



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE

ISABELLY DOMICIANO SANTOS GUIMARÃES

EFEITOS DAS MUDANÇAS NO USO DA TERRA E DA COMPOSIÇÃO SOCIAL
SOBRE A DINÂMICA ESPACIAL DE GRUPOS DE MICOS-LEÕES-BAIANOS
(*Leontopithecus chrysomelas*) NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA, BRASIL

ILHÉUS - BAHIA
2026

ISABELLY DOMICIANO SANTOS GUIMARÃES

**EFEITOS DAS MUDANÇAS NO USO DA TERRA E DA COMPOSIÇÃO SOCIAL
SOBRE A DINÂMICA ESPACIAL DE GRUPOS DE MICOS-LEÕES-BAIANOS
(*Leontopithecus chrysomelas*) NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Área de Concentração: Ecologia e Conservação de Populações

Orientador: Prof. Dr. Leonardo de Carvalho Oliveira

Co-orientadores: Dra. Kristel Myriam De Vleeschouwer e Dr. Roberto Fiorini-Torrico

ISABELLY DOMICIANO SANTOS GUIMARÃES

**EFEITOS DAS MUDANÇAS NO USO DA TERRA E DA COMPOSIÇÃO SOCIAL
SOBRE A DINÂMICA ESPACIAL DE GRUPOS DE MICOS-LEÕES-BAIANOS
(*Leontopithecus chrysomelas*) NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA, BRASIL**

G963

Guimarães, Isabelly Domiciano Santos.

Efeitos das mudanças no uso da terra e da composição social sobre a dinâmica espacial dos grupos de micos-leões-baianos (*Leontopithecus chrysomelas*) na Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil / Isabelly Domiciano Santos Guimarães. – Ilhéus, BA: UESC, 2026.
75f.: il.

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

1. Animais – Habitat. 2. Espécies em extinção. 3 . Biodiversidade – Conservação. 4. Agroecossistemas. 5. Fragmentos florestais – Sul Baiano (BA: Merreção). I. Título.

CDD 639.9

ISABELLY DOMICIANO SANTOS GUIMARÃES

**EFEITOS DAS MUDANÇAS NO USO DA TERRA E DA COMPOSIÇÃO SOCIAL
SOBRE A DINÂMICA ESPACIAL DE GRUPOS DE MICOS-LEÕES-BAIANOS
(*Leontopithecus chrysomelas*) NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Ilhéus, 29 de maio de 2026

Prof. Dr. Leonardo de Carvalho Oliveira
UESC/Instituto Bicho do Mato
(Orientador)

Dr. Gastón Andrés Fernandez Giné
UESC

Dra. Lisieux Franco Fuzessy
UNESP

DEDICO

A todos que valorizam a humanidade,
aos que se comprometem com o uso
sustentável da biodiversidade
planetária e aos que acreditam e
anseiam por um futuro brilhante.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho não seria possível sem a presença, o apoio e a generosidade de inúmeras pessoas que, ao longo dessa caminhada, me mostraram que nunca trilhamos caminhos sozinhos. A todas elas, deixo aqui minha mais sincera gratidão.

Primeiramente, agradeço a Deus, pois sem Ele nada é possível.

À minha família, minha base e meu porto seguro. A meus pais, Cristiane Domiciano e Messias Barbosa, que sempre me mostraram que o estudo é a herança mais importante que poderiam deixar para mim. Agradeço por sempre acreditarem em mim, por me apoiarem em todas as etapas e por não medirem esforços para que eu tivesse uma vida privilegiada, confortável e cheia de oportunidades. À minha vó, Bernadete Domiciano, sinônimo de força, coragem, honestidade e resiliência, minha profunda gratidão pelo exemplo de vida. Às minhas tias e tios, primas e primos, e demais familiares que sempre me encorajaram e torceram por minhas conquistas como se fossem suas. Sem vocês, eu nada seria.

Ao falar de família, também não poderia esquecer de agradecer ao Núcleo Espírita Maria Dolores, organização civil sem fins lucrativos, com finalidade religiosa e prática de assistência e promoção social, cultural, beneficente e filantrópica. O Núcleo foi, é e sempre será minha casa. Agradeço aos mais de 40 voluntários que fazem esse projeto acontecer. Fazer parte dele é um privilégio inestimável. Esse projeto está presente na minha vida há mais de dez anos e, nele, aprendi a ter mais compaixão pelo próximo e amor à vida.

Agradeço aos meus amigos que sempre estiveram ao meu lado, me apoiando, me ouvindo e comemorando minhas conquistas. A presença de vocês ao meu lado tornou esta caminhada mais leve e especial.

À minha primeira orientadora, Débora Cardoso da Silva, que me mostrou como fazer ciência e contribuiu de forma importante para a minha formação. Agradeço também aos meus antigos colegas de laboratório da graduação, que fazem parte, até hoje, da minha caminhada acadêmica e pessoal.

Aos meus orientadores, Leonardo de Carvalho Oliveira, Kristel Myriam De Vleeschouwer e Roberto Fiorini-Torrico, deixo meu agradecimento eterno. Obrigada pela paciência ao me ensinar, pelos conhecimentos compartilhados, pela confiança depositada em mim ao permitir que eu abordasse um tema tão importante e, sobretudo, pela sensibilidade e humanidade com que conduziram essa relação, que vai muito além da academia.

Ao projeto BioBrasil, especialmente a Deni e Zaqueu, pelo trabalho árduo na coleta de dados semana após semana, pelo carinho com o nosso mico-leão-baiano e também pelo acolhimento que tiveram comigo. À Valen, agradeço pela ajuda, pelo cuidado e pelo acolhimento dentro e fora do Projeto BioBrasil.

Às professoras e aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, que sempre se mostraram dispostos a ajudar aqueles que precisam. Às técnicas universitárias, Amábile e Mayra, pela disponibilidade, prestatividade e carinho com que sempre atenderam às demandas dos discentes. Agradeço também ao Programa pelas inúmeras oportunidades de formação, pelas disciplinas de qualidade e pelo suporte oferecido aos alunos. Ao Laboratório de Ecologia e Conservação da Biodiversidade (LEAC), que sempre proporcionou acolhimento, apoio e estrutura ao longo da caminhada acadêmica.

Aos novos amigos que conheci no meu ingresso no Programa, que tanto me ajudaram a caminhar nesses dois anos, em especial aos meus colegas de turma Carla, Lucas e Tamara, que tornaram esses anos muito mais leves, divertidos e acolhedores.

Por fim, um agradecimento às instituições que apoiaram e contribuíram para o desenvolvimento deste projeto: à Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), ao projeto BioBrasil, ao Instituto de Pesquisa Bicho do Mato e ao Zoológico de Antuérpia.

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

**EFEITOS DAS MUDANÇAS NO USO DA TERRA E DA COMPOSIÇÃO SOCIAL
SOBRE A DINÂMICA SOCIAL DE GRUPOS DE MICOS-LEÕES-BAIANOS
(*Leontopithecus chrysomelas*) NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA, BRASIL**

RESUMO

A perda e a fragmentação de habitat estão entre as principais ameaças à conservação de primatas florestais, pois alteram a disponibilidade de recursos, a conectividade entre manchas e os padrões de uso do espaço. O *Leontopithecus chrysomelas*, primata endêmico da Mata Atlântica do sul da Bahia, ocorre em paisagens historicamente modificadas por atividades antrópicas, incluindo áreas de floresta, cabucas e matrizes com coberturas abertas. Nesse contexto, compreender como a estrutura da paisagem influencia sua dinâmica espacial é essencial para orientar estratégias de manejo e conservação. Este estudo investigou a relação entre atributos da paisagem, composição dos grupos e padrões espaciais e de movimento do mico-leão-baiano, considerando 1) a variação anual da área de vida total e da área nuclear, 2) a influência de métricas de composição e configuração da paisagem sobre o tamanho dessas áreas, 3) o efeito da composição dos grupos, e 4) a relação entre alterações da paisagem e os padrões de deslocamento diário e velocidade média. Foram analisados dados de grupos monitorados entre 2017 e 2023, com áreas de vida estimadas pelo estimador de densidade de kernel autocorrelacionado a 95% e 50%. Também foram calculadas métricas de paisagem, como cobertura florestal, cobertura aberta, tamanho médio das manchas, número de manchas e densidade de borda. Os resultados indicam uma redução gradual da cobertura florestal e aumento da cobertura aberta nas áreas utilizadas pelos grupos ao longo do período de estudo. No entanto, as métricas de paisagem avaliadas não explicaram diretamente a variação anual no tamanho da área de vida total ou nuclear. A área nuclear média foi de 15,86 ha e a área de vida total média foi de 63,95 ha. O ano de 2020 apresentou efeito positivo sobre a área nuclear, e o número médio de adultos também influenciou positivamente essa área. Em contraste, os padrões de movimento responderam de forma mais clara à estrutura da paisagem. A distância percorrida por dia, com média de 1,13 km/dia, e a velocidade média, de 138,3 m/h, diminuíram com o aumento da cobertura aberta. A presença de infantes também esteve associada à redução da distância diária percorrida e da velocidade. Concluímos que, embora o tamanho da área de vida não tenha respondido diretamente às métricas anuais da paisagem, os deslocamentos diários foram sensíveis ao aumento da cobertura aberta e à composição dos grupos. Assim, respostas comportamentais de curto prazo podem revelar efeitos da fragmentação que não são capturados apenas por estimativas anuais de área de vida, reforçando a importância da conectividade funcional e da qualidade da matriz para a conservação de *L. chrysomelas*.

Palavras-chave: Uso do habitat, espécie ameaçada, hotspot, agroecossistemas, matriz de habitat.

**EFFECTS OF LAND-USE CHANGE AND SOCIAL COMPOSITION ON THE
SPATIAL DYNAMICS OF GOLDEN-HEADED LION TAMARIN GROUPS
(*Leontopithecus chrysomelas*) IN THE ATLANTIC FOREST OF SOUTHERN BAHIA,
BRAZIL**

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation are among the main threats to the conservation of forest-dwelling primates, as they alter resource availability, connectivity among patches, and patterns of space use. Golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*), a primate endemic to the Atlantic Forest of southern Bahia, occurs in landscapes historically modified by anthropogenic activities, including forest areas, cabruca agroforests, and open matrices. In this context, understanding how landscape structure influences its spatial dynamics is essential for guiding management and conservation strategies. This study investigated the relationship between landscape attributes, group composition, and spatial and movement patterns of the golden-headed lion tamarin, considering: 1) annual variation in total home range and core area, 2) the influence of landscape composition and configuration metrics on the size of these areas, 3) the effect of group composition, and 4) the relationship between landscape changes and patterns of daily path length and mean speed. We analyzed data from groups monitored between 2017 and 2023, with home ranges estimated using the autocorrelated kernel density estimator at 95% and 50%. Landscape metrics were also calculated, including forest cover, open matrix, mean patch size, number of patches, and edge density. The results indicate a gradual reduction in forest cover and an increase in open matrix within the areas used by the groups throughout the study period. However, the landscape metrics evaluated did not directly explain annual variation in the size of the total home range or the core area. The mean core area was 15.86 ha, and the mean total home range was 63.95 ha. The year 2020 had a positive effect on core area, and the mean number of adults also positively influenced this area. In contrast, movement patterns responded more clearly to landscape structure. Daily path length, with a mean of 1.13 km/day, and mean speed, at 138.3 m/h, decreased as open matrix increased. The presence of infants was also associated with reduced daily path length and speed. We conclude that although home-range size did not respond directly to annual landscape metrics, daily movements were sensitive to the increase in open matrix and to group composition. Thus, short-term behavioral responses may reveal effects of fragmentation that are not captured solely by annual home-range estimates, reinforcing the importance of functional connectivity and matrix quality for the conservation of *L. chrysomelas*.

Keywords: Habitat use, threatened species, hotspot, agroecosystems, habitat matrix.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo do Projeto BioBrasil e áreas de vida dos grupos de <i>Leontopithecus chrysomelas</i> monitorados em Colônia de Una, sul da Bahia, Brasil.....	27
Figura 2. Variação temporal da proporção de cobertura de área aberta por grupo entre 2017 e 2023, considerando a área nuclear e a área de vida total.....	39
Figura 3. Relação entre o número médio de adultos padronizado (“z-transformation”) e a área de vida nuclear (AKDE50%) dos grupos de mico-leão-baiano (<i>Leontopithecus chrysomelas</i>).....	41
Figura 4. Deslocamento diário médio mensal de locomoção (km/dia) de grupos de <i>Leontopithecus chrysomelas</i> em função da cobertura de áreas abertas (A).....	43
Figura 5. Deslocamento diário médio mensal de locomoção (km/dia) de grupos de <i>Leontopithecus chrysomelas</i> em função do mês (B).....	43
Figura 6. Deslocamento diário médio mensal de locomoção (km/dia) de grupos de <i>Leontopithecus chrysomelas</i> em função da presença de infante (C).....	44
Figura 7. Velocidade média mensal de locomoção (m/h) de grupos de <i>Leontopithecus chrysomelas</i> em função da abertura da matriz (A).....	45
Figura 8. Velocidade média mensal de locomoção (m/h) de grupos de <i>Leontopithecus chrysomelas</i> em função do mês (B).....	46
Figura 9. Velocidade média mensal de locomoção (m/h) de grupos de <i>Leontopithecus chrysomelas</i> em função da presença de infante (C).....	47
Figura S1. Variação temporal da densidade da borda por grupo entre 2017 e 2023, considerando a área nuclear e a área de vida total.....	64
Figura S2. Variação temporal do tamanho médio dos fragmentos na área de vida dos grupos entre 2017 e 2023, considerando a área nuclear e a área de vida total.....	65
Figura S3. Variação temporal do número de manchas na área de vida dos grupos entre 2017 e 2023, considerando a área nuclear e a área de vida total.....	66
Figura S4. Variação temporal da proporção de cobertura florestal na área de vida dos grupos entre 2017 e 2023, considerando a área nuclear e a área de vida total.....	67
Figura S5. Eventos de visita aos tipos de vegetação utilizados pelo grupo ELI de micos-leões-baianos (<i>Leontopithecus chrysomelas</i>) entre 2019 e 2023. As barras indicam o número de eventos de visita registrados em cada ano para cada tipo de vegetação. Um evento de visita foi considerado quando o tipo de vegetação passou a ser registrado após estar ausente no registro anterior do mesmo grupo e no mesmo dia. As siglas representam: SA = Floresta Secundária Avançada; SM = Floresta Secundária Média; SI = Floresta Secundária Inicial; SER = Plantações de Seringa; CUP = Cupuaçu; CB = Cabruca.....	68

Figura S6. Eventos de visita aos tipos de vegetação utilizados pelo grupo MRO de micos-leões-baianos (*Leontopithecus chrysomelas*) entre 2019 e 2023. As barras indicam o número de eventos de visita registrados em cada ano para cada tipo de vegetação. Um evento de visita foi considerado quando o tipo de vegetação passou a ser registrado após estar ausente no registro anterior do mesmo grupo e no mesmo dia. As siglas representam: SA = Floresta Secundária Avançada; SM = Floresta Secundária Média; SI = Floresta Secundária Inicial; SER = Plantações de Seringa; CUP = Cupuaçu; CB = Cabruca..... 69

Figura S7. Eventos de visita aos tipos de vegetação utilizados pelo grupo OZA de micos-leões-baianos (*Leontopithecus chrysomelas*) entre 2019 e 2023. As barras indicam o número de eventos de visita registrados em cada ano para cada tipo de vegetação. Um evento de visita foi considerado quando o tipo de vegetação passou a ser registrado após estar ausente no registro anterior do mesmo grupo e no mesmo dia. As siglas representam: SA = Floresta Secundária Avançada; SM = Floresta Secundária Média; SI = Floresta Secundária Inicial; SER = Plantações de Seringa; CUP = Cupuaçu; CB = Cabruca..... 70

Figura S8. Eventos de visita aos tipos de vegetação utilizados pelo grupo RIB de micos-leões-baianos (*Leontopithecus chrysomelas*) entre 2019 e 2023. As barras indicam o número de eventos de visita registrados em cada ano para cada tipo de vegetação. Um evento de visita foi considerado quando o tipo de vegetação passou a ser registrado após estar ausente no registro anterior do mesmo grupo e no mesmo dia. As siglas representam: SA = Floresta Secundária Avançada; SM = Floresta Secundária Média; SI = Floresta Secundária Inicial; SER = Plantações de Seringa; CUP = Cupuaçu; CB = Cabruca..... 71

Figura S9. Mapa de localização da área de estudo, indicando os tipos de vegetação e áreas antrópicas disponíveis para os quatro grupos-alvo. O ponto vermelho localizado no mapa da Bahia à esquerda é referente à área de estudo localizada em Colônia de Una, situada no município de Una, no Sul da Bahia, Brasil. As siglas estão de acordo com a classificação dos tipos de vegetação definida por Catenacci; De Vleeschouwer; Nogueira-filho (2009)..... 72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número médio de indivíduos durante o período de estudo, acompanhado do desvio padrão, para o grupo ELI de <i>Leontopithecus chrysomelas</i> em Colônia de Una, Bahia - Brasil.....	27
Tabela 2. Número médio de indivíduos durante o período de estudo, acompanhado do desvio padrão, para o grupo MRO de <i>Leontopithecus chrysomelas</i> em Colônia de Una, Bahia - Brasil..	28
Tabela 3. Número médio de indivíduos durante o período de estudo, acompanhado do desvio padrão, para o grupo OZA de <i>Leontopithecus chrysomelas</i> em Colônia de Una, Bahia - Brasil...	29
Tabela 4. Número médio de indivíduos durante o período de estudo, acompanhado do desvio padrão, para o grupo RIB de <i>Leontopithecus chrysomelas</i> em Colônia de Una, Bahia - Brasil....	30
Tabela 5. Esforço amostral e período de monitoramento dos grupos de <i>Leontopithecus chrysomelas</i> em Colônia de Una, Bahia - Brasil.....	31
Tabela 6. Descrição e justificativa ecológica das métricas de paisagem analisadas no estudo.....	34
Tabela S1. Classificação dos tipos de vegetação definidos por Catenacci; De Vleeschouwer; Nogueira-Filho (2009) presentes na Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil.....	72
Tabela S2. Seleção das variáveis de composição social para as métricas anuais de área de vida e área nuclear de <i>Leontopithecus chrysomelas</i>	74
Tabela S3. Seleção das variáveis de composição social para as métricas mensais de deslocamento diário de <i>Leontopithecus chrysomelas</i>	75
Tabela S4. Seleção das variáveis de composição social para as métricas mensais de velocidade média de <i>Leontopithecus chrysomelas</i>	76

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT.....	8
INTRODUÇÃO GERAL.....	13
REFERÊNCIAS.....	17
EFEITO DAS MUDANÇAS NO USO DA TERRA E DA COMPOSIÇÃO SOCIAL SOBRE A DINÂMICA SOCIAL DE GRUPOS DE MICOS-LEÕES-BAIANOS (<i>Leontopithecus chrysomelas</i>) NO SUL DA BAHIA, BRASIL.....	21
1. INTRODUÇÃO.....	21
2. OBJETIVOS.....	24
3. MÉTODOS.....	25
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	25
3.2 COLETA DE DADOS.....	26
3.2.1 GRUPOS.....	26
3.2.2 MONITORAMENTO DOS GRUPOS.....	30
3.3 ANÁLISE DOS DADOS.....	31
3.3.1 USO DO ESPAÇO.....	31
3.3.2 PADRÕES DE MOVIMENTO.....	32
3.3.3 COMPOSIÇÃO SOCIAL.....	32
3.3.4 MÉTRICAS DE PAISAGEM.....	33
3.3.5 SELEÇÃO DE MODELOS.....	34
4. RESULTADOS.....	37
5. DISCUSSÃO.....	46
6. CONCLUSÃO GERAL.....	53
REFERÊNCIAS.....	55

INTRODUÇÃO GERAL

A transformação de paisagens tropicais, em função da expansão agropecuária, da abertura de novas áreas para produção e da substituição de florestas nativas por mosaicos antropogênicos, é uma das principais causas da diminuição da biodiversidade, (NEWBOLD et al., 2015; WILLIAMS et al., 2020; PENDRILL et al., 2022). Essa mudança não só diminui a extensão do habitat florestal disponível para espécies que dependem de árvores, mas também modifica a composição, a configuração e as funções da paisagem, impactando a disponibilidade de recursos, a conectividade entre fragmentos e as condições que os organismos enfrentam (FAHRIG, 2003; TSCHARNTKE et al., 2012). Para espécies associadas a ambientes florestados, essas mudanças podem influenciar tanto o modo como os indivíduos usam os fragmentos disponíveis quanto o movimento entre áreas separadas por coberturas abertas (PRUGH et al., 2008; PREVEDELLO; VIEIRA, 2009). Em biomas que se encontram ameaçados, como a Mata Atlântica, na qual a cobertura florestal é reduzida e o habitat fragmentado em porções frequentemente pequenas e isoladas, a disponibilidade de habitat na paisagem, assim como a distribuição espacial dos remanescentes, exercem papel fundamental na persistência das populações silvestres e na maneira como essas populações respondem às mudanças no uso da terra (RIBEIRO et al., 2009; PARDINI et al., 2010).

Nesse cenário, os primatas representam um grupo taxonômico particularmente relevante para compreender as respostas bióticas frente às mudanças no uso da terra. Esses animais dependem, de diferentes formas, de recursos florestais distribuídos no espaço, tornando-os sensíveis à redução e ao isolamento do habitat, sobretudo em paisagens fragmentadas (ARROYO-RODRÍGUEZ; DIAS, 2010; GALÁN-ACEDO et al., 2019). Nesse sentido, a distribuição espacial e a qualidade dos remanescentes, assim como a permeabilidade da matriz circundante, podem afetar o acesso a recursos, a movimentação entre manchas de habitat e a continuidade do uso desses fragmentos por esse grupo (PRUGH et al., 2008; ESTRADA et al., 2012). Nas paisagens modificadas pelo ser humano, tais respostas dependem tanto da quantidade de habitat que ainda existe quanto do modo como estes remanescentes estão distribuídos, além das características da matriz ao redor, que podem minimizar ou intensificar os efeitos do isolamento (CASSANO et al., 2009; ESTRADA et al., 2012; SCHROTH et al., 2011; FERREIRA et al., 2020). Dessa forma, a estrutura da paisagem pode ter um impacto direto na maneira como os primatas interagem com seu ambiente e como adaptam seu comportamento

espacial em resposta a condições mais restritivas (GALÁN-ACEDO et al., 2019).

O uso do espaço e os padrões de movimento são aspectos que se transformam em função das alterações na estrutura da paisagem, evidenciando a forma como os indivíduos percebem, exploram e acessam os recursos disponíveis (CLUTTON-BROCK; HARVEY, 1977; MITANI; RODMAN, 1979; RABOY; DIETZ, 2004). Para os primatas, a composição dos remanescentes, o nível de isolamento entre fragmentos e a permeabilidade da matriz podem influenciar a amplitude das áreas exploradas, as distâncias percorridas e a frequência de visitas a diferentes partes da paisagem (MARSH, 2003; ARROYO-RODRÍGUEZ; FAHRIG, 2014; GALÁN-ACEDO et al., 2019). Em contextos de maior fragmentação, isso pode limitar os deslocamentos, aumentar os custos de locomoção entre áreas adequadas e reduzir a conectividade funcional entre os fragmentos remanescentes (MARSH, 2003; ARROYO-RODRÍGUEZ; MANDUJANO, 2009; MCKINNEY, 2025). Assim, mudanças no uso e cobertura do solo podem influenciar diretamente o deslocamento e o uso do espaço pelos primatas (MARSH, 2003; ARROYO-RODRÍGUEZ; FAHRIG, 2014; GALÁN-ACEDO et al., 2019).

Os calitriquídeos formam um grupo de primatas de pequeno porte e hábito arborícola, possuindo uma dinâmica espacial que oferece um modelo particularmente útil para compreender a interação entre composição e configuração da paisagem, organização dos grupos e uso do espaço (RYLANDS; FARIA, 1993). Além da sua ligação com o estrato arbóreo, esses primatas dependem de recursos alimentares, locais de abrigo e superfícies de deslocamento que estão distribuídos de maneira heterogênea no ambiente, o que torna sua dinâmica espacial sensível à variação local das condições de habitat (CASSANO et al., 2009; THOMPSON et al., 2013; SECCO; GRILO; BAGER, 2018). Ao mesmo tempo, são espécies com reprodução cooperativa, de modo que o cuidado com os infantes é compartilhado entre diferentes membros do grupo (PREÇO, 1992; SANTOS; FRANCH; OTTA, 1997). Nesse contexto, características como tamanho do grupo e composição etária podem modular a forma como os grupos utilizam o espaço e ajustam seus padrões de movimento diante das condições estruturais da paisagem e da disponibilidade de recursos (DIETZ; PERES; PINDER, 1997; ZAGO et al., 2014). Assim, os padrões de uso do espaço e do movimento em calitriquídeos revelam a interação entre as exigências ecológicas, a organização social e os desafios impostos pela paisagem antropizada (RYLANDS; FARIA, 1993; OLIVEIRA et al., 2011).

O gênero *Leontopithecus* pertence à família Callitrichidae, é endêmico da Mata Atlântica e

compreende quatro espécies, todas ameaçadas de extinção, distribuídas em remanescentes florestais da Mata Atlântica, um bioma severamente afetado pela perda e fragmentação do habitat (KLEIMAN; HOAGE; GREEN, 1988; RYLANDS, 1994; RIBEIRO et al., 2009; GOMÉZ, 2016). Esses primatas dependem de estruturas arbóreas para se locomover, forragear e se abrigar, utilizando a vegetação como substrato para suas atividades diárias (DIETZ; PERES; PINDER, 1997; RABOY; DIETZ, 2004; HANKERSON; FRANKLIN; DIETZ, 2007). Embora as características sociais e demográficas dos grupos tenham um impacto nessa dinâmica, a distribuição e a disponibilidade de habitat são cruciais para a dinâmica espacial do gênero (DIETZ; SOUSA; SILVA, 1994; MORAES et al., 2018; ALMEIDA-ROCHA et al., 2020; TEIXEIRA et al., 2024). Nesse sentido, *Leontopithecus* é um modelo interessante para entender como as alterações na paisagem afetam o padrão de uso e movimento de primatas que vivem nas árvores (MORAES et al., 2018; REZENDE et al., 2020).

Entre as espécies do gênero *Leontopithecus*, o mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*), também conhecido como mico-leão-baiano, é um primata que se encontra em perigo de extinção (OLIVEIRA et al., 2021). Atualmente com ocorrência restrita ao Sul da Bahia, a espécie vem apresentando declínio na sua distribuição e no seu tamanho populacional nas últimas décadas, em um contexto relacionado à perda e à fragmentação do habitat (TEIXEIRA; RABOY; DE CARVALHO OLIVEIRA, 2025). A espécie encontra-se em florestas ombrófilas e semidecíduais, incluindo remanescentes em diferentes estágios de regeneração e sistemas agroflorestais de cacau sombreado, localmente conhecidos como cabruca, na região sul da Bahia, que constituem uma parte significativa de sua área de distribuição (RABOY et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2021; ALMEIDA-ROCHA et al., 2020). Sua alimentação é composta, principalmente, de frutos maduros e presas que incluem invertebrados e pequenos vertebrados. O mico-leão-baiano desempenha um papel ecológico importante na dinâmica desses ambientes, podendo ser um dispersor de sementes, mas depende bastante da estrutura florestal para se mover, procurar alimento e encontrar abrigo (RABOY; DIETZ, 2004; CATENACCI et al., 2009; CARDOSO et al., 2011; CATENACCI et al., 2016). Ademais, ele se utiliza, em grande parte, de cavidades em árvores para dormir, o que torna a presença de árvores grandes com ocos um recurso crucial para sua sobrevivência, especialmente em ambientes com variados níveis de perturbação (RABOY et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2010).

Nesse contexto, o *L. chrysomelas* ocupa paisagens altamente modificadas, que estão sujeitas

a diferentes tipos e intensidades de impactos antrópicos, afetando diretamente sua ecologia (GUY et al., 2016; ALMEIDA-ROCHA et al., 2020; TEIXEIRA et al., 2024). Em paisagens profundamente modificadas, essas variações podem influenciar tanto a disponibilidade de recursos quanto às possibilidades de uso do espaço, movimentação e permanência em áreas que são estruturalmente apropriadas (RABOY et al., 2004; DE VLEESCHOUWER; OLIVEIRA, 2017; DOSEN et al., 2017). Portanto, é crucial entender como esses padrões se manifestam em contextos espaciais específicos para avaliar com mais precisão a reação da espécie às condições do habitat que ocupa (ALMEIDA-ROCHA et al., 2020; TEIXEIRA et al., 2024).

Na região de Colônia de Una, sul da Bahia, o Projeto BioBrasil vem há mais de duas décadas produzindo conhecimento sobre o mico-leão-baiano. O projeto é uma iniciativa de conservação desenvolvida pelo Centro de Pesquisa e Conservação do Zoológico de Antuérpia em parceria com o Bicho do Mata Instituto de Pesquisa e, por meio do monitoramento a longo prazo, vem acompanhando em campo grupos de micos-leões-baianos e desenvolvendo ações voltadas ao planejamento da conservação, ao diálogo com atores locais e à educação ambiental, por meio da sensibilização ambiental. É nesse contexto de pesquisa continuada e atuação conservacionista que se insere o presente estudo, no qual avaliamos os padrões de movimento e uso do espaço por grupos de mico-leão-baiano em áreas fragmentadas da área de estudo do projeto, investigando como parâmetros como área de vida, distância percorrida e velocidade de deslocamento se relacionam com mudanças na paisagem e com variações na composição social dos grupos entre 2017 e 2023, período marcado por mudanças intensas no uso da terra.

Embora existam diversos estudos sobre o uso do habitat, a estrutura da paisagem e a ecologia do mico-leão-baiano (ZEIGLER; DE VLEESCHOUWER; RABOY, 2013; GUY et al., 2016; ALMEIDA-ROCHA et al., 2020; DOSEN et al., 2017; TEIXEIRA et al., 2024), ainda são limitadas abordagens que integrem, em escala local e ao longo do tempo, as mudanças na paisagem, na composição social dos grupos e a variação na dinâmica espacial da espécie. Pesquisas focadas na dinâmica espacial da espécie em escalas locais podem esclarecer melhor as relações entre as mudanças na estrutura da paisagem, composição social dos grupos, o uso do espaço e os padrões de movimento e permanência dos grupos ao longo do tempo, em diálogo com a literatura sobre a ocorrência, uso do habitat e conectividade em paisagens antropizadas (ALMEIDA-ROCHA et al., 2015; ALMEIDA-ROCHA et al., 2020; TEIXEIRA; RABOY; DE CARVALHO OLIVEIRA, 2025). Dessa forma, a pesquisa contribui para aprofundar o

entendimento sobre a resposta do mico-leão-baiano às mudanças em seu habitat, oferecendo bases mais consistentes para o manejo e a conservação em contextos locais.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA-ROCHA, J. M. de; PERES, C. A.; OLIVEIRA, L. C. Primate responses to anthropogenic habitat disturbance: A pantropical meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 215, p. 30–38, 1 nov. 2017.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; DIAS, P. A. D. Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: A review. **American Journal of Primatology John Wiley and Sons Inc.**, 2010.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L. Why is a landscape perspective important in studies of primates? **American Journal of Primatology**, v. 76, n. 10, p. 901–909, 1 out. 2014.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MANDUJANO, S. Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. **International Journal of Primatology**, v. 30, n. 3, p. 497–514, 2009.
- 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**, v. 18, n. 3, p. 577–603, mar. 2009.
- CATENACCI, L. S.; DE VLEESCHOUWER, K. M.; NOGUEIRA-FILHO, S. L. G. Seed Dispersal by Golden-headed Lion Tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Southern Bahian Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 41, n. 6, p. 744–750, nov. 2009.
- CATENACCI, L. S. et al. 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, 1 abr. 2016.
- CLUTTON-BROCK, T. H.; HARVEY, P. H. Primate ecology and social organization. **Journal of Zoology**, v. 183, n. 1, p. 1–39, 1977.
- DE ALMEIDA-ROCHA, J. M. et al. 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, 1 set. 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 Biology**, v. 4, n. 1, p. 61–67, 2017.
- DIETZ, J. M.; PERES, C. A.; PINDER, L. Foraging ecology and use of space in wild golden lion 714 tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, v. 41, n. 4, p.

289–305, 715 1997.

DIETZ, J. M.; SOUSA, N. F.; SILVA, J. R. O. Population Structure and territory in Golden Golden-Headed Lion Tamarins, *Leontopithecus chrysomelas*. **Neotropical Primates**. Dec, 1994.

DOSEN, J.; FORTIN, M. J.; RABOY, B. E. Restoration Strategies to Improve Connectivity for Golden-Headed Lion Tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in the Bahian Atlantic Forest, Brazil. **International Journal of Primatology**, v. 38, n. 5, p. 962–983, 1 out. 2017.

ESTRADA, A.; RABOY, B. E.; OLIVEIRA, L. C. Agroecosystems and Primate Conservation in The Tropics: A Review. **American Journal of Primatology**. ago. 2012.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. **Annual Reviews Inc.**, 2003.

FERREIRA, A. S. et al. Multi-scale mammal responses to agroforestry landscapes in the Brazilian Atlantic Forest: the conservation value of forest and traditional shade plantations. **Agroforestry Systems**, v. 94, n. 6, p. 2331–2341, 1 dez. 2020.

GALÁN-ACEDO, C. et al. A global assessment of primate responses to landscape structure. **Biological Reviews**, v. 94, n. 5, p. 1605–1618, 1 out. 2019.

GUY, C. et al. Evaluating landscape suitability for golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) and Wied's black tufted-ear marmosets (*Callithrix kuhlii*) in the Bahian Atlantic Forest. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 2, p. 735–757, 1 jun. 2016.

HANKERSON, S. J.; FRANKLIN, S. P.; DIETZ, J. M. Tree and forest characteristics influence 747 sleeping site choice by golden lion tamarins. **American Journal of Primatology**, v. 69, n. 9, p. 748 976–988, set. 2007.

KLEIMAN, D. G.; HOAGE, R. J.; GREEN, K. M. (1988). The lion tamarins, genus *Leontopithecus*. In: MITTERMEIER, R. A. et al. (eds.), **Ecology and behaviour of Neotropical primates II**, p. 299–347.

MARSH, L. K. (ED.). Primates in fragments: ecology in conservation. **New York: Springer Science Business Media**, 2003.

MCKINNEY, T. On: Fri. Annual Review of Anthropology. **Annu. Rev. Anthropol.** 2025, v. 01, p. 56, 2025.

MEYER, A. L. S.; PIE, M. R.; PASSOS, F. C. Assessing the exposure of lion tamarins (*Leontopithecus* spp.) to future climate change. **American Journal of Primatology**, v. 76, n. 6, p. 551–562, 2014.

MITANI, J. C.; RODMAN, P. S. Behavioral Ecology and Sociobiology Territoriality: The Relation of Ranging Pattern and Home Range Size to Defendability, with an Analysis of Territoriality Among Primate Species Behav. **Ecol. Sociobiol.**

MORAES, A. M. et al. Landscape resistance influences effective dispersal of endangered golden lion tamarins within the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 224, p. 178–187, 1 ago. 2018.

NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2015.

OLIVEIRA, L. C. et al. 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, 813, 2010.

OLIVEIRA, L. C. et al. Abundance of Jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) Affects Group 679 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.

OLIVEIRA, L. C. et al. *Leontopithecus chrysomelas* (amended version of 2020 assessment). **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2021: e.T40643A192327573.

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

PENDRILL, F. et al. Disentangling the numbers behind agriculture-driven tropical deforestation. **Science**, v. 377, eabm9267, 9 sep. 2022.

PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**. 2010.

PRUGH, L. R. et al. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations.

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. 75–847 83, jan. 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, maio 2004.

REZENDE, G. C. Uso do habitat, padrões de movimento e gasto energético de micos-leões-pretos (*Leontopithecus chrysopygus*). Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro, 2022.

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, jun. 2009.

RYLANDS, A.; FARIA, D. Habitats, feeding ecology, and home range size in the genus

Callithrix. **Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour, and Ecology**, 10 jun. 1993.

SCHROTH, G. et al. Conservation in tropical landscape mosaics: The case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, jul. 2011.

SECCO, H.; GRILO, C.; BAGER, A. Habitat selection by the black-tufted marmoset *Callithrix penicillata* in human-disturbed landscapes. **Journal of Tropical Ecology**, v. 34, n. 2, p. 135–144, 1 mar. 2018.

TARDIF, S. D.; ROSS, C. N. Integration of proximate and evolutionary explanation of reproductive strategy: The case of callitrichid primates and implications for human biology. In: **American Journal of Human Biology**, 6, 2009. v. 21, p. 731–738.

TEIXEIRA, J. V. S. et al. 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, 1 abr. 2024.

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

THOMPSON, C. L. et al. Spatial Distribution and Exploitation of Trees Gouged by Common Marmosets (*Callithrix jacchus*). **International Journal of Primatology**, v. 34, n. 1, p. 65–85, 1 fev. 2013.

TSCHARNTKE, T. et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. **Biological Reviews**, 2012.

UCEDA GÓMEZ, G. The effects of habitat fragmentation and degradation on wildlife: the case of the lion tamarins (*Leontopithecus* spp.) in the Brazilian Atlantic Forest.

WILLIAMS, B. A. et al. Change in Terrestrial Human Footprint Drives Continued Loss of Intact Ecosystems. **One Earth**, v. 3, n. 3, p. 371–382, 18 set. 2020.

ZAGO, L. et al. Composição de grupos, conflitos intergrupais e uso do espaço em *Callithrix penicillata* (Geoffroy, 1812) introduzidos em um fragmento urbano. **Biotemas**, v. 27, n. 2, p. 193, 6 mar. 2014.

ZEIGLER, S. L.; DE VLEESCHOUWER, K. M.; RABOY, B. E. Assessing Extinction Risk in Small Metapopulations of Golden-headed Lion Tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Bahia State, Brazil. **Biotropica**, v. 45, n. 4, p. 528–535, jul. 2013.

**EFEITO DAS MUDANÇAS NO USO DA TERRA E DA COMPOSIÇÃO SOCIAL
SOBRE A DINÂMICA SOCIAL DE GRUPOS DE MICOS-LEÕES-BAIANOS
(*Leontopithecus chrysomelas*) NO SUL DA BAHIA, BRASIL**

2. INTRODUÇÃO

As mudanças no uso e cobertura da terra, resultantes da intensificação de atividades antrópicas, são consideradas uma das principais ameaças à conservação dos primatas (COWLISHAW; DUNBAR, 2000; CHAPMAN; PERES, 2001; SHANEE et al., 2023). Em florestas tropicais, esse processo tem sido historicamente marcado pela expansão agropecuária, pela abertura de novas áreas de produção, pela substituição de florestas nativas por mosaicos antrópicos e pela intensificação do manejo de sistemas agroflorestais (LEWIS et al., 2015; DEKEGEL et al., 2025). Essas alterações comprometem diretamente a estrutura, a qualidade e a conectividade dos habitats, dos quais os primatas dependem para sua alimentação, abrigo, reprodução e deslocamento (ARROYO-RODRÍGUEZ; DIAS, 2010; LEWIS et al., 2015; SHANEE et al., 2023). Como resultado, a perda e a fragmentação de habitats naturais têm sido associadas a efeitos negativos sobre esses animais, contribuindo para o declínio de populações em áreas tropicais e comprometendo sua persistência a longo prazo (BENCHIMOL; PERES, 2014; GALÁN-ACEDO et al., 2023; MANCINI et al., 2023).

Nesse cenário, as mudanças na dinâmica espacial dos primatas tornam-se relevantes, uma vez que elas alteram a forma como esses animais utilizam o espaço e se deslocam em ambientes antropizados (BLANCO; WALTERT, 2013; MEKONNEN et al., 2017; MORAES et al., 2018). O uso do espaço e os padrões de deslocamento expressam a forma como os indivíduos ou grupos exploram o ambiente em busca de recursos, evitam riscos, mantêm a coesão social e respondem às condições impostas pelo ambiente (DIETZ; PERES; PINDER, 1997; MCLEAN et al., 2016). Em paisagens intensamente modificadas por atividades antrópicas, mudanças na distribuição de recursos, na cobertura vegetal e na permeabilidade da matriz circundante podem afetar o uso do espaço, a sobreposição das áreas utilizadas entre grupos e o uso da matriz, com respostas que variam conforme o tamanho, a qualidade e o grau de isolamento dos fragmentos (IRWIN, 2008; COUTINHO, 2018; REZENDE, 2022). Além disso, essas mudanças também influenciam diretamente os padrões de movimento, afetando as distâncias percorridas, as rotas utilizadas e a velocidade de deslocamento dos primatas (IRWIN, 2008; BOYLE et al., 2009; MEKONNEN et

al., 2017).

Essas respostas sugerem que a composição e a configuração da paisagem afetam diretamente a disponibilidade e a acessibilidade dos recursos utilizados pelos grupos (MARSH, 2003; ARROYO-RODRÍGUEZ; GALÁN-ACEDO; FAHRIG, 2017). Isso acontece porque a proporção de cobertura florestal, o grau de fragmentação, a densidade de borda, a conectividade entre manchas e o tipo da matriz circundante podem alterar tanto a distribuição de recursos quanto às possibilidades de deslocamento entre as áreas utilizadas pelos grupos (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; GALÁN-ACEDO et al., 2019). Em paisagens heterogêneas, mudanças locais na estrutura do habitat e na disponibilidade de recursos podem afetar parâmetros ecológicos relevantes, especialmente em espécies florestais como os primatas (IRWIN, 2008; OLIVEIRA et al., 2011; SALES et al., 2015).

Em primatas neotropicais ameaçados por esse processo, destaca-se o mico-leão-baiano (*Leontopithecus chrysomelas*) (Kuhl, 1820), espécie endêmica da Mata Atlântica, em risco de extinção e atualmente restrita ao sul da Bahia (OLIVEIRA et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2021; TEIXEIRA; RABOY; DE CARVALHO OLIVEIRA, 2025). Sua distribuição atualmente está associada a um bioma marcado historicamente pela intensa perda e modificação da paisagem, composta principalmente por remanescentes florestais e agroflorestas de cacau sombreado, conhecidas como cabruças (OLIVEIRA et al., 2021; TEIXEIRA et al., 2024; TEIXEIRA; RABOY; DE CARVALHO OLIVEIRA, 2025). A espécie também pode utilizar florestas maduras, secundárias e degradadas, sendo a presença de árvores de grande porte, recursos alimentares e sítios de dormida elementos importantes para sua permanência na paisagem (RABOY; CHRISTMAN; DIETZ, 2004; RABOY; DIETZ, 2004; CATENACCI et al., 2016). Estima-se uma área de ocupação de aproximadamente 395.450 ha para a espécie, da qual apenas uma pequena proporção está inserida em áreas protegidas, demonstrando uma dependência da espécie em habitats localizados em propriedades privadas e paisagens produtivas (TEIXEIRA; RABOY; DE CARVALHO OLIVEIRA, 2025). Mudanças no uso e cobertura do solo podem comprometer a disponibilidade e a distribuição de recursos importantes para a espécie, como frutos, presas animais, sítios de dormida e substratos arbóreos utilizados no deslocamento (RABOY; DIETZ, 2004; CATENACCI et al., 2016). Embora possa persistir em ambientes marcados por atividades antrópicas, como cabruças, sua permanência depende da manutenção de condições mínimas do habitat e da conectividade da paisagem, que permitem que a espécie ocupa

e persista no ambiente (OLIVEIRA et al., 2011; ALMEIDA-ROCHA et al., 2020; DEKEGEL et al., 2025).

Nos últimos anos, estudos voltados para o conhecimento sobre o mico-leão-baiano vêm avançando de forma significativa, especialmente sobre a sua ocorrência, distribuição geográfica e situação populacional (OLIVEIRA et al., 2021; TEIXEIRA et al., 2024; TEIXEIRA; RABOY; DE CARVALHO OLIVEIRA, 2025). Tais estudos ajudam a compreender melhor onde a espécie ainda ocorre, seu nível de ameaça e quais ameaças vêm comprometendo sua permanência na paisagem. Ao mesmo tempo, ações voltadas para a conservação da espécie vêm sendo desenvolvidas há anos, como as realizadas pelo Projeto BioBrasil, que atua no sul da Bahia desde os anos 2000 e reúne iniciativas de pesquisa, educação ambiental e trabalho conjunto com a comunidade local e proprietários rurais. Mais recentemente, iniciativas voltadas para o reconhecimento institucional da espécie vêm sendo tomadas, como a Lei Municipal nº 4.315 de 2024, que institui o “Dia Municipal do Mico-Leão-Baiano” e declara a espécie como mascote do município de Ilhéus, reforçando seu papel ecológico, social e político na região. De forma semelhante, o município de Una sancionou a Lei Municipal nº 1.070, de 2025, originada do Projeto de Lei nº 03/2025, que institui o mico-leão-de-cara-dourada como símbolo oficial da fauna municipal, associando a espécie à biodiversidade da Mata Atlântica local, à conservação ambiental e ao fortalecimento da identidade ecológica do município. Ainda assim, permanecem escassos estudos que investigam, em escala local e ao longo do tempo, como as mudanças no uso e cobertura da terra afetam a dinâmica espacial da espécie, bem como sua área de vida e seus padrões de movimento. Estudos de longa duração são importantes, já que muitas respostas ecológicas não aparecem de forma imediata, mas de maneira gradual (CHAPMAN et al., 2017; ARCE-PEÑA et al., 2019). Nesse sentido, compreender como a dinâmica da paisagem interfere no uso do espaço e nos padrões de deslocamento de *L. chrysomelas* pode aumentar o entendimento sobre a capacidade de permanência da espécie e oferecer bases mais consistentes para estratégias de manejo em paisagens locais e antropizadas.

Diante disso, o presente estudo tem como objetivo analisar os efeitos das mudanças no uso e cobertura da terra, em escala local, entre 2017 e 2023, bem como a composição social dos grupos, afetam o uso do espaço e os padrões de movimento de quatro grupos de mico-leão-baiano (*L. chrysomelas*) em fazendas privadas na região de Colônia de Una, município de Una, sul da Bahia. Este trabalho busca compreender de que maneira a dinâmica da paisagem local e as

variações na composição social dos grupos se relacionam com a dinâmica espacial da espécie. Partindo-se da premissa de que as alterações na cobertura florestal e na composição da matriz antrópica podem influenciar tanto a extensão e estrutura das áreas utilizadas pelos grupos quanto à forma e a intensidade de seus deslocamentos (MARSH, 2003; GALÁN-ACEDO et al., 2019), assim como de que a composição social dos grupos também pode afetar essa dinâmica espacial, esperamos que: 1) grupos com maior número de adultos apresentem áreas de vida maiores, uma vez que grupos maiores tendem a ter um maior potencial de exploração do espaço e manutenção de atividades diárias (JANSON; GOLDSMITH, 1995; HANKERSON; DIETZ, 2014); 2) grupos com maior número de machos adultos apresentam maior deslocamento diário e maior velocidade média, uma vez que esses indivíduos podem contribuir para o cuidado cooperativo e reduzir os custos associados ao transporte de infantes (SANTOS, FRENCH; OTTA, 1997; PIPER; DIETZ; RABOY, 2017); 3) a presença de infantes esteja associada à redução do deslocamento diário e da velocidade de locomoção, devido aos custos energéticos e locomotores envolvidos no transporte e cuidado dos filhotes (SÁNCHEZ et al., 1999; CAPEROS et al., 2012); 4) a área de vida dos grupos seja menor em paisagens com maior concentração de recursos em habitat florestais e agroflorestais arborizados, como as cabrucas, capazes de oferecer alimento, abrigo e substratos adequados em áreas relativamente menores (RABOY, CHRISTMAN E DIETZ, 2004; OLIVEIRA et al., 2011); 5) à medida que a paisagem apresenta menor cobertura florestal, menor conectividade e maior proporção de área com cobertura aberta, espera-se que tanto o deslocamento diário quanto a velocidade sejam reduzidos, devido à maior resistência imposta pela matriz e menor disponibilidade de rotas adequadas entre áreas de habitat (ARROYO-RODRÍGUEZ; GALÁN-ACEDO; FAHRIG, 2017).

3. OBJETIVOS

Objetivo geral

Avaliar como as mudanças no uso e cobertura da terra e a composição dos grupos afetam o uso do espaço e os padrões de movimento de grupos de mico-leão-baiano (*L. chrysomelas*) em propriedades particulares de Colônia de Una, no município de Una, sul da Bahia, Brasil.

Objetivos específicos

1. Caracterizar as mudanças no uso e cobertura da terra na área utilizada pelos grupos de *L. chrysomelas* entre 2017 e 2023;
2. Avaliar a relação entre as mudanças no uso e cobertura da terra e da composição social dos grupos sobre o uso do espaço dos grupos monitorados, bem como sua variação ao longo do tempo;
3. Avaliar a relação entre as mudanças no uso e cobertura da terra e da composição social dos grupos sobre os padrões de movimento dos grupos monitorados, bem como sua variação ao longo do tempo;
4. Identificar quais atributos da paisagem e da composição social dos grupos melhor explicam a variação no uso do espaço e nos padrões de movimento da espécie na área de estudo.

4. MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo conta com dados, coletados anteriormente pela equipe do Projeto BioBrasil, referente a quatro grupos habitados de *L. chrysomelas*, que utilizam áreas de fazendas privadas em Colônia de Una, localizada no município de Una, no Sul da Bahia, Brasil (15°17'S, 39°08'W). Nessa paisagem predominam fragmentos de Mata Atlântica em diferentes estágios de regeneração (CATENACCI; DE VLEESCHOUWER; NOGUEIRA-FILHO, 2009), intercalados com matrizes antrópicas compostas principalmente por áreas agrícolas, tais como cultivos de seringueira (*Hevea brasiliensis*), café (*Coffea* sp.), plantios efêmeros, cupuaçu (*Theobroma grandiflorum*), pastagens (DE VLEESCHOUWER & OLIVEIRA, 2017) e plantas medicinais (Figura 1). Além disso, a paisagem integra o sistema agroflorestal localmente conhecido como cabruca, um modelo de cultivo de cacau sob sombreamento de árvores nativas. A vegetação nativa remanescente é composta, principalmente, por Floresta Ombrófila Densa (IBAMA/MMA, 1998), característica da Mata Atlântica do Sul da Bahia. O regime climático da região é caracterizado por ser quente e úmido, sendo comum a ausência de estação seca bem definida (MORI et al., 1983). A temperatura da região apresenta médias máximas em torno de 28°C e mínimas de 19,9°C (IBAMA/MMA, 1998).

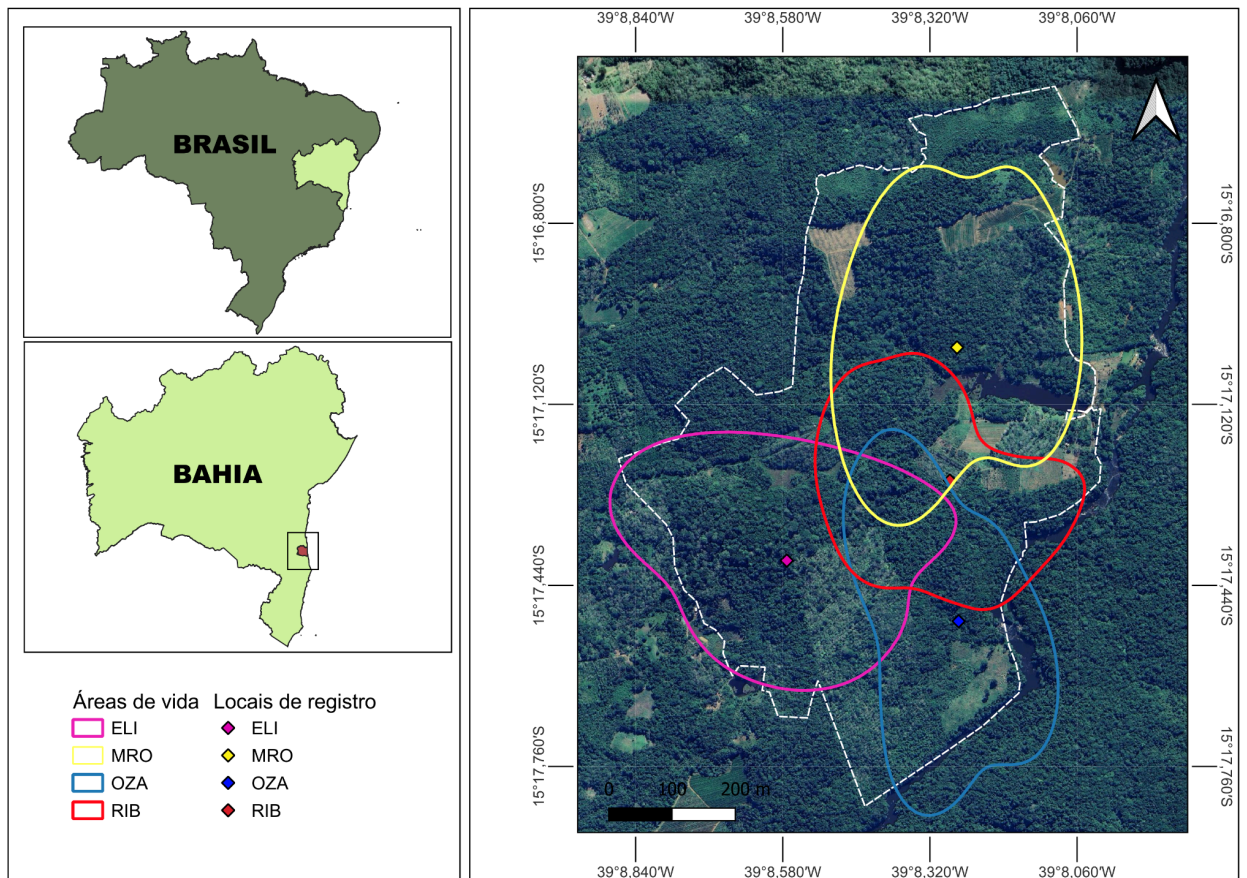


Figura 1. Localização da área de estudo do Projeto BioBrasil e áreas de vida dos grupos de *Leontopithecus chrysomelas* monitorados em Colônia de Una, sul da Bahia, Brasil.

3.2 COLETA DE DADOS

3.2.1 GRUPOS

Foram monitorados quatro grupos de *L. chrysomelas*: ELI, MRO, OZA e RIB.

Durante o acompanhamento dos grupos, a composição social dos grupos foi monitorada por meio do registro dos indivíduos presentes em cada grupo e em cada data de observação, bem como as alterações ocorridas ao longo do período. O número de indivíduos total, como também o número de adultos e infantes variou ao longo do tempo em função de eventos demográficos e sociais, incluindo nascimentos, desaparecimentos, migrações e a maturação dos indivíduos (Tabelas 1-4). Os grupos são previamente habituados à presença de pesquisadores e acompanhados por radiotelemetria VHF. Com o objetivo de garantir uma qualidade de captura de

sinal, a cada seis meses os grupos são recapturados para a substituição dos rádio-colares (Holohil transmitter RI-2D). As capturas são realizadas com armadilhas do tipo Tomahawk, iscadas com banana, previamente instaladas em áreas regularmente utilizadas pelos grupos. Após a captura, os indivíduos contidos separadamente e conduzidos nas armadilhas ao laboratório do campo e anestesiados para avaliação clínica e biométrica e marcação individual, esta última realizada para facilitar a identificação dos indivíduos em campo. Em cada grupo, até dois indivíduos adultos são equipados com rádio-colares para viabilizar o monitoramento. Os procedimentos detalhados da captura até o monitoramento seguem o protocolo descrito por Catenacci et al. (2022), aplicado no contexto do Projeto BioBrasil conforme detalhado por Fiorini-Torrico et al. (2026).

Tabela 1. Número médio de indivíduos durante o período de estudo, acompanhado do desvio padrão, para o grupo ELI de *Leontopithecus chrysomelas* em Colônia de Una, Bahia - Brasil.

Ano	Nº Indivíduos	Nº Adultos	Nº Infante
2019	12,6 ± 2,3	5,0 ± 0,7	1,2 ± 1,0
2020	11,0 ± 4,2	4,2 ± 1,5	1,5 ± 1,0
2021	10,3 ± 1,3	5,8 ± 1,1	0,4 ± 0,8
2022	5,8 ± 0,8	5,5 ± 0,8	0,5 ± 0,9
2023	8,5 ± 1,3	4,1 ± 0,3	1,0 ± 1,0

Tabela 2. Número médio de indivíduos durante o período de estudo, acompanhado do desvio padrão, para o grupo MRO de *Leontopithecus chrysomelas* em Colônia de Una, Bahia - Brasil.

Ano	Nº Indivíduos	Nº Adultos	Nº Infante
2017	$8,2 \pm 0,5$	$3,7 \pm 0,5$	$0,8 \pm 1,0$
2018	$8,1 \pm 1,2$	$3,8 \pm 0,4$	$0,4 \pm 0,8$
2019	$7,7 \pm 0,7$	$4,3 \pm 1,1$	$0,5 \pm 0,9$
2020	$6,8 \pm 1,0$	$5,5 \pm 0,7$	$0,0 \pm 0,0$
2021	$4,8 \pm 0,7$	$4,2 \pm 0,7$	$0,1 \pm 0,3$
2022	$4,6 \pm 0,9$	$4,0 \pm 0,0$	$0,6 \pm 0,9$
2023	$4,7 \pm 1,4$	$3,7 \pm 0,5$	$1,0 \pm 1,1$

Tabela 3. Número médio de indivíduos durante o período de estudo, acompanhado do desvio padrão, para o grupo OZA de *Leontopithecus chrysomelas* em Colônia de Una, Bahia - Brasil.

Ano	Nº Indivíduos	Nº Adultos	Nº Infante
2017	$6,3 \pm 0,8$	$2,0 \pm 0,0$	$0,8 \pm 1,0$
2018	$6,8 \pm 1,1$	$3,2 \pm 0,4$	$1,0 \pm 1,3$
2019	$6,5 \pm 0,9$	$3,6 \pm 0,8$	$1,0 \pm 1,1$
2020	$7,1 \pm 1,3$	$3,1 \pm 0,3$	$0,8 \pm 0,9$
2021	$7,5 \pm 1,2$	$4,9 \pm 0,7$	$0,5 \pm 0,9$
2022	$6,8 \pm 1,1$	$4,2 \pm 0,5$	$0,8 \pm 0,8$
2023	$7,5 \pm 1,6$	$4,1 \pm 1,0$	$0,8 \pm 1,0$

Tabela 4. Número médio de indivíduos durante o período de estudo, acompanhado do desvio padrão, para o grupo RIB de *Leontopithecus chrysomelas* em Colônia de Una, Bahia - Brasil.

Ano	Nº Indivíduos	Nº Adultos	Nº Infante
2017	4,8 ± 1,5	3,8 ± 0,5	0,7 ± 1,6
2018	5,4 ± 1,4	3,4 ± 0,5	0,6 ± 1,2
2019	6,5 ± 1,4	3,0 ± 0,8	0,9 ± 1,1
2020	6,9 ± 1,2	3,2 ± 0,4	0,5 ± 0,9
2021	5,8 ± 1,9	4,2 ± 1,3	0,3 ± 0,8
2022	6,3 ± 0,8	4,0 ± 0,0	0,5 ± 0,9
2023	8,3 ± 0,7	3,8 ± 0,4	1,6 ± 0,7

3.2.2 MONITORAMENTO DOS GRUPOS

Quatro grupos habituados de *L. chrysomelas* (ELI, MRO, OZA e RIB) foram monitorados por radiotelemetria VHF entre junho de 2017 e dezembro de 2023 por uma equipe composta por um a dois assistentes de campo. Os grupos MRO, RIB e OZA possuem registros a partir de 2017, enquanto o grupo ELI passou a ser acompanhado em abril de 2019. O monitoramento foi realizado, em geral, em 1 a 3 dias por semana, embora nem sempre tenha sido possível completar dias inteiros de observação devido a limitações logísticas e operacionais, como chuvas fortes, períodos de recaptura para troca de rádio-colares, dificuldade de detecção do sinal (ex., sinal fraco de telemetria), entre outras. O período de monitoramento e o esforço amostral estão apresentados na tabela 5.

Ao longo dos acompanhamentos, foram registradas localizações do centro do grupo focal em projeção UTM (longitude e latitude) em intervalos regulares de 20 minutos, junto com metadados

temporais (data e horário) e identificação do grupo. Concomitantemente a cada localização, foi registrado o tipo de vegetação ou uso do solo observado no ponto em que o grupo, ou sua maioria, se encontrava. Os registros foram utilizados como informações complementares para verificar e refinar possíveis incongruências com os mapas locais de vegetação e uso do solo. A categorização final da paisagem foi feita baseando-se nos registros e nos estudos de Catenacci et al. (2009) e Pessoa et al. (2012), sendo que, em áreas antropizadas, a categorização é realizada de acordo com o tipo de cultivo dominante, seguindo a classificação adotada por Coutinho (2018).

Tabela 5. Esforço amostral e período de monitoramento dos grupos de *Leontopithecus chrysomelas* em Colônia de Una, Bahia - Brasil.

Grupo	Período de Monitoramento	Dias Amostrados	Horas de monitoramento	Nº de localizações
ELI	24/04/2019 - 19/12/2023	97	781,3	2.386
MRO	19/06/2017 - 21/12/2023	178	1.424,0	4.397
OZA	04/07/2017 - 01/11/2023	176	1.478,0	4.552
RIB	13/06/2017 - 21/12/2023	163	1.410,3	4.406

3.3 ANÁLISE DOS DADOS

3.3.1 USO DO ESPAÇO

O uso do espaço foi estimado através do cálculo de área de vida dos grupos por grupo e por ano a partir dos registros espaciais obtidos em campo, utilizando o método Autocorrelated Kernel Density Estimation (AKDE) (FLEMING et al., 2015), calculando a área dos polígonos em hectares por meio do pacote *ctmm* (CALABRESE; FLEMING; GURARIE, 2016) no software R versão 4.5.2 (R CORE TEAM, 2025). Esse método foi escolhido por incorporar a autocorrelação

temporal entre localizações sucessivas, produzindo estimativas mais robustas da distribuição de uso do espaço quando comparadas a estimadores convencionais de Kernel, que assumem independência entre as observações (SILVA et al., 2015; CALABRESE et al., 2016).

As áreas de vida foram extraídas a partir dos contornos de 95% e 50% da distribuição de utilização, correspondendo, respectivamente, à área de vida e à área nuclear dos grupos. A área dos polígonos foi calculada em hectare via função *st_area()*, resultando em métricas anuais para cada grupo.

3.3.2 PADRÕES DE MOVIMENTO

As métricas de movimento foram calculadas a partir dos registros espaciais dos grupos, utilizando o software R versão 4.5.2 (R CORE TEAM, 2025), com apoio dos pacotes *dplyr*, *lubridate* e *amt* (GROLEMUND; WICKHAM, 2011; WICKHAM ET AL., 2019; SIGNER; FIEBERG; AVGAR, 2019). A base de dados utilizada continha as coordenadas em UTM e as informações de data e hora de cada registro.

O procedimento seguiu etapas de limpeza, segmentação e filtragem biológica dos dados. Foram removidos registros duplicados e foram mantidos passos com intervalo de até 40 minutos, a fim de reduzir a influência de lacunas amostrais extensas. Os dados foram calculados para cada dia amostrado, extraíndo métricas de: (1) distância percorrida por dia (dpl), obtida pela soma de todos os deslocamentos diários, e (2) velocidade diária. Para garantir comparabilidade entre dias, foram considerados apenas os dias com pelo menos 4 horas de observação.

Posteriormente, as métricas diárias foram agregadas por grupo e mês. Para cada grupo-mês, foram calculadas: (1) a distância diária percorrida média no mês, expressa em quilômetros; (2) a velocidade média mensal, obtida pela média das velocidades diárias. Por fim, para garantir comparabilidade entre meses, foram mantidos os meses com pelo menos dois dias amostrados e dias com pelo menos 4 horas de observação.

3.3.3 COMPOSIÇÃO SOCIAL

A partir da composição dos grupos registrados através dos acompanhamentos por grupo e data, foi construída uma base mensal de composição, que contou com a combinação grupo-mês, contabilizando o número de adultos (>2 anos), número de machos adultos e número de infantes (0-3 meses). A partir daí, foi criada uma variável binária de presença de infantes, em que meses

com pelo menos um infante receberam valor 1 e meses sem infantes receberam valor 0. Para as análises mensais, as variáveis de composição foram associadas à base de movimento e paisagem. Para as análises anuais, a composição foi resumida por grupo-ano a partir da média mensal do número de adultos, do número de machos e do número de infantes, bem como o número de meses com presença de infantes e da proporção de meses com infantes em cada grupo-ano. Essas métricas anuais foram posteriormente associadas à base de área de vida (AKDE95 e AKDE50) e paisagem.

3.3.4 MÉTRICAS DE PAISAGEM

As métricas de paisagem foram calculadas a partir de uma abordagem multiescalar baseada em processamento geoespacial e na quantificação de atributos da estrutura espacial da paisagem. Inicialmente, os dados anuais de uso e cobertura da terra foram processados e reclassificados em classes de interesse para o estudo, como para cobertura florestal e cobertura de áreas abertas utilizando imagens anuais de uso e cobertura da terra do produto MapBiomas Cobertura 10 m - Coleção 2 (beta) (MAPBIOMAS, 2026). Todos os arquivos foram padronizados para o sistema de coordenadas UTM, zona 24S (EPSG: 32724), a fim de garantir maior precisão dos cálculos relacionados ao uso do espaço e padrões de movimento.

As métricas foram então extraídas no interior dos polígonos da área de vida estimados via Estimador de Densidade Kernel Autocorrelacionado (AKDE), considerando os contornos de 95% e 50%, correspondentes, respectivamente, à área de vida e à área núcleo de cada grupo. As métricas então foram organizadas em bases anuais por grupo, ano e nível de AKDE. Essas métricas foram posteriormente utilizadas como variáveis explicativas nos modelos anuais e mensais.

A estrutura da paisagem foi caracterizada com base em cinco variáveis, contemplando: três variáveis de configuração (área média dos fragmentos, número de fragmentos e densidade da borda) e duas variáveis de composição (porcentagem de cobertura florestal e cobertura de áreas abertas). A seleção das métricas foi baseada na relevância ecológica para compreensão da resposta de primatas à variação na estrutura da paisagem (GALÁN-ACEDO et al., 2019; ARCE-PEÑA et al., 2019). A descrição detalhada de cada métrica, bem como sua justificativa ecológica, está presente na Tabela 2.

Tabela 5. Descrição e justificativa ecológica das métricas de paisagem analisadas no estudo.

Métricas	de	Descrição	Ecologia	Refs.*
Paisagem				
Área Média dos Fragmentos		Área média das manchas florestais presentes na unidade amostral, calculada pela soma da área de todos os fragmentos dividida pelo número total de fragmentos.	Representa o tamanho médio dos fragmentos florestais presentes na paisagem.	1, 2
Número de Fragmentos		Contagem total de fragmentos de florestas dentro da área de vida.	Mede o grau de subdivisão do habitat.	1, 2, 3
Densidade da Borda		Comprimento total de todas as bordas de floresta dividido pela área total da paisagem (m/ha).	Indica a exposição a efeitos de borda.	1, 2, 4
Cobertura Florestal (%)		Porcentagem de área total da paisagem que é coberta por floresta (classificada pelo MapBiomas).	Indica quantidade total de habitat, refletindo a capacidade de suporte, recurso e conectividade da paisagem.	2, 5
Cobertura de Áreas Abertas (%)		Porcentagem de áreas abertas, medida por meio de classes de solo “abertas” pelo MapBiomas.	Reflete a resistência à percolação pela paisagem.	6, 7, 8

*1. McGarigal; Marks (1995); 2. Fahrig (2003); 3. Dunning et al. (1992); 4. Bennet; Saunders (2010); 6. Fahrig (2013); 7. Ricketts (2001); Prevedello; Vieira (2010); Driscoll et al. (2013)

3.3.5 SELEÇÃO DE MODELOS

Todas as análises foram realizadas utilizando o software R, versão 4.5.2 (R Core Team, 2025). Foram ajustados Modelos Lineares Mistos (LMM) para avaliar os fatores associados ao

uso do espaço e à movimentação dos grupos. As análises foram organizadas em duas etapas: a primeira voltada às métricas anuais de uso do espaço, representadas pela área de vida e pela área nuclear, e a segunda voltada às métricas mensais de padrões de movimento, representada pela média mensal do deslocamento diário percorrido e pela velocidade média..

Para o uso do espaço, foram construídos modelos tendo como variáveis resposta a área de vida anual, estimada por AKDE95, a área nuclear anual, estimada por AKDE50. Nesses modelos, foi incluído “grupo” como efeito aleatório, a fim de controlar a não independência entre as observações repetidas dos mesmos grupos ao longo dos anos. Inicialmente, foram ajustados modelos candidatos contendo as variáveis de métricas de paisagem e covariáveis relacionadas ao esforço amostral anual.

A colinearidade entre as métricas de paisagem foi avaliada por meio de matriz de correlação de Pearson, uma vez que variáveis de composição e configuração tendem a apresentar dependência estrutural e redundância estatística. A inclusão simultânea de preditores altamente correlacionados pode inflar a variância das estimativas, comprometer a estabilidade dos parâmetros e dificultar a interpretação ecológica dos efeitos observados (ZUUR et al., 2009). Assim, as correlações bivariadas foram estimadas par a par; com base nessa triagem, foram definidos conjuntos alternativos de preditores e foram ajustados modelos univariados, testando isoladamente cada métrica da paisagem e composição sobre as variáveis dependentes, e modelos multivariados, combinando os preditores com menor sobreposição.

A seleção dos modelos candidatos foi realizada com base no Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) (Akaike, 1978) e por meio de testes de razão de verossimilhança entre modelos aninhados. Os valores de diferença do AICc ($\Delta AICc$) foram calculados como a diferença entre o AICc de cada modelo candidato e o menor valor de AICc observado no conjunto dos modelos comparados. Assim, modelos com $\Delta AICc = 0$ corresponderam ao melhor ajuste relativo, enquanto valores >2 indicaram menor suporte.

Após a definição da estrutura dos modelos contendo as métricas de paisagem, as variáveis de composição social foram testadas em uma segunda etapa. Para isso, as variáveis de composição social foram resumidas em escala anual e foram adicionadas aos modelos selecionados e comparadas. A contribuição dessas variáveis foi avaliada por comparação entre modelos aninhados, utilizando testes de razão de verossimilhança e diferenças de AICc. Para AKDE50 e AKDE 95, foram comparadas versões alternativas contendo ano, métricas de paisagem, variáveis

de composição e covariáveis de esforço, de modo a identificar a estrutura mais parcimoniosa para os modelos.

Em seguida, foram avaliadas os fatores associados aos padrões de movimento mensais dos grupos. Para essa etapa, foram ajustados modelos tendo como variáveis respostas a média mensal do deslocamento diário percorrido no mês (DPL) e a velocidade média mensal, com intercepto aleatório para “grupo ano”. Foi incluído o efeito aleatório nos modelos no intuito de controlar a não independência entre as observações repetidas de um mesmo grupo ao longo do tempo. Inicialmente, foram ajustados modelos de referência contendo mês como fator e covariáveis de esforço amostral, como número de dias amostrados e horas de observação. Posteriormente, foram testados modelos candidatos com métricas de paisagem, seguindo a mesma lógica adotada para as análises anuais: modelos univariados e, quando possível, combinações bivariadas entre preditores pouco correlacionados.

Os modelos mensais foram comparados com base no AICc. Quando mais de um modelo apresentava $\Delta AICc \leq 2$, eles eram comparados adicionalmente por model averaging, utilizando a soma dos pesos de Akaike (Σw_i) para estimar a importância relativa dos preditores. Após a seleção da estrutura com as métricas de paisagem, foram testadas, separadamente, as variáveis mensais de composição social. A seleção final também foi realizada por meio de diferenças de AICc e testes de razão de verossimilhança entre modelos aninhados.

Para todos os modelos, os preditores quantitativos contínuos, incluindo as métricas de paisagem, covariáveis de esforço amostral e as variáveis de composição social, foram padronizados pelo método “z-transformation”. Essa padronização foi aplicada para fazer com que os coeficientes se tornassem comparáveis entre variáveis medidas em escalas diferentes e permitir a interpretação dos efeitos em unidades de desvio padrão (SCHIELZETH, 2010). As variáveis categóricas, como ano, mês e presença de infante, foram mantidas como fatores. Nos modelos finais selecionados, os efeitos fixos foram interpretados a partir os coeficientes estimados, erros-padrão e valores de p, incluindo análises de variância (ANOVA) do tipo III com aproximação de Satterthwaite.

Os Modelos Lineares Mistos foram ajustados com os pacotes *lme4* (BATES et al., 2015) e *lmerTest* (KUZNETSOVA; BROCKHOFF; CHRISTENSEN, 2017). A avaliação do ajuste foi complementada com o pacote *performance* (LÜDECKE et al., 2021), com estimativas do R^2 marginal (variância explicada apenas pelos efeitos fixos) e do R^2 condicional (variância explicada

pelo modelo completo, incluindo efeitos fixos e aleatórios) (NAKAGAWA; JOHNSON; SCHIELZETH, 2017). Os pressupostos dos modelos lineares mistos foram avaliados por meio de inspeção gráfica dos resíduos, considerando a distribuição dos resíduos, a homogeneidade da variância e a presença de padrões entre resíduos e valores ajustados. A normalidade dos resíduos foi avaliada por gráfico quantil-quantil, enquanto possíveis desvios de linearidade foram examinados por meio da inspeção da relação entre resíduos e preditores contínuos. A adequação dos modelos finais também foi avaliada por inspeção gráfica dos resíduos e por simulações de resíduos com o pacote *DHARMA* (Hartig, 2024), incluindo testes de uniformidade, dispersão e valores extremos. Além disso, foi avaliada a presença de autocorrelação residual. A estrutura dos efeitos aleatórios também foi verificada quanto a possíveis problemas de singularidade. Nos modelos finais, a colinearidade entre os preditores também foi avaliada por meio do fator de inflação da variância (VIF).

5. RESULTADOS

Métricas da paisagem

As métricas da paisagem na área utilizada pelos grupos variaram ao longo do período de estudo (2017-2023). De maneira geral, observou-se variação temporal na proporção da cobertura florestal, na proporção de cobertura de área aberta, no tamanho médio de mancha, no número de manchas e na densidade de borda, tanto na área nuclear quanto na área de vida total. Considerando os valores médios anuais para a área de vida total, a cobertura florestal passou de 74,54% em 2017 para 67,29% em 2023, enquanto a proporção de cobertura de área aberta aumentou de 18,14% para 22,02%. No mesmo período, o tamanho médio de mancha reduziu de 31,54 ha para 19,30 ha, o número médio de manchas aumentou de 1,67 para 3,00 e a densidade de borda diminuiu de 86,92 m/ha para 71,91 m/ha. Para a área nuclear, a proporção de cobertura florestal média passou de 88,52% em 2017 para 83,18% em 2023, ao passo que a proporção de cobertura de área aberta aumentou de 10,75% para 11,27%. No mesmo período, o tamanho médio de mancha variou de 7,46 ha para 7,88 ha, o número médio de manchas de 1,67 para 1,75 e a densidade de borda de 62,42 m/ha para 52,77 m/ha. A variação temporal da proporção de cobertura de área aberta por grupo, considerando a área nuclear e a área de vida total, mostra esse padrão de mudança ao longo da série temporal (Figura 2).

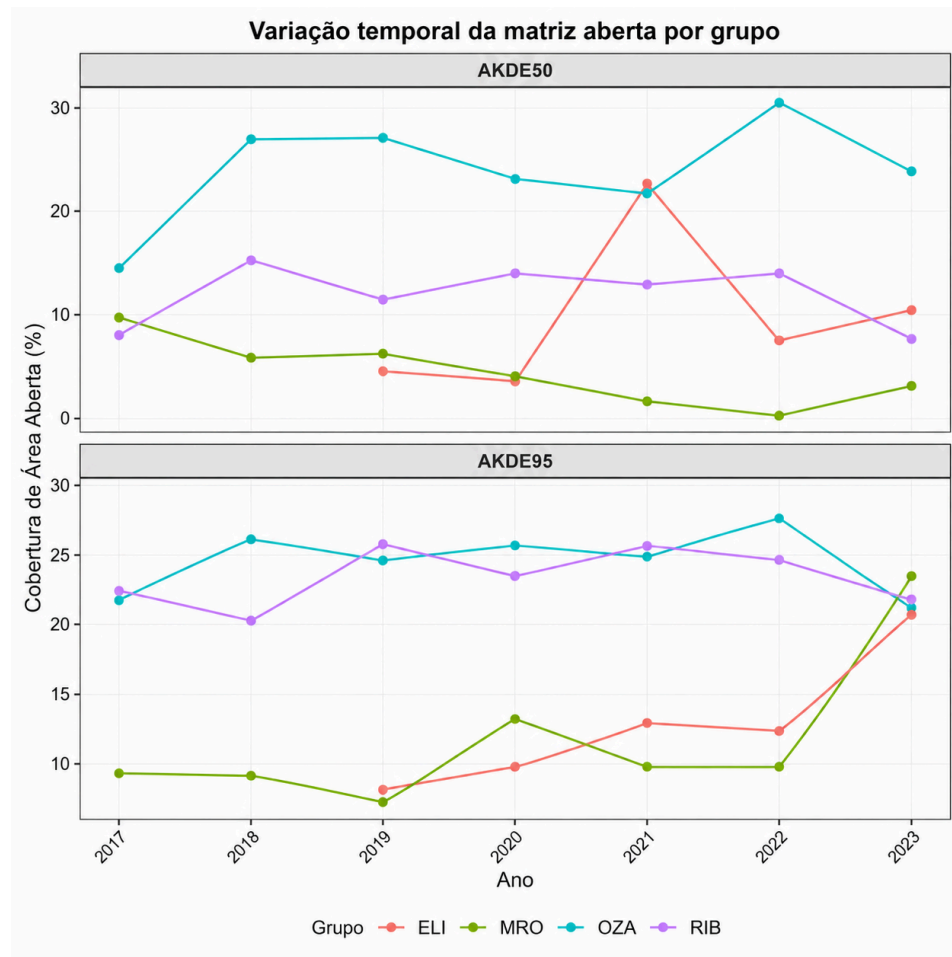


Figura 2. Variação temporal da proporção de cobertura de área aberta por grupo entre 2017 e 2023, considerando a área nuclear e a área de vida total.

Área de vida

A área nuclear (AKDE 50) média foi de 15,86 ha (ELI = 17,96; MRO = 16,83; OZA = 67,34; RIB = 11,54 ha). Para a área nuclear, a etapa inicial de seleção de modelos indicou que as métricas de paisagem não melhoraram o ajuste em relação ao modelo de referência (nulo), que continha apenas o ano, as variáveis de esforço amostral e o efeito aleatório em grupo. Como as variáveis de esforço amostral número de fixes e número de dias apresentaram forte colinearidade ($r = 0,976$; $VIF > 27$), foi mantido, por meio de uma seleção, apenas o número de dias nos modelos finais, para evitar redundância entre preditores. Entre os modelos comparados, o modelo nulo apresentou o menor AICc (165.17) e apresentou a maior parte do peso de Akaike ($w = 0.81$). Os modelos contendo as variáveis de número de manchas e tamanho médio das manchas

apareceram logo em seguida, mas com suporte inferior ($\Delta AICc = 5.05$ e 5.56 , respectivamente), e nenhum modelo com variável de paisagem apresentou $\Delta AICc \leq 2$. Dessa forma, a variação anual do AKDE50 foi explicada principalmente pelo componente temporal e pela covariável de esforço, sem evidência de relação com as métricas de paisagem testadas. Nesse modelo, o de 2020 teve efeito positivo em relação ao ano de referência, indicando o aumento da área nuclear nesse período ($\beta=5,69\pm1,81$, $p=0,0046$), enquanto o número de dias amostrados, apesar de positivo, não apresentou suporte estatístico suficiente ($\beta=5,23\pm2,69$, $p=0,0639$), sugerindo que um maior esforço de monitoramento pode contribuir para estimativas maiores da área nuclear, mas sem evidência estatística suficiente para indicar um efeito.

Na etapa seguinte, no modelo de referência foram testadas, separadamente, as variáveis de composição. Nessa etapa, apenas o número médio de adultos contribuiu para o ajuste do modelo ($X^2 = 8,00$, $p = 0,0047$), reduzindo o AIC de 146,3 para 140,3. Nos modelos com o número médio de adultos, o efeito foi positivo e apresentou evidências estatísticas que indicam que o aumento da área nuclear em anos está relacionado com o aumento do número médio de adultos ($\beta=1,85\pm0,63$, $p=0,0068$) (Figura 3). Nesse mesmo modelo, o número de dias amostrados também apresentou efeito positivo ($\beta=4,85\pm2,31$, $p=0,046$), e 2020 permaneceu como o único ano com efeito significativo ($\beta=4,15\pm1,63$, $p=0,018$).

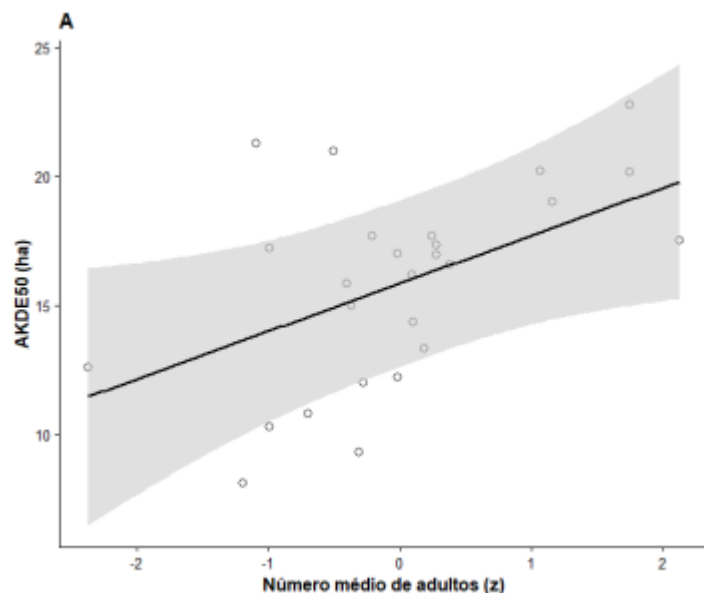


Figura 3. Relação entre o número médio de adultos padronizado (“z-transformation”) e a área de vida nuclear (AKDE50%) dos grupos de mico-leão-baiano (*Leontopithecus chrysomelas*).

A área de vida total (AKDE 95) média foi de 63,95 ha (ELI = 73,41; MRO = 68,90; OZA = 67,34; RIB = 48,84 ha). Para a área de vida total anual (AKDE 95%), novamente o modelo de referência (nulo) apresentou melhor ajuste (AICc = 238,68; peso de Akaike = 0,68). Os modelos contendo as métricas de paisagem apresentaram $\Delta AICc > 2$; a variável mais próxima foi tamanho médio de mancha, mas com $\Delta AICc = 2,29$. Na etapa seguinte, foram testadas, separadamente, as variáveis de composição no modelo de referência. Nesse conjunto, o modelo contendo o número médio de adultos melhorou o ajuste dos modelos, mas não houve suporte estatístico suficiente para relacionar o aumento da área de vida com o aumento do número médio de adultos ($\beta = 5,81 \pm 2,85$, $p = 0,0519$). As demais variáveis demográficas não melhoraram o ajuste dos modelos e também não tiveram suporte estatístico para explicar o aumento ou redução na área de vida. No modelo de referência, apenas o ano de 2022 indicou aumento da área de vida em relação ao ano de referência ($\beta = 17,17 \pm 7,84$, $p = 0,0392$).

Deslocamento diário percorrido (DPL)

O deslocamento diário médio para os grupos foi 1.13 km/dia, variando de 0,46 a 1,91 km/dia. Para modelagem do deslocamento, foram utilizadas 168 unidades amostrais de grupo-mês. Destes, foram registrados 111 meses sem presença de infantes e 57 meses com presença de infantes.

Nos modelos mistos, a média do deslocamento diário foi negativamente associada ao número de dias amostrados no mês ($\beta = -0,396 \pm 0,048$; $p < 0,001$) e positivamente associada ao número de horas observadas no mês ($\beta = 0,401 \pm 0,047$; $p < 0,001$). Entre as variáveis de paisagem, apenas a proporção de cobertura de área aberta foi estatisticamente significativo, com efeito negativo sobre a média de deslocamento diário ($\beta = -0,089 \pm 0,19$; $p < 0,001$), indicando que, a cada aumento de um desvio-padrão na proporção de cobertura de área aberta, ocorre uma redução média de 0,089 unidades no deslocamento diário, controlando-se os demais preditores incluídos no modelo.

Na etapa seguinte, o modelo contendo mês, as variáveis de controle de esforço e a variável de paisagem, foram testados, separadamente, as variáveis de composição. A inclusão da presença

de infante melhorou o ajuste do modelo em relação ao modelo de referência. Em contraste, as demais variáveis de composição não tiveram suporte nos modelos. Após a inclusão de meses com presença de infante, a variável de proporção de cobertura de área aberta continuou estatisticamente significativa e negativa ($\beta = -0,082 \pm 0,019$; $p < 0,001$), indicando que, a cada aumento de um desvio-padrão na proporção de cobertura de área aberta, há uma redução média de 0,082 km no deslocamento diário médio, mantendo-se constantes as demais variáveis do modelo. Nesse mesmo modelo, a presença de infante também esteve associada à redução do deslocamento diário ($\beta = -0,110 \pm 0,041$; $p = 0,008$), indicando que grupos com infantes apresentaram, em média, valores menores de velocidade de deslocamento em comparação aos grupos sem infantes, mantendo-se constantes as demais variáveis do modelo. O número de adultos não apresentou efeito significativo sobre o deslocamento diário ($\beta = 0,008 \pm 0,019$; $p = 0,666$), tampouco o número de machos ($\beta = 0,018 \pm 0,020$; $p = 0,361$).

Em geral, presença de infantes variou significativamente entre os meses do ano ($\chi^2 = 61,345$; $p < 0,001$), indicando distribuição sazonal não aleatória. A partir de outubro, a frequência de infante começa a aumentar, atingindo os maiores valores em novembro (75,0%) e dezembro (65,2%), e permanecendo elevada em janeiro (60,0%). Em conjunto, esses resultados sugerem que a presença de infantes nos grupos se concentrou principalmente entre o final do ano e o início do ano seguinte, tornando-se um evento sazonal. Em conjunto, esses resultados estão apresentados nas Figuras 4-6.

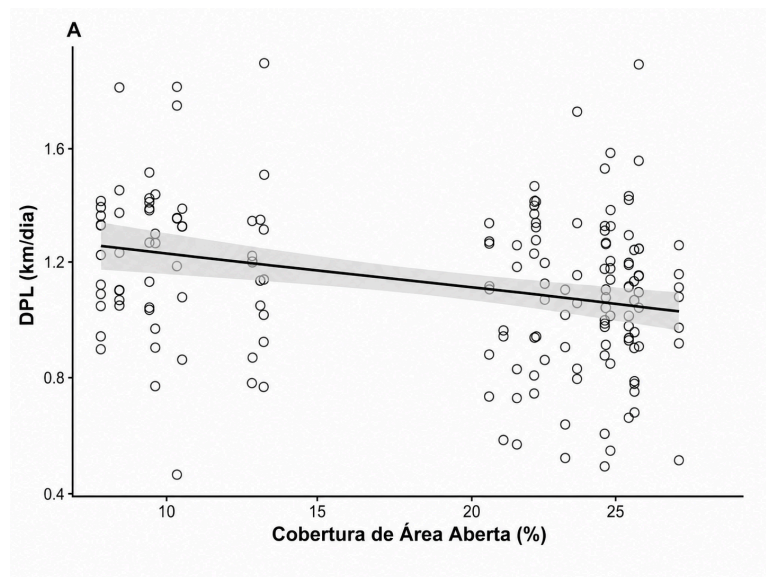


Figura 4. Deslocamento diário médio mensal de locomoção (km/dia) de grupos de *Leontopithecus chrysomelas* em função da cobertura de áreas abertas (A).

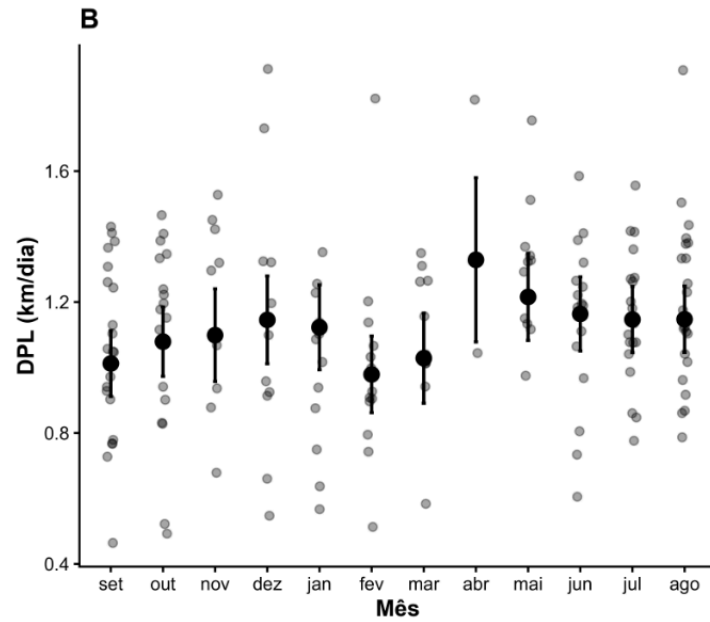


Figura 5. Deslocamento diário médio mensal de locomoção (km/dia) de grupos de *Leontopithecus chrysomelas* em função do mês (B).

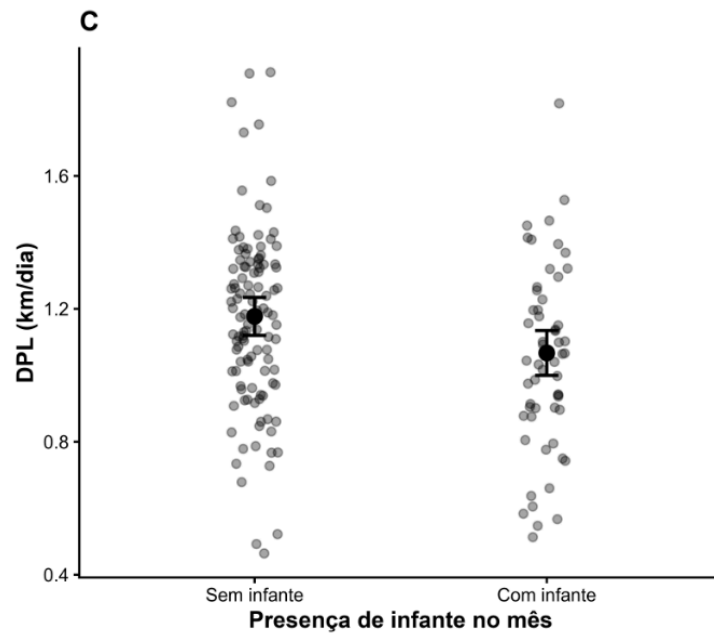


Figura 6. Deslocamento diário médio mensal de locomoção (km/dia) de grupos de *Leontopithecus chrysomelas* em função da presença de infante (C).

Velocidade Média

A velocidade média de deslocamento para os grupos foi de 138,3 m/h, variando de 63,3 a 232,1 m/h. Foram utilizadas 168 unidades amostrais de grupo-mês. Entre os modelos contendo variáveis de paisagem, o modelo com proporção de cobertura de área aberta novamente apresentou o melhor ajuste, sendo o único com $\Delta AICc$ igual a 0 e peso de Akaike superior aos demais. Nesse modelo, a velocidade foi negativamente associada à proporção de cobertura de área aberta ($\beta = -10,47 \pm 2,39$; $p < 0,001$), indicando que o aumento da abertura da matriz esteve relacionado à redução da velocidade de deslocamento. Diferentemente do observado para o deslocamento diário, as variáveis de esforço amostral não apresentaram efeito significativo sobre a velocidade.

Quando a presença de infante foi adicionada ao modelo de velocidade, observamos um ajuste melhor em relação ao modelo de referência ($\chi^2 = 4,724$; $p = 0,0298$), com redução do AIC e aumento do R^2 marginal. Nesse modelo, a proporção de cobertura de área aberta se manteve estatisticamente significativo, com efeito negativo ($\beta = -9,587 \pm 2,363$; $p < 0,001$) e a presença de infante também esteve associada à redução da velocidade ($\beta = -10,884 \pm 4,972$; $p = 0,030$) (Figura 3). As médias do modelo indicaram que meses sem infantes apresentaram velocidade média de 143 m/h, enquanto meses com infantes apresentaram médias de 132 m/h, com diferença média de 10,9 m/h entre as categorias ($p = 0,043$). Assim como observado para o deslocamento diário, as demais variáveis de composição não foram estatisticamente associadas à velocidade. Em conjunto, esses resultados estão apresentados nas Figuras 7-9.

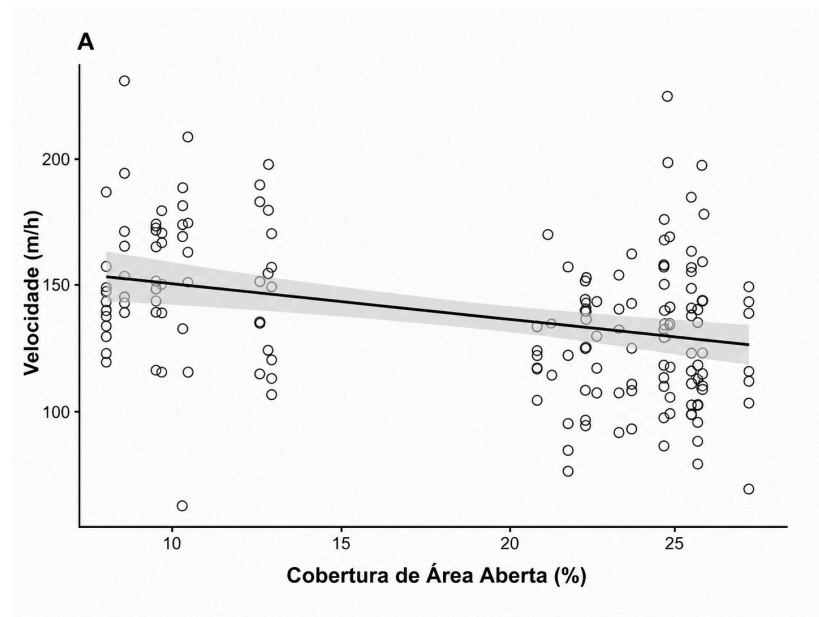


Figura 7. Velocidade média mensal de locomoção (m/h) de grupos de *Leontopithecus chrysomelas* em função da abertura da matriz (A).

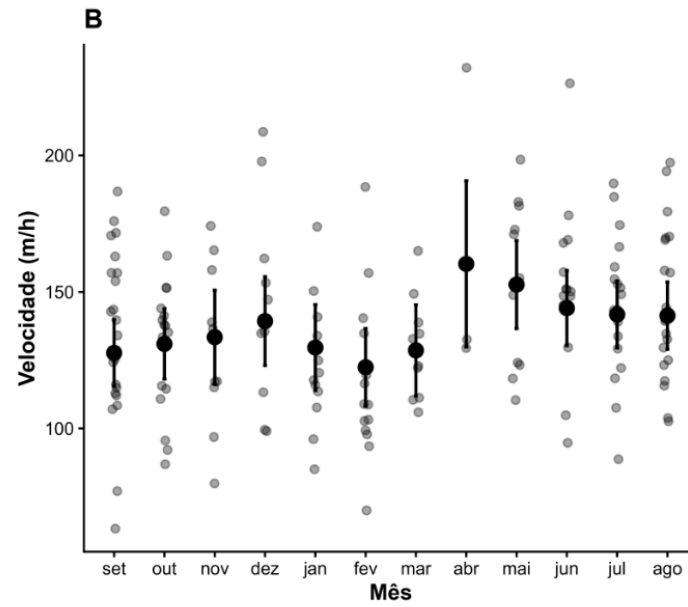


Figura 8. Velocidade média mensal de locomoção (m/h) de grupos de *Leontopithecus chrysomelas* em função do mês (B).

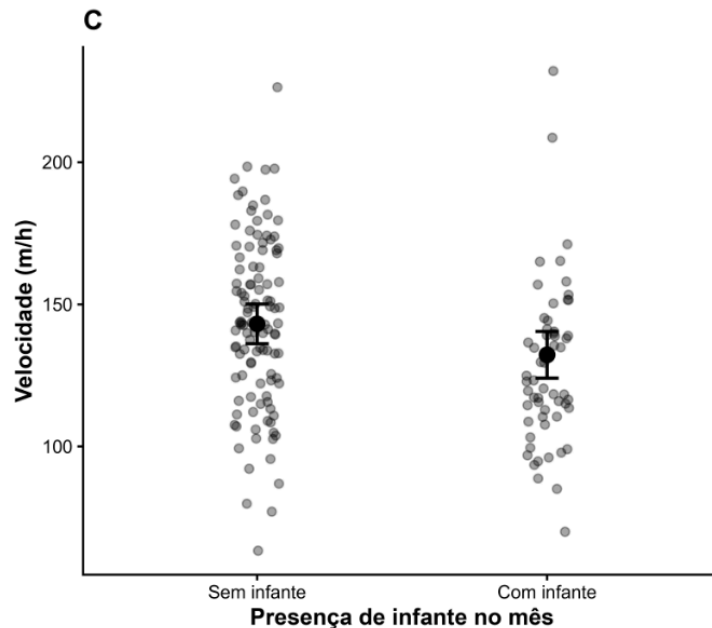


Figura 9. Velocidade média mensal de locomoção (m/h) de grupos de *Leontopithecus chrysomelas* em função da presença de infante (C).

6. DISCUSSÃO

Os resultados mostram que a forma como os grupos de *L. chrysomelas* se movem no espaço depende de como interagem fatores ambientais e sociais. Isso significa que as respostas desses grupos variam de acordo com o tempo e o espaço considerados. Ao contrário do previsto, a área de vida anual não apresentou relação com as métricas de paisagem avaliadas. Por outro lado, como predito, as métricas de paisagem estiveram associadas aos parâmetros de movimento, uma vez que o deslocamento diário e a velocidade média mensal foram menores em paisagens com maior maior cobertura de áreas abertas. Em relação à composição social, foram observadas associações entre os padrões de uso do espaço, uma vez que o número médio de adultos esteve associado ao aumento da área nuclear, enquanto a presença de infantes esteve relacionada à redução do deslocamento e da velocidade. Em conjunto, esses resultados sugerem que a dinâmica espacial da espécie é construída a partir da combinação entre a estrutura da paisagem e o contexto social dos grupos, com efeitos que se expressam de diferentes formas entre distintas métricas analisadas.

A ausência de relação entre a área de vida e a área nuclear anuais e as métricas de paisagem avaliadas sugere que, ao menos na escala temporal considerada, as métricas de uso do espaço não respondem de forma imediata às variações estruturais da paisagem. Embora esse padrão contraste com estudos que apontam a fragmentação e a configuração do habitat como fatores que podem influenciar a extensão da área utilizada por primatas, inclusive do gênero *Leontopithecus* (GÓMEZ, 2017), é importante considerar que grande parte dessas investigações utiliza dados que comparam a paisagem com diferentes níveis de alteração em um mesmo período. Neste estudo, por outro lado, as respostas dos grupos foram avaliadas em uma escala temporal real, acompanhando mudanças na mesma paisagem ao longo dos anos. Essa diferença pode explicar parte das divergências observadas e reforça que as respostas de primatas à paisagem e à perturbação antrópica dependem tanto da métrica analisada quanto da escala de observação (ALMEIDA-ROCHA et al., 2017). Para *L. chrysomelas*, Raboy e Dietz (2004) demonstraram que os padrões de uso do espaço parecem ser moldados principalmente pela disponibilidade de recursos e, em menor escala, pela defesa territorial, enquanto estudos em cabruca indicam que a espécie pode ocupar áreas em ambientes modificados quando há oferta constante de recursos (OLIVEIRA et al., 2011; ALMEIDA-ROCHA et al., 2020).

Nossos resultados mostram que a cobertura florestal na área de vida total diminuiu de 74,54% para 67,29% entre 2017 e 2023, enquanto a proporção de cobertura de área aberta aumentou de 18,14% para 22,02%. No mesmo período, a cobertura florestal da área nuclear passou de 88,52% para 83,18%, enquanto a proporção de cobertura de área aberta passou de 10,75% para 11,27%. Apesar do pequeno acréscimo de cobertura de área aberta durante o estudo (0,5%), os resultados indicam que este provocou uma redução na distância diária e velocidade de deslocamento dos grupos. Esse padrão sugere que os efeitos da fragmentação não se expressam necessariamente de forma simultânea em todas as métricas da dinâmica espacial, podendo surgir primeiro no modo como os grupos se deslocam e exploram o espaço diariamente. Esse padrão conversa com estudos com primatas em paisagens modificadas, que podem responder a alterações do habitat por meio de ajustes mais imediatos no uso do espaço e na utilização da matriz (ASENSIO; KORSTJENS; AURELI, 2009; POZO-MONTUY et al., 2013; LUDWIG et al., 2020). Em *Chiropotes satanas chiropotes*, por exemplo, grupos em pequenos fragmentos apresentaram menores distâncias diárias percorridas, revisitaram mais árvores e seguiram trajetórias mais circulares do que grupos em floresta contínua, mostrando que a fragmentação

pode alterar primeiro o modo como os animais se deslocam e exploram o espaço diariamente (BOYLE et al., 2009). Já em *L. rosalia*, a permeabilidade da paisagem influenciou a dispersão efetiva e o fluxo gênico, mostrando que modificações na cobertura da terra e na conectividade podem agir como barreiras funcionais ao deslocamento antes mesmo de se expressarem em métricas mais amplas de uso do espaço (MORAES et al., 2018). Nessa perspectiva, é possível que, para os grupos de *L. chrysomelas* que foram observados, exista um limiar de modificações da paisagem do qual os efeitos que foram detectados sobre o movimento passem também a se manifestar de forma significativa sobre a área de vida.

Em contraste com a ausência de efeito das métricas de paisagem sobre as métricas anuais de uso do espaço, a composição social mostrou-se relevante para explicar a variação da área nuclear. O aumento da área nuclear esteve associado a grupos com maior número médio de adultos, indicando que a intensidade do uso do espaço pode responder mais diretamente à estrutura social do que a extensão total da área ocupada. Esse padrão conversa com o que já foi descrito para micos-leões. Em *L. rosalia*, Dietz, Peres e Pinder (1997) mostraram que a área de vida esteve associada à biomassa do grupo, e não ao número de indivíduos, indicando que a demanda energética e a composição social dos grupos podem influenciar a extensão da área utilizada. De forma semelhante, Hankerson e Dietz (2014) mostraram que fatores sociais, especialmente relacionados ao potencial reprodutivo e mudanças na composição social dos grupos, explicaram maior parte da variação no uso do espaço em micos-leões-dourados. Para *L. chrysomelas*, Oliveira et al. (2011) também indicam que a relação entre habitat, disponibilidade de recursos e organização dos grupos é mais complexa do que uma resposta direta às condições ambientais. Nesse estudo, isso acontece porque, mesmo que grupos em cabucas tenham apresentado áreas de vida menores e maior densidade, o tamanho médio dos grupos não difere significativamente entre tipos de vegetação, sugerindo que a composição dos grupos não se explica apenas pela disponibilidade de recursos ou tipo de vegetação. Nesse contexto, o padrão encontrado neste estudo sugere que o aumento do número de adultos não necessariamente leva à expansão dos limites anuais da área de vida, mas parece intensificar o uso de setores centrais da paisagem, tornando a área nuclear mais sensível à composição social dos grupos.

É possível que grupos com maiores números médios de adultos apresentem uma maior demanda energética e, conseqüentemente, maior necessidade de acesso a recursos alimentares. Em primatas, o aumento do tamanho ou biomassa dos grupos pode aumentar os custos de

forrageamento e a competição, exigindo maior tempo de alimentação, mais deslocamentos ou uso mais intensivo de áreas com disponibilidade de áreas produtivas (ZHANG et al., 2019). Em *Cebus capucinus*, Campos et al. (2014) mostraram que a massa do grupo foi um dos principais preditores no tamanho da área de vida, reforçando que a demanda energética do grupo pode alterar a dinâmica espacial dos grupos. No entanto, essa resposta não acontece, necessariamente, por meio da expansão dos limites da área de vida. Para *Ateles geoffroyi*, Ramos-Fernández et al. (2013) encontraram que o tamanho da área de vida nuclear foi positivamente associado à proporção de machos adultos em um dos grupos acompanhados. O padrão encontrado neste estudo sugere que mudanças na composição de indivíduos adultos do grupo podem afetar, principalmente, setores que são utilizados de forma mais intensiva e recorrente, não apenas a área total ocupada. Adicionalmente, outros estudos realizados com primatas já indicaram que o tamanho, a biomassa e a composição social dos grupos podem afetar a forma como o espaço é utilizado (MAJOLO; VIZIOLI; SCHINO, 2008; CAMPOS; JACK; FEDIGAN, 2014). Além disso, grupos com maior quantidade de adultos podem ter mais capacidade de manter ou defender o acesso às suas áreas centrais, principalmente quando os recursos se encontram mais concentrados (SCARRY, 2013; BROWN, 2013). Dessa forma, a quantidade de indivíduos adultos nos grupos pode não apenas aumentar a demanda por recursos, mas também pode modificar a intensidade de uso nas áreas centrais, tornando a área nuclear mais sensível à estrutura da composição social do que a área de vida total.

Diferente do observado para a área de vida anual, o deslocamento e a velocidade média mensais diminuíram à medida que a matriz se tornava mais aberta, indicando que os parâmetros de movimento foram mais sensíveis à estrutura da paisagem do que as áreas de vida. Esse resultado sugere que a abertura da matriz altera a maneira como os grupos se deslocam dentro da paisagem, mas não necessariamente impede a permanência dos grupos em determinado espaço. Isso quer dizer que, enquanto a área de vida não responde às métricas de paisagem observadas, o movimento parece refletir mais diretamente a permeabilidade da paisagem. Esses resultados são reforçados com o que foi descrito para outros primatas arborícolas em paisagens fragmentadas. Irwin (2007), por exemplo, observa que a travessia de áreas abertas por *Propithecus edwardsi* foi limitada pela resistência da matriz, o que reduziu a conectividade funcional entre fragmentos e restringiu os deslocamentos. De forma semelhante, Boyle et al. (2009), ao analisar populações de primatas na Amazônia brasileira, demonstraram que a composição da matriz influencia

diretamente a movimentação entre manchas e pode impor custos adicionais ao deslocamento, mesmo quando os grupos permanecem ocupando a paisagem. Assim, nossos resultados indicaram que, além de se deslocarem menos, os grupos de *L. chrysomelas* tendem a se deslocar mais lentamente em paisagens com maior abertura, podendo refletir não apenas uma maior restrição imposta pela matriz, mas também possíveis ajustes comportamentais relacionados à economia de energia. Como já demonstrado por Fiorini-Torrico et al. (2024), as alterações no comportamento e no padrão de atividades podem estar relacionadas ao gasto energético e às respostas fisiológicas ao estresse em primatas, funcionando como possíveis estratégias de ajuste diante de ambientes que lhes impõem desafios.

Mais recentemente, Pereira et al. (2022) reforçaram que a permeabilidade da matriz interfere na movimentação e no uso do espaço por primatas, destacando que ambientes mais abertos tendem a dificultar a circulação e a aumentar a dependência de elementos de conexão. Nossos resultados indicam que a relação negativa entre a abertura da matriz e os parâmetros de movimento age não apenas na redução da possibilidade ou não de travessia de determinados trechos, mas também na intensidade com que o espaço é efetivamente usado no cotidiano. Para *L. chrysomelas*, estudos anteriores descreveram variações no deslocamento e uso do espaço para a espécie (RYLANDS, 1989; RABOY; DIETZ, 2000), além de indicarem que esses padrões podem variar conforme o contexto ecológico e social dos grupos (OLIVEIRA et al., 2017), mas ainda permanecem escassos estudos com *L. chrysomelas* que relacionem parâmetros de movimento a métricas de paisagem. Ainda assim, o uso de plantações de seringueira registrados por De Vleeschouwer e Oliveira (2017) mostram que nem toda matriz antrópica representa uma barreira, já que ambientes estruturalmente mais complexos podem funcionar como extensão da área utilizada e favorecer a conectividade funcional entre os fragmentos. Nesse sentido, os resultados mostram que, mais do que alterar diretamente o tamanho da área de vida utilizada pelos grupos, a abertura da matriz parece modular principalmente a forma como esses animais se deslocam no cotidiano. Esse padrão sugere que o movimento é um indicador sensível de como o *L. chrysomelas* percebe e responde às condições impostas pela paisagem.

A abertura da matriz foi um componente importante para explicar a redução no deslocamento e na velocidade dos grupos. No entanto, a variação observada ao longo dos meses sugere que esses parâmetros não foram moldados apenas pela estrutura da paisagem, mas também por mudanças no contexto social dos grupos ao longo dos anos. Esse resultado ganha

força quando se observa que a presença de infantes foi elevada entre outubro e janeiro, principalmente em novembro e dezembro, indicando que a sazonalidade pode ter influenciado, pelo menos em parte, a forma como os grupos se deslocaram ao longo do ano. Esse padrão já foi descrito para calitriquídeos, em que cuidado com infantes demandou maior custo na locomoção e nos comportamentos. Em *Saguinus oedipus*, por exemplo, Price (1992) mostrou que indivíduos carregando infantes passam menos tempo se movendo, forrageando e se alimentando, enquanto para *Callithrix jacchus* foi demonstrado que o peso dos infantes reduz a capacidade de salto, sugerindo um efeito direto do carregamento sobre a locomoção (SCHRADIN; ANZENBERGER, 2001). Dietz, Baker e Miglioretti (1994) observaram que, para *L. rosalia*, os períodos de maior cuidado com infantes coincidem com maior demanda energética para os adultos, o que reforça que o investimento parental pode influenciar a movimentação dos grupos. Além disso, a própria sazonalidade reprodutiva já foi descrita para micos-leões, com nascimentos concentrados em períodos específicos do ano para *L. rosalia* (DIETZ; BAKER; MIGLIORETTI, 1994) e para *L. chrysomelas* (DE VLEESCHOUWER; LEUS; VAN ELSACKER, 2003). É importante considerar que os grupos também podem responder à sazonalidade na disponibilidade de frutos e no uso dos recursos alimentares, uma vez que variações nesses recursos podem alterar o tempo dedicado ao forrageamento, a permanência em determinadas áreas e os deslocamentos dos grupos (RABOY; DIETZ, 2004; CATENACCI et al., 2016; COSTA et al., 2022). Assim, nossos resultados sugerem que a redução no deslocamento e na velocidade observada em determinados meses provavelmente não reflete apenas uma resposta à paisagem, mas também mudanças no comportamento dos grupos diante das exigências do cuidado com os infantes, fazendo com que a sazonalidade presente atue em conjunto com a estrutura da matriz na explicação da variação do movimento ao longo dos anos.

De forma geral, os resultados confirmam em parte as hipóteses iniciais do estudo, mostrando que a dinâmica espacial de *L. chrysomelas* é associada tanto pelas métricas de paisagem quanto pela composição social dos grupos, mas que esses efeitos não aparecem da mesma maneira em todas as métricas analisadas. Inicialmente, tínhamos a expectativa de que a estrutura da paisagem afetaria o uso do espaço, que foi sustentada pelos parâmetros de movimento, já que o deslocamento diário e a velocidade média mensal diminuíram em áreas mais abertas, enquanto a área de vida e a área nuclear anuais não apresentaram relação estatisticamente consistente com as métricas de paisagem avaliadas. Por sua vez, a ideia de que fatores da composição social também

modulam essas dinâmicas foi sustentada pelo número médio de adultos, sobre a área nuclear, e pela presença de infantes, sobre o deslocamento e a velocidade, sugerindo que o modo como os grupos utilizam e se movimentam pelo espaço depende não só de características da paisagem, mas também do contexto social em que estão inseridos.

Embora os resultados aqui obtidos tenham permitido identificar padrões importantes na relação entre paisagem, composição social e dinâmica espacial do *L. chrysomelas*, algumas limitações devem ser consideradas. A utilização de métricas anuais de paisagem pode não captar mudanças mais finas na estrutura da paisagem, sendo necessário utilizar imagens de maior resolução temporal. Além disso, variáveis como disponibilidade de frutos também poderiam contribuir para explicar com maior detalhamento os mecanismos envolvidos na variação do uso do espaço. Integrar informações mais detalhadas sobre composição sexo-etária dos grupos também seria importante, especialmente a proporção de machos adultos que poderia ter relação com a manutenção ou defesa das áreas centrais. Outras variáveis também seriam importantes, como dados de orçamento de atividades e indicadores fisiológicos, como hormônios relacionados ao estresse ou gasto energético, que poderiam ajudar a avaliar se mudanças no deslocamento e na velocidade estão associadas a estratégias de economia de energia. Nesse sentido, estudos futuros podem avançar ao integrar imagens de maior resolução temporal, dados fenológicos, informações sobre recursos-chave, orçamento de atividades, indicadores fisiológicos e análises mais detalhadas da matriz, permitindo compreender melhor como as mudanças sazonais, sociais e ambientais podem interagir na dinâmica espacial da espécie.

Apesar dessas limitações, este estudo contribui para ampliar conhecimento sobre a dinâmica espacial de *L. chrysomelas* ao mostrar que a resposta da espécie às mudanças na paisagem não ocorre de uma única forma. Enquanto a área de vida e a área nuclear anuais não apresentaram relação significativa com as métricas de paisagem analisadas, os parâmetros mensais de movimento foram sensíveis à abertura da matriz. Isso sugere que a paisagem pode afetar de forma imediata a maneira como os grupos se deslocam mais do que os limites gerais da área ocupada anualmente. Além disso, a composição social também se mostrou importante, uma vez que o número médio de adultos esteve associado à área nuclear, enquanto a presença de infantes influenciou o deslocamento e a velocidade. Em conjunto, esses resultados reforçam que a permanência de *L. chrysomelas* em paisagens antropizadas depende não apenas da quantidade de habitat disponível, mas também da permeabilidade da matriz, da organização social dos grupos e

das demandas sazonais que moldam o uso do espaço. Assim, ao integrar dados de longa duração, métricas de paisagem e características sociais dos grupos, este estudo contribui para uma compreensão mais detalhada dos fatores que moldam a dinâmica espacial do mico-leão-baiano, oferecendo informações importantes para orientar estratégias de manejo e conservação em paisagens fragmentadas do sul da Bahia.

7. CONCLUSÃO GERAL

O presente estudo mostrou que a dinâmica espacial de grupos de *L. chrysomelas* responde de diferentes formas às variações da paisagem e da composição social dos grupos, dependendo da escala e do parâmetro analisado. A partir do acompanhamento de quatro grupos entre 2017 e 2023 em uma paisagem da Mata Atlântica do sul da Bahia, os resultados indicaram que as áreas de vida anuais, tanto a área de vida total quanto a nuclear, não responderam de forma clara às métricas de paisagem avaliadas. Por outro lado, os parâmetros mensais de movimento, medidos por meio do deslocamento diário e da velocidade média, foram mais sensíveis à abertura da matriz. Esses resultados sugerem que as mudanças na paisagem podem refletir de maneira imediata como a espécie se movimenta no ambiente, podendo refletir de forma mais lenta nas alterações nos seus limites e tamanho da área ocupada.

Ao longo do período analisado, foi possível observar mudanças graduais na estrutura da paisagem, com redução da cobertura florestal e aumento da cobertura de área aberta nas áreas de vida dos grupos. Embora essas mudanças não tenham explicado diretamente a variação no tamanho das áreas de vida, é possível que os grupos de *L. chrysomelas* mantenham suas áreas de uso mesmo em paisagens modificadas, quando ainda existem condições que favoreçam sua permanência. Essas condições podem incluir a oferta de recursos importantes, a presença de manchas florestais ainda funcionais e a capacidade da espécie de utilizar ambientes modificados e sistemas agroflorestais amigáveis à vida silvestre, como cabucas e áreas com seringueira (OLIVEIRA et al., 2011; DE VLEESCHOUWER; OLIVEIRA, 2017; DEKEGEL et al 2025).

Para os padrões de movimento da espécie, como deslocamento diário e velocidade média, o resultado foi outro. À medida que a área se tornava mais aberta, o deslocamento diário e a velocidade média diminuíram. Esse resultado sugere que a abertura da matriz esteve associada às mudanças no padrão de movimento dos grupos, possivelmente porque áreas mais abertas podem impor maiores restrições ao deslocamento, reduzir a conectividade funcional entre manchas ou

exigir ajustes comportamentais relacionados à economia de energia (IRWIN, 2007; BOYLE et al., 2009; FIORINI-TORRICO et al., 2024). Assim, mesmo quando grupos permanecem ocupando determinadas paisagens, a forma como eles percorrem esse espaço pode ser alterada. Nesse sentido, os parâmetros de movimento se mostram importantes para compreender as respostas imediatas de *L. chrysomelas* às mudanças na estrutura da paisagem.

A composição social dos grupos também apareceu como relevante para entender a dinâmica espacial da espécie. O número médio de adultos esteve associado ao tamanho da área nuclear, indicando que grupos com mais indivíduos adultos tendem a utilizar de forma mais intensa determinadas porções centrais da área de vida. Essa relação pode estar associada à maior demanda por recursos ou à maior capacidade de manutenção dessas áreas. Além disso, a presença de infantes esteve relacionada com a redução do deslocamento e da velocidade, sugerindo que a composição etária dos grupos também pode influenciar os padrões de movimento, especialmente em períodos de maior demanda energética e cuidado parental, já que o cuidado e o transporte de infantes representam custos importantes em calitriquídeos (TARDIF; HARRISSON; SIMEK, 1993; GARBER, 1997).

Em conjunto, esses resultados mostram que a área de vida e o movimento não respondem, necessariamente, da mesma forma às mudanças na paisagem e na composição social dos seus grupos. Por isso, é necessário integrar diferentes parâmetros espaciais que permitam uma análise mais ampla da relação entre paisagem, composição social e padrões de movimento.

Por fim, este estudo contribui para ampliar os conhecimentos sobre o uso do espaço por *L. chrysomelas* em paisagens modificadas. Os resultados reforçam que a espécie apresenta capacidade de persistir em ambientes modificados, mas também indicam que essa permanência pode envolver mudanças importantes na forma como ela vai se movimentar na paisagem. Dessa forma, ações de conservação devem considerar não apenas a manutenção da cobertura florestal, mas também a qualidade e o grau de permeabilidade da matriz, a conectividade entre manchas, a conservação de áreas centrais de uso intenso e a disponibilidade de recursos alimentares. Estudos futuros que integrem dados de fenologia, orçamento de atividades, composição sexo-etária dos grupos e indicadores fisiológicos poderão ajudar a compreender melhor os mecanismos por trás dessas respostas e contribuir para estratégias de manejos mais adequadas à conservação de *L. chrysomelas* em paisagens fragmentadas.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA-ROCHA, J. M. de; PERES, C. A.; OLIVEIRA, L. C. Primate responses to anthropogenic habitat disturbance: A pantropical meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 215, p. 30–38, 1 nov. 2017.
- ALMEIDA-ROCHA, J. M. et al. 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, 1 set. 2020.
- AKAIKE, H. A Bayesian Analysis of the Minimum AIC Procedure. n. 30 Part A, p. 9–14, 1978.
- ARCE-PEÑA, N. P et al. Linking changes in landscape structure to population changes of an endangered primate. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 11, p. 2687–2701, 1 nov. 2019.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; DIAS, P. A. D. Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: A review. **American Journal of Primatology John Wiley and Sons Inc.**, 2010.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Assessing habitat fragmentation effects on primates: The importance of evaluating questions at the correct scale. *In: Primates in Fragments: Complexity and Resilience*. [s.l.] Springer New York, 2013. p. 13–28.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; GALÁN-ACEDO, C.; FAHRIG, L. Habitat Fragmentation. *In: The International Encyclopedia of Primatology*. wiley, 2017. p. 1–10, 2017.
- ASENSIO, N.; KORSTJENS, A. H.; AURELI, F. Fissioning minimizes ranging costs in spider monkeys: a multiple-level approach. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 63, p. 649–659, 2009.
- BATES, D. et al. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1–48, 2015.
- BLANCO, V.; WALTERT, M. Does the tropical agricultural matrix bear potential for primate conservation? A baseline study from Western Uganda. **Journal for Nature Conservation**, v. 21, n. 6, p. 383–393, dez. 2013.
- BOYLE, S. A. et al. Travel and spatial patterns change when Chiropotes satanas chiropotes inhabit forest fragments. **International Journal of Primatology**, v. 30, n. 4, p. 515–531, 2009.
- BROWN, M. Food and range defence in group-living primates. **Animal Behaviour**, v. 85, n. 4, p. 807–816, 2013.
- CALABRESE, J. M.; FLEMING, C. H.; GURARIE, E. ctm: an R package for analyzing animal relocation data as a continuous-time stochastic process. **Methods in Ecology and**

Evolution, v. 7, n. 9, p. 1124–1132, 1 set. 2016.

CAMPOS, F. A.; JACK, K. M.; FEDIGAN, L. M. Drivers of home range characteristics across spatiotemporal scales in a Neotropical primate, *Cebus capucinus*. **Animal Behaviour**, v. 91, p. 93–109, 2014.

CAPEROS, J. M. et al. The effect of infant body mass on carrier travel speed in cotton-top tamarins (*Saguinus oedipus*). **International Journal of Primatology**, v. 33, p. 447–459, 2012. DOI: 10.1007/s10764-012-9594-3.

CATENACCI, L. S.; DE VLEESCHOUWER, K. M.; NOGUEIRA-FILHO, S. L. G. Seed 685 Dispersal by Golden-headed Lion Tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Southern Bahian 686 Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 41, n. 6, p. 744–750, nov. 2009.

CATENACCI et al. Golden-headed Lion Tamarins, *Leontopithecus chrysomelas* (Kühl, 1820): 27 688 Years of Experience in Methods for Their Capture and the Collection of Biological Material. 689 **Primate Conservation**, v. 36, p. 23–35, 2022.

CHAPMAN, C. A.; PERES, C. A. Primate Conservation in the New Millennium: The Role of Scientists. **Evolutionary Anthropology**, 10(1): 16–33, 2001.

COSTA, T. S. O. et al. Relationships between food shortages, endoparasite loads and health status of golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*). **Biota Neotropica**, v. 22, n. 4, e20211315, 2022.

COUTINHO, L. A. Ecologia e mobilidade do mico-leão-da-cara-dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates, Callitrichidae), dentro e entre pequenos fragmentos degradados do Sul da Bahia (Una, Brasil). Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA. 2018.

COWLISHAW, G.; DUNBAR, R. I. M. Primate Conservation Biology. **University of Chicago Press**, Chicago. 2000.

DEKEGEL, S. et al. How many shade trees are enough? Identifying the threshold for golden-headed lion tamarin presence in cocoa agroforests of Southern Bahia, Brazil. **Biological Conservation**, v. 309, 1 set. 2025.

DE VLEESCHOUWER, K.; LEUS, K.; VAN ELSACKER, L. Characteristics of reproductive biology and proximate factors regulating seasonal breeding in captive golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*). **American Journal of Primatology**, v. 60, n. 4, p. 123–137, ago. 2003.

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, n. 1, p. 61–67, 2017.

DIETZ, J. M.; BAKER, A. J.; MIGLIORETTI, D. Seasonal variation in reproduction, juvenile

growth, and adult body mass in golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, v. 34, n. 2, p. 115–132, out. 1994.

DIETZ, J. M.; PERES, C. A.; PINDER, L. Foraging ecology and use of space in wild golden lion 714 tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, v. 41, n. 4, p. 289–305, 715 1997.

DRISCOLL, D. A.; BANKS, S. C.; BARTON, P. S.; LINDENMAYER, D. B.; SMITH, A. L. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* out. 2013.

DUNNING, J. B.; DANIELSON, B. J.; PULLIAM, H. R. Nordic Society Oikos Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes Source: Oikos.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics Annual Reviews Inc., 2003.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, set. 2013.

FIORINI-TORRICO, R. et al. Glucocorticoids and behavior in non-human primates: a meta-analytic approach to unveil potential coping mechanisms. **Hormones and Behavior**, v. 166, 105654, 2024.

FIORINI-TORRICO, R. et al. Biological validation of fecal glucocorticoid and triiodothyronine measures in free-ranging Golden-headed Lion Tamarins (Kühl, 1820), (Mammalia: Primates: Callitrichidae: *Leontopithecus chrysomelas*): effects of the stress of capture and body condition. **Journal of Threatened Taxa**, v. 18, n. 1, p. 28151–28166, 2026.

FLEMING, C. H. et al. Rigorous home-range estimation with movement data: a new autocorrelated kernel-density estimator. **Ecology**, v. 96, n. 5, p. 1182–1188, 2015.

GALÁN-ACEDO, C. et al. A global assessment of primate responses to landscape structure. **Biological Reviews**, v. 94, n. 5, p. 1605–1618, 1 out. 2019.

GALÁN-ACEDO, C. et al. Effects of habitat loss on Brazilian primates: assessing extinction thresholds in the Amazon and Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 21, n. 2, p. 189–195, 1 abr. 2023.

GÓMEZ, G. U. The effects of habitat fragmentation and degradation on wildlife: the case of the lion tamarins (*Leontopithecus* spp.) in the Brazilian Atlantic Forest. doi: 10.13140/RG.2.2.25664.53762.

GROLEMUND, G.; WICKHAM, H. Dates and Times Made Easy with lubridate. **Journal of Statistical Software**, v. 40, n. 3, p. 1–25, 2011.

HANKERSON, S. J.; DIETZ, J. M. Predation rate and future reproductive potential explain home

range size in golden lion tamarins. **Animal Behaviour**, v. 96, p. 87–95, 2014.

HARTIG, F. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. **R package** version 0.4.7, 2024.

ILHÉUS (Município). Lei nº 4.315, de 17 de dezembro de 2024. Institui o Dia Municipal do Mico-leão-baiano – *Leontopithecus chrysomelas* – no município de Ilhéus, estabelece a espécie como mascote oficial da cidade e dá outras providências. Diário Oficial Eletrônico do Poder Executivo, Ilhéus, BA, ed. 307, Caderno I, p. 20, 20 dez. 2024.

IRWIN, M. T. Diademed sifaka (*Propithecus diadema*) ranging and habitat use in continuous and fragmented forest: Higher density but lower viability in fragments? **Biotropica**, v. 40, n. 2, p. 231–240, mar. 2008.

IRWIN, M. T. Diademed sifaka (*Propithecus diadema*) ranging and habitat use in continuous and fragmented forest: Higher density but lower viability in fragments? **Biotropica**, v. 40, n. 2, p. 231–240, mar. 2008.

JANSON, C. H.; GOLDSMITH, M. L. Predicting group size in primates: foraging costs and predation risks. **Behavioral Ecology**, v. 6, n. 3, p. 326–336, 1995.

KUZNETSOVA, A.; BROCKHOFF, P. B.; CHRISTENSEN, R. H. B. lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. **Journal of Statistical Software**, v. 82, n. 13, p. 1–26, 2017.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. **Increasing human dominance of tropical forests**. 2015.

LÜDECKE, D. et al. performance: an R package for assessment, comparison and testing of statistical models. **Journal of Open Source Software**, v. 6, n. 60, p. 3139, 2021.

LUDWIG, G. et al. Howlers in an anthropogenic matrix: how does an *Alouatta belzebul* group deal with the severely fragmented landscape of the Atlantic Forest in northeastern Brazil? **Neotropical Primates**, v. 26, n. 2, p. 7–16, 2020.

MAJOLO, B.; VIZIOLI, A. D.; SCHINO, G. Costs and benefits of group living in primates: group size effects on behaviour and demography. **Animal Behaviour**, v. 76, n. 4, p. 1235–1247, 2008.

MANCINI, G.; BENÍTEZ-LÓPEZ, A.; DI MARCO, M.; PACIFICI, M.; RONDININI, C.; SANTINI, L. Synergistic effects of habitat fragmentation and hunting on the extinction risk of neotropical primates. **Biodiversity and Conservation**, v. 32, n. 8–9, p. 2655–2669, 1 jul. 2023.

MAPBIOMAS. Coleção 2 (beta) de mapas anuais de cobertura e uso da terra do Brasil com 10 metros de resolução espacial. [S. l.]: **MapBiomass**, 2026. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/mapbiomas-cobertura-10m/>

MARSH, L. K. (ED.). Primates in fragments: ecology in conservation. **New York: Springer**

Science Business Media, 2003.

MEKONNEN, A.; FASHING, P. J.; BEKELE, A.; HERNANDEZ-AGUILAR, R. A.; RUENESS, E. K.; NGUYEN, N.; STENSETH, N. C. Impacts of habitat loss and fragmentation on the activity budget, ranging ecology and habitat use of Bale monkeys (*Chlorocebus djamdjamensis*) in the southern Ethiopian Highlands. **American Journal of Primatology**, v. 79, n. 7, 1 jul. 2017.

MORAES, A. M. et al. Landscape resistance influences effective dispersal of endangered golden lion tamarins within the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 224, p. 178–187, 1 ago. 2018.

MCLEAN, K. A. et al. Movement patterns of three arboreal primates in a Neotropical moist forest explained by LiDAR-estimated canopy structure. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 8, p. 1849–1862, 1 out. 2016.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Portland: USDA Forest Service, **Pacific Northwest Research Station**, 1995.

OLIVEIRA, L. C. et al. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in southern Bahia, Brazil. **Animal Conservation**, v. 13, p. 60-70, 2010.

OLIVEIRA, L. et al. Abundance of Jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) Affects Group Characteristics and Use of Space by Golden-Headed Lion Tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) 680 in Cabruca Agroforest. **Environmental Management**, v. 48, n. 2, p. 248–262, ago. 2011.

OLIVEIRA, L. C. et al. Preliminary findings on social and ecological correlates of a polyspecific association between a golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) and Wied's marmosets (*Callithrix kuhlii*). **Primates**, v. 58, n. 1, p. 179–186, 1 jan. 2017.

OLIVEIRA, L. C. et al. *Leontopithecus chrysomelas*. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), 2019.

OLIVEIRA, L. C. et al. *Leontopithecus chrysomelas* (amended version of 2020 assessment), 2021.

PEREIRA, L. A.; CAMPOS, V. E. W.; GESTICH, C. C.; RIBEIRO, M. C.; CULOT, L. Erosion of primate functional diversity in small and isolated forest patches within movement-resistant landscapes. **Animal Conservation**, v. 25, n. 6, p. 782–795, 1 dez. 2022.

PESSOA, M. S. et al. Reproductive phenology of *Miconia mirabilis* (Melastomataceae) within three distinct physiognomies of Atlantic Forest, Bahia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, p. 49–56, 2012.

PENDRILL, F. et al. Disentangling the numbers behind agriculture-driven tropical deforestation. **Science**, v. 377, n. 6611, p. eabm9267, 2022.

PIPER, L. A. H.; DIETZ, J. M.; RABOY, B. E. Multi-male groups positively linked to infant survival and growth in a cooperatively breeding primate. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 71, n. 12, p. 1-12, 2017.

POZO-MONTUY, G. et al. Resource use in a landscape matrix by an arboreal primate: evidence of supplementation in black howlers (*Alouatta pigra*). *International Journal of Primatology*, v. 34, p. 714–731, 2013.

PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**. 2010.

PRICE, E. C. The costs of infant carrying in captive cotton-top tamarins. **American Journal of Primatology**, v. 26, n. 1, p. 23–33, 1992.

RABOY, B. E.; CHRISTMAN, M. C.; DIETZ, J. M. The use of degraded and shade cocoa forests 846 by Endangered golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas*. **Oryx**, v. 38, n. 1, p. 75–847 83, jan. 2004.

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, 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, maio 2004.

RAMOS-FERNÁNDEZ, G. et al. Site fidelity in space use by spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) in the Yucatan Peninsula, Mexico. **PLoS ONE**, v. 8, n. 5, e62813, 2013.

REPULLÉS, K.; GALÁN-ACEDO, C. Effects of Habitat Loss and Fragmentation on the Occurrence of *Alouatta guariba* in Brazil. **Land**, v. 14, n. 3, 1 mar. 2025.

REZENDE, G. C. UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO” INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS-RIO CLARO unesp PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, EVOLUÇÃO MICOS-LEÕES-PRETOS (*Leontopithecus chrysopygus*).

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, n. 7, p. 679–695, nov. 1989.

SALES, L. P.; HAYWARD, M. W.; PASSAMANI, M. Local vs landscape drivers of primate occupancy in a Brazilian fragmented region. **Mammal Research**, v. 61, n. 1, p. 73–82, 1 jan. 2016.

SÁNCHEZ, S. et al. Costs of infant-carrying in the cotton-top tamarin (*Saguinus oedipus*).

American Journal of Primatology, v. 48, n. 2, p. 99-111, 1999.

SCARRY, C. J. Between-group contest competition among tufted capuchin monkeys, *Sapajus nigratus*, and the role of male resource defence. **Animal Behaviour**, v. 85, n. 5, p. 931–939, 2013.

SANTOS, C. V.; FRENCH, J. A.; OTTA, E. Infant carrying behavior in callitrichid primates: *Callithrix* and *Leontopithecus*. **International Journal of Primatology**, v. 18, n. 6, p. 889-907, 1997.

SCARRY, C. J. Between-group contest competition among tufted capuchin monkeys, *Sapajus nigratus*, and the role of male resource defence. **Animal Behaviour**, v. 85, n. 5, p. 931–939, 2013.

SCHIELZETH, H. Simple means to improve the interpretability of regression coefficients. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 2, p. 103–113, 2010.

SCHRADIN, C.; ANZENBERGER, G. Costs of infant carrying in common marmosets, *Callithrix jacchus*: an experimental analysis. **Animal Behaviour**, v. 62, n. 2, p. 289–295, ago. 2001.

SHANEE, S. et al. Threat Analysis of Forest Fragmentation and Degradation for Peruvian Primates. **Diversity**, v. 15, n. 2, 1 fev. 2023.

SIGNER, J.; FIEBERG, J.; AVGAR, T. Animal movement tools (amt): R package for managing tracking data and conducting habitat selection analyses. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 2, p. 880–890, 2019.

SILVA, I.; FLEMING, C. H.; NOONAN, M. J.; ALSTON, J.; FOLTA, C.; FAGAN, W. F.; CALABRESE, J. M. Autocorrelation-informed home range estimation: A review and practical guide. **Methods in Ecology and Evolution British Ecological Society**, 1 mar. 2022.

STOLWIJK, A. M.; STRAATMAN, H.; ZIELHUIS, G. A. Studying seasonality by using sine and cosine functions in regression analysis. **Journal of Epidemiology and Community Health**, v. 53, n. 4, p. 235–238, 1999.

TARDIF, S. D.; HARRISON, M. L.; SIMEK, M. A. Communal infant care in marmosets and tamarins: relation to energetics, ecology, and social organization. In: RYLANDS, A. B. (ed.). *Marmosets and tamarins: systematics, behaviour, and ecology*. **Oxford: Oxford University Press**. p. 220–234, 1993.

TEIXEIRA, J. V. 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, 1 abr. 2024.

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

WICKHAM, H. et al. Welcome to the Tidyverse. **Journal of Open Source Software**, v. 4, n. 43,

p. 1686, 2019.

ZHANG, K.; ZHOU, Q.; XU, H.; HUANG, Z. Effect of group size on time budgets and ranging behavior of white-headed langurs in limestone forest, Southwest China. *Folia Primatologica*, v. 91, n. 3, p. 188–201, 2019.

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, mar. 2010.

MATERIAL SUPLEMENTAR

FIGURAS

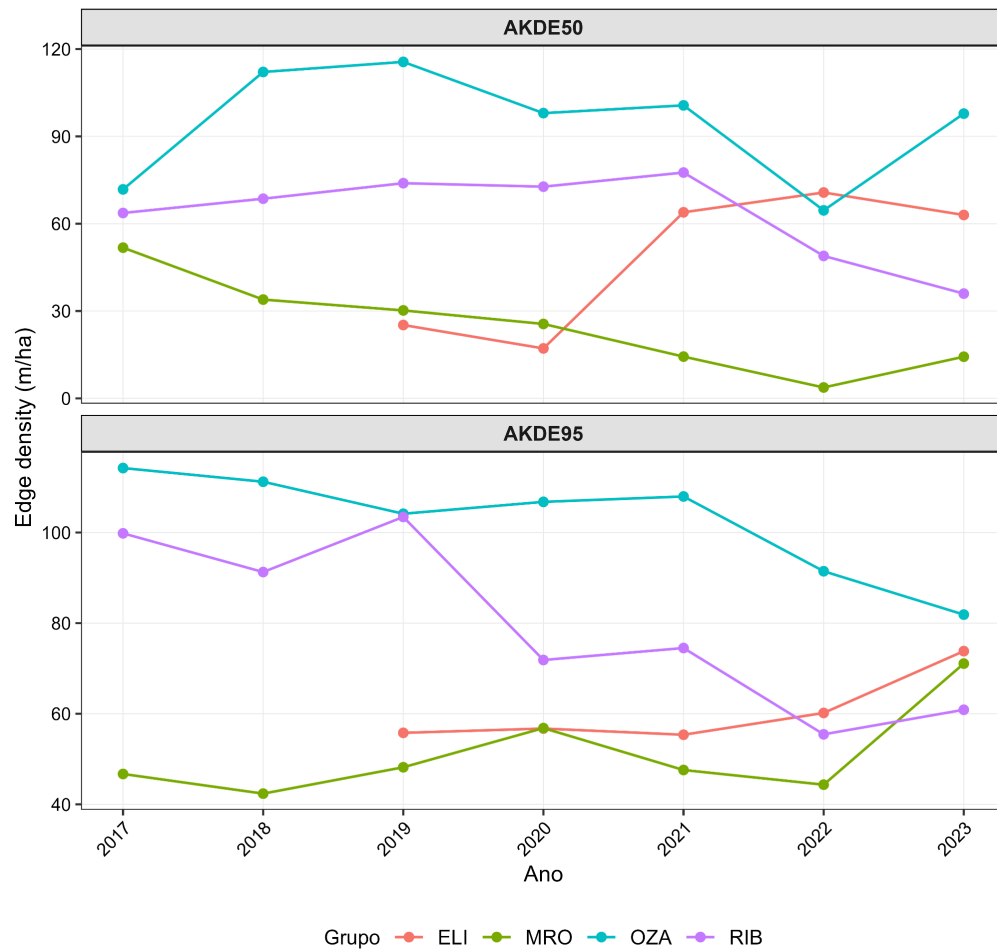


Figura S1. Variação temporal da densidade da borda por grupo entre 2017 e 2023, considerando a área nuclear e a área de vida total.

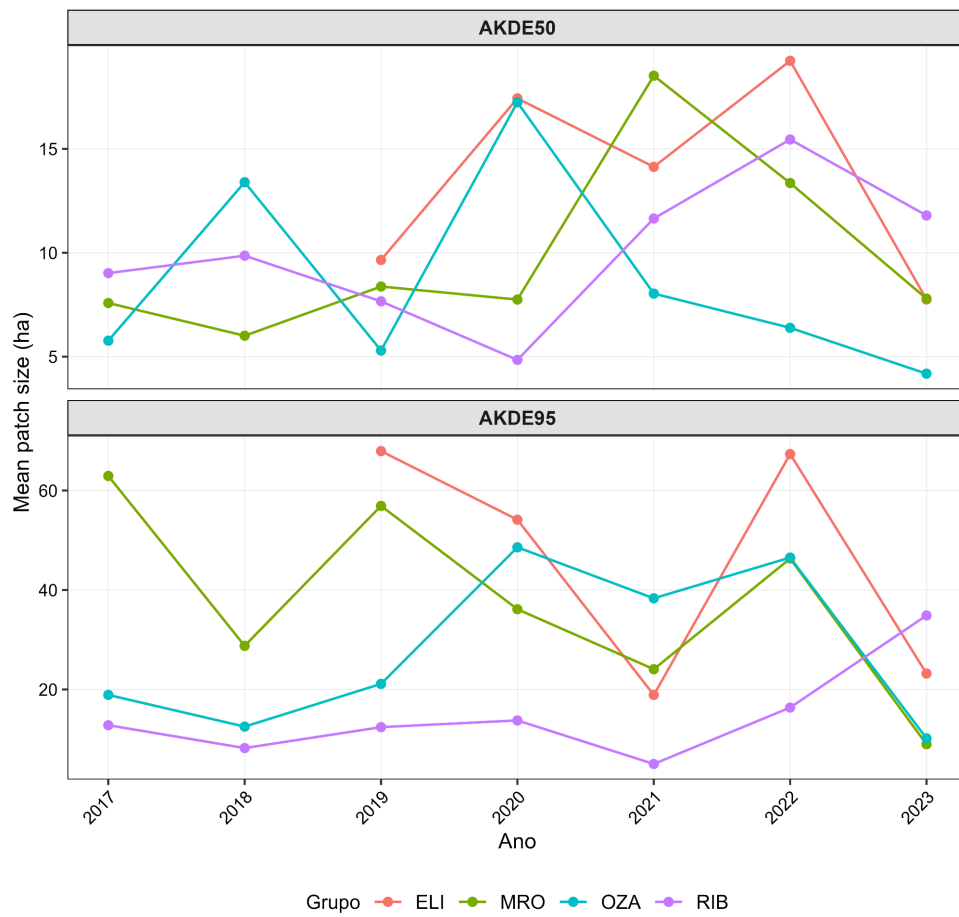


Figura S2. Variação temporal do tamanho médio dos fragmentos na área de vida dos grupos entre 2017 e 2023, considerando a área nuclear e a área de vida total.

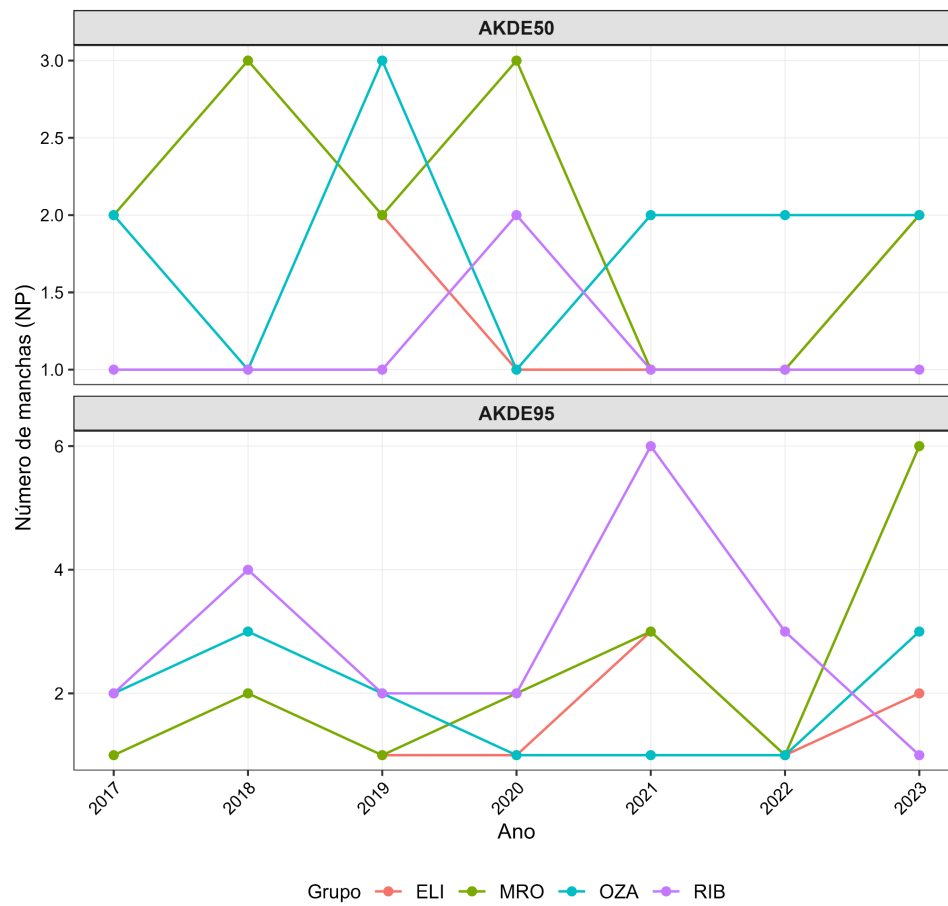


Figura S3. Variação temporal do número de manchas na área de vida dos grupos entre 2017 e 2023, considerando a área nuclear e a área de vida total.

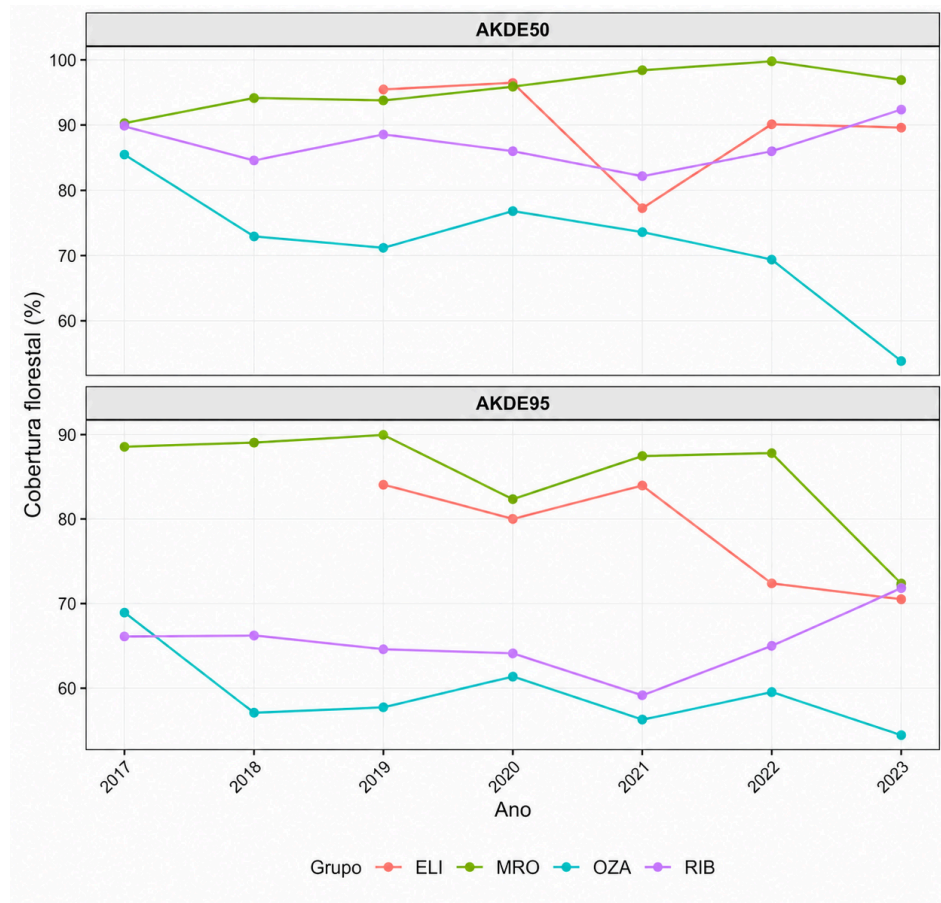


Figura S4. Variação temporal da proporção de cobertura florestal na área de vida dos grupos entre 2017 e 2023, considerando a área nuclear e a área de vida total.

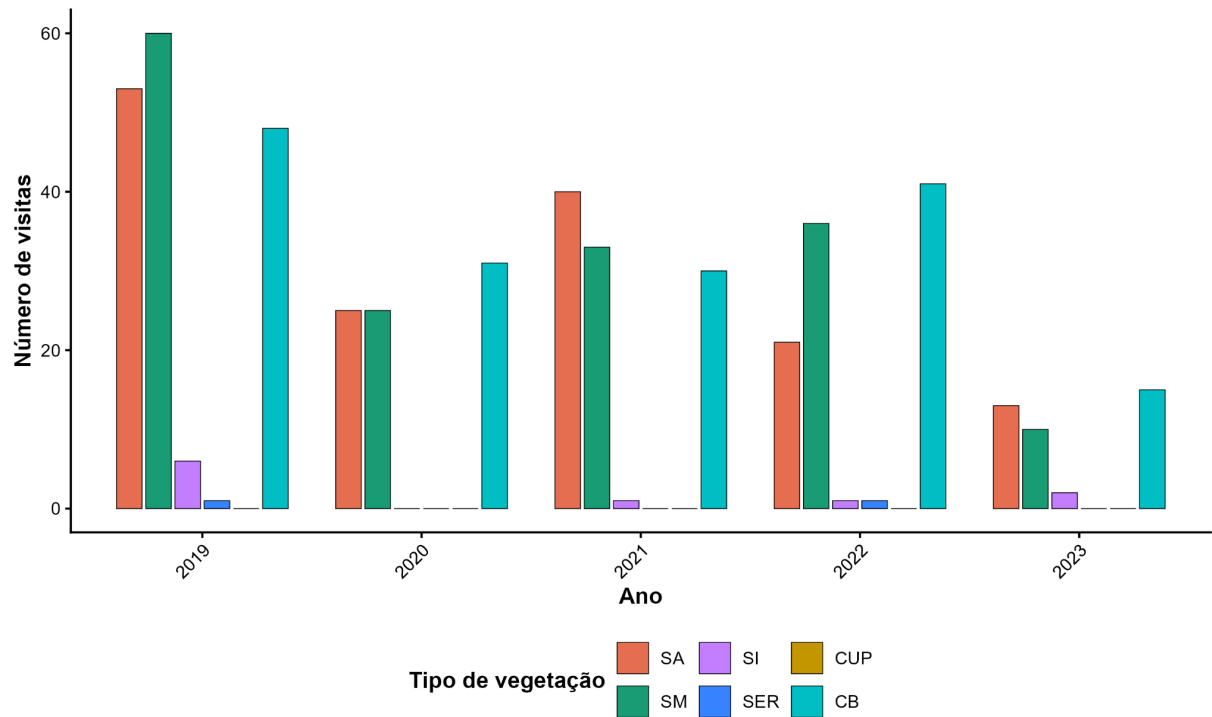


Figura S5. Eventos de visita aos tipos de vegetação utilizados pelo grupo ELI de micos-leões-baianos (*Leontopithecus chrysomelas*) entre 2019 e 2023. As barras indicam o número de eventos de visita registrados em cada ano para cada tipo de vegetação. Um evento de visita foi considerado quando o tipo de vegetação passou a ser registrado após estar ausente no registro anterior do mesmo grupo e no mesmo dia. As siglas representam: SA = Floresta Secundária Avançada; SM = Floresta Secundária Média; SI = Floresta Secundária Inicial; SER = Plantações de Seringa; CUP = Cupuaçu; CB = Cabruca.

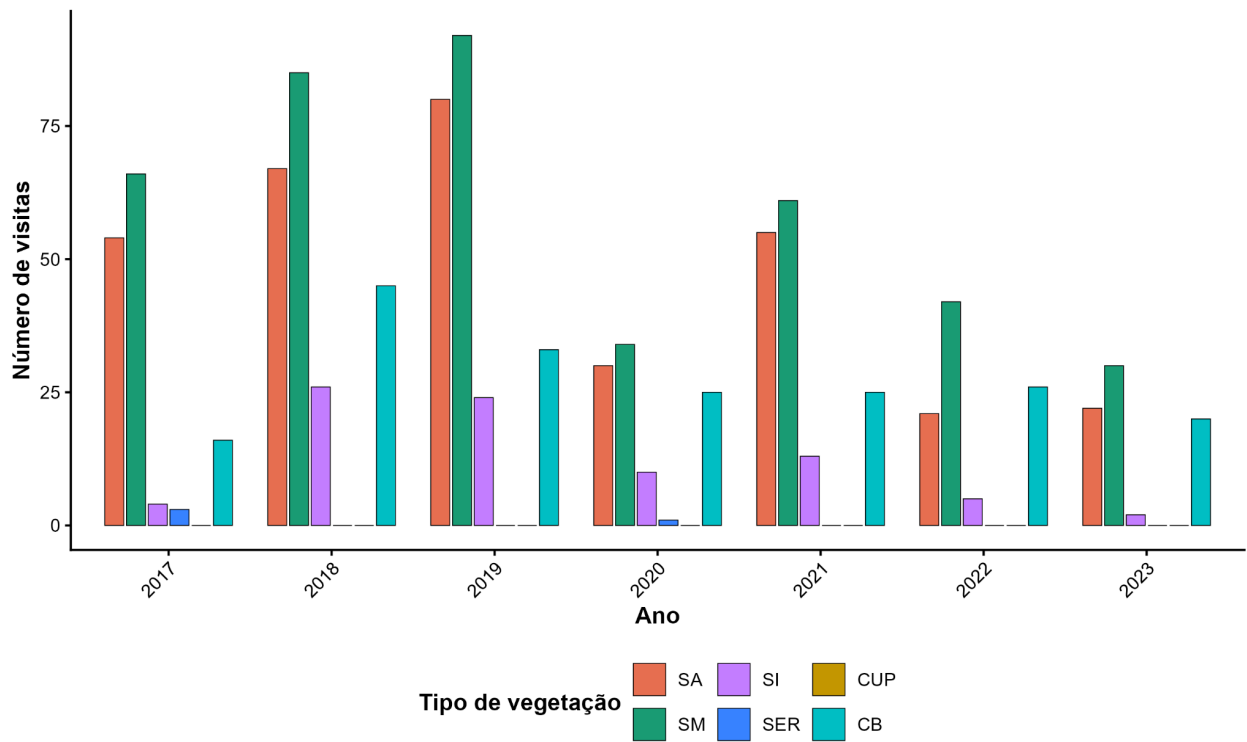


Figura S6. Eventos de visita aos tipos de vegetação utilizados pelo grupo MRO de micos-leões-baianos (*Leontopithecus chrysomelas*) entre 2019 e 2023. As barras indicam o número de eventos de visita registrados em cada ano para cada tipo de vegetação. Um evento de visita foi considerado quando o tipo de vegetação passou a ser registrado após estar ausente no registro anterior do mesmo grupo e no mesmo dia. As siglas representam: SA = Floresta Secundária Avançada; SM = Floresta Secundária Média; SI = Floresta Secundária Inicial; SER = Plantações de Seringa; CUP = Cupuaçu; CB = Cabruca.

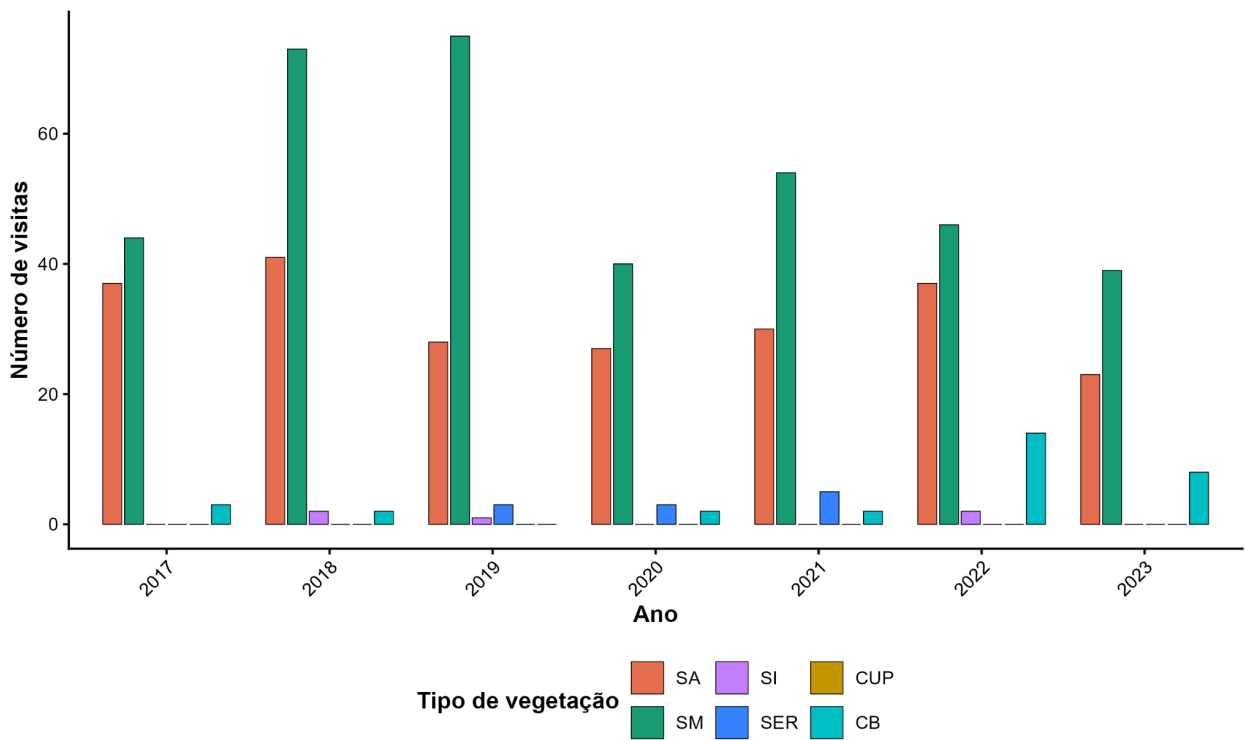


Figura S7. Eventos de visita aos tipos de vegetação utilizados pelo grupo OZA de micos-leões-baianos (*Leontopithecus chrysomelas*) entre 2019 e 2023. As barras indicam o número de eventos de visita registrados em cada ano para cada tipo de vegetação. Um evento de visita foi considerado quando o tipo de vegetação passou a ser registrado após estar ausente no registro anterior do mesmo grupo e no mesmo dia. As siglas representam: SA = Floresta Secundária Avançada; SM = Floresta Secundária Média; SI = Floresta Secundária Inicial; SER = Plantações de Seringa; CUP = Cupuaçu; CB = Cabruca.

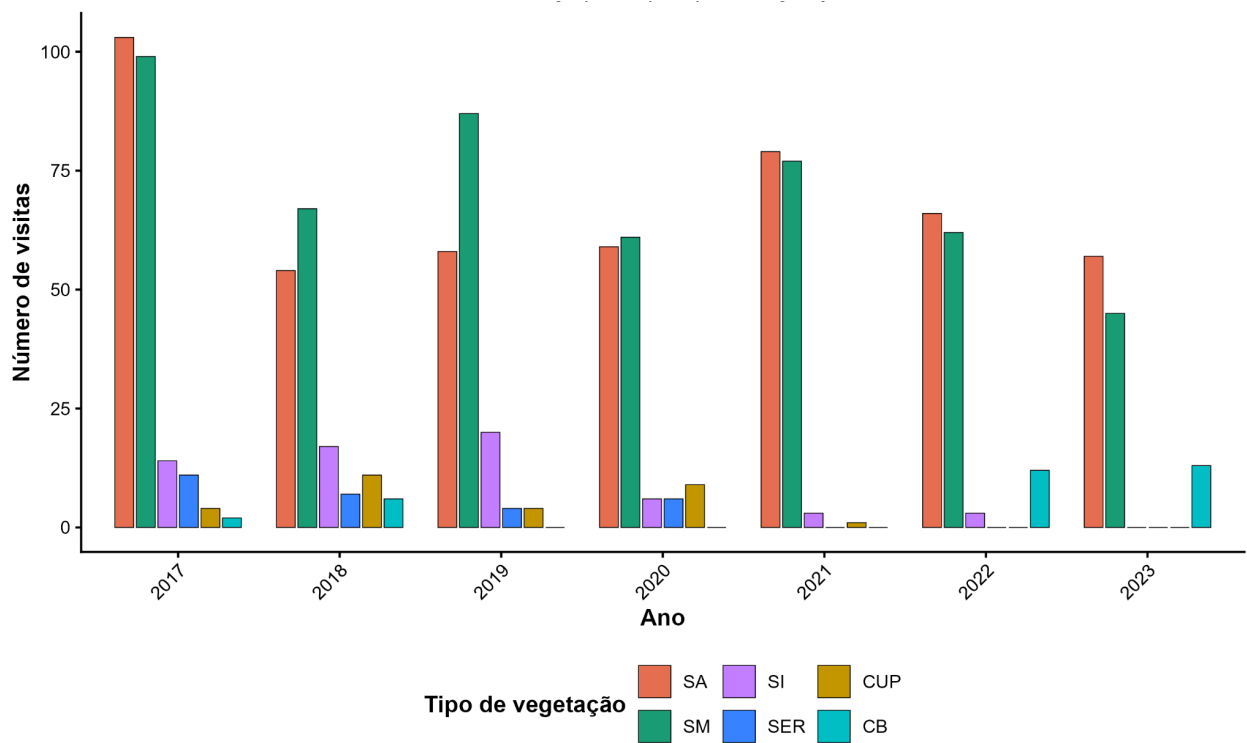


Figura S8. Eventos de visita aos tipos de vegetação utilizados pelo grupo RIB de micos-leões-baianos (*Leontopithecus chrysomelas*) entre 2019 e 2023. As barras indicam o número de eventos de visita registrados em cada ano para cada tipo de vegetação. Um evento de visita foi considerado quando o tipo de vegetação passou a ser registrado após estar ausente no registro anterior do mesmo grupo e no mesmo dia. As siglas representam: SA = Floresta Secundária Avançada; SM = Floresta Secundária Média; SI = Floresta Secundária Inicial; SER = Plantações de Seringa; CUP = Cupuaçu; CB = Cabruca.

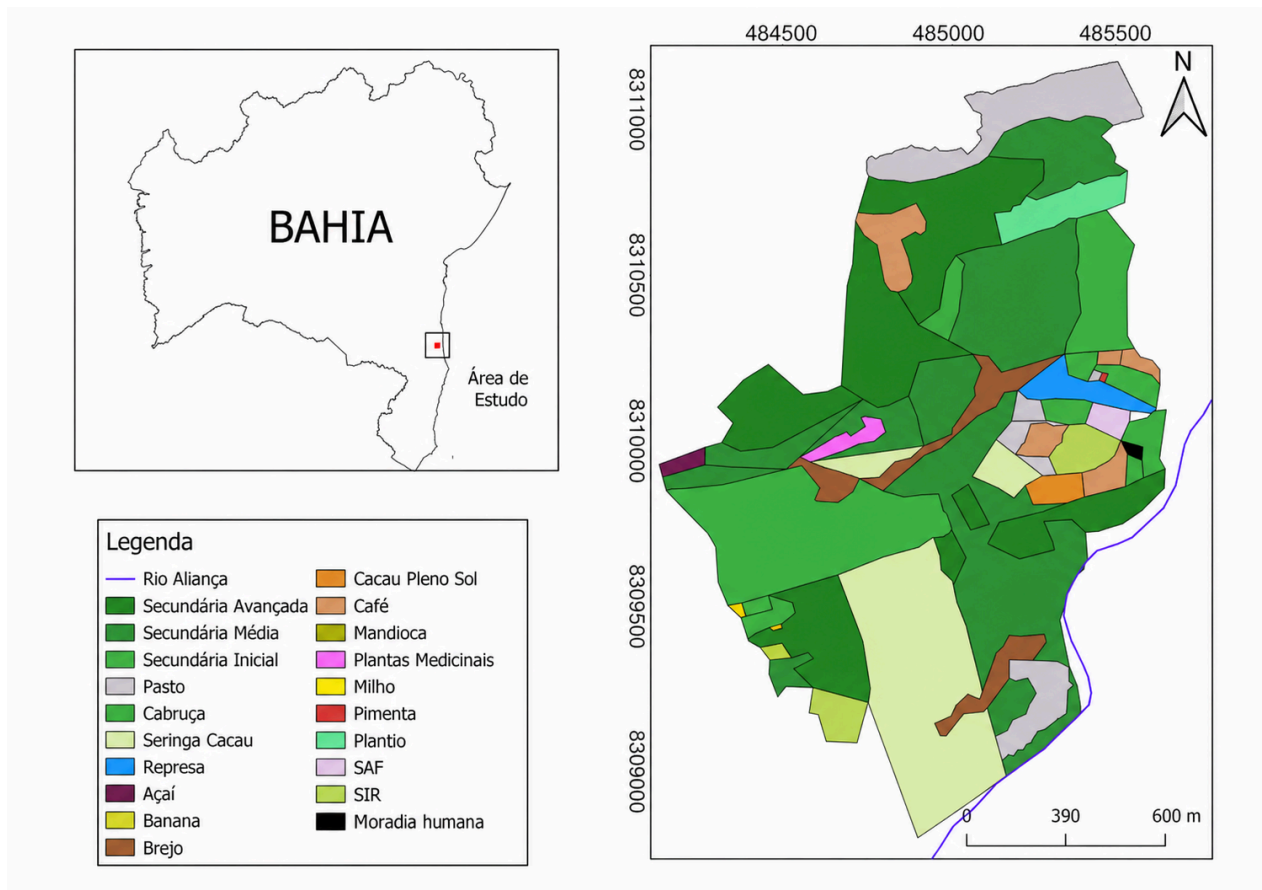


Figura S9. Mapa de localização da área de estudo, indicando os tipos de vegetação e áreas antrópicas disponíveis para os quatro grupos-alvo. O ponto vermelho localizado no mapa da Bahia à esquerda é referente à área de estudo localizada em Colônia de Una, situada no município de Una, no Sul da Bahia, Brasil. As siglas estão de acordo com a classificação dos tipos de vegetação definida por Catenacci; De Vleeschouwer; Nogueira-filho (2009).

TABELAS

Tabela S1. Classificação dos tipos de vegetação definidos por Catenacci; De Vleeschouwer; Nogueira-Filho (2009) presentes na Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil.

Tipo de habitat	Classificação
Floresta Madura	Floresta com poucos sinais de perturbação humana passada, que foi derrubada há muito tempo. Floresta de copa fechada, árvores geralmente com pelo menos 20 m de altura e grandes diâmetros. Muitas bromélias de todas as classes de tamanho, extensa cobertura de cipós. Solo da floresta coberto por uma extensa camada de raízes finas.
Floresta Secundária	Floresta com sinais visíveis de perturbação humana passada, submetida à exploração madeireira geral ou seletiva. É feita uma distinção entre floresta secundária avançada e floresta secundária inicial.
Floresta Secundária Avançada	Floresta com dossel relativamente fechado, mas com maior entrada de luz nos estratos inferiores do que na floresta madura; árvores geralmente entre 15 e 20 m de altura, com diâmetros relativamente grandes; presença de bromélias, geralmente grandes, e fina camada de lianas e raízes.
Floresta Secundária Média (Áreas de Transição)	Áreas de transição entre floresta secundária avançada e floresta secundária inicial, com características intermediárias entre esses dois tipos.
Floresta Secundária Inicial	Floresta com dossel aberto e grande entrada de luz; árvores relativamente finas, com menos de 15 m de altura; sub-bosque relativamente fechado; menor presença de bromélias ou camada de lianas.
Cabruca	Sistema tradicional de cultivo sombreado de cacau, no qual a floresta é raleada à medida que os cacaueiros substituem o sub-bosque original.
Floresta Pantanosa	Áreas que permanecem alagadas durante pelo menos parte do ano, apresentando vegetação associada a ambientes encharcados e sinais evidentes de inundação sazonal ou permanente.
Campos	Áreas abertas submetidas a perturbações humanas

recentes ou ainda em andamento. Incluem locais utilizados como pastagem ou que foram abandonados há pouco tempo, podendo apresentar diferentes graus de regeneração da vegetação.

Campo de Regeneração

Áreas anteriormente utilizadas como pastagem que foram abandonadas e se encontram em processo de regeneração. Nesses ambientes, observa-se a presença de arbustos, alta densidade de capim-navalha e algumas árvores jovens ou finas, geralmente ainda em baixa quantidade.

Campo aberto

Áreas ainda utilizadas como pastagem ou abandonadas muito recentemente, caracterizadas por vegetação bastante aberta, ausência ou baixa presença de árvores e predomínio de arbustos esparsos ou capins, normalmente com altura inferior a 2 m, desconsiderando plantas cultivadas.

Tabela S2. Seleção das variáveis de composição social para as métricas anuais de área de vida e área nuclear de *Leontopithecus chrysomelas*.

Resposta	Modelo	Modelo candidato	K	AIC	AICc	$\Delta AICc$	wi	Σwi
AKDE50	1	ano + esforço + adultos médios ⁺	12	140,30	164,30	0,00	0,562	0,562
AKDE50	2	ano + esforço	11	146,31	165,17	0,86	0,365	0,928

Tabela S3. Seleção das variáveis de composição social para as métricas mensais de deslocamento diário de *Leontopithecus chrysomelas*.

Resposta	Modelo	Modelo candidato	K	AICc	ΔAIC_c	wi	Σwi
Deslocamento	1	mês + esforço + cobertura de área aberta + presença de infante	18	-11,37	0,00	0,851	0,851
Deslocamento	2	mês + esforço + cobertura de área aberta	17	-6,78	4,59	0,086	0,936

Tabela S4. Seleção das variáveis de composição social para as métricas mensais de velocidade média de *Leontopithecus chrysomelas*.

Resposta	Modelo	Modelo candidato	K	AICc	ΔAIC_c	wi	Σwi
Velocidade	1	mês + esforço + cobertura de área aberta + presença de infante	18	1601,48	0,00	0,627	0,627
Velocidade	2	mês + esforço + cobertura de área aberta	17	1603,69	2,21	0,207	0,835