabito	41	423
Floresta semidecidual	GRA	15	153

Floresta semidecidual	MAN	26	169
Cabruca	Almada	83	637
Floresta Ombrófila	Ararauna	37	306
Mosaico	Bem te vi	19	108
Cabruca	Bonfim	33	270
Cabruca	Santa Rita	81	602
Mosaico	São José	26	183
Mosaico	Teimoso	69	574
Mosaico	Entulho	552	3021
Mosaico	Kita	130	496
Floresta Ombrófila	Onça	546	3412
Mosaico	Piaçava	515	3193
Floresta Ombrófila	Portão 2	203	1346
Mosaico	Tapioca	194	1199

2.3.4 ANÁLISE DOS DADOS

Todas as análises foram conduzidas com semente aleatória fixada ($\text{set.seed} = 123$) para garantir a reprodutibilidade dos procedimentos analíticos. Os dados referentes à dieta foram organizados em três conjuntos principais: (1) investimento diário no consumo de frutos, (2) proporção do tempo de alimentação mensal dedicada ao consumo de frutos e ao forrageamento de presas e (3) composição dos recursos frutíferos consumidos em diferentes ambientes. As categorias de ambiente foram padronizadas previamente, reunindo os registros em cabruca, floresta ombrófila primária, floresta ombrófila secundária e floresta semidecidual, conforme o tipo de análise.

A análise do investimento no consumo de frutos foi realizada utilizando apenas os ambientes floresta semidecidual, floresta ombrófila e cabruca. Nessa etapa, foram considerados somente grupos que utilizavam esses ambientes de forma exclusiva ou que permaneceram neles por pelo menos 90% do tempo, de modo a reduzir a sobreposição entre habitats. A variável-resposta foi definida como a proporção diária do tempo observado dedicada ao consumo de frutos, calculada a partir da razão entre o tempo diário gasto

consumindo frutos e o tempo total diário de observação. Para essa variável, foram ajustados modelos lineares generalizados mistos (GLMMs) com distribuição beta e ligação logit, considerando habitat como efeito fixo e grupo como intercepto aleatório. Foram comparados modelos com e sem estrutura aleatória e modelos que incorporaram o logaritmo do tempo de observação na fórmula de dispersão, a fim de controlar a heterogeneidade associada ao esforço amostral diário. A seleção do modelo final foi realizada com base no critério de informação de Akaike (AIC), e as diferenças entre ambientes foram avaliadas a partir das médias marginais estimadas na escala da resposta e de comparações múltiplas ajustadas. Os diagnósticos residuais foram conduzidos com o pacote DHARMa (HARTIG, 2022). Como o número de dias amostrados foi desigual entre os ambientes, foi realizada adicionalmente uma análise de sensibilidade baseada em subamostragem balanceada, com igual número de dias por habitat e repetição do ajuste do modelo em 500 iterações. Essa etapa teve como objetivo avaliar a robustez do efeito de habitat frente ao desbalanceamento amostral entre ambientes, comparando-se a estabilidade das estimativas e das diferenças entre habitats ao longo das reamostragens.

A análise da proporção do tempo de alimentação mensal dedicada ao consumo de frutos e ao forrageamento de presas foi baseada em um recorte distinto do banco de dados, considerando apenas os registros oriundos do estudo realizado na floresta secundária, na porção oeste da REBIO de Una, e do estudo conduzido em cabruca, já que o tempo consumindo todos os itens só foram registrados nesses estudos. Nessa etapa, cada unidade analítica correspondeu a um evento mensal, e o ambiente atribuído foi aquele em que o grupo se encontrava no momento do registro. A proporção de frugivoria foi calculada como a razão entre o tempo mensal gasto consumindo frutos e o tempo total mensal de alimentação, enquanto a proporção de forrageamento foi calculada como a razão entre o tempo mensal dedicado ao forrageamento de presas e o tempo total mensal de alimentação. Essas variáveis foram analisadas por meio de GLMMs com distribuição beta, considerando o habitat como efeito fixo e a identidade do grupo como intercepto aleatório, de modo a controlar a ausência de independência entre observações do mesmo grupo. Como as variáveis-resposta nos dois modelos supracitados corresponderam a proporções limitadas ao intervalo entre 0 e 1, foram ajustados modelos com distribuição beta e ligação logit, utilizando o pacote glmmTMB (BROOKS et al., 2017). Para lidar com valores exatos de 0 e 1, foram testadas duas estratégias de transformação: uma baseada na adição de um pequeno valor constante (epsilon adjustment) e outra baseada em transformação específica para proporções contínuas em distribuição beta. Foram comparados modelos nulos, modelos contendo apenas habitat,

modelos com intercepto aleatório de grupo e modelos que incorporaram a duração total da alimentação como covariável na estrutura média ou na estrutura de dispersão. A seleção entre modelos foi baseada no AIC, sendo retido o modelo com melhor ajuste. A significância dos efeitos foi avaliada por testes de razão de verossimilhança e as estimativas finais foram extraídas como médias marginais na escala da resposta com o pacote emmeans (LENTH, 2023). A adequação dos modelos foi verificada por meio de diagnósticos residuais baseados em simulação com o pacote DHARMA, incluindo testes de dispersão, uniformidade, inflação de zeros e detecção de valores extremos.

A variação mensal dessas mesmas proporções foi avaliada em um segundo conjunto de GLMMs beta, mantendo-se a estrutura de grupo como efeito aleatório e incluindo mês como fator explicativo. Foram comparados modelos sem efeito de mês, modelos com mês aditivo, modelos com mês acrescido da duração total da alimentação e modelos com interação entre habitat $\times$ mês, também selecionados com base no AIC. Quando aplicável, as diferenças entre meses foram examinadas por meio de comparações pareadas das médias marginais estimadas, com ajuste de Tukey para comparações múltiplas. As representações gráficas da sazonalidade foram construídas a partir das estimativas mensais na escala da resposta.

A análise da composição dos recursos frutíferos consumidos foi realizada utilizando todos os grupos amostrados, considerando cada evento de consumo como unidade de registro. Essa etapa teve caráter predominantemente descritivo. Inicialmente, os registros de alimentação com frutos foram filtrados e organizados em tabelas contendo o número de registros e o tempo total de consumo por espécie e por família botânica, tanto no conjunto total quanto separadamente por ambiente. Para cada espécie e família também foi calculada a razão entre tempo total de consumo e número de registros, utilizada como medida de minutos por observação. Adicionalmente, foram geradas tabelas com as espécies e famílias mais consumidas em cada ambiente, bem como matrizes de presença/ausência das espécies entre habitats. Essas etapas foram conduzidas com os pacotes dplyr e tidyr (WICKHAM et al., 2025).

Os padrões de dominância na dieta foram explorados por meio da soma do tempo total de consumo por espécie em cada ambiente, seguida do cálculo da contribuição proporcional e da proporção acumulada do consumo. As curvas de dominância foram utilizadas para descrever o grau de concentração do consumo em poucas espécies em cada ambiente. A diferença no consumo de recursos frutíferos específicos, como a jaca (*Artocarpus heterophyllus*), foi avaliada pela proporção mensal do tempo de consumo da espécie em relação ao total de frutos consumidos em cada ambiente e mês. De maneira semelhante, a

sazonalidade das espécies mais importantes em cada ambiente foi descrita pela proporção mensal do tempo de consumo de cada espécie em relação ao consumo total de frutos naquele ambiente. Essas análises tiveram caráter descritivo, sem aplicação de testes inferenciais formais. Por fim, as visualizações gráficas foram produzidas com o pacote ggplot2 (WICKHAM, 2016), incluindo gráficos de pontos com intervalos de confiança para os modelos, curvas de dominância, séries temporais mensais e gráficos relacionando número de registros e duração média dos eventos de consumo por espécie. Todas as análises foram conduzidas no software R versão 4.3.3 (R CORE TEAM, 2024).

2.4. RESULTADOS

2.4.1 INVESTIMENTO DIÁRIO NO CONSUMO DE FRUTOS

Foram analisados no total 687 dias distribuídos entre 8 grupos de *L. chrysomelas*. Desse total, 35 dias corresponderam à floresta semidecidual, 517 à floresta e 135 à cabruca. A amostragem incluiu dois grupos na floresta semidecidual (GRA e MAN), três grupos na floresta (Ararauna, Onça e Portão 2) e três grupos na cabruca (Almada, Bonfim e Santa Rita).

A maior proporção diária média de tempo dedicada ao consumo de frutos foi observada na floresta semidecidual ($0,16 \pm 0,1$), seguida pela floresta ($0,11 \pm 0,08$) e pela cabruca ($0,07 \pm 0,06$). Os indivíduos dedicaram, em média, $90,4 \pm 77,4$ min/dia ao consumo de frutos na floresta semidecidual, $48,2 \pm 43,1$ min/dia na floresta e $37,3 \pm 24,2$ min/dia na cabruca. Já o tempo médio diário de observação foi de 488 ± 200 min na floresta semidecidual, 441 ± 176 min na floresta e 550 ± 160 min na cabruca. A maior proporção diária de tempo dedicada ao consumo de frutos foi registrada na floresta semidecidual (0,18), enquanto valores menores foram observados na floresta (0,09;) e na cabruca (0,08).

As comparações entre ambientes indicaram que a proporção diária de tempo dedicada ao consumo de frutos foi significativamente maior na floresta semidecidual do que na floresta ($p = 0,006$) e do que na cabruca ($p = 0,001$). Em contraste, floresta e cabruca não diferiram entre si ($p = 0,83$; Figura 2.2). A análise de sensibilidade baseada em sub amostragens balanceadas entre os ambientes confirmou a robustez desse padrão. Em 500 reamostragens com número de dias iguais por habitat, a floresta semidecidual apresentou proporção diária de consumo de frutos maior que a floresta em 100% das reamostragens (razão média = 2,54; p mediano = 0,000143) e maior que a cabruca em 75,6% das reamostragens (razão média = 1,89; p mediano = 0,0190). Por outro lado, a diferença entre floresta e cabruca mostrou-se instável, sendo significativa em apenas 8,8% das reamostragens (razão média = 1,37; p

mediano = 0,402), confirmando a ausência de evidência robusta de distinção entre esses ambientes.

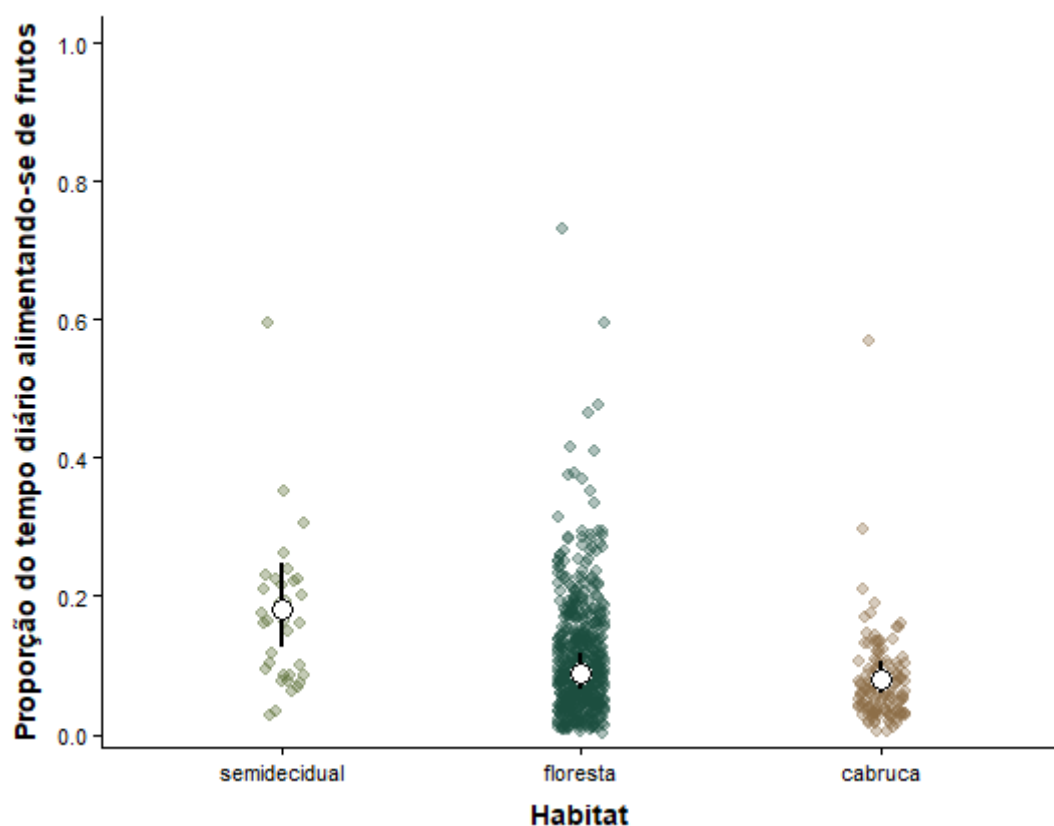


Fig 2.2 Proporção diária do tempo dedicada ao consumo de frutos por *L. chrysomelas* em floresta semidecidual, floresta e cabruca.

2.4.2 GRAU DE FRUGIVORIA E FORRAGEIO

Foram analisadas 104 unidades amostrais distribuídos entre 9 grupos de *L. chrysomelas*, sendo 44 registros em floresta e 60 em cabruca. No conjunto amostral, foram registrados seis grupos na floresta e sete grupos na cabruca. Quanto ao uso do habitat, cinco grupos foram classificados como exclusivos de um único ambiente (Almada, Bonfim e Santa Rita para cabruca e Rabito, Flamengo para floresta) e quatro grupos utilizando os dois ambientes (Ararauna, Bem te vi, São José e Teimoso), totalizando 67 observações de grupos exclusivos e 37 de grupos mistos.

A proporção média do tempo total de alimentação dedicada ao consumo de frutos foi menor na floresta ($0,42 \pm 0,31$) do que na cabruca ($0,51 \pm 0,32$). O tempo médio dedicado ao consumo de frutos foi semelhante entre os ambientes, correspondendo a 96,2 min na cabruca

e 93,7 min na floresta. A proporção média do tempo total de alimentação dedicada ao forrageamento foi maior na floresta ($0,57 \pm 0,31$) do que na cabruca ($0,48 \pm 0,32$). Em valores absolutos, o tempo médio de forrageamento também foi ligeiramente maior na floresta (175 min) do que na cabruca (165 min).

Apesar dessas diferenças descritivas, a proporção do tempo de alimentação dedicada ao consumo de frutos não diferiu significativamente entre floresta e cabruca ($p = 0,72$). Da mesma maneira, a proporção do tempo de alimentação dedicada ao forrageamento de presas também não apresentou diferença significativa entre os ambientes ($p = 0,82$; Figura 2.3).

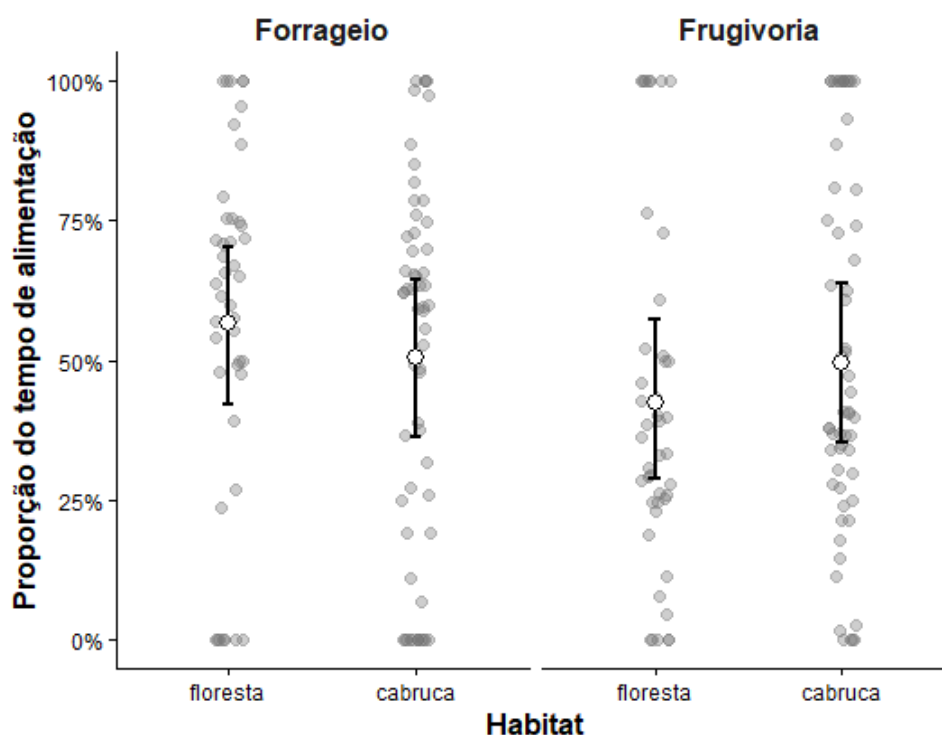


Fig 2.3. Proporção do tempo total mensal de alimentação dedicada ao consumo de frutos e forrageamento de presas por *L. chrysomelas* em floresta e cabruca.

Ao longo do ano, a proporção do tempo de alimentação dedicada à frugivoria e ao forrageamento da espécie apresentou variação mensal em ambos os ambientes. A frugivoria apresentou maiores médias mensais em janeiro (0,645) e fevereiro (0,600), e menores valores em março (0,298) e outubro (0,350). Para o forrageamento, o maior valor médio mensal foi observado em março (0,702), seguido de outubro (0,649) e setembro (0,601), enquanto os menores valores ocorreram em janeiro (0,355) e fevereiro (0,400). Na floresta, a frugivoria variou de 0,300 em março a 0,577 em fevereiro, enquanto o forrageamento variou de 0,430

em fevereiro a 0,710 em março. Na cabruca, a frugivoria apresentou os maiores valores em janeiro (0,812) e fevereiro (0,656), diminuindo acentuadamente em outubro (0,233) e novembro (0,292). Em contraste, o forrageamento na cabruca foi mais baixo em janeiro (0,189) e mais elevado em outubro (0,761) e em novembro (0,705; Figura 2.4).

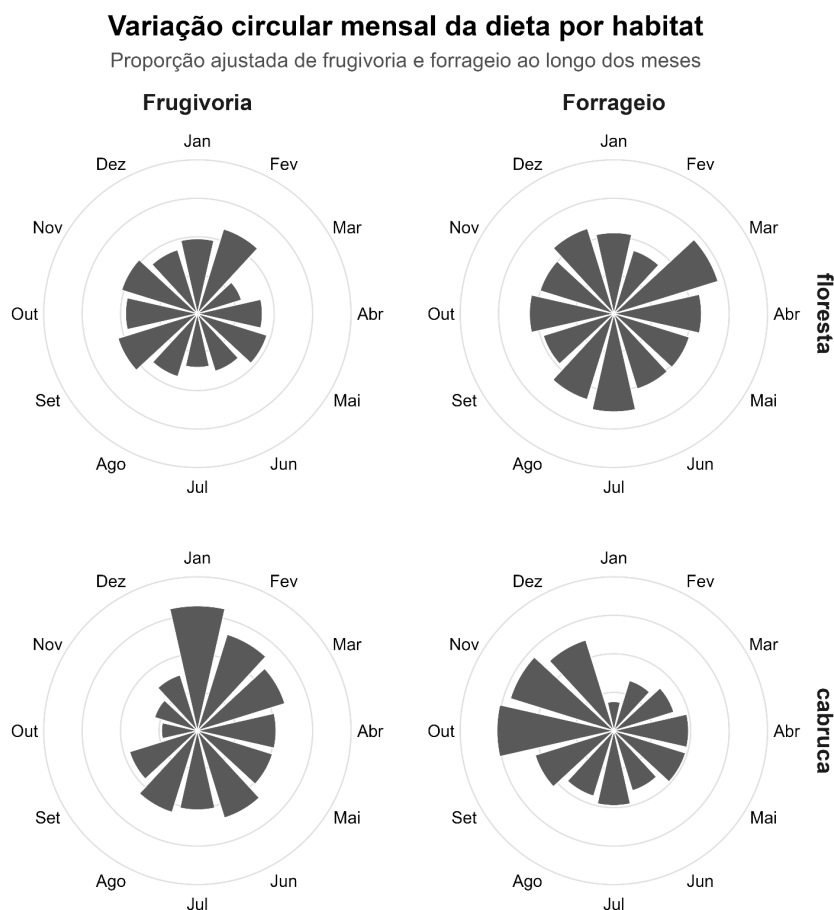


Fig 2.4. Variação mensal circular da proporção ajustada do tempo de alimentação dedicado à frugivoria e ao forrageio em floresta e cabruca. Cada barra representa um mês; barras mais longas indicam maior proporção ajustada da categoria alimentar no respectivo mês.

2.4.3 COMPOSIÇÃO DOS RECURSOS FRUTÍFEROS

Foram registrados 7.710 eventos de consumo de frutos, envolvendo 82 espécies distribuídas em 39 famílias botânicas (Tabela 2.3), distribuídos nos 17 grupos acompanhados nos quatro estudos. Considerando os diferentes ambientes, a floresta secundária apresentou o maior número de registros (2.834) e o maior tempo total de consumo de frutos (22.289 min),

seguida pela cabruca (1.885 registros; 20.430 min), floresta primária (2.128 registros; 19.006 min) e floresta semidecidual (863 registros; 10.970 min). Em termos de riqueza, a cabruca apresentou o maior número de espécies consumidas (50 espécies; 24 famílias), seguida pela floresta primária (45 espécies; 22 famílias), floresta secundária (43 espécies; 23 famílias) e floresta semidecidual (27 espécies; 20 famílias).

No conjunto total de registros, Moraceae apresentou o maior tempo total de consumo (13.144 min), seguida por Bromeliaceae (10.812 min), Sapotaceae (9.360 min), Myrtaceae (9.143 min) e Melastomataceae (5.497 min). Outras famílias expressivas incluíram Anacardiaceae (5.251 min), Mimosaceae (4.026 min) e Vitaceae (2.728 min). As espécies com maior tempo de consumo foram, *Artocarpus heterophyllus* (5.327 min), *Tapirira guianensis* (5.123 min) e *Pouroma* sp. (4.360 min). Também se destacaram *Inga* sp. (3.484 min), *Miconia* sp. (3.380 min), *Pradosia bahiensis* (3.208 min), *Diplöon cuspidatum* (2.523 min) e *Ficus* sp. (2.456 min; Tabela 2.3).

Tabela 2.3. Espécies frutíferas consumidas por *Leontopithecus chrysomelas* nos diferentes ambientes com família e número de registros.

Espécie	Família	Floresta secundária	Floresta primária	Cabruca	Floresta semidecidual	Número de registros
<i>Aechmea</i> sp.	Bromeliaceae				X	1
<i>Alibertia</i> sp.	Rubiaceae				X	2
<i>Ampelocera glabra</i> Kuhl	Ulmaceae			X	X	42
<i>Anacardiaceae</i> sp	Anacardiaceae				X	2
<i>Annona salzmannii</i> A.DC.	Annonaceae	X	X	X		34
<i>Annonaceae</i> sp	Annonaceae	X		X	X	40
<i>Araceae</i> sp	Araceae				X	7
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lamark	Moraceae	X	X	X		580
<i>Bactris ferruginea</i> Burret	Arecaceae	X	X	X	X	18
<i>Bignoniaceae</i> sp	Bignoniaceae				X	2
<i>Bromeliaceae</i> sp	Bromeliaceae	X	X	X	X	834
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Moraceae			X		7
<i>Byrsonima laevigata</i> (Poir) DC	Malpighiaceae		X	X		2
<i>Capparis nectares</i> Vell.	Caparaceae				X	1
<i>Carica papaya</i>	Magnoliopsida			X		2

<i>Caryocar brasiliense</i>	Caryocaraceae	X	X			2
<i>Cassia ferruginea (Schr.)</i>	Fabaceae				X	14
<i>Cecropia</i> sp.	Urticaceae			X		8
<i>Cereus jamacaru</i>	Cactaceae				X	38
<i>Cissampelos</i> sp.	Vitaceae	X	X	X	X	262
<i>Clanija coloneura</i>	Theophrastaceae				X	7
<i>Cordia anabaptista Cham.</i>	Boraginaceae				X	35
<i>Cordia</i> sp.	Boraginaceae			X		4
<i>Crateva tapia L.</i>	Euphorbiaceae				X	3
<i>Dialium guianense (Aubl.) Sandw.</i>	Caesalpiniaceae	X				4
<i>Diplazium cuspidatum (Hoehne) Cronquist</i>	Sapotaceae		X	X		262
<i>Duguetia magnolioides Maas</i>	Annonaceae	X				3
<i>Ecclinusa ramiflora Mart.</i>	Sapotaceae		X			1
<i>Elaeis guianensis Jacq.</i>	Arecaceae	X	X	X		275
<i>Fabaceae</i> sp.	Fabaceae	X				30
<i>Faramea</i> sp.	Rubiaceae	X	X			7
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae	X	X	X	X	176
<i>Guapira</i> sp.	Nyctaginaceae	X			X	4

<i>Guarea cf. guidonea (L.) Sleumer.</i>	Meliaceae				X	1
<i>Helicostylis tomentosa (Poepp. E Endl.) Rusby</i>	Moraceae	X	X	X		44
<i>Henriettea succosa (Aubl.) DC.</i>	Melastomataceae	X	X	X		459
<i>Hornschuchia lianarum D.M.Johnson</i>	Annonaceae	X	X			4
<i>Hortia arborea Engl.</i>	Rutaceae		X			3
<i>Hydrogaster trinerve Kuhl.</i>	Tiliaceae		X	X		11
<i>Inga edulis Mart.</i>	Mimosaceae	X		X		24
<i>Inga sp.</i>	Mimosaceae	X	X	X		340
<i>Lacmellea aculeate (Ducke) Monach</i>	Apocynaceae	X	X	X		41
<i>Manilkara logifolia (DC.) Duband</i>	Sapotaceae	X	X	X		55
<i>Manilkara maxima Penn.</i>	Sapotaceae		X	X		249
<i>Manilkara sp.</i>	Sapotaceae		X	X		7
<i>Miconia sp.</i>	Melastomataceae	X	X	X		475
<i>Micropholis guianensis (DC.) Pierre</i>	Sapotaceae	X	X	X		83
<i>Musa paradisiaca L.</i>	Musaceae	X	X	X		249
<i>Myrcia bicolor Klaerok</i>	Myrtaceae				X	1

<i>Myrcia cauliflora</i> (C.Mart.) O.Berg.	Myrtaceae		X	X		13
<i>Myrcia guianensi</i>	Myrtaceae				X	18
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae		X	X		15
<i>Myrcia rostrata</i> Berg.	Myrtaceae	X	X	X		51
<i>Myrtaceae</i> sp	Myrtaceae	X	X	X	X	810
<i>Ocotea</i> sp.	Lauraceae	X				1
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth.	Mimosaceae	X	X	X		35
<i>Passiflora</i> sp.	Passifloraceae	X	X	X		128
<i>Pereskia aculeata</i> (Plum.) Mill.	Cactaceae				X	21
<i>Pouroma</i> sp.	Moraceae	X	X	X		587
<i>Pourouma acutiflora</i>	Moraceae	X	X	X		10
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Moraceae	X	X	X		43
<i>Pouteria</i> sp.	Sapotaceae	X	X	X		43
<i>Pradosia bahiensis</i> Teixeira	Sapotaceae	X	X	X		212
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	X	X	X		60
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	X				10
<i>Quararibea turbinata</i> Pohl.	Malvaceae			X		2

<i>Rendia</i> sp.	Rubiaceae				X	1
<i>Rheedia</i> sp.	Clusiaceae	X	X	X		30
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae		X			3
<i>Rollinia bahiensis</i> Maas & Westra	Annonaceae	X	X	X		16
<i>Sapotaceae</i> sp	Sapotaceae			X		4
<i>Sarcaulus brasiliensis</i> (A.DC.) <i>Eyma.JPG</i>	Sapotaceae			X		24
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae	X	X			8
<i>Spondias mombin</i> L.	Anacardiaceae			X	X	14
<i>Stachyarrhena harleyi</i> Kirk.	Rubiaceae	X	X	X		10
<i>Symphonia globulifera</i> L.	Clusiaceae	X	X	X		47
<i>Syngonium</i> sp.	Araceae			X		2
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	X	X	X		613
<i>Theobroma cacao</i> L.	Malvaceae	X		X		63
<i>Trichilia silvatica</i> C. DC.	Meliaceae				X	33
<i>Vitaceae</i> sp	Vitaceae				X	26
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae		X			2

A composição dos recursos consumidos variou entre os ambientes. Na floresta primária, destacaram-se as famílias Myrtaceae (5.287 min), seguida por Sapotaceae (4.036 min) e Moraceae (2.762 min). Entre as espécies mais consumidas registradas nesse ambiente, destacaram-se *Pouroma* sp. (2.095 min), *Manilkara maxima* (1791 min) e *Diplöon cuspidatum* (909 min). Na floresta secundária, o consumo concentrou-se principalmente nas famílias Moraceae (5.048 min) e Anacardiaceae (3.965 min) e entre as espécies *Tapirira guianensis* (3.965 min), *Artocarpus heterophyllus* (2.721 min), *Inga* sp. (2.253 min) e *Elaeis guianeensis* (1.991 min). Na floresta semidecidual, Bromeliaceae foi a família mais consumida (6.404 min), seguida por Vitaceae (1.995 min), enquanto *Cisus* sp. (1.722 min) foi a espécie mais dominante, seguida por *Cordia anabaptista* (708 min). Já na cabruca, as famílias mais consumidas foram Moraceae (5.323 min) e Sapotaceae (5.066 min), enquanto as espécies mais consumidas foram *Artocarpus heterophyllus* (2.597 min) e *Pradosia bahiensis* (2.472 min; Tabela 2.4).

Tabela 2.4. Espécies frutíferas mais consumidas por *Leontopithecus chrysomelas* em cada ambiente.

Ambiente	Espécie	Número de registros	Tempo total (min)
Floresta primária	Myrtaceae sp	502	4837
	Bromeliaceae sp	184	2133
	<i>Pouroma</i> sp.	310	2095
	<i>Manilkara maxima</i> Penn.	227	1791
	<i>Diplöon cuspidatum</i> (Hoehne) Cronquist	92	909
	<i>Miconia</i> sp.	91	623
Floresta secundária	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	494	3964
	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lamark	295	2721
	<i>Inga</i> sp.	234	2253
	<i>Elaeis guianeensis</i> Jacq.	258	1991
	<i>Miconia</i> sp..	304	1906

	<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	406	1852
Floresta semidecidual	Bromeliaceae sp	439	6404
	<i>Cissus</i> sp.	175	1722
	<i>Cordia anabaptista</i> Cham.	35	708
	<i>Cereus jamacaru</i>	38	426
	<i>Trichilia silvatica</i> C. DC.	33	326
	Vitaceae sp	26	273
Cabruca	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lamark	284	2597
	<i>Pradosia bahiensis</i> Teixeira	153	2472
	Bromeliaceae sp	175	2009
	Myrtaceae sp	158	1856
	<i>Diplöon cuspidatum</i> (Hoehne) Cronquist	170	1614
	<i>Ficus</i> sp.	104	1395

Considerando a taxa de consumo, algumas espécies apresentaram eventos relativamente longos. Entre as espécies com pelo menos 10 registros, *Hydrogaster trinerve* apresentou a maior média (20,5 min./observação), seguida por *Cordia anabaptista* (20,2 min./observação), *Annona salzmannii* (17,7 min./observação), *Pradosia bahiensis* (15,1 min./observação) e *Ficus* sp. (14,0 min./observação). Também se destacaram *Rheedia* sp. (13,8 min./observação), Bromeliaceae sp (13,0 min./observação), *Myrcia rostrata* (11,8 min./observação) e *Protium heptaphyllum* (11,5 min./observação). Em contraste, espécies muito frequentes como *Henriettea succosa* apresentaram menor duração média por observação (4,6 min./observação), indicando eventos de consumo mais curtos (Figura 2.5).

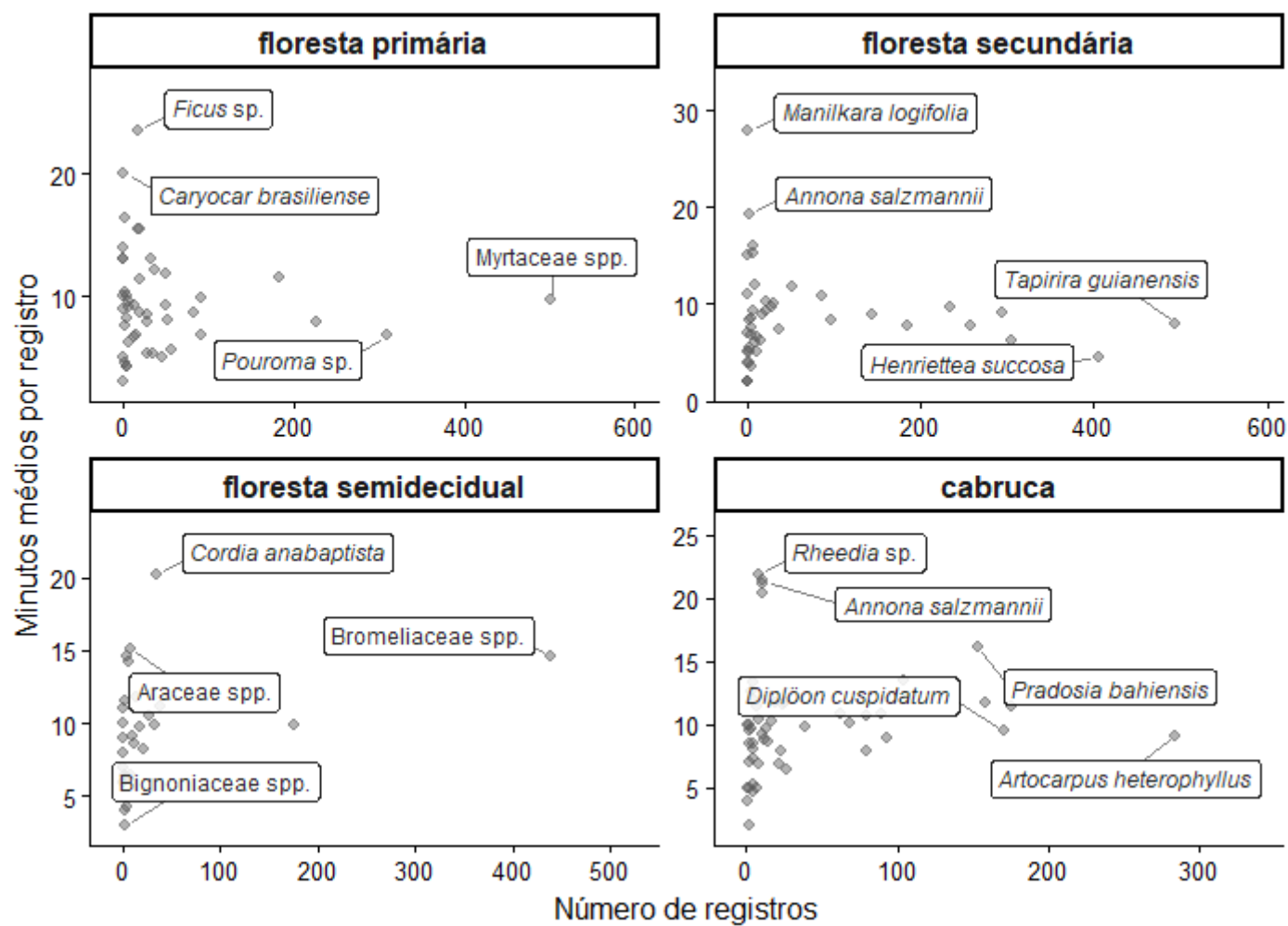


Fig 2.5. Relação entre o número de registros de consumo e a duração média dos eventos de alimentação (minutos por observação) para as espécies frutíferas consumidas por *L. chrysomelas* em cada ambiente.

A análise de dominância mostrou que poucos itens alimentares concentraram grande parte do tempo total de consumo em todos os ambientes, embora esse padrão tenha variado em intensidade entre os ambientes. Os cinco principais itens responderam por mais da metade do consumo registrado em todos os ambientes, variando de aproximadamente 51,6% na cabruca a 87,4% na floresta semidecidual. Esse padrão foi especialmente acentuado na floresta semidecidual, onde um único item representou 58,4% do consumo total. Nos demais ambientes, a dominância foi mais distribuída entre os principais recursos, indicando menor concentração do consumo em poucos itens alimentares (Figura 2.6).

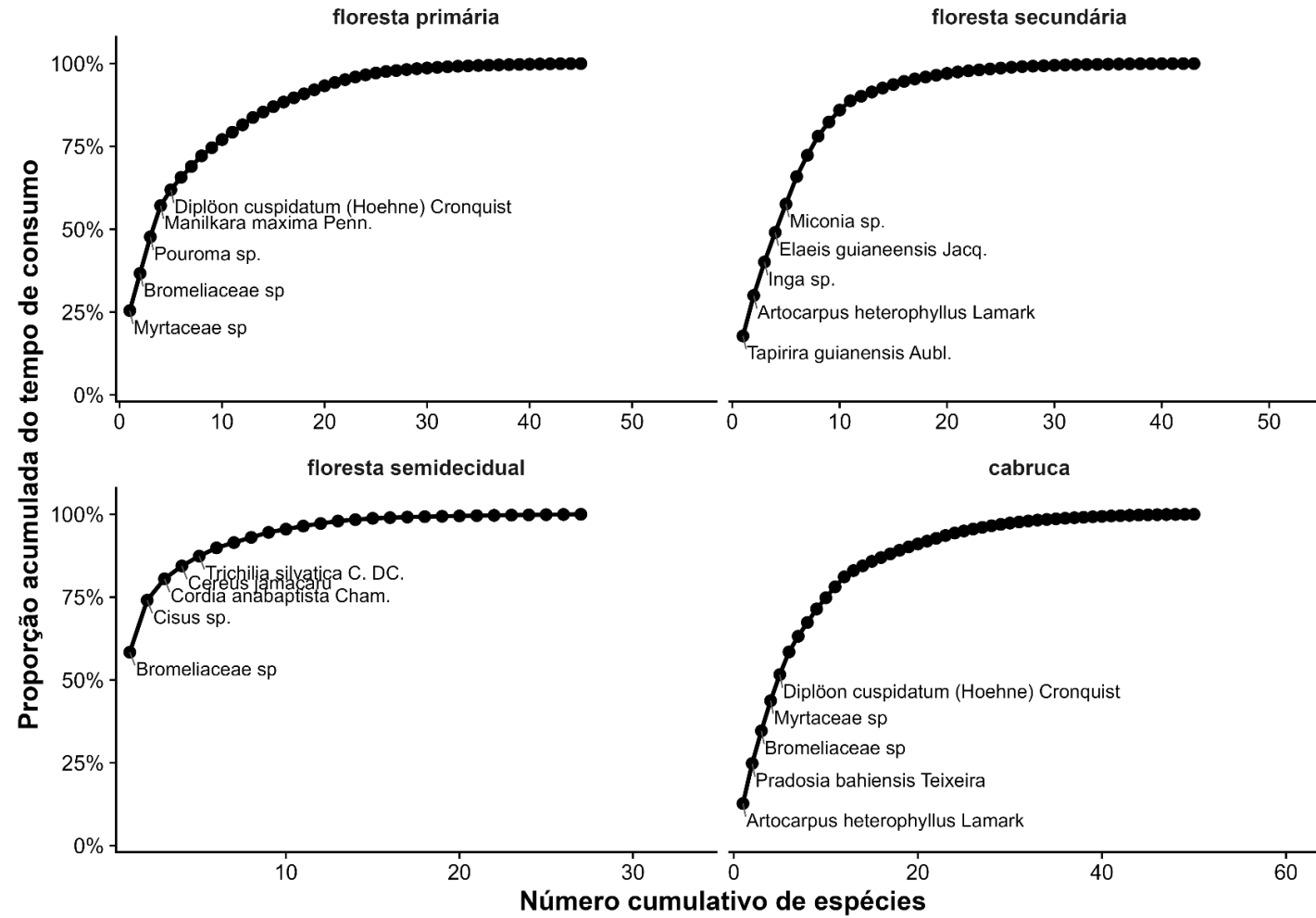


Fig 2.6. Curvas de dominância das espécies frutíferas consumidas por *L. chrysomelas* nos diferentes ambientes, expressas como proporção acumulada do tempo total de consumo.

Também foi observada variação sazonal no consumo de jaca (*A. heterophyllus*) entre cabruca e floresta secundária. Na cabruca, a jaca foi consumida regularmente ao longo do ano, com proporções mensais variando de 13,1% a 41,5% do consumo mensal de frutos, com maior valor em março. Na floresta secundária, o consumo foi mais sazonal, variando entre 49-53% entre novembro e fevereiro e 11 % em abril e agosto (Figura 2.7).

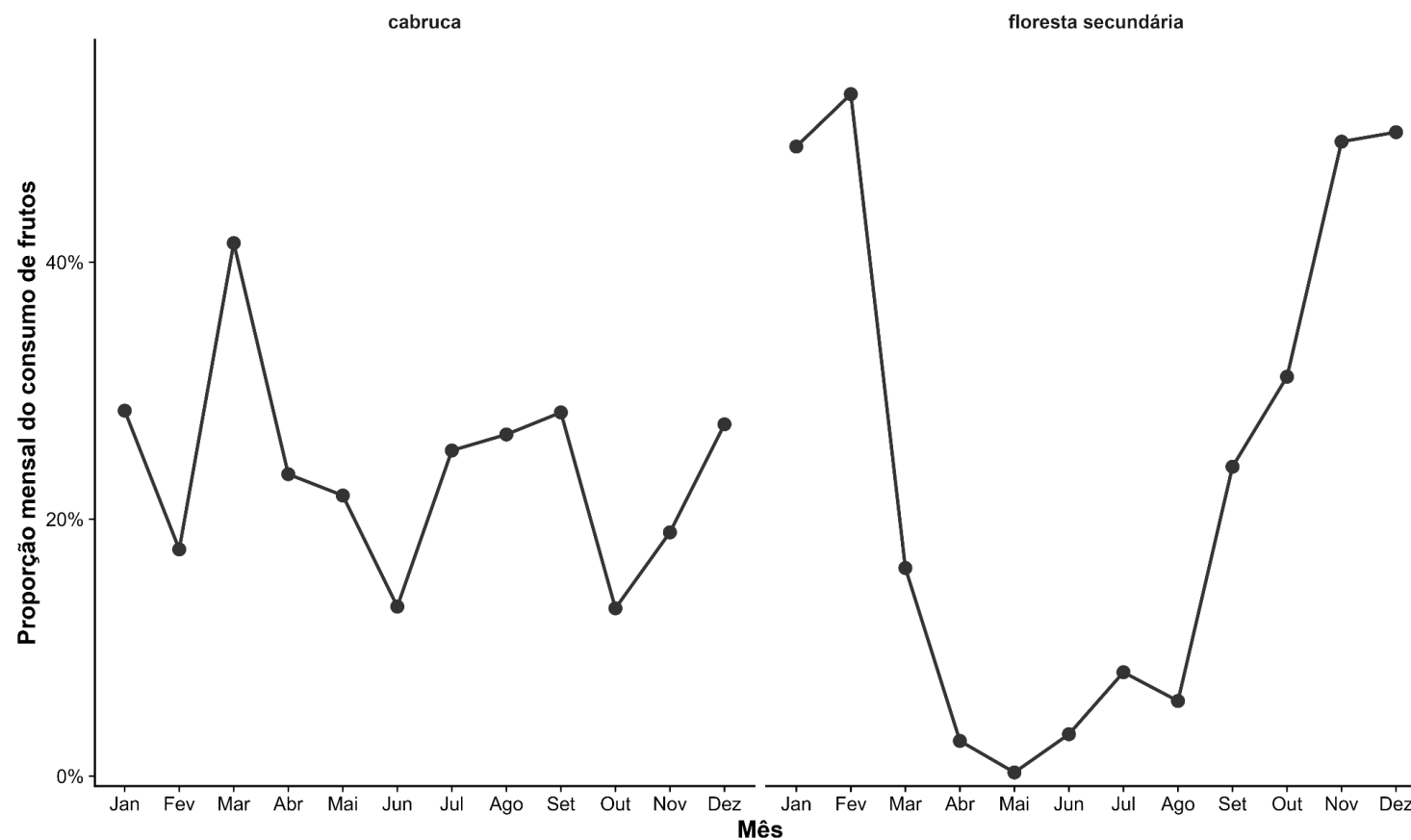


Fig 2.7: Variação mensal da proporção de consumo de jaca (*A. heterophyllum*) em cabruca e floresta secundária.

Na floresta semidecidual, o consumo de bromélias apresentou acentuada variação mensal ao longo do ano. Os menores valores foram registrados em janeiro e fevereiro, quando a proporção mensal permaneceu abaixo de 35%. A partir de março, observou-se aumento expressivo, com a proporção alcançando cerca de 70%, seguido de oscilações entre abril e julho, período em que os valores variaram aproximadamente entre 36% e 60%. A partir de agosto, o consumo de bromélias voltou a se elevar e permaneceu em patamares altos até o final do ano, com picos em setembro, outubro e dezembro, todos acima de 80% (Figura 2.8).

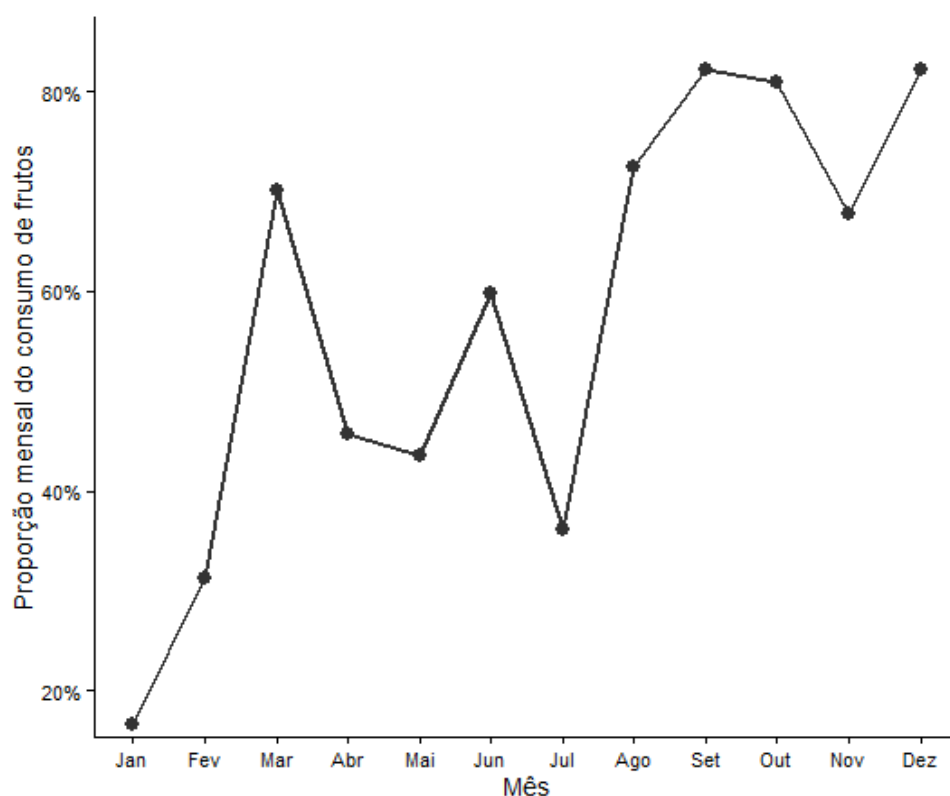


Fig 2.8. Variação mensal da proporção do consumo de bromélias por *L. chrysomelas* na floresta semidecidual ao longo do ano.

2.5 DISCUSSÃO

2.5.1 INVESTIMENTO DIÁRIO NO CONSUMO DE FRUTOS

Os resultados mostraram que o investimento diário no consumo de frutos por *L. chrysomelas* foi significativamente maior na floresta semidecidual do que na floresta ombrófila e na cabruca, enquanto estes dois últimos ambientes não diferiram entre si, corroborando parcialmente a hipótese proposta. Em primatas frugívoros, a dieta é moldada também pela distribuição espacial e temporal dos recursos, sua previsibilidade e o custo de exploração (BEEBY; ROTHMAN; BADEN, 2023; CLINK et al., 2017; MARTINEZ et al., 202). Na floresta semidecidual, o aumento da frugivoria pode refletir a exploração mais intensa de recursos concentrados em determinados períodos favoráveis. Esse tipo de ajuste vai ao encontro com estudos que mostram que primatas moldam seu comportamento alimentar em função da disponibilidade temporal e da lucratividade dos recursos, aumentando o investimento em itens que são energeticamente vantajosos quando se tornam acessíveis (DIETZ et al., 1997; KEUROGHLIAN; PASSOS, 2001).

Em ambientes sazonais, a dieta de primatas frugívoros pode se organizar em torno de poucas espécies-chave. Em *Alouatta clamitans*, por exemplo, foi registrado o consumo de relativamente poucas espécies de frutos, com priorização de espécies que frutificavam por longos períodos, mesmo quando outros frutos estavam disponíveis (DORATTI DOS SANTOS; BIANCHINI; REIS, 2013). De modo parecido, outros mamíferos frugívoros como queixadas e catetos tiveram uma dominância no consumo de jerivá na estação seca (KEUROGHLIAN; EATON, 2007), ou seja, variações espaciais e temporais no uso de frutos por vertebrados em paisagens florestais indicam que o consumo pode se concentrar em poucas espécies dominantes, principalmente em situações de maior restrição na oferta (MCCARTY et al., 2002). Assim, o maior investimento em frugivoria observado na floresta semidecidual pode refletir não uma condição de maior diversidade alimentar, mas a importância de poucos recursos nesse ambiente. No caso de *L. chrysomelas*, embora a dieta vegetal da espécie seja ampla, o uso dos recursos não ocorre de forma homogênea, sendo frequentemente estruturado em torno de algumas espécies ou grupos botânicos de maior importância funcional (CATENACCI et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2011).

Além disso, a relevância das bromélias não se restringe ao papel de substrato de forrageamento. No caso de *L. chrysomelas*, a espécie também explora diretamente frutos e flores de bromélias. Fontoura et al. (2010), ao investigarem o consumo de frutos de *Aechmea depressa*, mostraram que essa bromélia apresenta estruturas físicas que favorecem a retenção prolongada dos frutos na infrutescência e os micos que possuem pequeno porte e destreza manual, conseguem acessar um recurso pouco explorado por outros frugívoros. Esse padrão sugere que bromélias podem funcionar como recursos relevantes por manterem frutos disponíveis por mais tempo e por serem exploráveis de forma eficiente por *L. chrysomelas*.

Nesse contexto, a elevada participação de bromélias na floresta semidecidual sugere que o maior tempo dedicado ao consumo de frutos nesse ambiente pode estar associado à exploração intensiva de um recurso-chave, principalmente em períodos nos quais a escassez de outros tipos de frutos é mais pronunciada. Beeby, Baden e Rothman (2023) demonstraram que a dieta de primatas frugívoros pode variar fortemente entre estações, refletindo ajustes no uso dos recursos conforme sua disponibilidade se altera temporalmente. De forma complementar, Garbino et al. (2022), ao avaliarem a predação de sapos por *Leontopithecus chrysopygus*, mostraram que o consumo de presas vertebradas também pode apresentar forte variação sazonal, com maior intensidade no início e no final da estação seca. A ausência de diferença no investimento diário entre floresta ombrófila e cabruca sugere uma compensação entre ambientes que são estruturalmente distintos. Enquanto a floresta nativa sustenta a frugivoria por meio de maior diversidade de espécies nativas e maior heterogeneidade estrutural, a cabruca pode manter níveis semelhantes de consumo de frutos pela abundância e previsibilidade de poucos recursos dominantes, especialmente a jaca (*Artocarpus heterophyllus*; OLIVEIRA et al., 2011). Em paisagens modificadas, primatas podem compensar a redução de certos recursos nativos por meio da exploração de recursos alternativos que sejam previsíveis, abundantes ou cultivados, mantendo níveis funcionais semelhantes de frugivoria apesar das diferenças ambientais (MCLENNAN, 2013; SERCKX et al., 2015). Portanto, isso é relevante para *L. chrysomelas*, pois a disponibilidade pode influenciar diretamente o orçamento alimentar da espécie (HAWES; PERES, 2014). Assim, ambientes capazes de manter oferta suficiente e relativamente previsível desse recurso, mesmo que por meio de poucas espécies dominantes, podem sustentar níveis de frugivoria semelhantes aos observados em habitats mais diversos (SENGUPTA et al., 2016). Nesse contexto, a cabruca parece oferecer disponibilidade suficiente de frutos para sustentar o padrão alimentar da espécie, mesmo que essa oferta esteja concentrada em um conjunto com dominância de poucas espécies. Assim, em vez de reduzir o investimento proporcional em

frutos, a oferta contínua de itens como a jaca parece permitir a manutenção do grau de frugivoria característico da espécie.

2.5.2 GRAU DE FRUGIVORIA E FORRAGEAMENTO

A ausência de diferença no tempo dedicado ao consumo de frutos e ao forrageamento de presas entre cabruca e floresta sugere que, para *L. chrysomelas*, esses ambientes podem oferecer condições semelhantes para a manutenção do balanço alimentar, apesar de suas diferenças estruturais e florísticas. Esse resultado indica que a resposta alimentar da espécie parece depender menos do tipo de habitat em si e mais da capacidade de cada ambiente de sustentar uma oferta suficiente e previsível de recursos ao longo do tempo. Na floresta, essa condição provavelmente é mantida pela maior diversidade de espécies nativas e pela maior heterogeneidade estrutural (SILVA et al., 2018; STEVENSON et al., 2015), enquanto na cabruca parece ser sustentada pela abundância e constância de poucos recursos dominantes, especialmente a jaca (*A. heterophyllus*), associadas à permanência de árvores nativas e bromélias (CATENACCI et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2011; RABOY; DIETZ, 2004). Assim, embora os ambientes não sejam equivalentes em composição, ambos parecem oferecer uma base alimentar capaz de sustentar proporções semelhantes de investimento em frutos e presas.

Essa interpretação também pode ser compreendida a partir da geometria nutricional. Primatas podem manter proporções relativamente constantes entre macronutrientes, mesmo quando variam os itens alimentares consumidos ou as condições ambientais, ajustando a composição da dieta para atingir um determinado alvo nutricional (HOU et al., 2021; RAUBENHEIMER et al., 2022). Embora este estudo não tenha medido diretamente proteína, energia ou ingestão de macronutrientes, os resultados sugerem um padrão compatível com essa lógica: *L. chrysomelas* parece manter uma divisão semelhante entre frugivoria e forrageamento de presas em cabruca e floresta, apesar de esses ambientes diferirem na composição dos recursos disponíveis.

Esse padrão reforça a plasticidade alimentar de *L. chrysomelas* em paisagens modificadas. Em primatas, o balanço entre frugivoria e consumo de itens alternativos responde, em grande parte, à disponibilidade temporal e espacial dos frutos. Em *Macaca mulatta*, por exemplo, o consumo de frutos acompanha diretamente sua oferta temporal (SENGUPTA et al., 2016). Em bonobos (*Pan paniscus*), a variação sazonal da dieta mostra que alimentos alternativos ganham importância quando a disponibilidade de frutos diminui

(SERCKX et al., 2015). Em mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*), o aumento do consumo de artrópodes e anfíbios em períodos de menor produtividade de frutos sugere papel compensatório das presas frente à redução de um recurso preferencial (GARBINI et al., 2022; RASKIN et al., 2024). Padrões semelhantes foram registrados em mandris (*Mandrillus sphinx*; BAULD et al., 2025), macacos-de-cheiro (*Saimiri* spp.; STONE, 2007), titis (*Plecturocebus oenanthe*) e em diferentes primatas neotropicais, que podem permanecer altamente frugívoros, mas ampliar o uso de folhas, insetos, flores ou espécies cultivadas quando frutos se tornam escassos (CHAVES et al., 2021; CHAVES et al., 2023; DELUYCKER, 2021; STEVENSON et al., 2000). Em conjunto, esses estudos indicam que, quando frutos permanecem previsíveis e vantajosos, eles continuam ocupando posição central na dieta, enquanto outros recursos funcionam como complemento.

Em paisagens modificadas, essa flexibilidade também pode envolver o uso de recursos antrópicos, cultivados ou associados à matriz agrícola. Em chimpanzés (*Pan troglodytes*) no mosaico floresta-agricultura, por exemplo, a exploração de recursos antrópicos integra de forma significativa a dieta (MCLENNAN, 2013). De forma semelhante, em *L. chrysomelas*, estudos anteriores mostram uso frequente de recursos cultivados, espécies pioneiras e micro-habitats como bromélias em ambientes alterados, evidenciando elevada flexibilidade ecológica (CATENACCI et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2011; RABOY; DIETZ, 2004). Além disso, trabalhos com a espécie mostram que grupos em ambientes antropizados ainda podem manter aspectos importantes de sua ecologia e condição geral, mesmo diante de alterações ambientais, o que reforça a capacidade de ajuste da espécie frente a diferentes configurações de habitat (COSTA et al., 2020). Nesse sentido, os resultados obtidos para *L. chrysomelas* sugerem que cabruca e floresta, embora sustentadas por bases florísticas diferentes, mantêm disponibilidade alimentar suficientemente semelhante para preservar o um balanço similar entre frutos e presas.

Apesar de Oliveira et al. (2011) terem observado que indivíduos de *L. chrysomelas* em cabucas apresentaram maior porte e massa corporal em comparação a indivíduos de outros tipos de vegetação, especialmente machos adultos em relação à floresta primária, esse padrão não deve ser interpretado necessariamente como resultado de uma dieta proporcionalmente mais rica em presas ou proteína animal. Os resultados deste estudo não indicaram maior proporção de tempo dedicada ao forrageamento de presas na cabruca em comparação à floresta, sugerindo que a diferença entre os ambientes pode estar menos relacionada a uma mudança no balanço proporcional da dieta e mais à disponibilidade geral de recursos alimentares. Essa interpretação vai ao encontro de Raboy e Dietz (2004), que

registraram maior tempo dedicado tanto ao consumo de frutos quanto ao forrageamento em cabruca dentro do orçamento diário de atividades. Assim, a melhor condição corporal observada em micos de cabruca (OLIVEIRA et al., 2011) pode refletir não um aumento relativo no consumo de proteína animal, mas uma maior oportunidade de alimentação de forma geral, combinando frutos abundantes e previsíveis, como a jaca (*A. heterophyllus*), com substratos de forrageamento animal, como bromélias, cascas e cavidades.

Por fim, deve-se considerar que o forrageamento não corresponde apenas ao consumo de presas, mas inclui também o tempo investido na busca, inspeção e manipulação de substratos antes da captura. Assim, valores semelhantes de tempo em forrageamento entre cabruca e floresta não significam necessariamente o mesmo nível de consumo de presas, nem a mesma eficiência na obtenção desses itens, o que pode ocultar diferenças mais finas na composição interna dessa atividade entre os habitats. Ainda assim, o padrão geral é claro: a semelhança entre cabruca e floresta não implica equivalência ecológica entre os ambientes, mas evidencia a capacidade de *L. chrysomelas* de ajustar seu comportamento alimentar a diferentes configurações de habitat sem alterar necessariamente o papel central dos frutos em sua dieta.

2.5.3 COMPOSIÇÃO DOS RECURSOS FRUTÍFEROS

As diferenças na composição dos recursos frutíferos explorados por *L. chrysomelas* indicam que a espécie mantém a frugivoria por meio de dietas diferentes em cada ambiente. Isso sugere que os habitats diferem nos recursos que sustentam a dieta do mico. Nesse sentido, a recorrência de famílias como Moraceae, Sapotaceae e Myrtaceae reforça a ideia de que essas famílias formam uma base alimentar importante e relativamente estável para *L. chrysomelas*, mesmo quando a composição das espécies varia entre os habitats, como já demonstrado em outros estudos (CATENACCI et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2010; RABOY; DIETZ, 2004). Essa preferência vai ao encontro também com a literatura sobre dietas de primatas neotropicais, na qual essas famílias figuram entre os componentes mais importantes da frugivoria, frequentemente associadas a recursos-chave capazes de sustentar diferentes comunidades ao longo do tempo, por serem energeticamente vantajosas e estarem disponíveis em grande quantidade ao longo do ano (JULLIOT, 1993; LIM et al., 2021; OLIVEIRA et al., 2010; 2011; PERES, 1994; RUSSO et al., 2005; VÁZQUEZ et al., 2024), inclusive para outras espécies de *Leontopithecus*, como *L. rosalia*, onde espécies da família Myrtaceae sustentam a dieta frugívora ao longo de todo ano (MILLER et al., 2006).

Ao mesmo tempo, os resultados indicam que a importância relativa dessas famílias não é homogênea entre os ambientes. Em áreas mais conservadas, a dieta se apoia em frutos nativos típicos de florestas maduras, enquanto em ambientes alterados ou em regeneração a frugivoria passa a incorporar, com maior peso, espécies pioneiras e secundárias. Esse padrão vai de encontro com o que foi descrito para áreas degradadas com *L. chrysomelas*, nas quais a composição local da vegetação molda fortemente a dieta, favorecendo o uso de gêneros como *Tapirira* e *Inga* (CATENACCI et al., 2016). O gênero *Inga* aparece de forma recorrente entre os recursos alimentares mais importantes para primatas de florestas tropicais (VAZQUEZ et al., 2024). Na cabruca, a importância da jaca (*A. heterophyllus*) indica que a espécie pode sustentar a frugivoria por meio de recursos de alta previsibilidade e grande disponibilidade, o que ajuda a explicar o papel deste fruto como recurso-chave nesse sistema (OLIVEIRA et al., 2011). No entanto, essa mesma dependência pode revelar uma limitação importante: quando a cabruca se torna excessivamente dominada por jaca (*A. heterophyllus*), a redução da diversidade de outros frutos nativos pode comprometer a qualidade do habitat, tornando a base alimentar menos diversa e potencialmente mais vulnerável (ALMEIDA-ROCHA et al., 2020). Desse modo, a presença de recursos previsíveis pode sustentar a frugivoria, mas não necessariamente compensar integralmente a perda de complexidade florística.

A presença de *Elaeis guineensis* em ambientes alterados também merece atenção nesse contexto, pois sugere que palmeiras oleaginosas podem atuar como recursos substitutos em paisagens antrópicas, fenômeno já descrito para outros primatas em áreas dominadas por dendezeiros ou palmeiras similares (TINGGA et al., 2024). Ecologicamente, isso reforça a ideia de que a resposta da espécie à modificação ambiental não se traduz simplesmente em redução da frugivoria, mas em reorganização da dieta em torno dos recursos que permanecem disponíveis ou se tornam mais previsíveis no novo contexto da paisagem. Por outro lado, em ambientes mais sazonais ou estruturalmente distintos, como a floresta semidecidual, o maior peso de bromélias e de poucas plantas trepadeiras ou arbustivos, como *Cissus* e *Cordia*, sugere uma dieta baseada em recursos centrais. Esse padrão é coerente com a plasticidade alimentar atribuída ao gênero, no qual a exploração de micro-habitats específicos e de recursos alternativos pode ganhar importância em contextos de maior variação temporal na oferta alimentar (CATENACCI et al., 2016; RASKIN et al., 2024)

A diferença entre a frequência de uso de um recurso e a duração dos eventos alimentares indica que sua importância ecológica não pode ser inferida apenas pelo número de registros. Em micos e outros primatas, recursos muito produtivos ou particularmente vantajosos podem sustentar episódios longos de alimentação mesmo sem aparecer entre os

itens mais frequentes, de modo que sua contribuição para a dieta se torna mais evidente quando analisada em tempo total de consumo do que em número de eventos (AMORA et al., 2013; CATENACCI et al., 2016; PINHEIRO; PONTES, 2015; SOUZA-ALVES et al., 2021). Esse padrão ajuda a interpretar os resultados obtidos, nos quais alguns recursos se destacaram sobretudo pela duração dos eventos alimentares, como *Ficus* sp., *Pradosia bahiensis*, *Cordia anabaptista* e bromélias, sugerindo que sua relevância na dieta decorre menos da recorrência dos registros e mais do alto retorno obtido a cada visita. Em particular, espécies de *Ficus* são amplamente reconhecidas como recursos-chave para frugívoros tropicais por combinarem alta produtividade, oferta agregada e capacidade de sustentar períodos prolongados de alimentação, muitas vezes amortecendo os efeitos da sazonalidade de outros frutos (LIM et al., 2021; VANDERHOFF et al., 2009). Assim, quando *Ficus* se destaca pelo tempo de permanência, isso provavelmente reflete não apenas uso, mas também elevado valor funcional para a sustentação da frugivoria.

Essa lógica também ajuda a entender a importância de recursos que estruturam a dieta de forma distinta entre os habitats. A forte concentração do consumo em bromélias na floresta semidecidual e o papel da jaca (*A. heterophyllus*) na cabruca são compatíveis com o conceito de *staple foods*, isto é, poucos itens que exercem influência desproporcional sobre a ecologia alimentar, enquanto os demais contribuem de forma mais diluída (WATTS et al., 2012). Na cabruca, a jaca (*A. heterophyllus*) parece cumprir esse papel por sua alta previsibilidade e disponibilidade relativamente constante ao longo do ano, sustentando parte importante da frugivoria em um ambiente simplificado. Esse padrão contrasta com o observado na floresta, onde o consumo de jaca mostrou variação mais marcada entre os meses, com maior participação no início e no final do ano (novembro-fevereiro) e menor importância em parte do período intermediário (março a outubro). Assim, mais do que a presença desse recurso, o que diferencia a cabruca é a estabilidade com que ele permanece disponível (OLIVEIRA et al., 2011) e contribui para a dieta, o que provavelmente aumenta sua importância funcional nesse sistema.

Na floresta semidecidual, por outro lado, o padrão foi mais extremo, com forte dominância de bromélias e aumento progressivo de sua importância ao longo do ano, sobretudo no segundo semestre. Esse resultado sugere que, nesse ambiente, a frugivoria se apoia menos em uma base diversificada de espécies arbóreas e mais em poucos recursos centrais, capazes de sustentar parcela expressiva do tempo de alimentação. Essa interpretação é plausível quando se considera a sazonalidade da floresta semidecidual, em que a disponibilidade de frutos zoocóricos tende a variar fortemente ao longo do ano e pode

apresentar períodos críticos de menor oferta, inclusive no final da primavera e início do verão chuvoso (MIKICH, 2001). Nesse contexto, a alta participação das bromélias sugere que esses recursos podem exercer função de amortecer a irregularidade temporal de outros frutos. Assim, enquanto na cabruca a frugivoria parece ser estabilizada pela constância de um fruto dominante, na floresta semidecidual ela parece depender mais fortemente de um recurso que ganha importância justamente quando a oferta de outros itens se torna mais instável.

2.6 CONCLUSÃO GERAL

Os resultados deste estudo mostram que a conservação de *L. chrysomelas* não depende apenas da manutenção de áreas florestais, mas também da preservação de habitats que sustentem, de forma contínua, os recursos alimentares que estruturam sua dieta. Embora a espécie tenha demonstrado elevada flexibilidade alimentar, essa plasticidade não é ilimitada, pois ela se organiza em torno de um conjunto de recursos-chave entre os ambientes. Na floresta semidecidual, o uso de recursos esteve fortemente concentrado em poucos itens, principalmente em bromélias, enquanto na cabruca a jaca (*A. heterophyllus*) teve papel marcante e mais estável ao longo do ano; já nas florestas ombrófilas, a dieta mostrou-se mais distribuída entre diferentes espécies e famílias botânicas. Em conjunto, esses padrões indicam que ambientes distintos podem sustentar a alimentação da espécie por diferentes itens.

Do ponto de vista da conservação, isso é relevante porque mostra que a qualidade do habitat para o mico-leão-da-cara-dourada não pode ser avaliada apenas por cobertura florestal ou categoria de uso do solo. A composição florística, a heterogeneidade estrutural e a presença de espécies-chave são elementos centrais para a manutenção da dieta e, conseqüentemente, da permanência da espécie na paisagem. A cabruca, por exemplo, não se mostrou um habitat empobrecido, mas um sistema capaz de manter parte importante da base alimentar do mico por meio de recursos previsíveis. Ao mesmo tempo, a forte dominância de poucos itens na floresta semidecidual sugere maior sensibilidade a alterações que afetem esses recursos específicos. Assim, os resultados reforçam que estratégias de manejo e conservação devem priorizar não apenas a quantidade de habitat remanescente, mas também sua capacidade de ofertar recursos alimentares ao longo do tempo.

No entanto, algumas limitações precisam ser consideradas. A primeira é que os resultados expressam principalmente a importância relativa dos itens e categorias alimentares no comportamento observado, mas não permitem estimar diretamente a quantidade real de alimento ingerido, o valor nutricional dos recursos consumidos ou a contribuição energética e de cada item para a dieta. Assim, proporções semelhantes de frugivoria ou forrageamento entre habitats não significam necessariamente equivalência na ingestão de nutrientes ou na eficiência de obtenção dos recursos. Da mesma forma, o fato de determinados itens dominarem a dieta em alguns ambientes não indica, por si só, que eles sejam substitutos funcionais completos dos recursos presentes em outros habitats.

Outra limitação importante é que a presença de recursos-chave, como jaca (*A. heterophyllus*) na cabruca ou bromélias na floresta semidecidual, deve ser interpretada com

cautela. Esses recursos podem favorecer a permanência dos micos em determinados ambientes, mas também podem tornar a dieta localmente dependente de poucos itens dominantes. Essa dependência pode aumentar a vulnerabilidade dos grupos caso esses recursos sejam removidos, manejados de forma inadequada ou sofram variações temporais acentuadas. Portanto, a capacidade de um habitat sustentar a alimentação de *L. chrysomelas* não se baseia só pela presença atual desses recursos, mas também pela estabilidade, diversidade e renovação da base alimentar ao longo do tempo.

Também é importante destacar que embora a cabruca possa oferecer recursos previsíveis e favorecer o uso da paisagem pelos micos, sua contribuição depende da manutenção de árvores nativas, bromélias, espécies frutíferas e de uma estrutura de dossel suficientemente complexa. Assim, a aparente flexibilidade alimentar da espécie não deve ser usada para reduzir a importância da proteção dos remanescentes florestais. Pelo contrário, os resultados indicam que a conservação do mico depende da integração entre florestas nativas e matrizes agroflorestais bem manejadas.

Dessa forma, o estudo contribui para a conservação da espécie ao evidenciar que paisagens fragmentadas podem continuar relevantes para *L. chrysomelas* quando mantêm recursos alimentares essenciais, mas também que essa persistência pode depender de uma base ecológica estreita e, portanto, frágil. Em termos práticos, os resultados apontam para a importância de conservar remanescentes florestais com alta diversidade de espécies nativas, manter elementos estruturais como bromélias e árvores frutíferas importantes, e incorporar a composição da vegetação como critério central no planejamento da conservação. Mais do que mostrar o que a espécie consome, este trabalho demonstra como diferentes habitats sustentam sua ecologia alimentar e, por isso, oferece subsídios diretos para orientar ações de manejo, restauração e conservação em uma das regiões mais ameaçadas da Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALGER, K.; CALDAS, M. Cacau na Bahia: decadência e ameaça à Mata Atlântica. **Ciência Hoje**, v. 20, p. 28-35, 1996.
- ALMEIDA-ROCHA, J. M.; PERES, C. A.; OLIVEIRA, L. C.; RABOY, B. E. Habitat determinants of golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) occupancy in southern Bahian cacao agroforests, Brazil. **American Journal of Primatology**, v. 82, n. 12, e23179, 2020.
- AMORA, T.; BELTRÃO-MENDES, R.; FERRARI, S. F. Use of alternative plant resources by common marmosets (*Callithrix jacchus*) in the semi-arid Caatinga scrub forests of northeastern Brazil. **American Journal of Primatology**, v. 75, 2013.
- BAULD, J.; LEHMANN, D.; BUSSIÈRE, L.; BUSH, E.; DIMOTO, E.; DIKANGADISSI, J.; UKIZINTAMBARA, T.; WHITE, E.; NEWTON, J.; JONES, I.; WHITE, L.; MUSGRAVE, R.; ABERNETHY, K. Rare long-term data reveal the seasonal dietary plasticity of mandrills (*Mandrillus sphinx*) in response to fruiting tree phenology. **American Journal of Primatology**, v. 87, 2025..
- BEEBY, N.; ROTHMAN, J. M.; BADEN, A. L. Nutrient balancing in a fruit-specialist primate, the black-and-white ruffed lemur (*Varecia variegata*). **American Journal of Primatology**, v. 85, n. 6, e23484, 2023.
- BOYER, D.; MIRAMONTES, O.; RAMOS-FERNÁNDEZ, G.; MATEOS, J. L.; COCHO, G.; LARRALDE, H. Scale-free foraging by primates emerges from their interaction with a complex environment. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 273, n. 1595, p. 1743-1750, 2006.
- BROOKS, M. E. et al. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. **The R Journal**, v. 9, n. 2, p. 378-400, 2017.
- CATENACCI, L. S.; PESSOA, M. S.; NOGUEIRA-FILHO, S. L. G.; DE VLEESCHOUWER, K. M. Diet and feeding behavior of *Leontopithecus chrysomelas* (Callitrichidae) in degraded areas of the Atlantic Forest of South-Bahia, Brazil. **International Journal of Primatology**, v. 37, n. 2, 2016.
- CHAPMAN, C. A.; ROTHMAN, J. M.; LAMBERT, J. E. Food as a selective force in primates. In: MITANI, J. C.; CALL, J.; KAPPELER, P. M.; PALOMBIT, R. A.; SILK, J. B. (eds.). **The Evolution of Primate Societies**. Chicago: University of Chicago Press, 2012. p. 149-168.
- CHAVES, Ó.; FORTES, V.; HASS, G.; AZEVEDO, R.; STONER, K.; BICCA-MARQUES, J. Flower consumption, ambient temperature and rainfall modulate drinking behavior in a folivorous-frugivorous arboreal mammal. **PLoS ONE**, v. 16, 2021.
- CHAVES, Ó.; MORALES-CERDAS, V.; CALDERÓN-QUIRÓS, J.; AZOFEIFA-ROJAS, I.; RIBA-HERNÁNDEZ, P.; SOLANO-ROJAS, D.; CHAVES-CORDERO, C.; CHACÓN-MADRIGAL, E.; MELIN, A. Plant diversity in the diet of Costa Rican primates in contrasting habitats: a meta-analysis. **bioRxiv**, 2023.

CLINK, D. J.; DILLIS, C.; FEILEN, K. L.; BEAUDROT, L.; MARSHALL, A. J. Dietary diversity, feeding selectivity, and responses to fruit scarcity of two sympatric Bornean primates (*Hylobates albibarbis* and *Presbytis rubicunda rubida*). **PLOS ONE**, v. 12, n. 3, e0173369, 2017.

COSTA, T.; NOGUEIRA-FILHO, S.; DE VLEESCHOUWER, K.; OLIVEIRA, L.; DE SOUSA, M.; MENDEL, M.; CATENACCI, L.; NOGUEIRA, S. Individual behavioral differences and health of golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*). **American Journal of Primatology**, v. 82, 2020.

DE VLEESCHOUWER, K. M.; OLIVEIRA, L. C. Report on the presence of a group of golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*), an endangered primate species in a rubber plantation in southern Bahia, Brazil. **Primate Conservation**, v. 31, p. 139-146, 2017.

DELUYCKER, A. Diet and feeding ecology of the critically endangered San Martin titi monkey (*Plecturocebus oenanthe*) in Peru. 2021.

DIETZ, J. M.; PERES, C. A.; PINDER, L. Foraging ecology and use of space in wild golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, v. 41, n. 4, p. 289-305, 1997.

DORATTI DOS SANTOS, G. A.; BIANCHINI, E.; REIS, N. R. Seasonal variation of consumption of the species used as fruit source by brown howler monkeys (*Alouatta clamitans*) in southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 148-153, 2013.

EGLER, S. G. Feeding ecology of *Saguinus bicolor bicolor* (Callitrichidae: Primates) in a relict forest in Manaus, Brazilian Amazonia. **Folia Primatologica**, v. 59, n. 2, p. 61-76, 1992.

FONSECA, M.; RAMÍREZ-PINZÓN, M.; MCNEIL, K.; GUEVARA, M.; GÓMEZ-GUTIÉRREZ, L.; HARTER, K.; MONGUI, A.; STEVENSON, P. Dietary preferences and feeding strategies of Colombian highland woolly monkeys. **Scientific Reports**, v. 12, 2022.

FONTOURA, T.; CAZETTA, E.; NASCIMENTO, W.; CATENACCI, L.; DE VLEESCHOUWER, K.; RABOY, B. Diurnal frugivores on the Bromeliaceae *Aechmea depressa* L. B. Sm. from northeastern Brazil: the prominent role taken by a small forest primate. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 351-354, 2010.

GARCÍA, D.; ORTIZ-PULIDO, R. Patterns of resource tracking by avian frugivores at multiple spatial scales: two case studies on discordance among scales. **Ecography**, v. 27, p. 187-196, 2004.

GUIDORIZZI, C. E. Ecology and behavior of the golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) in a mesophytic forest in southern Bahia, Brazil. 2008.

GOUVÊA, J. B. S.; MATTOS SILVA, L. A.; HORI, M. Fitogeografia. In: Diagnóstico socioeconômico da região cacaueira: recursos florestais. Ilhéus: CEPLAC/IICA, 1976. v. 7, p. 1-7.

HARTIG, F. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. R package, 2022

HAWES, J.; PERES, C. Ecological correlates of trophic status and frugivory in neotropical primates. **Oikos**, v. 123, p. 365-377, 2014.

HILÁRIO, R. R.; FERRARI, S. F. Feeding ecology of a group of buffy-headed marmosets (*Callithrix flaviceps*): fungi as a preferred resource. **American Journal of Primatology**, v. 72,

HOU, R.; CHAPMAN, C. A.; ROTHMAN, J. M.; ZHANG, H.; HUANG, K.; GUO, S.; LI, B.; RAUBENHEIMER, D. The geometry of resource constraint: an empirical study of the golden snub-nosed monkey. **Journal of Animal Ecology**, v. 90, n. 3, p. 751-765, 2021.

JULLIOT, C.; SABATIER, D. Diet of the red howler monkey (*Alouatta seniculus*) in French Guiana. **International Journal of Primatology**, v. 14, p. 527-550, 1993.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic Forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. **Biotropica**, v. 40, 2007.

KEUROGHLIAN, A.; PASSOS, F. C. Prey foraging behavior, seasonality and time-budgets in black lion tamarins, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan 1823) (Mammalia, Callitrichidae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, n. 3, p. 455-459, 2001.

LIM, J. et al. Ecological and evolutionary significance of primates' most consumed plant families. **International Journal of Primatology**, 2021.

LENTH, R. V. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package, 2023.

MARTÍNEZ, J.; WALLACE, R.; DOMIC, E.; CARVAJAL, P.; ARNEZ, A.; MORRISON, L.; NEKARIS, A. Feeding ecology of the Beni titi monkey (*Plecturocebus modestus*): an endangered Bolivian endemic. **International Journal of Primatology**, v. 45, p. 127-156,

MCCARTY, J. P.; LEVEY, D. J.; GREENBERG, C. H.; SARGENT, S. Spatial and temporal variation in fruit use by wildlife in a forested landscape. **Forest Ecology and Management**, v. 164, p. 277-291, 2002.

MCLENNAN, M. R. Diet and feeding ecology of chimpanzees (*Pan troglodytes*) in Bulindi, Uganda: foraging strategies at the forest-farm interface. **International Journal of Primatology**, v. 34, p. 585-614, 2013.

MIKICH, S. B.; SILVA, S. M. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 15, p. 89-113, 2001.

MILLER, K. E.; DIETZ, J. M. Effects of individual and group characteristics on feeding behaviors in wild *Leontopithecus rosalia*. **International Journal of Primatology**, v. 27, p. 911-939, 2006.

MORI, S. A. Eastern, extra-Amazonian Brazil. In: CAMPBELL, D. G.; HAMMOND, H. D. Floristic inventory of tropical countries: the current status of plant systematics, collections, and vegetation. New York: New York Botanical Garden, 1989. p. 427-454.

- OLIVEIRA, L. C.; HANKERSON, S. J.; DIETZ, J. M.; RABOY, B. E. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern Bahia, Brazil. **Animal Conservation**, v. 13, n. 1, p. 60-70, 2010.
- OLIVEIRA, L. C.; NEVES, L. G.; RABOY, B. E.; DIETZ, J. M. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. **Environmental Management**, v. 48, n. 2, p. 248-262, 2011.
- PASSAMANI, M.; RYLANDS, A. B. Feeding behavior of Geoffroy's marmoset (*Callithrix geoffroyi*) in an Atlantic forest fragment of south-eastern Brazil. **Primates**, v. 41, n. 1, p. 27-38, 2000.
- PERES, C. A. Diet and feeding ecology of gray woolly monkeys (*Lagothrix lagotricha cana*) in Central Amazonia: comparisons with other atelines. **International Journal of Primatology**, v. 15, p. 333-372, 1994.
- PERES, C. A. Diet and feeding ecology of saddle-back (*Saguinus fuscicollis*) and moustached (*S. mystax*) tamarins in an Amazonian terra firme forest. **Journal of Zoology**, v. 230, n. 4, p. 567-592, 1993..
- PINHEIRO, H. L.; PONTES, A. R. M. Home range, diet, and activity patterns of common marmosets (*Callithrix jacchus*) in very small and isolated fragments of the Atlantic Forest of northeastern Brazil. **International Journal of Ecology**, v. 2015, p. 1-13, 2015.
- PINTO, L. P. S. Distribuição geográfica, população e estado de conservação do mico-leão-da-cara-dourada, *Leontopithecus chrysomelas*. 1994. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1994.
- PORTER, L. M. Dietary differences among sympatric Callitrichinae in Northern Bolivia: *Callimico goeldii*, *Saguinus fuscicollis* and *S. labiatus*. **International Journal of Primatology**, v. 22, n. 6, p. 961-992, 2001.
- RABOY, B. E.; CHRISTMAN, M. C.; DIETZ, J. M. The use of degraded and shade cocoa forests by endangered golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas*. **Oryx**, v. 38, n. 1, p. 75-83, 2004.
- RABOY, B. E.; DIETZ, J. M. Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. *American Journal of Primatology*, v. 63, n. 1, p. 1-15, 2004.
- RASKIN, A.; KAISIN, O.; MICHEL, L.; LEJEUNE, B.; LEPOINT, G.; AMARAL, R.; SABINO, G.; ARAÚJO, M.; REZENDE, G.; BROTCORNE, F.; CULOT, L. Stable isotopes analysis of black lion tamarins reveals increasing arthropod consumption when fruit productivity decreases in forest fragments. **American Journal of Primatology**, v. 87, 2024.
- RAUBENHEIMER, D.; SENIOR, A. M.; MIRTH, C.; CUI, Z.; HOU, R.; LE COUTEUR, D. G.; SOLON-BIET, S. M.; LÉOPOLD, P.; SIMPSON, S. J. An integrative approach to dietary balance across the life course. **iScience**, v. 25, n. 5, p. 104315, 2022.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024.

ROCHA-SANTOS, L.; BENCHIMOL, M.; MAYFIELD, M.; FARIA, D.; PESSOA, M.; TALORA, D.; MARIANO-NETO, E.; CAZETTA, E. Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: effects of landscape-scale forest cover. **PLoS ONE**, v. 12, 2017.

RUSSO, S. E.; CAMPBELL, C. J.; DEW, J. L.; STEVENSON, P. R.; SUÁREZ, S. A multi-forest comparison of dietary preferences and seed dispersal by *Ateles* spp. **International Journal of Primatology**, v. 26, p. 1017-1037, 2005.

RYLANDS, A. B. Sympatric Brazilian callitrichids: the black tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhli*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. **Journal of Human Evolution**, v. 18, p. 679-695, 1989.

RYLANDS, A. B.; KIERULFF, M. C. M.; PINTO, L. P. S. Distribution and status of lion tamarins. In: KLEIMAN, D. G.; RYLANDS, A. B. Lion Tamarins: **Biology and Conservation**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 2002.

SANTOS, R. et al. Bromeliaceae from a forest fragment in the Atlantic Forest Central

SEILER, N.; ROBBINS, M. M. Fruit-feeding and activity patterns of mountain gorillas in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. **American Journal of Physical Anthropology**, v. 172, n. 4, p. 625-636, 2020.

SENGUPTA, A.; RADHAKRISHNA, S. Influence of fruit availability on fruit consumption in a generalist primate, the rhesus macaque *Macaca mulatta*. **International Journal of Primatology**, v. 37, p. 703-717, 2016.

SERCKX, A.; KÜHL, H.; BEUDELS-JAMAR, R.; PONCIN, P.; BASTIN, J.; HUYNEN, M. Feeding ecology of bonobos living in forest-savannah mosaics: diet seasonal variation and importance of fallback foods. **American Journal of Primatology**, v. 77, p. 948-962, 2015.

SILVA, V.; SILVA, V.; SILVA, V.; COSTA, D.; DE ASSIS DA SILVA, F.; DA SILVA, G.; CHRISTOFFERSEN, M. Abundance of trees used as food by primates in fragments of Atlantic Forest. **Environmental Smoke**, v. 1, n. 1, p. 20-41, 2018.

SOTO-CALDERÓN, I. D.; PÉREZ-ESTRADA, A. M.; ACOSTA-MADRIGAL, T.; JURADO-GUTIÉRREZ, A. M.; DELGADO-VILLEGAS, V.; MESA-ALARCÓN, V.; HIDALGO-GARCÍA, C. Preliminary assessment of habitat uses and time budget by an urban group of white-footed tamarins (*Oedipomidas leucopus*, Callitrichidae). **Actualidades Biológicas**, v. 47, n. 122, 2025.

SOUZA-ALVES, J.; ALVES, R.; HILÁRIO, R.; BARNETT, A.; BEZERRA, B. Species-specific resource availability as potential correlates of foraging strategy in Atlantic Forest edge-living common marmosets. **Ethology Ecology & Evolution**, v. 34, p. 449-470, 2021.

SOUZA-ALVES, J.; CHAGAS, R.; SANTANA, M.; BOYLE, S.; BEZERRA, B. Food availability, plant diversity, and vegetation structure drive behavioral and ecological variation in endangered Coimbra-Filho's titi monkeys. **American Journal of Primatology**, v. 83, 2021.

STEVENSON, P. R.; LINK, A.; GONZÁLEZ-CARO, S.; TORRES-JIMÉNEZ, M. Frugivory in canopy plants in a western Amazonian forest: dispersal systems, phylogenetic ensembles and keystone plants. *PLoS ONE*, v. 10, e0140751, 2015.

STONE, A. I. Responses of squirrel monkeys to seasonal changes in food availability in an eastern Amazonian rain forest. *American Journal of Primatology*, v. 69, p. 142-157, 2007.

TINGGA, R.; GANI, M.; OSMAN, N.; AIFAT, N.; CHAN, E.; KHAMIS, S.; ROHANI, E.; MOHD-DAUT, N.; MOHD-RIDWAN, A.; MD-ZAIN, B. Interspecific variation in the diet of *Symphalangus syndactylus* and *Macaca nemestrina* at Genting Highlands, Pahang, Peninsular Malaysia. *Biodiversity Data Journal*, v. 12, 2024.

TRAPANESE, C.; MEUNIER, H.; MASI, S. What, where and when: spatial foraging decisions in primates. *Biological Reviews*, v. 94, n. 2, p. 483-502, 2019.

VANDERHOFF, E. N. Behavior of tamarins, tanagers and manakins foraging in a strangler fig (*Ficus* sp.) in Suriname, South America: implications for seed dispersal. *Biota Neotropica*, 2009.

VASQUEZ, V.; BELTRÃO-MENDES, R.; PINTO, M. Atlantic Forest primates and their main food resources. *Mammal Review*, v. 55, 2024.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

VINHA, S. G.; RAMOS, T. J. S.; HORI, M. Inventário florestal. In: Diagnóstico socioeconômico da Região Cacaueira: recursos florestais. Ilhéus: CEPLAC/IICA, 1976.

VOGEL, E.; KIVAI, S.; ALAVI, S. Foraging strategies. In: **The International Encyclopedia of Biological Anthropology**. 2007.

WATTS, D. P.; POTTS, K. B.; LWANGA, J. S.; MITANI, J. C. Diet of chimpanzees (*Pan troglodytes schweinfurthii*) at Ngogo, Kibale National Park, Uganda, 2: temporal variation and fallback foods. *American Journal of Primatology*, v. 74, 2012.

WICKHAM, H. ggplot2: elegant graphics for data analysis. New York: Springer-Verlag, 2016.

WICKHAM, H.; FRANÇOIS, R.; HENRY, L.; MÜLLER, K.; VAUGHAN, D. dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package, 2025.

WILLIAMSON, R.; WEBB, S.; DUBREUIL, C.; LOPEZ, R.; HERNÁNDEZ, S.; FEDIGAN, L.; MELIN, A. Sharing spaces: niche differentiation in diet and substrate use among wild capuchin monkeys. *Animal Behaviour*, v. 179, p. 317-338, 2021.

**INFLUÊNCIA DOS ATRIBUTOS DE BROMÉLIAS EPÍFITAS E
CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS DO AMBIENTE SOBRE A COMUNIDADE
DE FAUNA ASSOCIADA EM UM MOSAICO FLORESTA-AGROFLORESTA NO
SUL DA BAHIA**

RESUMO

As bromélias epífitas constituem microhabitats importantes nos estratos arbóreos, oferecendo abrigo, umidade, alimento e locais de reprodução para diversos grupos da fauna associada, e o local preferido dos micos-leões-da-cara-dourada para o forrageamento de presas animais. Neste estudo, foram comparadas a abundância, a riqueza, diversidade e a composição da fauna associada a bromélias epífitas entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau no sul da Bahia. Foi avaliada a fauna de 180 bromélias distribuídas em 30 árvores, sendo 30 bromélias em floresta nativa e 150 em três tipos de sistemas agroflorestais de cacau: cabruca tradicional (CAB), sistema rústico com sombra plantada (RPS) e sistema com sombreamento monoespecífico (MCA). A fauna associada às bromélias foi triada e identificada até ordem; Ao todo, foram registrados 517 indivíduos na floresta e 2213 na cabruca, distribuídos em 19 ordens na floresta e 28 ordens na cabruca. Na comparação geral entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau, os SAFs apresentaram maior abundância total de fauna associada por bromélia e maior riqueza média de ordens. A diversidade, entretanto, manteve valores próximos entre floresta e SAFs, e a composição da comunidade não diferiu significativamente entre os habitats. Na comparação entre floresta e os diferentes tipos de SAFs, observou-se que essa resposta não foi homogênea entre os tipos de manejo: a cabruca tradicional (CAB) e o sistema com sombreamento monoespecífico (MCA) apresentaram maior abundância em relação à floresta, enquanto o sistema rústico com sombra plantada (RPS) não apresentou diferença. Para a riqueza, apenas MCA diferiu significativamente da floresta, apresentando maior número médio de ordens por bromélia, enquanto CAB e RPS mantiveram valores semelhantes aos da floresta nativa. O volume das bromélias influenciou positivamente a abundância e a riqueza, reforçando a importância do tamanho desses micro-habitats para a manutenção da fauna associada. Esses resultados indicam que bromélias epífitas em sistemas agroflorestais podem sustentar assembleias de fauna semelhantes às da floresta em termos de diversidade e composição, mas também sugerem que sistemas mais simplificados podem concentrar mais indivíduos e ordens em bromélias de dossel, possivelmente em função da menor disponibilidade e concentração de micro-habitats na estrutura do ambiente.

Palavras-chave: Bromélias tanque; Cabruca; Dossel; Mata Atlântica; Invertebrados; Agrofloresta.

INFLUENCE OF EPIPHYTIC BROMELIAD TRAITS AND STRUCTURAL CHARACTERISTICS OF THE ENVIRONMENT ON THE ASSOCIATED FAUNA COMMUNITY IN A FOREST–AGROFOREST MOSAIC IN SOUTHERN BAHIA

ABSTRACT

Epiphytic bromeliads constitute important microhabitats in arboreal strata, providing shelter, moisture, food, and breeding sites for several groups of associated fauna, and they are the preferred sites used by golden-headed lion tamarins for foraging on animal prey. In this study, the abundance, richness, diversity, and composition of fauna associated with epiphytic bromeliads were compared between native forest and cacao agroforestry systems in southern Bahia. The fauna of 180 bromeliads distributed across 30 trees was evaluated, including 30 bromeliads in native forest and 150 in three types of cacao agroforestry systems: traditional cabruca (CAB), rustic system with planted shade (RPS), and monospecific shade system (MCA). The fauna associated with bromeliads was sorted and identified to the order level. In total, 5,808 individuals were recorded, distributed across 19 orders in the forest and 28 orders in cabruca. In the overall comparison between native forest and cacao agroforestry systems, the agroforestry systems showed greater total abundance of associated fauna per bromeliad and greater mean richness of orders. Diversity, however, remained similar between forest and agroforestry systems, and community composition did not differ significantly between habitats. When the agroforestry systems were evaluated separately, this response was not homogeneous among management types: traditional cabruca (CAB) and the monospecific shade system (MCA) showed greater abundance than the forest, whereas the rustic system with planted shade (RPS) did not differ. For richness, only MCA differed significantly from the forest, showing a higher mean number of orders per bromeliad, while CAB and RPS maintained values similar to those of the native forest. Bromeliad volume positively influenced abundance and richness, reinforcing the importance of the size of these microhabitats for the maintenance of associated fauna. These results indicate that epiphytic bromeliads in agroforestry systems can sustain faunal assemblages similar to those of the forest in terms of diversity and composition, but they also suggest that more simplified systems may concentrate more individuals and orders in canopy bromeliads, possibly due to the lower availability and concentration of microhabitats within the structure of the environment.

Keywords: Tank bromeliads; Cabruca; Canopy; Atlantic Forest; Invertebrates; Agroforestry.

3.1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica, um dos maiores hotspots de biodiversidade do mundo, carrega as consequências de um longo histórico de perda e fragmentação florestal, restando apenas uma parte de sua cobertura original (MYERS et al., 2000; RIBEIRO et al., 2009). A maior parcela dessas perdas recentes se deu em pequenas áreas, principalmente em terras privadas, e que estão ligadas à expansão agrícola, o que acaba intensificando um cenário de paisagem altamente fragmentada em manchas de vegetação nativa que se encontram em meio a matrizes antrópicas (AMARAL et al., 2025). Essa fragmentação pode prejudicar a manutenção da biodiversidade através de extinções locais (HADDAD et al., 2015) e mudanças na composição e estrutura das comunidades (PEACOCK, 2025) o que evidencia a importância de compreender as respostas dessas comunidades biológicas às transformações no uso da terra, particularmente em áreas agrícolas (ROCHA-SANTOS et al., 2017). No entanto, em paisagens fragmentadas, a sobrevivência das espécies não depende apenas da quantidade e da conectividade das áreas remanescentes, mas também das características das matrizes que estão em volta (RICKETTS, 2001). Em determinados cenários, matrizes agrícolas podem oferecer recursos e abrigos contribuindo para a manutenção de populações e o uso complementar do habitat por diferentes grupos biológicos (ESTRADA et al., 2012).

Nesse contexto, os sistemas agroflorestais de cacau (SAFs) são ambientes que podem ser favoráveis à conservação da biodiversidade, uma vez que preservam parte da cobertura arbórea original e apresentam uma alta complexidade estrutural do dossel (CASSANO et al., 2009; LOBÃO et al., 2022; SANTOS et al., 2025; ROLIM et al., 2017). A manutenção de árvores de grande porte nesses sistemas pode manter a disponibilidade de recursos e de microhabitats para diferentes grupos (SAMBUICHI et al., 2012). Apesar de os SAFs conseguirem preservar uma parte da diversidade, elas não são capazes de substituir totalmente a floresta nativa, uma vez que mudanças no microclima, na composição das espécies de árvores e na estrutura vertical criam filtros ambientais que podem ser limitantes para essa biodiversidade (CASSANO et al., 2014; HARO-CARRIÓN et al., 2009; SAMBUICHI et al., 2012; SPORN et al., 2009). Portanto, entender como esses sistemas sustentam as comunidades que estão ligadas a microhabitats do dossel é de extrema importância para avaliar a qualidade da matriz em paisagens fragmentadas, já que esse estrato é de extrema importância para a biodiversidade de artrópodes em florestas tropicais (BASSET et al., 2012). Entre esses microhabitats, as bromélias epífitas desempenham um papel importante, já que suas folhas formam reservatórios de água que acumulam solo

suspenso e detritos orgânicos, formando fitotelmos capazes de abrigar uma fauna diversa de invertebrados aquáticos e terrestres e vertebrados (BROUARD et al., 2012; DÉZERARD et al., 2014; FILHO et al., 2023; RODGERS; KITCHING, 2011;). Devido à presença de diferentes níveis tróficos em uma pequena unidade espacial, esses sistemas são frequentemente considerados microhabitats ecológicos (DÉZERARD et al., 2014), podendo funcionar como pequenas unidades de habitat nas quais processos de colonização, dispersão e extinção local contribuem para a estruturação das comunidades associadas (FILHO et al., 2023; JOCQUÉ; FIELD, 2014). Essa fauna associada, entretanto, não tem importância apenas para a dinâmica interna das bromélias. Diversos grupos animais utilizam desse microhabitat como fonte de alimento, ingerindo esses animais (ROCHA, 2022; SABAGH et al., 2021). Um exemplo disso é o mico-leão-da-cara-dourada, ou mico-leão-baiano (*Leontopithecus chrysomelas*), onde os organismos concentrados nesses microhabitats podem compor parte da base de presas disponível para ele no dossel, uma vez que a espécie explora bromélias, folhas secas, cascas e ocos durante o forrageamento de artrópodes e pequenos vertebrados (CATENACCI et al., 2016; RABOY; DIETZ, 2004; RYLANDS, 1989). Assim, diferenças na abundância, riqueza ou composição da fauna associada às bromélias podem indicar diferenças na qualidade desses microhabitats como locais potenciais de forrageamento.

Essa perspectiva, portanto, pode ser útil para comparar sistemas agroflorestais de cacau com floresta nativa. No interior de florestas maduras, bromélias epífitas se distribuem por vários estratos verticais, principalmente em troncos e na copa interna, conforme os gradientes de luz, umidade e área de substrato disponível (CASCANTE-MARÍN et al., 2006; SIAZ TORRES et al., 2024). Já em sistemas agroflorestais de cacau, o manejo se dá pela remoção do sub-bosque e preservação de árvores de sombra, o que tende a fazer com que as bromélias se concentrem mais nas copas das árvores remanescentes de dossel (DAROCHA et al., 2016; DAROCHA et al., 2021; HARO-CARRIÓN et al., 2009). Entretanto, esses sistemas não apresentam uma estrutura homogênea, que pode variar de acordo com o sistema de manejo empregado, variando desde cabucas tradicionais, com maior permanência de árvores nativas e maior complexidade do dossel, até sistemas mais simplificados, com sombreamento plantado ou monoespecífico. Essa variação estrutural pode alterar a disponibilidade e a distribuição dos microhabitats formados pelas bromélias no dossel (DAROCHA et al., 2016). Nesse cenário, a fauna associada pode se tornar mais agregada nas bromélias do dossel presentes na cabuca já que esses microhabitats remanescentes podem funcionar como ilhas de refúgio (MAYR & O'HARA, 1986) oferecendo abrigo e alimentos para esses organismos (LUNA-COZAR et al., 2020; ROMERO et al., 2022) em

um ambiente que não oferece essas mesmas condições em outros estratos. Isso pode resultar em maior abundância local de invertebrados por planta, mesmo que a abundância total na paisagem não aumente necessariamente, já que a diversidade e a estrutura das comunidades em bromélias se comportam em sua maioria de acordo com a quantidade, ao tamanho e à organização desses microhabitats no ambiente (DAROCHA et al., 2016; DAROCHA et al., 2021; LAVISKI et al., 2021; MESTRE; ARANHA; ESPER, 2001; RICHARDSON, 1999).

Diversos estudos mostram que volume de água, tamanho da planta, solo suspenso e variáveis físico-químicas (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, luminosidade/abertura de dossel) moldam a composição de invertebrados e microfauna em bromélias (CÉRÉGHINO et al., 2010; CHAVES et al., 2023; DÉZERALD et al., 2014; O'REILLY-BERKELEY et al., 2025; KRATINA et al., 2017). O aumento de volume e tamanho da planta tende a elevar a α -diversidade, enquanto matéria orgânica e luz influenciam fortemente a β -diversidade e o turnover entre bromélias (CÉRÉGHINO et al., 2010; CHAVES et al., 2023).

Além disso, condições abióticas (temperatura da água, oxigênio) e detritos regulam também a estrutura da microbiota (bactérias, arqueias), o que pode acarretar em um controle “bottom-up” dos recursos locais (LOUCA et al., 2017; KRATINA et al., 2017). Elementos do dossel, como a estrutura da copa, características do forófito (o local onde as epífitas se fixam), como a altura da árvore e a existência de solos suspensos, influenciam a luz, a deposição de detritos e o regime hídrico, o que altera a configuração desses micro-habitats e, por consequência, as assembleias associadas (CÉRÉGHINO et al., 2010; MALFATTI; FERREIRA; UTZ, 2020). Gradientes de altitude e de altura no dossel funcionam como filtros ambientais, afetando α - e β -diversidade e promovendo substituição de espécies ao longo da paisagem (MALFATTI; FERREIRA; UTZ, 2020; KRATINA et al., 2017). Dessa forma, a organização das comunidades que vivem associadas às bromélias é o resultado da interação entre filtros locais do fitotelmo e processos espaciais mais amplos, como a posição na paisagem e a heterogeneidade do dossel (CÉRÉGHINO et al., 2010; AMADEO et al., 2017; MALFATTI; FERREIRA; UTZ, 2020).

Em uma escala ainda mais ampla, o uso do solo e a estrutura da matriz também atuam como determinantes indiretos importantes. Habitats não florestais podem ter uma temperatura média mais alta, uma maior variação térmica e uma menor densidade de bromélias, o que muda o ambiente local dos fitotelmos e afeta a densidade da fauna associada (NGAI et al., 2008). Em cabruças, alterações microclimáticas do dossel, como maior incidência de radiação e menor umidade relativa, podem funcionar como filtros ambientais tanto para epífitas quanto para a fauna que elas abrigam (MURAKAMI et al., 2022; SPORN et al., 2009). Esse

mecanismo é reforçado por estudos que demonstram que bromélias não sombreadas podem apresentar maior abundância de invertebrados do que bromélias sombreadas, ainda que a riqueza e composição não sejam alteradas de forma significativa num curto espaço de tempo (RANGEL et al., 2017). Assim, alterações na estrutura do habitat podem afetar principalmente a densidade local de organismos nas bromélias, sem necessariamente produzir mudanças equivalentes na riqueza ou na composição da comunidade, principalmente quando as assembleias são avaliadas em níveis taxonômicos mais amplos (PROGÊNIO et al., 2023).

Além desses aspectos, esses sistemas também estão inseridos dentro do conceito de metacomunidade. A conectividade e a quantidade de “unidades de habitat” disponíveis entre bromélias podem influenciar a colonização, a persistência local e a composição das comunidades (JOCQUÉ; FIELD, 2014). A relação espécie-área é um dos padrões mais consistentes em fitotelmos, sugerindo que habitats maiores tendem a abrigar mais espécies (CÉRÉGHINO et al., 2010). Ao mesmo tempo, a diminuição do número de unidades conectadas pode afetar tamanhos populacionais e a composição da comunidade, sugerindo que a disponibilidade de habitat em uma metacomunidade tem um papel importante na determinação da estrutura das assembleias locais (LECRAW et al., 2014). Outro ponto a ser destacado é que a resposta à antropização pode ser desigual entre grupos taxonômicos. Em gradientes floresta-agrofloresta, alguns grupos podem manter elevada sobreposição entre habitats, enquanto outros apresentam mudanças mais acentuadas de composição (BOS; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2007). Em bromélias de locais mais alterados pelo homem, observa-se um aumento no número total de indivíduos, o qual está ligado à predominância de alguns grupos tolerantes, sugerindo que uma alta abundância não é sinônimo de maior diversidade (ROSA et al., 2021). Esse tipo de resultado é relevante para comparações entre cabruca e floresta, pois sugere que mudanças em abundância, riqueza e composição podem refletir ao mesmo tempo na concentração de organismos, filtragem ambiental e alterações na dominância de poucas espécies. Dessa forma, esses atributos não necessariamente respondem da mesma maneira à alteração do habitat: um ambiente pode concentrar mais indivíduos por bromélia sem apresentar aumento proporcional da diversidade ou substituição evidente na composição da comunidade.

Em vista disso, este capítulo tem como objetivo avaliar como a fauna associada a bromélias epífitas do dossel varia entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau no sul da Bahia, considerando que esses sistemas podem diferir em estrutura do dossel, microclima e disponibilidade de microhabitats (CASSANO et al., 2009; HARO-CARRIÓN et al., 2009; SAMBUICHI et al., 2012; SPORN et al., 2009). Como predição, propõe-se que a

abundância da fauna associada por bromélia seja maior nos sistemas agroflorestais em relação à floresta, uma vez que as SAFs podem reunir condições microclimáticas distintas das florestas maduras, incluindo maior incidência de radiação e alterações na estrutura vertical, além de favorecer a concentração da fauna em menos microhabitats disponíveis fora do dossel (LECRAW et al., 2014; SPORN et al., 2009; RANGEL et al., 2017). Também se prevê que essa resposta não seja homogênea entre os tipos de sistema agroflorestal, sendo esperado que a cabruca tradicional apresente valores mais próximos aos da floresta por manter maior complexidade estrutural e maior semelhança com a vegetação nativa (CASSANO et al., 2009; ROLIM et al., 2017; SAMBUICHI et al., 2012). Para a riqueza, espera-se variação entre habitats em função da disponibilidade de recursos e das características estruturais dos fitotelmos, especialmente do volume da bromélia, uma vez que habitats maiores tendem a abrigar mais espécies, conforme a relação espécie-área (CONNOR; MCCOY, 1979; CÉRÉGHINO et al., 2010; DÉZERALD et al., 2014). Além disso, espera-se que a altura da bromélia em relação ao solo e a altura do forófito influenciem a fauna associada por representarem aspectos da posição vertical e da estrutura do dossel, os quais podem alterar a incidência de luz, a umidade, a deposição de detritos, o regime hídrico dos fitotelmos e o acesso dos organismos a esses microhabitats (CASCANTE-MARÍN et al., 2006; HARO-CARRIÓN et al., 2009; CÉRÉGHINO et al., 2010; MALFATTI; FERREIRA; UTZ, 2020). Em relação à diversidade, espera-se que ambientes mais alterados apresentem aumento de abundância sem aumento proporcional da diversidade efetiva, em razão da dominância de poucos grupos tolerantes (NGAI et al., 2008; ROSA et al., 2021). Por fim, prevê-se que a composição da comunidade possa variar entre SAFs e floresta, uma vez que o uso do solo, o microclima, a conectividade entre unidades de habitat e a estrutura vertical do dossel podem atuar como filtros sobre a colonização e a persistência local de diferentes grupos (BOS; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2007; JOCQUÉ; FIELD, 2014; LECRAW et al., 2014).

3.2 OBJETIVOS

3.2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar como características estruturais do ambiente e atributos da planta moldam a estrutura da fauna associada a bromélias epífitas do dossel na floresta nativa e em sistemas agroflorestais de cacau no sul da Bahia.

3.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Avaliar a abundância total da fauna associada por bromélia entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau, bem como a influência do volume da bromélia, da altura da bromélia em relação ao solo e da altura do forófito sobre a abundância da fauna associada às bromélias.
2. Avaliar a riqueza da fauna associada por bromélia entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau, bem como a influência do volume da bromélia, da altura da bromélia em relação ao solo e da altura do forófito sobre a riqueza da fauna associada às bromélias.
3. Avaliar o efeito da estrutura do habitat e de atributos da bromélia (volume, altura em relação ao solo e altura do forófito) sobre a diversidade da fauna associada (riqueza estimada, diversidade de Shannon e de Simpson).
4. Avaliar se a composição da comunidade da fauna associada às bromélias difere entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau, bem como entre os diferentes tipos de SAF.
5. Avaliar a abundância dos principais grupos taxonômicos da fauna associada às bromélias entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau, identificando quais ordens contribuem mais para possíveis diferenças entre ambientes.

3.3. METODOLOGIA

3.3.1 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado em áreas particulares e dentro da Reserva Biológica de Una, nos municípios de Una e Ilhéus (aproximadamente 15°S) (Figura 1). A vegetação predominante é a floresta úmida sul-baiana (GOUVÊA et al., 1976). O clima é quente e úmido (Köppen 'Af'), sem estação seca bem definida, com precipitação anual entre 1.300 e 2.000 mm, temperatura média de 24–25 °C e umidade relativa de 80–90% (MORI, 1989). As coletas foram realizadas de fevereiro de 2009 a fevereiro de 2010.

A Reserva Biológica de Una (15°11.230'S, 39°03.727'W) é recoberta por floresta nativa em estágio avançado de sucessão, com dossel fechado atingindo cerca de 30–35 m de altura e sub-bosque pouco denso, alcançando aproximadamente 18 m de altura. As áreas de

cabruca tradicional (CAB) corresponderam às Fazendas Santa Rita (14°41.889'S, 39°11.786'W) e Vera Cruz (15°18.327'S, 39°09.358'W), onde o cacau é cultivado sob dossel formado majoritariamente por árvores nativas remanescentes da floresta primária, mantidas para sombreamento, com densidade aproximada de 25 a 30 árvores por hectare. Entre as espécies registradas nesse sistema destacam-se gindiba (*Sloanea obtusifolia*) e sapucaia (*Lecythis pisonis*). O dossel variou de descontínuo a contínuo, atingindo cerca de 30–35 m de altura. Além do cacau, também foram observados cultivos associados, como açaí, pupunha e banana. O sistema rústico com sombra plantada (RPS) incluiu as Fazendas Ararauna (15°18.388'S, 39°09.711'W) e Bonfim (14°39.588'S, 39°11.736'W), que apresentaram maior heterogeneidade florística e estrutural, combinando árvores nativas remanescentes de floresta primária e secundária com espécies exóticas e cultivadas em policultivo. Entre as espécies arbóreas registradas nesse sistema estão jequitibá-rosa (*Cariniana legalis*), sapucaia (*Lecythis pisonis*), *Cecropia* sp., *Inga* sp., cajá (*Spondias mombin*), jaca (*Artocarpus heterophyllus*) e eritrina (*Erythrina* spp.). A densidade arbórea variou entre 25 e 30 árvores por hectare, com dossel descontínuo e mais aberto, atingindo cerca de 20–25 m de altura. Além dos cacauzeiros, essas áreas incluíam outros cultivos, como açaí (*Euterpe oleracea*), pupunha (*Bactris gasipaes*), cupuaçu (*Theobroma grandiflorum*), banana (*Musa* sp.), guaraná (*Paullinia cupana*) e *Heliconia* sp. O sistema com sombreamento monoespecífico (MCA) correspondeu à área da CEPLAC (14°45.441'S, 39°14.011'W), caracterizada pelo cultivo de cacau sob sombra predominantemente composta por espécies exóticas do gênero *Erythrina*, principalmente *Erythrina fusca*. Nesse sistema, o dossel era descontínuo, com altura entre 20 e 25 m, e a densidade de árvores sombreadoras foi de aproximadamente 17,4 árvores por hectare (Figura 3.1).

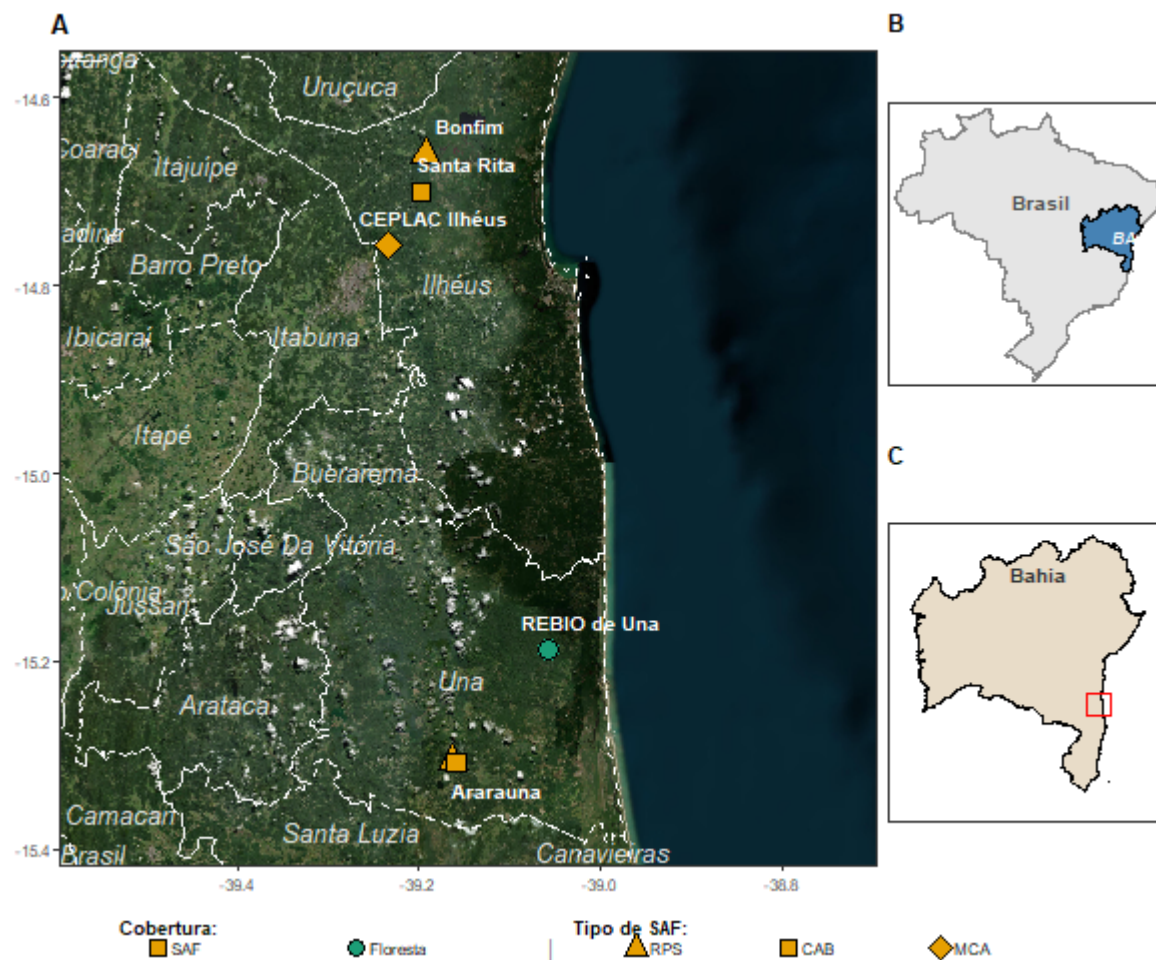


Fig 3.1. Mapa de localização das áreas de coleta da fauna associada às bromélias no sul da Bahia.

3.3.2 AMOSTRAGEM DE BROMÉLIAS E COLETA DA FAUNA ASSOCIADA

As bromélias epífitas dos gêneros *Hohenbergia* Schult. & Schult. f. e *Aechmea* Ruiz & Pav. (Bromeliaceae, subfamília Bromelioideae) foram coletadas no dossel de árvores em cabruças e em floresta nativa. Esses gêneros são as epífitas formadoras de tanque dominantes na região (SOUZA et al., 2015).

As árvores foram selecionadas com distância mínima de 50 m entre si, com circunferência à altura do peito (CAP) ≥ 130 cm e pelo menos seis bromélias de *Hohenbergia* ou *Aechmea* na copa. Cinco árvores foram amostradas na floresta nativa e 25 nos sistemas agroflorestais de cacau (cinco em cada uma das cinco fazendas). Foram coletadas seis bromélias por árvore, distribuídas em diferentes aglomerados ou regiões da copa, de modo a representar a variação espacial dos microhabitats disponíveis em cada forófito. Ao todo,

foram analisadas 180 bromélias, sendo 30 na floresta nativa e 150 nos diferentes tipos de sistemas agroflorestais de cacau.

O acesso ao dossel foi realizado por técnica de corda simples (*single rope technique*; PERRY, 1978), e as bromélias foram coletadas com coletores tipo *canopy hamper* (DAROCHA et al., 2015) — um recipiente de tecido suspenso por um sistema de polias abaixo da bromélia-alvo, a qual era destacada com um formão grande e capturada juntamente com o "solo suspenso" e a fauna associada. No solo, as bromélias foram desmontadas folha a folha, e todos os artrópodes foram coletados manualmente. A mesofauna residual presente no solo suspenso e nos detritos foi extraída com armadilhas de Winkler (BESTELMEYER et al., 2000). Todo o material biológico foi preservado em etanol a 70%. Foi analisada a assembleia completa da fauna associada coletada nas mesmas bromélias, abrangendo artrópodes terrestres e aquáticos retidos nos fitotelmos, nas axilas foliares e no solo suspenso.

3.3.3. IDENTIFICAÇÃO DA FAUNA ASSOCIADA

A mesofauna associada foi triada e identificada sob estereomicroscópio até o menor nível taxonômico possível. Formicidae foram identificadas até espécie e outros invertebrados foram identificados até ordem. Arachnida, Myriapoda e Crustacea foram identificados até ordem, família ou morfoespécie. Estágios imaturos foram identificados até ordem ou família e incluídos nas contagens de abundância. Para cada bromélia, foram registrados: abundância total de artrópodes (número de indivíduos) e riqueza de ordens.

3.3.4. ANÁLISE DOS DADOS

Todas as análises foram conduzidas com semente aleatória fixada ($\text{set.seed} = 123$) para garantir a reprodutibilidade. A unidade amostral adotada foi a bromélia individual. A resolução taxonômica utilizada nas análises foi a ordem, sendo registros sem identificação nesse nível recodificados a partir da classe correspondente.

A estrutura da fauna associada foi analisada em dois níveis de comparação. No primeiro, foi realizada uma comparação geral entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau, reunindo cabruca tradicional, sistema rústico com sombra plantada e sistema com sombreamento monoespecífico em uma única categoria de SAF. No segundo, foi realizada uma análise detalhada, comparando de forma pareada floresta nativa, cabruca tradicional (CAB), sistema rústico com sombra plantada (RPS) e sistema com sombreamento monoespecífico (MCA).

Para cada bromélia, foram calculadas a abundância total de indivíduos, a riqueza de ordens taxonômicas, o índice de diversidade de Shannon e o índice de Simpson, a partir da matriz de abundâncias das ordens registradas em cada bromélia. O volume da bromélia foi transformado por $\log(x + 1)$, e as covariáveis contínuas foram padronizadas antes do ajuste dos modelos, a fim de facilitar a comparação entre seus efeitos.

A abundância total e a riqueza de ordens por bromélia foram analisadas por meio de modelos lineares generalizados (GLMs). Para cada variável resposta, foram ajustados modelos com distribuição de Poisson e binomial negativa, sendo a escolha do modelo mais adequado baseada no critério de informação de Akaike — AIC (AKAIKE, 1974) — e nos diagnósticos residuais. Os modelos binomiais negativos foram ajustados com a função `glm.nb` do pacote MASS (VENABLES; RIPLEY, 2002), enquanto os diagnósticos foram avaliados com o pacote DHARMA (HARTIG, 2022), por meio de simulações residuais, testes de dispersão e inflação de zeros.

Nos modelos principais, o ambiente, o volume da bromélia, a altura da bromélia em relação ao solo e a altura do forófito foram inicialmente considerados como variáveis explicativas. Antes do ajuste dos modelos, foi avaliada a colinearidade entre as covariáveis estruturais por meio de matriz de correlação de Pearson. Foram consideradas altamente correlacionadas as covariáveis com $|r| \geq 0,70$, sendo evitada sua inclusão simultânea no mesmo modelo, uma vez que preditores fortemente correlacionados podem dificultar a interpretação dos efeitos individuais (ZUUR; IENO; ELPHICK, 2010; DORMANN et al., 2013). Quando identificada colinearidade entre variáveis relacionadas à estrutura vertical do dossel, foi mantida nos modelos principais a covariável mais diretamente associada à posição da bromélia, enquanto a variável correlacionada foi avaliada em modelos alternativos. Além das análises de colinearidade, as covariáveis estruturais consideradas nos modelos foram comparadas entre os ambientes, com o objetivo de caracterizar possíveis diferenças nos atributos das bromélias e dos forófitos entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau. Para isso, foram avaliados o volume da bromélia, a altura da bromélia em relação ao solo e a altura do forófito. As diferenças entre ambientes foram avaliadas por modelos lineares gaussianos, considerando cada covariável estrutural como variável resposta e o ambiente como variável explicativa. Quando necessário, as médias estimadas e os contrastes entre ambientes foram obtidos com o pacote `emmeans` (LENTH, 2023). Essas análises foram interpretadas como complementares, uma vez que as covariáveis estruturais também foram incluídas nos modelos principais de abundância, riqueza e diversidade. Para abundância total, riqueza de ordens e diversidade de Shannon, também foram testados modelos com

interação entre ambiente e covariáveis estruturais, a fim de verificar se o efeito dos atributos do microhabitat variava entre os habitats. Os modelos sem interação e com interação foram comparados pelo critério de informação de Akaike (AIC) e por testes de razão de verossimilhança.

As estimativas dos efeitos fixos foram obtidas como médias marginais com o pacote emmeans (LENTH, 2023). Para a comparação geral, foram estimadas as médias ajustadas de floresta e SAF. Para a análise detalhada, foram estimadas as médias ajustadas de floresta, CAB, RPS e MCA, com contrastes entre os diferentes tipos de SAF e a floresta nativa. A colinearidade entre preditores foi avaliada com o pacote performance (LÜDECKE et al., 2021). A diversidade local foi avaliada por meio dos índices de Shannon e Simpson calculados para cada bromélia, utilizando o pacote vegan (OKSANEN et al., 2022). O índice de Simpson foi utilizado como métrica descritiva complementar da diversidade local.

Além das métricas calculadas por bromélia, foram realizadas análises de rarefação e extrapolação da diversidade com o pacote iNEXT (HSIEH; MA; CHAO, 2016), com o objetivo de comparar a diversidade entre habitats considerando diferenças no número de indivíduos e na cobertura amostral. As abundâncias foram agregadas por ambiente e analisadas com base nos três primeiros números de Hill: $q = 0$, correspondente à riqueza de ordens; $q = 1$, correspondente à diversidade de Shannon; e $q = 2$, correspondente à diversidade de Simpson (CHAO et al., 2014). As análises foram realizadas tanto para a comparação geral entre floresta e SAF quanto para a comparação detalhada entre floresta, CAB, RPS e MCA, com intervalos de confiança de 95% obtidos por 200 reamostragens bootstrap. Essas análises tiveram caráter descritivo complementar.

A composição da comunidade foi avaliada por análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA), utilizando o pacote vegan (OKSANEN et al., 2022). Inicialmente, a matriz de comunidade foi transformada pelo método de Hellinger, com o objetivo de reduzir a influência desproporcional de ordens muito abundantes (ANDERSON, 2001; LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). A partir da matriz transformada, foram calculadas distâncias euclidianas, utilizadas nas análises multivariadas. As PERMANOVAs foram conduzidas com 9.999 permutações, considerando o ambiente e os atributos estruturais das bromélias como variáveis explicativas. Assim como nas análises univariadas, foram avaliadas tanto a comparação geral entre floresta e SAF quanto a comparação detalhada entre floresta, CAB, RPS e MCA.

Os padrões de composição da comunidade foram visualizados por meio de NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling), utilizando a função metaMDS do pacote vegan

(OKSANEN et al., 2022). A ordenação foi realizada com base na matriz transformada por Hellinger e nas distâncias euclidianas correspondentes, adotando solução em duas dimensões ($k = 2$), com até 500 tentativas de convergência. A qualidade da ordenação foi avaliada com base no valor de stress (CLARKE, 1993).

Como a PERMANOVA pode ser sensível a diferenças de dispersão entre grupos, foi realizada uma análise complementar de dispersão multivariada (PERMDISP), utilizando a função `betadisper` do pacote `vegan` (OKSANEN et al., 2022). A significância da dispersão foi avaliada por ANOVA e por testes permutacionais com 9.999 permutações. A interpretação dos resultados da PERMANOVA foi feita considerando a existência ou não de diferenças significativas de dispersão entre os grupos (ANDERSON, 2006).

Por fim, a abundância das principais ordens taxonômicas foi analisada separadamente entre os ambientes, com o objetivo de identificar quais grupos contribuíram mais para os padrões observados na abundância total da fauna associada. Para isso, foram considerados os grupos mais abundantes na matriz de comunidade, comparando suas abundâncias entre floresta e SAF e, na análise detalhada, entre floresta, CAB, RPS e MCA. Os gráficos foram produzidos com os pacotes `ggplot2` (WICKHAM, 2016) e `patchwork` (PEDERSEN, 2022). Todas as análises foram conduzidas no software R, versão 4.3.3 (R CORE TEAM, 2024)

3.4 RESULTADOS

Foram coletadas e analisadas 180 bromélias, distribuídas em 30 árvores e 6 áreas. Ao todo, foram registrados 5808 indivíduos da fauna associada. Na comparação geral entre habitats, foram registrados 5291 indivíduos nos sistemas agroflorestais de cacau e 517 indivíduos na floresta nativa. A riqueza observada foi de 28 ordens nos SAFs e 19 ordens na floresta. As seis ordens mais abundantes no conjunto total foram Blattaria (2034 indivíduos), Coleoptera (1434), Isopoda (482), Isoptera (360), Araneae (337) e Diplopoda (181). Na análise detalhada, as bromélias distribuíram-se entre quatro tipos de ambiente: floresta nativa (30 bromélias), cabruca tradicional (CAB; 60 bromélias), sistema rústico com sombra plantada (RPS; 60 bromélias) e sistema com sombreamento monoespecífico (MCA; 30 bromélias) (Tabela 3.1).

Tabela 3.1. Número de bromélias, indivíduos e ordens coletadas em cada tipo de ambiente.

Tipo de ambiente	Código	Bromélias (n)	Indivíduos	Ordens observadas
Floresta nativa	-	30	517	19
Cabruca tradicional	CAB	60	2213	22
Rústico com sombra plantada	RPS	60	1690	24
Monoespecífico sombreado	MCA	30	1388	22
SAFs total	-	150	5291	28

As correlações entre volume da bromélia e altura da bromélia ($r = 0,345$) e entre volume da bromélia e altura do forófito ($r = 0,278$) foram baixas. Em contrapartida, a altura da bromélia e a altura do forófito apresentaram correlação elevada ($r = 0,746$), sugerindo redundância entre essas covariáveis. Por esse motivo, a altura do forófito foi excluída, mantendo-se a altura da bromélia como medida de posição vertical do micro-habitat (Tabela 3.2).

Tabela 3.2. Correlação de Pearson entre as covariáveis estruturais avaliadas nos modelos. Foi adotado como critério de alta colinearidade o valor de $|r| \geq 0,70$.

Covariáveis	r
Altura da bromélia $\times$ Altura do forófito	0,746
Volume da bromélia $\times$ Altura da bromélia	0,345
Volume da bromélia $\times$ Altura do forófito	0,278

As covariáveis estruturais apresentaram diferenças entre os ambientes. Na comparação geral, o volume das bromélias foi maior nos SAFs do que na floresta nativa ($p < 0,001$), enquanto a altura da bromélia em relação ao solo não diferiu entre floresta e SAFs ($p = 0,4098$). A altura do forófito também foi maior nos SAFs em relação à floresta ($p < 0,001$). Na análise detalhada, houve diferença significativa entre os ambientes para as três covariáveis estruturais ($p < 0,001$). CAB apresentou os maiores valores médios de volume da bromélia, altura da bromélia e altura do forófito, enquanto MCA apresentou os menores valores de volume e altura da bromélia (Tabela 3.3), indicando que os sistemas agroflorestais diferem entre si não apenas quanto ao tipo de manejo, mas também quanto às características estruturais das bromélias e das árvores hospedeiras amostradas.

Tabela 3.3. Média das covariáveis estruturais das bromélias e dos forófitos entre os ambientes amostrados.

Covariável	Floresta	SAFs	CAB	RPS	MCA
log(volume da bromélia + 1)	2,46	3,02	3,44	2,98	2,28
Altura da bromélia (m)	14,52	15,40	19,44	13,55	11,01
Altura do forófito (m)	21,87	7,01	1,18	5,31	2,06

3.4.1 ABUNDÂNCIA TOTAL

Na comparação geral entre sistemas agroflorestais de cacau e floresta nativa, a abundância média estimada foi significativamente maior nos SAFs (34,0 indivíduos por bromélia) do que na floresta nativa (18,9 indivíduos por bromélia; $p < 0,0001$). O volume da bromélia apresentou efeito positivo significativo sobre a abundância ($p = 0,00284$; Figura 3.2), enquanto a altura da bromélia em relação ao solo apresentou efeito negativo significativo ($p = 0,02552$).

Na análise entre os tipos de ambiente, a abundância média estimada foi de 18,9 indivíduos por bromélia na floresta nativa, 32,7 em cabruca tradicional (CAB), 26,8 no

sistema rústico com sombra plantada (RPS) e 50,2 no sistema com sombreamento monoespecífico (MCA). Em comparação com a floresta nativa, a abundância foi significativamente maior em CAB ($p = 0,00585$) e em MCA ($p < 0,001$), enquanto RPS não apresentou efeito significativo ($p = 0,06209$; Figura 2). O volume da bromélia apresentou efeito positivo significativo sobre a abundância ($p = 0,000148$), enquanto a altura da bromélia não apresentou efeito significativo ($p = 0,08550$; Figura 3.3).

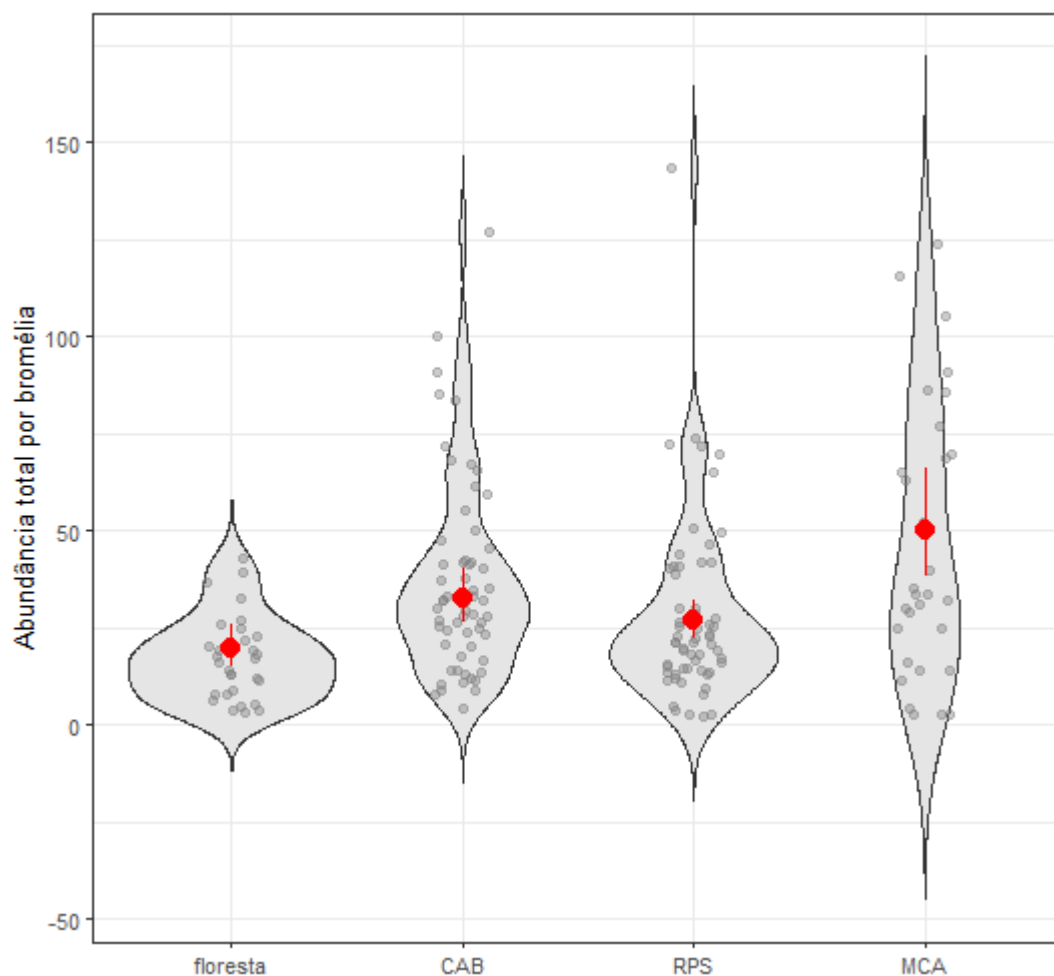


Fig 3.2. Abundância total da fauna associada por bromélia nos diferentes tipos de ambiente: floresta nativa (Floresta), cabruca tradicional (CAB), sistema rústico com sombra plantada (RPS) e sistema com sombreamento monoespecífico (MCA).

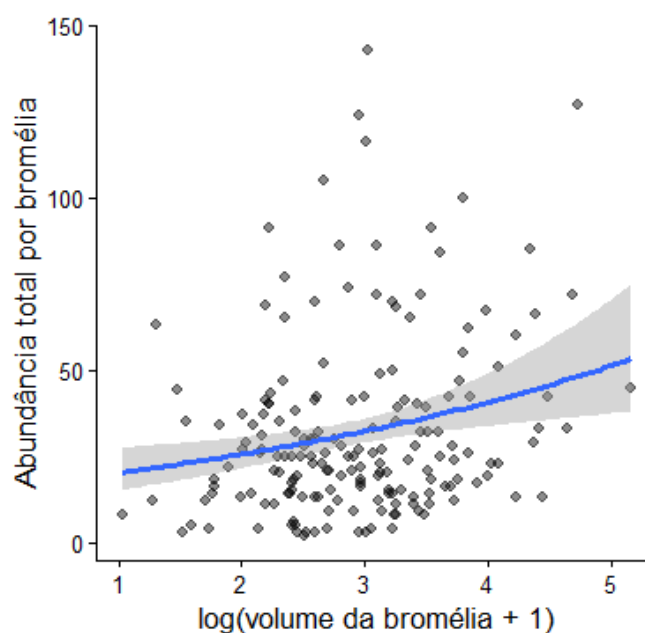


Fig 3.3. Relação entre o volume da bromélia transformado em $\log(\text{volume} + 1)$ e a abundância total da fauna associada por bromélia.

Nos modelos com interação entre ambiente e covariáveis estruturais, não houve evidência consistente de que o efeito da altura da bromélia variasse entre os ambientes. No modelo detalhado, a interação entre MCA e volume da bromélia foi significativa ($p = 0,0451$), sugerindo que o efeito positivo do volume sobre a abundância pode ser mais acentuado nesse sistema. Entretanto, o modelo com interação apresentou AIC maior do que o modelo sem interação, de modo que o modelo sem interação foi mantido como principal para interpretação da abundância total (Tabela 3.4).

Tabela 3.4. Modelos de abundância total da fauna associada por bromélia.

Modelo	AIC
Ambiente + altura da bromélia + $\log(\text{volume da bromélia})$	1568,2
Ambiente*altura da bromélia* $\log(\text{volume da bromélia})$	1571,5
Ambiente detalhado + altura da bromélia + $\log(\text{volume da bromélia})$	1556,6
Ambiente detalhado $\times$ altura da bromélia + ambiente detalhado $\times$ $\log(\text{volume da bromélia})$	1562,2

3.4.2 RIQUEZA DE ORDENS

Na comparação geral entre sistemas agroflorestais de cacau e floresta nativa, a riqueza média estimada de ordens por bromélia foi maior nos SAFs (6,20 ordens por bromélia) do que na floresta nativa (5,16 ordens por bromélia). A altura da bromélia em relação ao solo não apresentou efeito significativo sobre a riqueza ($p = 0,0535$), enquanto o volume da bromélia não apresentou diferença significativa ($p = 0,0781$).

Na análise entre os tipos de ambiente, a riqueza média estimada foi de 5,23 ordens por bromélia na floresta nativa, 6,30 em cabruca tradicional (CAB), 5,59 no sistema rústico com sombra plantada (RPS) e 7,18 no sistema com sombreamento monoespecífico (MCA) (Figura 3.4). Em comparação com a floresta nativa, apenas MCA apresentou riqueza significativamente maior ($p = 0,0037$), enquanto CAB ($p = 0,0982$) e RPS não diferiram da floresta ($p = 0,5149$). O volume da bromélia apresentou efeito positivo significativo sobre a riqueza ($p = 0,0269$), enquanto a altura da bromélia não apresentou efeito significativo ($p = 0,0792$) (Figura 3.5).

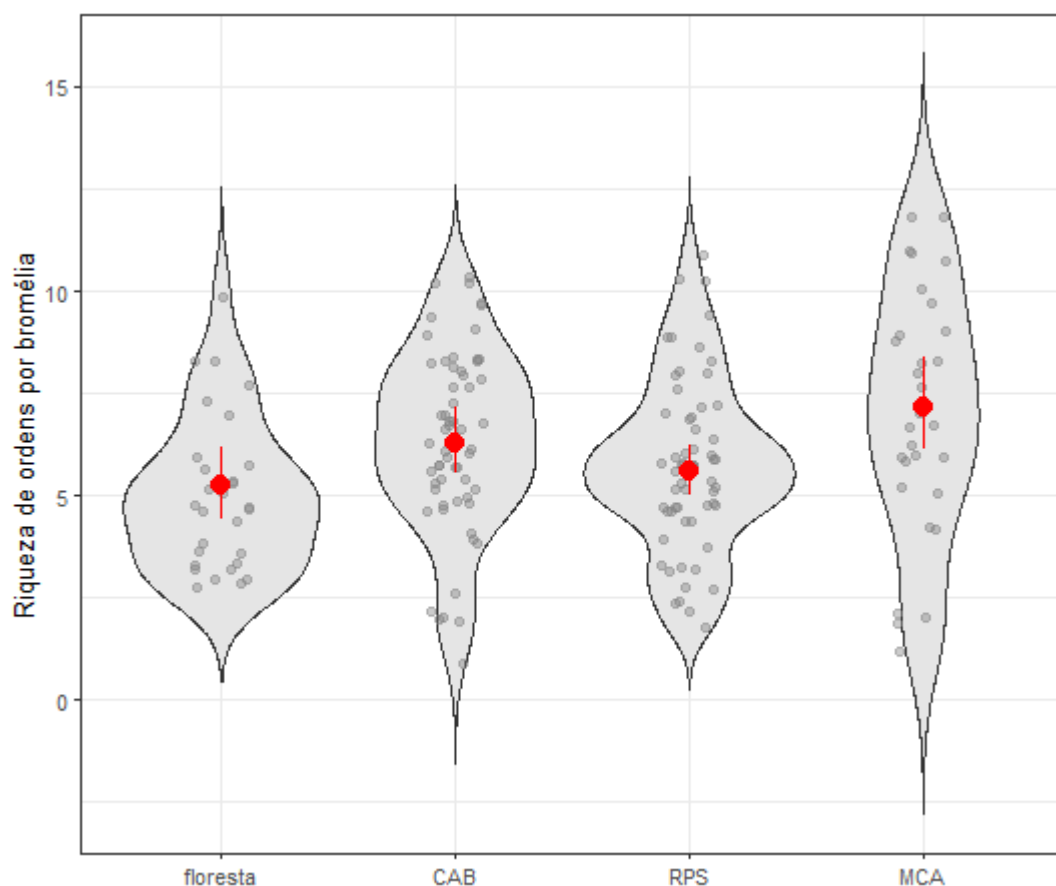


Fig 3.4. Riqueza de ordens por bromélia nos diferentes tipos de ambiente: floresta nativa, cabruca tradicional (CAB), sistema rústico com sombra plantada (RPS) e sistema com sombreamento monoespecífico (MCA).

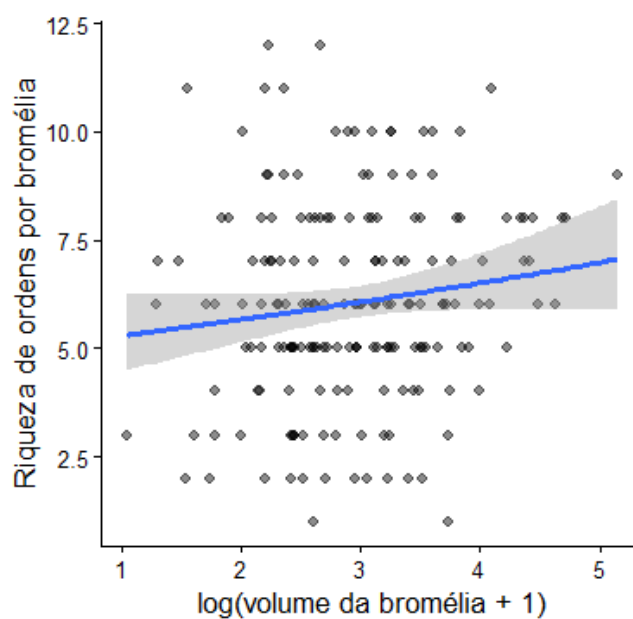


Fig 3.5. Relação entre o volume da bromélia transformado em $\log(\text{volume} + 1)$ e a riqueza de ordens da fauna associada por bromélia.

Os modelos com interação entre ambiente não melhoraram o ajuste em relação aos modelos sem interação. Na comparação detalhada, nenhuma das interações entre ambiente e volume ou entre ambiente e altura da bromélia foi significativa, indicando que os efeitos dessas covariáveis sobre a riqueza não variaram de forma consistente entre os habitats. Assim, os modelos sem interação foram mantidos como principais para interpretação da riqueza de ordens (Tabela 3.5).

Tabela 3.5. Modelos de riqueza de ordens da fauna associada por bromélia.

Modelo	AIC
Ambiente + altura da bromélia + log(volume da bromélia)	812,82
Ambiente × altura da bromélia + ambiente × log(volume da bromélia)	815,06
Ambiente detalhado + altura da bromélia + log(volume da bromélia)	808,98
Ambiente detalhado × altura da bromélia + ambiente detalhado × log(volume da bromélia)	817,68

3.4.3 DIVERSIDADE LOCAL

Para a diversidade local, expressa pelo índice de Shannon calculado para cada bromélia, a comparação geral entre sistemas agroflorestais de cacau e floresta nativa não indicou diferença significativa entre os habitats. Os valores médios estimados foram 1,34 nos SAFs e 1,27 na floresta nativa ($p = 0,3805$). O volume da bromélia também não apresentou efeito significativo sobre a diversidade de Shannon ($p = 0,545$), assim como a altura da bromélia em relação ao solo ($p = 0,338$).

Na análise entre os tipos de ambiente, os valores médios estimados foram 1,27 na floresta nativa, 1,34 em cabruca tradicional (CAB), 1,30 no sistema rústico com sombra plantada (RPS) e 1,40 no sistema com sombreamento monoespecífico (MCA). Nenhum dos tipos de SAF diferiu significativamente da floresta nativa: CAB ($p = 0,483$), RPS ($p = 0,777$) e MCA ($p = 0,223$). Também não houve efeito significativo do volume da bromélia ($p = 0,422$) nem da altura da bromélia em relação ao solo ($p = 0,385$) sobre a diversidade local.

3.4.4 RAREFAÇÃO E EXTRAPOLAÇÃO DA DIVERSIDADE

As análises de rarefação e extrapolação indicaram alta cobertura amostral em todos os ambientes, sugerindo que a amostragem foi quase completa ao nível de ordem. Na comparação geral, a cobertura foi de 99,96% nos SAFs e 99,61% na floresta nativa. A riqueza observada foi de 28 ordens nos SAFs e 19 ordens na floresta, enquanto a riqueza estimada foi de 29,00 ordens nos SAFs e 21,00 na floresta. Para $q = 1$, correspondente à diversidade de Shannon, os SAFs também apresentaram maior valor estimado em relação à floresta, com 8,21 e 6,88, respectivamente. Para $q = 2$, correspondente à diversidade de Simpson, os valores estimados foram 4,99 nos SAFs e 4,48 na floresta.

Na análise entre os tipos de ambiente, a cobertura amostral também foi elevada: 99,61% na floresta, 99,95% em CAB, 99,76% em RPS e 100,00% em MCA. A riqueza observada foi de 19 ordens na floresta, 25 em CAB, 24 em RPS e 22 em MCA. A riqueza estimada foi de 21,00 ordens para a floresta, 25,25 para CAB, 32,00 para RPS e 22,00 para MCA. Para $q = 1$, os valores estimados foram 6,88 na floresta, 7,53 em CAB, 7,44 em RPS e 7,13 em MCA. Para $q = 2$, os valores foram 4,48 na floresta, 4,49 em CAB, 4,46 em RPS e 4,87 em MCA. Assim, os SAFs apresentaram maior diversidade estimada que a floresta na comparação geral, enquanto, na análise detalhada, RPS apresentou a maior riqueza estimada, CAB e RPS os maiores valores de $q = 1$, e MCA o maior valor de $q = 2$ (Tabela 3.6).

Tabela 3.6. Diversidade estimada da fauna associada às bromélias em floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau, expressa pelos números de Hill. Valores correspondem às estimativas de diversidade obtidas por rarefação e extrapolação, com intervalos de confiança de 95% nos colchetes. O número de Hill $q = 0$ representa a riqueza estimada de ordens, atribuindo o mesmo peso a todas as ordens registradas. O número de Hill $q = 1$ corresponde à diversidade de Shannon, atribuindo maior peso às ordens comuns. O número de Hill $q = 2$ corresponde à diversidade de Simpson, enfatizando as ordens mais dominantes.

Habitat	Riqueza $q = 0$	Shannon $q = 1$	Simpson $q = 2$
SAFs	29,00 [28,00–31,76]	8,21 [7,94–8,48]	4,99 [4,82–5,16]
Floresta	21,00 [19,00–27,45]	6,88 [6,32–7,43]	4,48 [4,14–4,82]
CAB	25,25 [25,00–28,84]	7,53 [7,16–7,90]	4,49 [4,26–4,71]
RPS	32,00 [24,00–49,63]	7,44 [6,99–7,89]	4,46 [4,15–4,77]
MCA	22,00 [22,00–24,00]	7,13 [6,73–7,54]	4,87 [4,63–5,10]

3.4.5 COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE

A análise de PERMANOVA não detectou diferença significativa na composição da comunidade entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau ($F = 2,7681$; $R^2 = 0,05951$; $p = 0,3933$) ou entre os tipos ambientes ($F = 3,3391$; $R^2 = 0,10379$; $p = 0,4420$). A ordenação por NMDS apresentou valores de stress de 0,2335 tanto para a composição geral

quanto por tipo de ambiente, indicando representação bidimensional moderada a limitada da estrutura multivariada dos dados.

A análise de dispersão multivariada (PERMDISP) não detectou diferenças significativas entre os grupos, nem na comparação geral entre floresta e SAFs ($F = 0,3684$; $p = 0,5419$), nem na análise detalhada entre floresta, CAB, RPS e MCA ($F = 0,2153$; $p = 0,8856$). Assim, a ausência de diferença significativa na PERMANOVA não parece estar associada a diferenças de dispersão entre os grupos.

3.4.6 ABUNDÂNCIA POR ORDEM

Para avaliar quais grupos contribuíram para os padrões observados na abundância total, foram consideradas as dez ordens mais abundantes (Blattaria, Coleoptera, Isopoda, Isoptera, Araneae, Diplopoda, Scolopendromorpha, Hemiptera, Haplotaxida e Diptera) no conjunto das 180 bromélias analisadas. Na comparação geral entre floresta nativa e SAFs, Blattaria apresentou maior abundância nos SAFs, com 1848 indivíduos, em comparação com 186 indivíduos na floresta nativa ($p = 0,0378$). Isopoda também foi mais abundante nos SAFs, com 478 indivíduos, em comparação com 4 indivíduos na floresta ($p = 0,0017$). As demais ordens não apresentaram diferença significativa entre floresta e SAFs.

Na análise entre os tipos de ambiente, Coleoptera apresentou maior abundância em MCA em relação à floresta nativa ($p = 0,0214$). Isopoda foi mais abundante em CAB ($p = 0,0214$) e MCA ($p < 0,0001$), enquanto Scolopendromorpha foi mais abundante em CAB ($p = 0,0120$). As demais ordens não apresentaram diferenças significativas consistentes entre os tipos de ambiente (Figura 3.6).

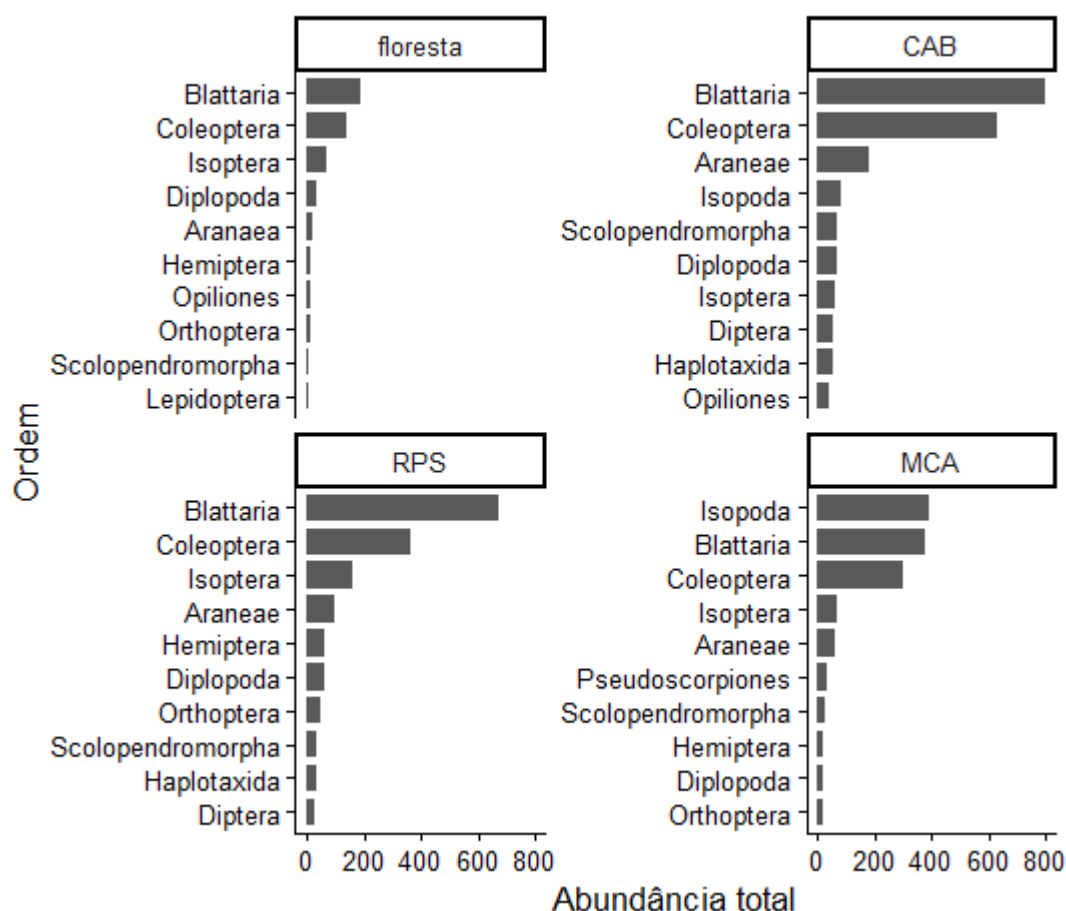


Fig 3.6. Ordens mais abundantes da fauna associada às bromélias em cada ambiente amostrado. São apresentadas as 10 ordens com maior abundância total, considerando o conjunto de bromélias de cada ambiente.

3.5. DISCUSSÃO

3.5.1 ABUNDÂNCIA POR BROMÉLIA

A abundância da fauna associada às bromélias foi maior nos sistemas agroflorestais de cacau em relação à floresta nativa, corroborando a predição inicial de que os SAFs poderiam concentrar maior número de indivíduos por bromélia. Na análise entre os tipos de SAFs, no entanto, essa resposta não foi igual entre os tipos de sistema: CAB e MCA apresentaram abundância significativamente maior que a floresta, enquanto RPS apresentou apenas tendência de aumento. Esse padrão indica que a abundância por bromélia não responde apenas à distinção geral entre floresta e sistemas agroflorestais, mas também às

características estruturais e ao manejo de cada sistema agroflorestal. Esse padrão indica que a abundância de artrópodes por bromélia responde às características estruturais e ao manejo dos sistemas agroflorestais.

Esse resultado vai ao encontro com a ideia de que bromélias epífitas podem funcionar como microhabitats que concentram a fauna no dossel, especialmente em ambientes onde a estrutura vertical da vegetação é modificada pelo manejo. Em sistemas agroflorestais de cacau, a manutenção de árvores de sombra permite a permanência de bromélias no dossel, mas a remoção ou simplificação dos estratos inferiores pode alterar a disponibilidade e a distribuição desses microhabitats para a fauna associada (DAROCHA et al., 2016; DAROCHA et al., 2021; HARO-CARRIÓN et al., 2009). Assim, a maior abundância por bromélia nos SAFs pode ser explicada pela concentração local de organismos nas unidades de habitat que ficam no dossel (JOCQUÉ; FIELD, 2014; LECRAW et al., 2014; RICHARDSON, 1999).

As bromélias amostradas em CAB apresentaram maior volume médio, além de maior altura em relação ao solo e forófitos mais altos. Como o volume da bromélia teve efeito positivo sobre a abundância, esse atributo pode ter contribuído para a maior abundância observada em CAB. Por outro lado, MCA apresentou alta abundância mesmo com menor volume médio das bromélias, sugerindo que a concentração local da fauna nesse sistema não depende apenas do tamanho das bromélias, mas também de características do ambiente, como a simplificação estrutural, menor densidade de árvores e maior exposição. Já RPS apresentou valores intermediários de volume e abundância mais próxima da floresta, indicando que a resposta da fauna resulta da combinação entre atributos locais da bromélia e o contexto estrutural de cada sistema.

O maior valor de abundância observado em MCA reforça que sistemas mais simplificados podem favorecer maior concentração local de organismos nas bromélias. O sombreamento monoespecífico e a menor densidade de árvores sombreadoras podem alterar a estrutura do dossel, a luminosidade, a temperatura e a umidade, modificando as condições dos fitotelmos e a disponibilidade de abrigo e recursos para a fauna associada (MURAKAMI et al., 2022; NGAI et al., 2008; SPORN et al., 2009; RANGEL et al., 2017;). Além disso, bromélias expostas a maior luminosidade podem sustentar maior abundância de invertebrados do que bromélias sombreadas, ainda que riqueza e composição não respondam de forma parecida (RANGEL et al., 2017).

Embora a cabruca tradicional (CAB) seja estruturalmente mais semelhante à floresta nativa por manter maior presença de árvores nativas e densidade de árvores parecida, ela

apresentou maior abundância com relação a floresta. Esse padrão pode estar relacionado ao maior volume médio das bromélias amostradas nesse sistema, bem como à presença de árvores grandes e à alteração dos estratos inferiores pelo manejo, o que pode aumentar a importância relativa das epífitas como microhabitats disponíveis na copa (DAROCHA et al., 2016; DAROCHA et al., 2021; HARO-CARRIÓN et al., 2009).

Por outro lado, o fato de RPS ter apresentado abundância mais próxima da floresta, apesar de ser estruturalmente menos semelhante à floresta do que CAB, indica que a simplificação estrutural não produz uma resposta linear na fauna associada. A abundância por bromélia depende não apenas da estrutura geral do habitat, mas também de atributos locais das bromélias, da arquitetura da copa, da heterogeneidade de árvores de sombra e da distribuição de outros recursos e microhabitats no ambiente (CÉRÉGHINO et al., 2010; DÉZERALD et al., 2014; JOCQUÉ; FIELD, 2014). No RPS, a combinação de árvores nativas, espécies exóticas e outros cultivos pode ter mantido maior heterogeneidade de recursos e microhabitats, se assemelhando assim aos estratos inferiores presentes na floresta e reduzindo a concentração da fauna exclusivamente nas bromélias do dossel.

O efeito positivo do volume da bromélia sobre a abundância reforça a importância dos atributos locais do microhabitat. Bromélias maiores tendem a acumular maior volume de água, mais matéria orgânica e maior espaço interno, ampliando a disponibilidade de abrigo, recursos alimentares e sítios de ocupação para diferentes organismos (CÉRÉGHINO et al., 2010; CHAVES et al., 2023; DÉZERALD et al., 2014; RICHARDSON, 1999). No entanto, como a maior abundância também ocorreu em MCA, onde o volume médio das bromélias foi menor, os resultados indicam que o volume não atua isoladamente. A abundância da fauna associada parece resultar da interação entre características locais das bromélias e o contexto estrutural do habitat em que elas estão inseridas.

A altura da bromélia em relação ao solo apresentou efeito negativo na comparação geral, mas esse efeito não se manteve significativo de forma consistente na análise entre os tipos de ambiente. Portanto, a relação entre posição vertical e abundância deve ser interpretada com cautela. A altura pode refletir diferenças de luminosidade, umidade, temperatura, acúmulo de detritos e acessibilidade dos organismos aos fitotelmos, mas também está relacionada à arquitetura do forófito e à estrutura da copa (CASCANTE-MARÍN et al., 2006; CÉRÉGHINO et al., 2010; MALFATTI; FERREIRA; UTZ, 2020; SIAZ TORRES et al., 2024). De modo geral, os resultados indicam que os sistemas agroflorestais de cacau podem aumentar a abundância local da mesofauna associada às bromélias epífitas, sobretudo por favorecerem a concentração de organismos nos

microhabitats do dossel, mas que essa abundância depende de um conjunto de fatores entre características estruturais do ambiente, como atributos do forófito, densidade de árvores e simplificação dos estratos inferiores e características da bromélia, como o volume.

3.5.2 RIQUEZA DE ORDENS

A riqueza de ordens da fauna associada às bromélias foi maior nos sistemas agroflorestais de cacau em relação à floresta nativa na comparação geral, corroborando a predição de que os SAFs poderiam apresentar maior número de ordens por bromélia. No entanto, na análise entre os SAFs essa resposta foi mais restrita: apenas MCA apresentou riqueza significativamente maior que a floresta, enquanto CAB e RPS não diferiram da floresta.

Em bromélias tanque, características como tamanho da planta, volume de água armazenada, acúmulo de detritos, luminosidade e condições físico-químicas influenciam a colonização, a persistência e a coexistência de diferentes organismos associados aos fitotelmos (CÉRÉGHINO et al., 2010; CHAVES et al., 2023; DÉZERARD et al., 2014; JOCQUÉ; FIELD, 2014). Assim, a riqueza observada em cada bromélia pode refletir tanto a disponibilidade local de recursos quanto a forma como os microhabitats estão distribuídos no dossel de cada ambiente.

O efeito positivo do volume da bromélia sobre a riqueza reforça a importância do tamanho do microhabitat. Esse resultado é consistente com a teoria espécie-área, segundo a qual unidades de habitat maiores tendem a sustentar maior número de espécies ou grupos taxonômicos por oferecerem mais espaço, recursos e oportunidades de colonização (CONNOR; MCCOY, 1979). Embora este estudo tenha trabalhado com riqueza de ordens, e não de espécies, a lógica ecológica permanece a mesma: bromélias maiores representam unidades de habitat mais amplas e estruturalmente mais complexas. No caso das bromélias tanque, o aumento do volume pode significar maior disponibilidade de água, maior retenção de matéria orgânica, mais espaço físico, maior número de abrigos e maior heterogeneidade interna, criando mais possibilidades de nichos e favorecendo a presença de diferentes grupos da fauna associada (CÉRÉGHINO et al., 2010; CHAVES et al., 2023; DÉZERARD et al., 2014; REZENDE et al., 2020; RICHARDSON, 1999).

As bromélias amostradas em CAB apresentaram maior volume médio, o que pode explicar a tendência de aumento da riqueza nesse sistema, ainda que a diferença em relação à

floresta não tenha sido estatisticamente significativa. Por outro lado, MCA apresentou a maior riqueza média de ordens mesmo com menor volume médio das bromélias, indicando que o aumento da riqueza nesse sistema não pode ser explicado apenas pelo tamanho das bromélias. Esse padrão sugere que fatores associados ao ambiente, como simplificação estrutural, maior exposição do dossel, alterações microclimáticas e possível concentração da fauna em menos microhabitats disponíveis, também podem ter contribuído para o maior número de ordens por bromélia em MCA (MURAKAMI et al., 2022; NGAI et al., 2008; SPORN et al., 2009; RANGEL et al., 2017).

Em ambientes mais simplificados, a redução da disponibilidade de microhabitats fora do dossel pode concentrar organismos em bromélias remanescentes, elevando localmente o número de grupos registrados por planta. A quantidade de unidades de habitat, sua distribuição e sua conectividade influenciam processos de colonização, persistência local e estruturação das assembleias em sistemas de fitotelmos (JOCQUÉ; FIELD, 2014; LECRAW et al., 2014). Assim, maior riqueza por bromélia em MCA não deve ser interpretada automaticamente como melhor condição ecológica do ambiente, mas pode refletir maior concentração local da fauna nas bromélias do dossel.

Esse ponto é importante porque riqueza elevada, isoladamente, não indica necessariamente uma comunidade mais íntegra ou equilibrada. Em ambientes antropizados, aumentos de abundância podem favorecer o registro de táxons ocasionais ou de grupos tolerantes, elevando a riqueza observada sem que isso represente necessariamente maior estabilidade ou maior qualidade ambiental (ROSA et al., 2021). No presente estudo, essa interpretação é reforçada pelo fato de que o aumento da riqueza não foi acompanhado por aumento significativo da diversidade local de Shannon, indicando que o número de ordens por bromélia pode ter aumentado sem uma mudança proporcional na diversidade da comunidade.

Embora CAB tenha apresentado maior abundância e maior volume médio das bromélias, sua riqueza de ordens não teve diferença significativa. Isso sugere que bromélias maiores podem sustentar mais indivíduos, mas não necessariamente aumentar de forma proporcional o número de ordens. Além disso, por manter maior presença de árvores nativas e maior complexidade estrutural do dossel, a cabruca tradicional pode conservar condições mais próximas das florestais, reduzindo contrastes muito fortes na riqueza da fauna associada (CASSANO et al., 2009; CASSANO et al., 2014; ROLIM et al., 2017; SAMBUICHI et al., 2012).

Em RPS, a riqueza não diferiu da floresta, apesar de o sistema apresentar estrutura manejada e volume médio das bromélias superior ao da floresta. Esse resultado reforça que a riqueza por bromélia não é determinada apenas pelo volume, mas também pela distribuição dos recursos e pela conectividade entre microhabitats. A presença combinada de árvores nativas, espécies exóticas e cultivos em policultivo pode gerar uma distribuição mais heterogênea de recursos e abrigos, reduzindo a concentração de ordens nas bromélias em comparação com sistemas mais simplificados.

De modo geral, os resultados indicam que o volume da bromélia é um fator importante para a riqueza de ordens por bromélia, mas que seu efeito depende do contexto ambiental em que a planta está inserida. A maior riqueza observada nos SAFs, especialmente em MCA, parece refletir uma combinação entre atributos locais do microhabitat e mudanças estruturais associadas ao manejo. No entanto, essa resposta deve ser interpretada em escala local, pois a análise avaliou o número de ordens em cada bromélia individualmente, e não a riqueza total de ordens no ambiente como um todo. Assim, a maior riqueza por bromélia pode indicar maior concentração de grupos taxonômicos nas bromélias do dossel, possivelmente em função da disponibilidade e distribuição dos microhabitats.

3.5.3 DIVERSIDADE LOCAL E RAREFAÇÃO E EXTRAPOLAÇÃO

A diversidade local, expressa pelo índice de Shannon calculado para cada bromélia, não diferiu significativamente entre floresta nativa e sistemas agroflorestais. Esse resultado indica que o aumento de abundância e riqueza observado nos SAFs não foi acompanhado por aumento da diversidade dentro de cada bromélia. Ou seja, as bromélias dos sistemas agroflorestais não foram, em média, mais diversas do que as bromélias da floresta quando avaliadas individualmente. Além disso, nem o volume da bromélia nem sua altura em relação ao solo explicaram variações significativas nessa métrica, sugerindo que a diversidade local foi relativamente estável entre os ambientes.

Esse padrão é coerente com estudos anteriores em bromélias, nos quais a diversidade local por planta nem sempre responde fortemente ao contraste entre ambientes. Em fragmentos de Mata Atlântica, De Paula Júnior et al. (2017) observaram que a riqueza e a diversidade de invertebrados aquáticos por bromélia não variaram entre fragmentos próximos a pastagem e floresta plantada, nem ao longo do gradiente borda–interior. De forma semelhante, Dézerald et al. (2014) registraram pouca variação na riqueza média por bromélia entre ambientes, embora a abundância total tenha sido maior em áreas abertas e plantações do

que em floresta primária. Esses resultados reforçam a ideia de que bromélias tanque podem manter assembleias locais relativamente semelhantes, mesmo em paisagens com diferentes graus de alteração, possivelmente porque as condições internas do fitotelmo funcionam como filtros importantes para a fauna associada (CÉRÉGHINO et al., 2010; DÉZERARD et al., 2014).

Por outro lado, as análises de rarefação e extrapolação mostraram que, quando as bromélias foram consideradas em conjunto por ambiente, os SAFs acumularam maior diversidade que a floresta. Esse padrão pode estar relacionado à maior heterogeneidade estrutural dos sistemas agroflorestais, que reúnem diferentes formas de manejo, variação na cobertura do dossel, composição de árvores hospedeiras e condições de luminosidade (CASSANO et al., 2009; ROLIM et al., 2017; SAMBUICHI et al., 2012), oferecendo um conjunto maior de nichos para a fauna local. Como as bromélias epífitas funcionam como “ilhas” no dossel, a soma de várias bromélias expostas a condições distintas pode aumentar a diversidade acumulada do ambiente, mesmo que a diversidade média por bromélia permaneça semelhante (JOCQUÉ; FIELD, 2014; LECRAW et al., 2014; RICHARDSON, 1999).

A cabruca tradicional (CAB), caracterizada pelo cultivo de cacau sob árvores nativas remanescentes e maior complexidade estrutural, apresentou a maior riqueza observada, o que é coerente com a maior manutenção de elementos florestais nesse sistema (CASSANO et al., 2009; ROLIM et al., 2017; SAMBUICHI et al., 2012). Já o sistema com sombreamento monoespecífico (MCA), composto principalmente por árvores de *Erythrina*, apresentou menor riqueza total, mas valores relativamente altos para $q = 2$, indicando maior peso das ordens dominantes nesse sistema. Esse padrão pode estar associado à simplificação estrutural do sombreamento, que tende a reduzir a variedade de condições disponíveis, mas pode favorecer a dominância de grupos mais tolerantes ou mais abundantes localmente (NGAI et al., 2008; RANGEL et al., 2017; ROSA et al., 2021).

De modo geral, os números de Hill indicam que os SAFs apresentaram maior riqueza total de ordens, especialmente em $q = 0$, que representa a riqueza acumulada, enquanto $q = 1$ e $q = 2$ indicam que parte dessa diferença também envolveu ordens comuns e dominantes (CHAO et al., 2014). A principal resposta, portanto, ocorreu na escala do ambiente, e não na escala de cada bromélia individual. Esse resultado sugere que o mosaico agroflorestal pode ampliar a diversidade total registrada ao reunir bromélias em diferentes condições estruturais e microclimáticas, sem necessariamente tornar cada bromélia mais diversa isoladamente

(DÉZERALD et al., 2014; JOCQUÉ; FIELD, 2014; LECRAW et al., 2014; RICHARDSON, 1999).

Essa diferença entre diversidade local e diversidade acumulada já foi observada em outros sistemas com bromélias. Richardson (1999), em florestas de Porto Rico, mostrou que a diversidade média por bromélia pode refletir condições locais de produtividade, enquanto a riqueza acumulada em escala mais ampla pode ser maior em ambientes intermediários. Nos sistemas de cacau do sul da Bahia, DaRocha et al. (2016) também observaram que CAB e RPS mantiveram componentes estruturais da diversidade de formigas associadas a bromélias semelhantes à floresta, enquanto MCA apresentou padrões mais distintos de diversidade alfa e gama. Dessa forma, os resultados deste estudo reforçam que a fauna associada às bromélias responde de maneira dependente da escala: a diversidade local permaneceu semelhante entre os ambientes, mas a diversidade acumulada foi maior nos sistemas agroflorestais, especialmente pelo acréscimo de ordens no conjunto das bromélias amostradas.

3.5.4 COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE

A composição da comunidade não diferiu significativamente entre floresta nativa e sistemas agroflorestais, não confirmando a expectativa de que o uso do solo produziria substituição evidente de grupos entre os ambientes. Tanto na comparação geral entre floresta e SAFs quanto na análise detalhada entre floresta, CAB, RPS e MCA, não foram detectadas diferenças significativas na composição de ordens. A dispersão multivariada também não diferiu entre os ambientes, indicando que a ausência de diferença composicional não esteve associada a diferenças na heterogeneidade interna dos grupos. Esse resultado sugere que, apesar das diferenças de abundância e riqueza, o conjunto de ordens associado às bromélias permaneceu compartilhado entre floresta nativa e sistemas agroflorestais. Uma explicação possível é que os SAFs mantêm árvores de dossel e, com isso, preservam parte da estrutura arbórea e a permanência de bromélias nesse estrato (DARROCHA et al., 2016; DARROCHA et al., 2021; HARO-CARRIÓN et al., 2009). Como as bromélias continuam presentes nas copas das árvores remanescentes, parte da fauna associada pode ser mantida mesmo em ambientes manejados.

Além das condições locais, a própria configuração da paisagem pode contribuir para esse padrão. Em mosaicos onde floresta e sistemas agroflorestais permanecem próximos, o pool regional de organismos tende a ser compartilhado entre ambientes, reduzindo a chance de diferenciação na composição forte (FARIA et al., 2007). Em sistemas formados por

unidades discretas de habitat, como bromélias, a dispersão entre fitotelmos também pode favorecer a colonização por organismos provenientes de um mesmo pool regional, reduzindo diferenças entre comunidades locais mesmo ao longo de gradientes ambientais (ANTIQUERA et al., 2018; JOCQUÉ; FIELD, 2014; LECRAW et al., 2014).

A montagem dessas assembleias também pode envolver processos estocásticos de colonização e extinção local, de modo que a ocorrência de determinados grupos em cada bromélia depende não apenas de filtros ambientais, mas também de eventos aleatórios e da chegada de colonizadores (CÉRÉGHINO et al., 2010; DÉZERALD et al., 2014; JOCQUÉ; FIELD, 2014; KRATINA et al., 2017).

Esse cenário sugere baixa substituição de grupos taxonômicos no nível de ordem entre os ambientes. Em vez de uma troca de ordens entre floresta e sistemas agroflorestais, o padrão parece refletir maior compartilhamento de um mesmo conjunto regional de grupos, com diferenças mais associadas à abundância relativa de algumas ordens do que à substituição efetiva da comunidade. Essa interpretação é coerente com estudos em gradientes floresta–agrofloresta, nos quais alguns grupos mantêm elevada sobreposição entre habitats, enquanto outros respondem de forma mais acentuada à antropização (BOS; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2007).

Por fim, como a análise foi realizada em nível de ordem, diferenças composicionais mais sutis em nível de família, gênero ou espécie podem ter sido mascaradas. Ainda assim, o conjunto dos resultados indica que a manutenção de árvores de dossel nos sistemas agroflorestais e o compartilhamento regional de colonizadores provavelmente contribuíram para conservar uma composição amplamente semelhante da fauna associada às bromélias entre os ambientes.

3.5.5 ABUNDÂNCIA POR ORDEM

A análise por ordem mostrou que o aumento da abundância total nos sistemas agroflorestais não ocorreu de forma igual entre todos os grupos. Na comparação geral entre floresta nativa e SAFs, Blattaria e Isopoda foram as ordens que mais contribuíram para a diferença entre ambientes. Na análise detalhada, os padrões variaram entre os tipos de SAF: Coleoptera foi mais abundante em MCA, Isopoda apresentou maior abundância em CAB e MCA, e Scolopendromorpha foi mais abundante em CAB. Esses resultados indicam que os sistemas agroflorestais não favoreceram toda a fauna da mesma forma, mas aumentaram

principalmente a abundância de grupos associados a recursos específicos disponíveis nas bromélias, como matéria orgânica, umidade, abrigo e disponibilidade de presas.

A maior abundância de Isopoda em CAB e MCA pode indicar maior presença ou acúmulo local de matéria orgânica nas bromélias desses sistemas agroflorestais. Esse grupo é composto por organismos associados ao processamento de detritos, atuando como macrodetritívoros e participando da decomposição e da ciclagem de nutrientes (SAGI et al., 2020). Como bromélias tanque acumulam água e detritos orgânicos em suas axilas foliares, elas podem formar microhabitats favoráveis para organismos associados à matéria orgânica (CÉRÉGHINO et al., 2010; DÉZERALD et al., 2014; RICHARDSON, 1999). Esse padrão também pode estar relacionado ao maior volume das bromélias nos SAFs, uma vez que bromélias maiores tendem a reter mais água e serrapilheira. Aguilar-Cruz, García-Franco e Zotz (2022) demonstraram que a massa de serrapilheira acumulada em bromélias tanque aumenta de forma exponencial com o tamanho da planta, reforçando que bromélias maiores podem funcionar como importantes estruturas de retenção de matéria orgânica no dossel.

Blattaria também foi mais abundante nos SAFs, o que reforça que os sistemas agroflorestais favoreceram grupos onívoros ou detritívoros associados a ambientes com abrigo e matéria orgânica acumulada. Baratas podem utilizar detritos, matéria vegetal em decomposição e espaços protegidos, condições frequentemente encontradas em bromélias tanque (ENEBE et al., 2024; SCHAL et al., 1984). Além disso, sistemas agroflorestais que mantêm estrutura vegetal e produção de biomassa podem favorecer invertebrados associados a recursos orgânicos e microhabitats estruturalmente complexos (CAMPERA et al., 2024). Portanto, o aumento de Blattaria nos SAFs está coerente com a ideia de que as bromélias nesses ambientes podem funcionar como pontos de concentração de recursos e abrigo para grupos generalistas.

A maior abundância de Coleoptera em MCA sugere uma resposta específica ao sistema com sombreamento monoespecífico. Coleópteros incluem grupos com diferentes hábitos alimentares, como detritívoros, fungívoros, herbívoros e predadores (MARINONI et al., 2021), o que pode favorecer sua ocorrência em ambientes manejados desde que existam recursos e microhabitats adequados. Estudos comparando cultivos, agroflorestas e florestas mostram que sistemas agroflorestais podem sustentar maior abundância e diversidade de invertebrados, incluindo Coleoptera, quando mantêm cobertura vegetal, serrapilheira e recursos estruturais (RAHMAN; VARMA; SILESHI, 2012). No caso de MCA, a maior abundância de Coleoptera pode estar relacionada à concentração desses organismos nas

bromélias do dossel, especialmente em um sistema mais simplificado, onde os microhabitats disponíveis podem ser menos distribuídos no ambiente.

Scolopendromorpha foi mais abundante em CAB, indicando que alguns predadores também podem ser favorecidos em sistemas agroflorestais mais estruturados. Como quilópodes são predadores generalistas, sua ocorrência tende a depender da disponibilidade de presas e de microambientes úmidos e protegidos (KAMALAKANNAN et al., 2015). Klarner et al. (2017) mostraram que a conversão de floresta para agroflorestas pode alterar a composição de predadores do solo, embora alguns grupos mantenham flexibilidade trófica e persistam em ambientes manejados. Esse padrão ajuda a interpretar o aumento de Scolopendromorpha em CAB, pois a cabruca tradicional mantém maior complexidade estrutural e, ao mesmo tempo, apresentou maior abundância de fauna nas bromélias, o que pode aumentar a disponibilidade de presas para predadores.

3.6 CONCLUSÃO GERAL

Os resultados deste capítulo mostram que as bromélias epífitas são capazes de sustentar uma fauna expressiva mesmo em paisagens manejadas. A presença de grande número de indivíduos e ordens nas bromélias dos sistemas agroflorestais indica que esses ambientes ainda mantêm condições para colonização, abrigo, reprodução e permanência de diferentes grupos da fauna associada. Isso é importante porque, em paisagens fragmentadas, a conservação da biodiversidade não depende apenas da floresta contínua, mas também da capacidade da matriz agrícola de manter estruturas funcionais que garantam a presença de organismos e interações ecológicas. Nesse sentido, as bromélias funcionam como pequenas unidades de habitat dentro da cabruca, contribuindo para que o dossel continue oferecendo recursos. Isso sugere que as bromélias podem funcionar como refúgios locais em ambientes onde outros componentes da estrutura florestal foram reduzidos.

A maior riqueza observada em determinados sistemas também é importante porque mostra que as bromélias não estão sustentando apenas um aumento numérico de poucos organismos tolerantes, mas podem abrigar diferentes grupos taxonômicos. Uma bromélia rica em ordens representa um micro-habitat mais complexo, com maior variedade de funções ecológicas, incluindo detritívoros, predadores, decompositores e organismos associados ao acúmulo de água e matéria orgânica. Para espécies que utilizam o dossel, como o mico-leão-da-cara-dourada (*L. chrysomelas*), essa riqueza também pode significar maior variedade potencial de presas disponíveis em substratos de forrageamento.

A semelhança na diversidade entre floresta e cabruca é também relevante, porque indica que os sistemas agroflorestais podem manter uma organização local da fauna associada às bromélias comparável à da floresta nativa. Esse resultado sugere que, apesar das diferenças de manejo, microclima e estrutura da vegetação, as bromélias presentes na cabruca ainda oferecem condições capazes de sustentar assembleias equilibradas. Em termos de conservação, isso reforça que a cabruca não deve ser vista apenas como uma matriz agrícola simplificada, mas como um ambiente que pode manter parte da funcionalidade ecológica do dossel, especialmente quando preserva árvores hospedeiras e bromélias bem desenvolvidas.

Outro ponto central é que o volume das bromélias aparece como um atributo importante para explicar a fauna associada. Bromélias maiores tendem a acumular mais água, detritos, matéria orgânica e espaço, aumentando sua capacidade de abrigar organismos. Isso

mostra que a conservação desses micro-habitats não depende apenas da presença ou ausência de bromélias, mas também de sua qualidade estrutural. Portanto, práticas de manejo que mantêm árvores grandes, reduzem a remoção de epífitas e favorecem a permanência de bromélias volumosas podem ter efeito direto sobre a conservação da fauna do dossel.

Assim, quando bromélias em cabruças mantêm abundância, riqueza e composição de fauna semelhantes ou até superiores em alguns aspectos à floresta, isso indica que esses ambientes podem preservar parte da base potencial de presas disponível para a fauna, especialmente para os micos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUILAR-CRUZ, Y.; GARCÍA-FRANCO, J. G.; ZOTZ, G. Litter-trapping tank bromeliads in five different forests: carbon and nutrient pools and fluxes. **Biotropica**, v. 54, n. 1, p. 170–180, 2022.
- AMARAL, S. et al. Alarming patterns of mature forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **Nature Sustainability**, v. 8, p. 256–264, 2025.
- AMADEO, F. E. et al. Effects of bromeliad flowering event on the community structuring of aquatic insect larvae associated with phytotelmata of *Aechmea distichantha* Lem. (Bromeliaceae). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, e111, 2017.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 1, p. 32–46, 2001.
- ANDERSON, M. J. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. **Biometrics**, v. 62, n. 1, p. 245–253, 2006.
- AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, v. 19, n. 6, p. 716–723, 1974.
- BASSET, Y. et al. Arthropod diversity in a tropical forest. **Science**, v. 338, n. 6113, p. 1481–1484, 2012.
- BESTELMEYER, B. T.; AGOSTI, D.; ALONSO, L. E.; BRANDÃO, C. R. F.; BROWN JR., W. L.; DELABIE, J. H. C.; SILVESTRE, R. Field techniques for the study of ground-dwelling ants: an overview, description, and evaluation. In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. (ed.). **Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 2000. p. 122–144.
- BOS, M. M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. The contribution of cacao agroforests to the conservation of lower canopy ant and beetle diversity in Indonesia. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2429–2444, 2007.
- BROUARD, O. et al. Understorey environments influence functional diversity in tank-bromeliad ecosystems. **Freshwater Biology**, v. 57, p. 815–823, 2012. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2012.02749.x.
- BUSSE, A.; ANTIQUEIRA, P. A. P.; NEUTZLING, A. S.; WOLF, A. A.; ROMERO, G. Q.; PETERMANN, J. S. Different in the dark: the effect of habitat characteristics on community composition and beta diversity in bromeliad microfauna. **PLoS ONE**, v. 13, 2018.
- CAMPERA, M. et al. Impact of cropland management on invertebrate richness and abundance in agroforestry systems in Bali, Indonesia. **Land**, v. 13, n. 4, p. 493, 2024.
- CASCANTE-MARÍN, A. et al. Epiphytic bromeliad communities in secondary and mature forest in a premontane area, Costa Rica. **Basic and Applied Ecology**, v. 7, p. 520–532, 2006.
- CASSANO, C. R. et al. Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, 2009.

- CASSANO, C. R. et al. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. **Biological Conservation**, 2014.
- CATENACCI, L. S.; PESSOA, M. S.; NOGUEIRA-FILHO, S. L. G.; DE VLEESCHOUWER, K. M. Diet and feeding behavior of *Leontopithecus chrysomelas* (Callitrichidae) in degraded areas of the Atlantic Forest of South-Bahia, Brazil. **International Journal of Primatology**, v. 37, n. 2, p. 136-157, 2016.
- CÉRÉGHINO, R. et al. The ecology of European phytotelmata: from plants to macroinvertebrates. **Journal of Limnology**, v. 69, suppl. 1, p. 1–10, 2010.
- CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45–67, 2014.
- CHAVES, T. P. et al. Environmental predictors affect α - and β -diversity of tropical bromeliad macroinvertebrates. **Acta Oecologica**, v. 119, art. 103911, 2023.
- CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117–143, 1993.
- CONNOR, E.; MCCOY, E. The statistics and biology of the species-area relationship. **The American Naturalist**, v. 113, p. 791-833, 1979.
- DAROCHA, W. D. et al. How does bromeliad distribution structure the arboreal ant assemblage (Hymenoptera: Formicidae) on a single tree in a Brazilian Atlantic forest agroecosystem. **Myrmecological News**, v. 21, p. 83–92, 2016.
- DAROCHA, W. D. et al. Epiphytic bromeliads as key components for maintenance of ant diversity and ant-bromeliad interactions in agroforestry system canopies. **Forest Ecology and Management**, 2016.
- DAROCHA, W. D.; ANTONIAZZI, R.; DELABIE, J. H. C.; NEVES, F. S. Disentangling the factors that shape bromeliad and ant communities in the canopies of cocoa agroforestry and preserved Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 53, p. 1698-1709, 2021.
- DE FERNANDES SOUZA, V.; DE ASSIS BOMFIM, J.; FONTOURA, T.; CAZETTA, E. Richness and abundance of *Aechmea* and *Hohenbergia* (Bromeliaceae) in forest fragments and shade cocoa plantations in two contrasting landscapes in Southern Bahia, Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 8, p. 58–75, 2015.
- DE PAULA JÚNIOR, A.; ROSA, B.; ALVES, R.; DIVINO, A. Aquatic invertebrates associated with bromeliads in Atlantic Forest fragments. **Biota Neotropica**, v. 17, 2017.
- DÉZERALD, O. et al. Environmental determinants of macroinvertebrate diversity in small water bodies: insights from tank-bromeliads. **Hydrobiologia**, v. 723, p. 77–86, 2014.
- DORMANN, C. F.; ELITH, J.; BACHER, S.; BUCHMANN, C.; CARL, G.; CARRÉ, G.; MARQUÉZ, J. R. G.; GRUBER, B.; LAFOURCADE, B.; LEITÃO, P. J.; MÜNKEMÜLLER, T.; MCCLEAN, C.; OSBORNE, P. E.; REINEKING, B.; SCHRÖDER, B.; SKIDMORE, A. K.; ZURELL, D.; LAUTENBACH, S. Collinearity: a review of methods

to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27–46, 2013.

ENEBE, M. C.; ERASMUS, M. Blatticomposting – A perspective on cockroach-mediated waste valorization to nutrient-rich organic fertilizer for enhancing soil health. **Soil Advances**, v. 2, p. 100012, 2024.

ESTRADA, A.; RABOY, B. E.; OLIVEIRA, L. C. Agroecosystems and primate conservation in the tropics: a review. **American Journal of Primatology**, v. 74, n. 8, p. 696–711, 2012.

FARIA, D.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2335–2357, 2007.

FILHO, D. et al. Bromeliad phytotelmata: the first scientometric study. **Limnetica**, 2023. DOI: 10.23818/limn.42.11.

GOUVÊA, J. B. S.; MATTOS SILVA, L. A.; HORI, M. Fitogeografia. In: Diagnóstico socioeconômico da região cacaueira: recursos florestais. Ilhéus: CEPLAC/IICA, 1976. v. 7, p. 1–7.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, e1500052, 2015.

HARO-CARRIÓN, X. et al. Conservation of vascular epiphyte diversity in shade cacao plantations in the Chocó region of Ecuador. **Biotropica**, v. 41, n. 4, p. 520–529, 2009.

HARTIG, F. DHARMA: Residual diagnostics for hierarchical (multi-level / mixed) regression models. R package, 2022.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, 2016.

JOCQUÉ, M.; FIELD, R. Aquatic invertebrate communities in tank bromeliads: how well do classic ecological patterns apply? **Hydrobiologia**, v. 730, p. 153–166, 2014. DOI: 10.1007/s10750-014-1831-7.

KLARNER, B.; WINKELMANN, H.; KRASHEVSKA, V.; MARAUN, M.; WIDYASTUTI, R.; SCHEU, S. Trophic niches, diversity and community composition of invertebrate top predators (Chilopoda) as affected by conversion of tropical lowland rainforest in Sumatra, Indonesia. **PLOS ONE**, v. 12, n. 8, e0180915, 2017.

KAMALAKANNAN, M.; MONDAL, R.; BANERJEE, D. Centipede predation on vertebrates: a review with the first bat case from Asia. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 13, p. 1634037, 2025.

KRATINA, P. et al. Environmental control of the microfaunal community structure in tropical bromeliads. **Ecology and Evolution**, v. 7, p. 1627–1634, 2017.

- LAVISKI, B. F. S. et al. Bromeliad habitat regulates the richness of associated terrestrial and aquatic fauna. **Austral Ecology**, v. 46, n. 5, p. 860–870, 2021.
- LECRAW, R. M. et al. Metacommunity size alters community structure in bromeliad microfauna. **Ecosystems**, 2014.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, n. 2, p. 271–280, 2001.
- LENTH, R. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package, 2023.
- LIMA, R. A. F. et al. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, London, v. 11, 6342, 2020.
- LOBÃO, É.; SILVA, I.; LOBÃO, D. Phytosociological and dendrometric parameters in cacao shadowing management: contributions to the productive conservation of the cabruca agroforestry system. **Agrotrópica**, 2022.
- LOUCA, S. et al. Functional structure of the bromeliad tank microbiome is strongly shaped by local geochemical conditions. **Environmental Microbiology**, v. 19, n. 8, p. 3132–3151, 2017.
- LÜDECKE, D.; BEN-SHACHAR, M. S.; PATIL, I.; WAGGONER, P.; MAKOWSKI, D. performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models. **Journal of Open Source Software**, v. 6, n. 60, 3139, 2021.
- LUNA-COZAR, J.; MARTÍNEZ-MADERO, O.; JONES, R. Ball Moss, *Tillandsia recurvata* L., as a Refuge Site for Arthropods in a Seasonally Dry Tropical Forest of Central Mexico. **Southwestern Entomologist**, v. 45, p. 445-460, 2020.
- MALFATTI, E.; FERREIRA, P. M. A.; UTZ, L. R. P. Eukaryotic communities in bromeliad phytotelmata: how do they respond to altitudinal differences? **Diversity**, v. 12, n. 9, p. 326, 2020.
- MARINONI, R. C. Os grupos tróficos em Coleoptera. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 1, p. 205–224, 2001.
- MAYR, E.; O'HARA, R. The biogeographic evidence supporting the Pleistocene forest refuge hypothesis. **Evolution**, v. 40, 1986.
- MESTRE, L. A. M.; ARANHA, J. M. R.; ESPER, M. L. P. Macroinvertebrate fauna associated to the bromeliad *Vriesea inflata* of the Atlantic Forest (Paraná State, southern Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 44, p. 89–94, 2001.
- MORI, S. A. Eastern, extra-Amazonian Brazil. In: CAMPBELL, D. G.; HAMMOND, H. D. Floristic inventory of tropical countries: the status of plant systematics, collections, and vegetation, plus recommendations for the future. New York: New York Botanical Garden, 1989. p. 427-454.

- MURAKAMI, M. et al. Quantification and variation of microclimatic variables within tree canopies: considerations for epiphyte research. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 5, e828725, 2022.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.
- NGAI, J. T. et al. The impact of land-use change on larval insect communities: testing the role of habitat elements in conservation. **Écoscience**, v. 15, n. 2, p. 160–168, 2008.
- O'REILLY-BERKELEY, X. et al. Height and phytotelm size affect the invertebrate communities of epiphytic bromeliads in the Amazon rainforest. **Ecological Entomology**,
- OKSANEN, J. et al. vegan: Community Ecology Package. R package, 2022.
- PEACOCK, M. Negotiating a fragmented world: what do we know, how do we know it, and where do we go from here? **Diversity**, 2025.
- PEDERSEN, T. L. patchwork: The Composer of Plots. R package, 2022.
- PERRY, D. R. A method of access into the crowns of emergent and canopy trees. **Biotropica**, v. 10, n. 2, p. 155–157, 1978.
- PROGÊNIO, M.; ANTIQUEIRA, P. A. P.; OLIVEIRA, F. R.; MEIRA, B. R.; LANSAC-TÔHA, F. M.; RODRIGUES, L. C.; ROMERO, G. Q.; NASH, L. N.; KRATINA, P.; VELHO, L. F. M. Effects of warming on the structure of aquatic communities in tropical bromeliad microecosystems. **Ecology and Evolution**, v. 13, n. 2, e9824, 2023.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024.
- RAHMAN, P. M.; VARMA, R. V.; SILESHI, G. W. Abundance and diversity of soil invertebrates in annual crops, agroforestry and forest ecosystems in the Nilgiri Biosphere Reserve of Western Ghats, India. **Agroforestry Systems**, v. 85, n. 1, p. 165-177, 2011.
- RANGEL, J. V. et al. Assessing the role of canopy cover on the colonization of phytotelmata by aquatic invertebrates: an experiment with the tank-bromeliad *Aechmea lingulata*. **Journal of Limnology**, v. 76, n. 2, p. 230–239, 2017.
- RABOY, B. E.; DIETZ, J. M. Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. **American Journal of Primatology**, v. 63, n. 1, p. 1-15, 2004.
- REZENDE, R.; KROTH, N.; CAPITANIO, B.; LIMA-REZENDE, C.; CASSOL, A.; COZZER, G.; BALDISSERA, R.; BREAUX, J.; ALBENY-SIMÕES, D. Abiotic factors and trophic interactions affect the macroinvertebrate community of bromeliad tanks in a Neotropical Restinga. **Limnology**, v. 21, n. 3, p. 275-285, 2020.
- RIBEIRO, M. C. 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, 2009.

RICHARDSON, B. A. The bromeliad microcosm and the assessment of faunal diversity in a neotropical forest. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 321–336, 1999.

RICKETTS, T. H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87–99, 2001.

ROCHA-SANTOS, L. et al. Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: effects of landscape-scale forest cover. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 12, n. 4, e0175545, 2017.

ROCHA, J. P. Neotropical bromeliads as food sources for birds: a systematic review and perspectives on the management of ecological interactions. *Ibis*, 2022.

RODGERS, D. J.; KITCHING, R. L. Rainforest Collembola (Hexapoda: Collembola) and the insularity of epiphyte microhabitats. **Insect Conservation and Diversity**, v. 4, n. 2, p. 99–106, 2011.

ROLIM, S. G. et al. Recovery of forest and phylogenetic structure in abandoned cocoa agroforestry in the Atlantic Forest of Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, p. 1383–1397, 2017.

ROMERO, G.; GONÇALVES-SOUZA, T.; ROSLIN, T.; MARQUIS, R.; MARINO, N.; NOVOTNÝ, V.; CORNELISSEN, T.; ORIVEL, J.; SUI, S.; AIRES, G.; ANTONIAZZI, R.; DÁTTILO, W.; BREVIGLIERI, C.; BUSSE, A.; GIBB, H.; IZZO, T.; KADLEC, T.; KEMP, V.; KERSCH-BECKER, M.; KNAPP, M.; KRATINA, P.; LUKE, R.; MAJNARIĆ, S.; MARITZ, R.; MARTINS, P.; MENDESIL, E.; MICHALKO, J.; MRAZOVA, A.; NOVAIS, S.; PEREIRA, C.; PERIĆ, M.; PETERMANN, J.; RIBEIRO, S.; SAM, K.; TRZCINSKI, M.; VIEIRA, C.; WESTWOOD, N.; BERNASCHINI, M.; CARVAJAL, V.; GONZÁLEZ, E.; JAUSORO, M.; KAENSIN, S.; OSPINA, F.; CRISTOBAL-PÉREZ, E.; QUESADA, M.; ROGY, P.; SRIVASTAVA, D.; SZPRYNGIEL, S.; TACK, A.; TEDER, T.; VIDELA, M.; VILJUR, M.; KORICHEVA, J. Climate variability and aridity modulate the role of leaf shelters for arthropods: a global experiment. **Global Change Biology**, v. 28, p. 3694–3710, 2022.

ROSA, C. D.; ANTUNES, T. J.; PEREIRA, I. K.; TARDIVO, R. C.; NUVOLONI, F. M. Habitat size and anthropic threatens: the role of conservation areas on macroinvertebrates from tank bromeliads. **Acta Brasiliensis**, v. 5, n. 2, p. 76–82, 2021.

RYLANDS, A. B. Sympatric Brazilian callitrichids: the black-tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhli*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. **Journal of Human Evolution**, v. 18, p. 679–695, 1989.

SABAGH, L. T.; NEUTZLING, A. S.; ROCHA, C. F. D. Phytophagous consumption by frogs inhabiting bromeliads from Atlantic Forest. **Ethology Ecology & Evolution**, v. 34, n. 2, p. 165–179, 2021.

SAGI, N.; ZAGURI, M.; HAWLENA, D. Macro-detritivores assist resolving the dryland decomposition conundrum by engineering an underworld heaven for decomposers. *Ecosystems*, v. 24, n. 1, p. 56–67, 2021.

SAMBUICHI, R. et al. Cabruca agroforests in southern Bahia, Brazil: tree component, management practices and tree species conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, p. 1055–1077, 2012.

SANTOS, A. et al. The role of cacao agroforests in the genetic conservation of *Cariniana legalis*, an emblematic species of the Atlantic Forest. **BMC Ecology and Evolution**, v. 25, 2025.

SCHAL, C.; GAUTIER, J. Y.; BELL, W. J. Behavioural ecology of cockroaches. *Biological Reviews*, v. 59, n. 2, p. 209–254, 1984.

SIAZ TORRES, S. S. et al. Species richness, abundance, and vertical distribution of epiphytic bromeliads in primary forest and disturbed forest. **Plants**, v. 13, n. 19, art. 2754, 2024.

SPORN, S. G. et al. Microclimate determines community composition but not richness of epiphytic understory bryophytes of rainforest and cacao agroforests in Indonesia. **Functional Plant Biology**, v. 36, n. 2, p. 171–179, 2009

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. Modern Applied Statistics with S. 4. ed. New York: Springer, 2002.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. 2. ed. Cham: Springer, 2016.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 1, n. 1, p. 3–14, 2010.

MATERIAL SUPLEMENTAR

FIGURAS

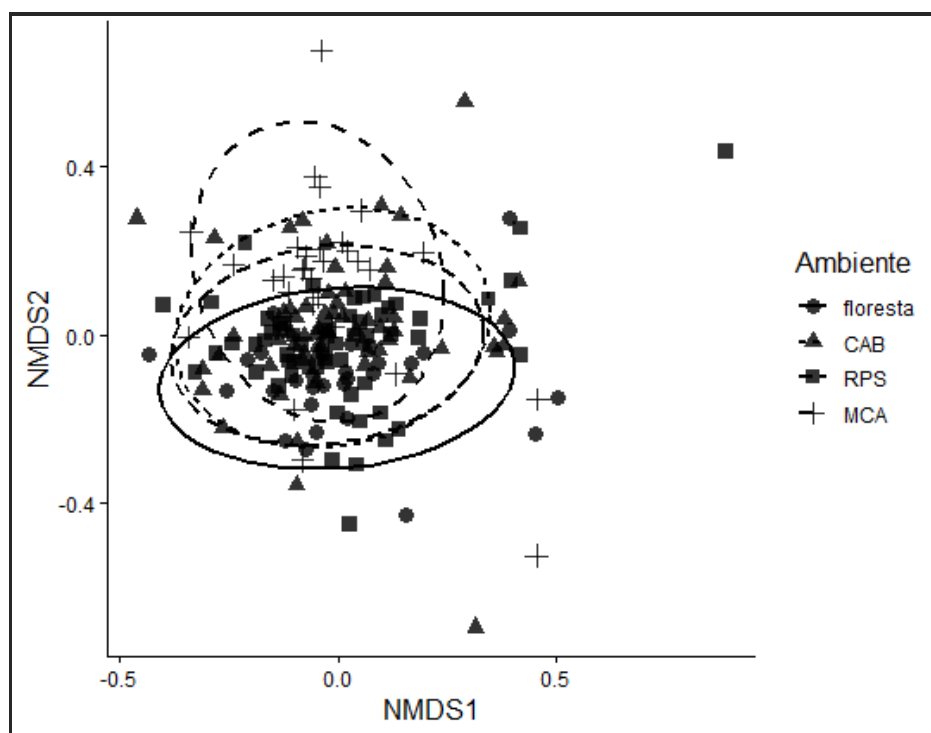


Fig S1. Ordenação NMDS da composição da fauna associada às bromélias epífitas considerando a comparação geral entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau (CAB, RPS e MCA). O valor de stress foi 0,233, indicando que a representação bidimensional deve ser interpretada com cautela e utilizada apenas como visualização exploratória dos padrões de composição.

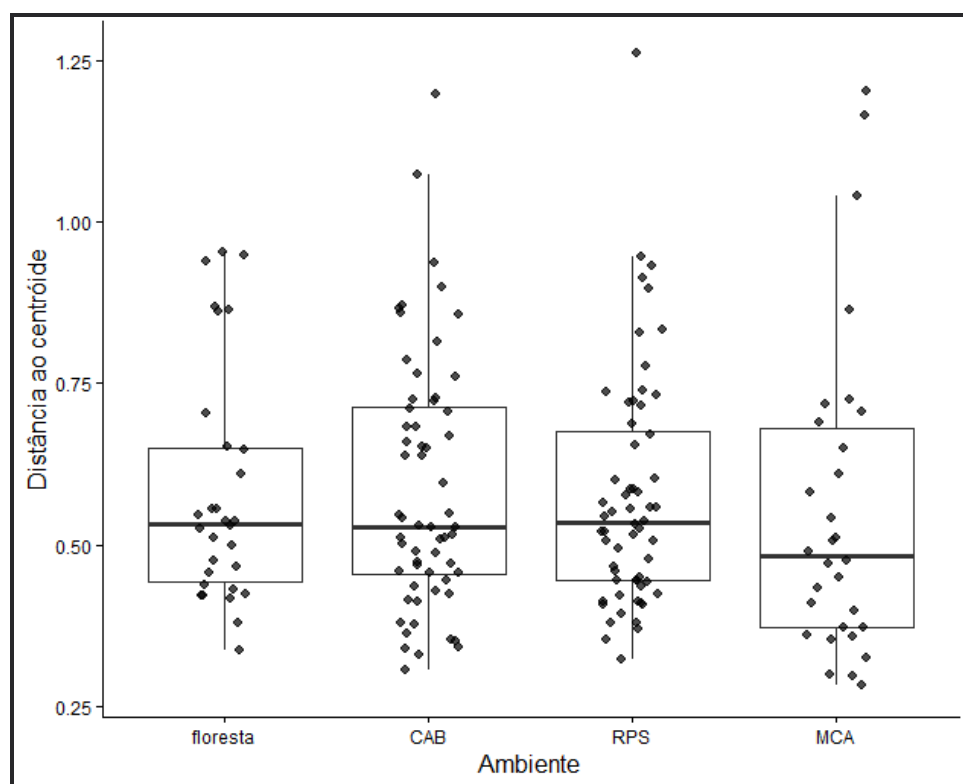


Fig S2. Dispersão multivariada da composição da fauna associada às bromélias epífitas na comparação geral entre floresta nativa e sistemas agroflorestais de cacau (CAB, RPS e MCA).

TABELAS

Tabela S1. Espécies e altura dos forófitos amostrados para coleta de bromélias epífitas nos diferentes ambientes estudados no sul da Bahia.

Amostra da árvore	Espécie do forófito	Altura da árvore (m)	Ambiente	Local/Fazenda	Município
M1R	<i>Lecythis lurida</i>	23.10	Floresta	REBIO	Una/BA
M2R	<i>Manilkara longifolia</i>	27.75	Floresta	REBIO	Una/BA
M3R	<i>Parinari alvimii</i>	25.00	Floresta	REBIO	Una/BA
M4R	<i>Lecythis lurida</i>	23.50	Floresta	REBIO	Una/BA
M5R	Sapotaceae sp	12.00	Floresta	REBIO	Una/BA
C1FA	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	20.72	RPS	Fazenda Ararauna	Una/BA
C2FA	<i>Rollinia laurifolia</i>	27.67	RPS	Fazenda Ararauna	Una/BA

C3FA	<i>Pterocarpus rohrii</i>	27.22	RPS	Fazenda Ararauna	Una/BA
C4FA	<i>Simarouba amara</i>	26.65	RPS	Fazenda Ararauna	Una/BA
C5FA	<i>Rollinia laurifolia</i>	27.14	RPS	Fazenda Ararauna	Una/BA
C1FB	<i>Spondias mombin</i>	17.50	RPS	Fazenda Bonfim	Ilhéus/BA
C2FB	<i>Cariniana legalis</i>	29.50	RPS	Fazenda Bonfim	Ilhéus/BA
C3FB	<i>Ficus</i> spp	26.00	RPS	Fazenda Bonfim	Ilhéus/BA
C4FB	<i>Ficus</i> spp	30.50	RPS	Fazenda Bonfim	Ilhéus/BA
C5FB	<i>Spondias mombin</i>	20.20	RPS	Fazenda Bonfim	Ilhéus/BA
D1C	<i>Erythrina</i> sp.	21.79	MCA	CEPLAC	Ilhéus/BA
D2C	<i>Erythrina</i> spp	21.00	MCA	CEPLAC	Ilhéus/BA
D3C	<i>Erythrina</i> spp	22.80	MCA	CEPLAC	Ilhéus/BA
D4C	<i>Erythrina</i> spp	28.00	MCA	CEPLAC	Ilhéus/BA
D5C	<i>Erythrina</i> spp	16.70	MCA	CEPLAC	Ilhéus/BA
C1FS	<i>Ficus</i> spp	31.20	CAB	Fazenda Santa Rita	Ilhéus/BA
C2FS	<i>Lecythis pisonis</i>	28.30	CAB	Fazenda Santa Rita	Ilhéus/BA
C3FS	<i>Cariniana legalis</i>	29.50	CAB	Fazenda Santa Rita	Ilhéus/BA
C4FS	<i>Cariniana legalis</i>	28.00	CAB	Fazenda Santa Rita	Ilhéus/BA
C5FS	<i>Sloanea obtusifolia</i>	25.00	CAB	Fazenda Santa Rita	Ilhéus/BA
C1FV	<i>Lecythis pisonis</i>	42.00	CAB	Fazenda Vera Cruz	Una/BA
C2FV	<i>Sloanea obtusifolia</i>	40.00	CAB	Fazenda Vera Cruz	Una/BA
C3FV	<i>Sloanea obtusifolia</i>	39.50	CAB	Fazenda Vera Cruz	Una/BA

C4FV	<i>Caryocar edule</i>	24.80	CAB	Fazenda Vera Cruz	Una/BA
C5FV	<i>Spondias mombin</i>	23.50	CAB	Fazenda Vera Cruz	Una/BA

Tabela S2. Atributos das bromélias epífitas amostradas na floresta. A tabela apresenta, para cada amostra, o volume da bromélia e a altura da bromélia em relação ao solo.

Local/	Amostra	Volume (dm ³)	Altura em relação ao solo (m)
REBIO			
	M1E1R	8,42	18,30
	M1E2R	10,32	18,30
	M1E3R	7,51	18,30
	M1E4R	32,06	18,70
	M1E5R	19,26	18,70
	M1E6R	21,53	18,20
	M2E1R	4,92	17,50
	M2E2R	10,56	17,50
	M2E3R	13,76	17,50
	M2E4R	5,67	17,50
	M2E5R	6,34	17,50
	M2E6R	18,30	17,50
	M3E1R	8,57	16,00
	M3E2R	30,11	16,20
	M3E3R	7,63	16,80
	M3E4R	6,50	16,80
	M3E5R	10,27	18,85
	M3E6R	48,88	18,85

M4E1R	3,94	15,40
M4E2R	7,02	15,40
M4E3R	10,46	15,40
M4E4R	9,08	15,40
M4E5R	1,81	15,40
M4E6R	12,47	15,40
M5E1R	9,55	3,80
M5E2R	20,47	4,15
M5E3R	31,43	3,90
M5E4R	13,25	4,10
M5E5R	6,42	4,10
M5E6R	4,49	4,10

Tabela S3. Atributos das bromélias epífitas amostradas no sistema rústico com sombra plantada (RPS). A tabela apresenta, para cada amostra, o volume da bromélia e a altura da bromélia em relação ao solo, com os registros organizados por fazenda.

Local	Amostra	Volume (dm ³)	Altura em relação ao solo (m)
Fazenda Ararauna			
	C1E1FA	8,28	7,15
	C1E2FA	3,37	5,50
	C1E3FA	7,70	10,60
	C1E4FA	19,43	11,45
	C1E5FA	20,56	11,60
	C1E6FA	17,16	14,72
	C2E1FA	9,32	4,46
	C2E2FA	10,16	9,50

C2E3FA	21,72	9,50
C2E4FA	38,96	12,88
C2E5FA	15,19	12,88
C2E6FA	25,84	21,67
C3E1FA	30,70	22,22
C3E2FA	24,26	22,22
C3E3FA	18,98	8,70
C3E4FA	37,47	13,36
C3E5FA	10,53	11,56
C3E6FA	20,98	11,56
C4E1FA	28,85	14,65
C4E2FA	16,48	12,23
C4E3FA	18,16	12,23
C4E4FA	12,47	12,03
C4E5FA	27,90	10,55
C4E6FA	10,17	13,60
C5E1FA	21,85	19,14
C5E2FA	23,28	19,14
C5E3FA	58,55	12,45
C5E4FA	24,76	12,60
C5E5FA	32,23	12,60
C5E6FA	11,21	19,14

Fazenda Bonfim

C1E1FB	25,16	7,70
C1E2FB	12,87	7,90
C1E3FB	14,08	10,70
C1E4FB	13,76	10,00
C1E5FB	11,41	10,50

C1E6FB	18,36	12,50
C2E1FB	14,23	17,15
C2E2FB	17,34	17,50
C2E3FB	18,33	19,50
C2E4FB	15,61	17,20
C2E5FB	53,38	17,40
C2E6FB	16,96	16,50
C3E1FB	24,56	11,00
C3E2FB	11,29	8,90
C3E3FB	24,11	8,65
C3E4FB	21,95	10,30
C3E5FB	24,62	10,30
C3E6FB	20,22	11,00
C4E1FB	18,47	18,00
C4E2FB	10,11	18,00
C4E3FB	14,69	19,40
C4E4FB	16,62	19,40
C4E5FB	10,19	19,70
C4E6FB	33,55	20,85
C5E1FB	21,53	14,40
C5E2FB	58,63	14,50
C5E3FB	67,51	15,80
C5E4FB	23,47	15,50
C5E5FB	12,13	11,40
C5E6FB	23,22	11,40

Tabela S4. Atributos das bromélias epífitas amostradas em cabruca tradicional (CAB). A tabela apresenta, para cada amostra, o volume da bromélia e a altura da bromélia em relação ao solo, com os registros organizados por fazenda.

Local	Amostra	Volume (dm ³)	Altura em relação ao solo (m)
Fazenda Santa Rita			
	C1E1FS	21,62	13,80
	C1E2FS	39,18	14,20
	C1E3FS	45,23	14,40
	C1E4FS	33,19	15,40
	C1E5FS	35,88	15,60
	C1E6FS	12,66	17,80
	C2E1FS	29,81	17,40
	C2E2FS	27,72	18,00
	C2E3FS	24,94	17,80
	C2E4FS	42,08	19,90
	C2E5FS	32,29	19,90
	C2E6FS	35,64	20,10
	C3E1FS	12,47	20,70
	C3E2FS	13,64	20,70
	C3E3FS	15,50	22,00
	C3E4FS	31,29	17,60
	C3E5FS	24,19	17,80
	C3E6FS	29,19	17,80
	C4E1FS	10,45	17,30
	C4E2FS	9,10	17,90
	C4E3FS	10,00	18,30
	C4E4FS	11,19	18,30
	C4E5FS	8,59	19,00

C4E6FS	22,04	19,00
C5E1FS	25,02	16,00
C5E2FS	7,80	16,00
C5E3FS	8,00	16,50
C5E4FS	2,93	16,50
C5E5FS	8,92	16,00
C5E6FS	13,98	17,00

Fazenda Vera Cruz

C1E1FV	26,64	21,70
C1E2FV	10,38	22,00
C1E3FV	30,55	23,00
C1E4FV	24,83	26,40
C1E5FV	55,18	27,50
C1E6FV	40,03	27,50
C2E1FV	77,53	24,85
C2E2FV	35,71	25,20
C2E3FV	66,86	25,30
C2E4FV	32,77	25,30
C2E5FV	28,85	25,00
C2E6FV	83,85	26,00
C3E1FV	67,58	26,34
C3E2FV	43,39	26,34
C3E3FV	17,28	23,20
C3E4FV	43,60	23,20
C3E5FV	87,23	22,80
C3E6FV	78,51	22,80
C4E1FV	111,48	19,40
C4E2FV	171,67	18,80

C4E3FV	81,39	19,40
C4E4FV	101,87	16,00
C4E5FV	46,02	16,50
C4E6FV	52,83	16,50
C5E1FV	75,37	13,20
C5E2FV	14,49	13,20
C5E3FV	40,59	13,90
C5E4FV	107,11	15,10
C5E5FV	41,57	15,20
C5E6FV	45,49	15,20

Tabela S5. Atributos das bromélias epífitas amostradas no sistema com sombreamento monoespecífico (MCA). A tabela apresenta, para cada amostra, o volume da bromélia e a altura da bromélia em relação ao solo.

Local/Fazenda	Amostra	Volume (dm ³)	Altura em relação ao solo (m)
CEPLAC			
	D1E1C	10,86	12,70
	D1E2C	11,96	8,30
	D1E3C	12,08	9,60
	D1E4C	12,74	4,65
	D1E5C	12,43	9,82
	D1E6C	13,67	3,00
	D2E1C	9,56	6,28

D2E2C	9,73	8,80
D2E3C	7,16	9,80
D2E4C	9,50	11,70
D2E5C	3,69	13,60
D2E6C	4,88	7,10
D3E1C	2,68	8,70
D3E2C	4,64	8,15
D3E3C	2,61	14,60
D3E4C	3,61	14,50
D3E5C	4,89	14,50
D3E6C	18,01	8,00
D4E1C	8,22	7,80
D4E2C	8,01	7,50
D4E3C	13,39	18,20
D4E4C	5,22	14,60
D4E5C	8,18	12,51
D4E6C	21,21	9,00
D5E1C	6,66	16,62
D5E2C	15,25	17,00
D5E3C	19,28	14,50
D5E4C	18,07	13,25
D5E5C	7,72	9,50
D5E6C	13,38	9,30

Tabela S6. Número total de indivíduos por ordem taxonômica da fauna associada às bromélias epífitas em cada ambiente amostrado: floresta sistema rústico com sombra plantada (RPS), sistema com sombreamento monoespecífico (MCA) e cabruca tradicional (CAB).

Floresta	
Ordem	Número de indivíduos
Anura	3
Aranaea	19
Blattaria	186
Coleoptera	138
Diplopoda	32
Diptera	3
Gastropoda	3
Haplotaxida	2
Hemiptera	12
Isopoda	4
Isoptera	67
Lepidoptera	7
Odonata	1
Opiliones	11
Orthoptera	10
Pseudoscorpiones	6
Scolopendromorpha	9
Scorpiones	1
Squamata	3
Total	517

RPS	
Ordem	Número de indivíduos
Acari	2
Anura	5
Araneae	99
Blattaria	676
Coleoptera	364
Dermaptera	1
Diplopoda	63
Diptera	30
Gastropoda	16
Haplotaxida	33
Hemiptera	64
Hymenoptera	1
Isopoda	7
Isoptera	163
Larva não id	1
Lepidoptera	26
Odonata	23
Opiliones	17
Orthoptera	48
Planaria	3
Pseudoscorpiones	7
Scolopendromorpha	33
Scorpiones	1

Squamata	7
Total	1690
MCA	
Ordem	Número de indivíduos
Acari	2
Araneae	58
Blattaria	377
Coleoptera	301
Diplopoda	18
Diptera	5
Gastropoda	9
Haplotaxida	14
Hemiptera	18
Hymenoptera	6
Isopoda	391
Isoptera	69
Larva não id	12
Lepidoptera	3
Miryapoda	7
Neuroptera	6
Odonata	4
Opiliones	8
Orthoptera	16
Pseudoscorpiones	34
Scolopendromorpha	23

Squamata	7
Total	1388
CAB	
Ordem	Número de indivíduos
Acari	12
Anura	6
Araneae	180
Blattaria	795
Coleoptera	631
Diplopoda	68
Diptera	55
Gastropoda	34
Haplotaxida	51
Hemiptera	39
Isopoda	80
Isoptera	61
Larva não id	2
Lepidoptera	12
Mantodea	5
Miryapoda	7
Neuroptera	2
Odonata	21
Opiliones	41
Orthoptera	17
Phasmatodea	1

Pseudoscorpiones	14
Scolopendromorpha	69
Scorpiones	3
Squamata	7
Total	2213