



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**



**COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM AO LONGO DA DISTRIBUIÇÃO DE
CALLICEBUS COIMBRAI KOBAYASHI & LANGGUTH, 1999 E SUA
RELAÇÃO COM A OCORRÊNCIA DA ESPÉCIE**

**Aline Souza Santana
Mestrado Acadêmico**

**São Cristóvão
Sergipe – Brasil
2025**

ALINE SOUZA SANTANA

**COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM AO LONGO DA DISTRIBUIÇÃO DE
Callicebus coimbrai KOBAYASHI & LANGGUTH, 1999 E SUA
RELAÇÃO COM A OCORRÊNCIA DA ESPÉCIE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Raone Beltrão-Mendes

São Cristóvão
Sergipe – Brasil

2025

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

S232c Santana, Aline Souza.
Composição da paisagem ao longo da distribuição de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 e sua relação com a ocorrência da espécie / Aline Souza Santana; orientador Raone Beltrão Mendes. – São Cristóvão, SE, 2025.
70 f.; il.

Dissertação (mestrado em Ecologia e Conservação) –
Universidade Federal de Sergipe, 2025.

1. Ecologia animal. 2. Primatas. 3. Biodiversidade. 4. Solos -
Manejo. 5. Habitat (Ecologia). 6. Mata atlântica. I. *Callicebus coimbrai*.
II. Mendes, Raone Beltrão, orient. III. Título.

CDU 599.822

TERMO DE APROVAÇÃO

COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM AO LONGO DA DISTRIBUIÇÃO DE *Callicebus coimbrai* KOBAYASHI & LANGGUTH, 1999 E SUA RELAÇÃO COM A OCORRÊNCIA DA ESPÉCIE

ALINE SOUZA SANTANA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestra em Ecologia e Conservação.

APROVADA pela banca examinadora composta por

PROF. DR. RAONE BELTRÃO-MENDES (Orientador)

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe

PROFA. DRA. MÍRIAM PLAZA PINTO

Universidade Federal do Rio Grande do Norte

PROF. DR. SIDNEY FEITOSA GOUVEIA

Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão/SE, 28 de agosto de 2025

À minha mãe, minha eterna *ma chérie*.
Dedico.

AGRADECIMENTOS

Em primeiríssimo lugar, à Deus, pois é o provedor de tudo e de todas as coisas. Ele me deu forças, perseverança e o dom de acreditar em mim mesma.

À minha amada mãe Maria Lúcia (Luci), que no seu imensurável amor, sempre acreditou no meu potencial, que um dia eu chegaria “lá”. Obrigada, mainha! Obrigada por ter me dado o prazer de ser sua filha. Eu te amo!

Ao meu companheiro e amigo, Hamilton. Obrigada pelos momentos de atenção, de carinho, pela paciência, por ser quem você é. Simplesmente, obrigada pelo seu amor!

Ao meu pai Paulo, meus irmãos Manuela e Lázaro, minha sobrinha Beatriz e demais familiares. Obrigada pelo carinho, pela atenção, pelas palavras reconfortantes, pelas orações, por sempre torcerem pelo meu sucesso. Amo vocês!

Ao meu orientador Raone, por ter acreditado em mim. Raone, você sabe o quanto foi importante nessa jornada. Nossa! E quanto foi! Obrigada pela orientação, dedicação, competência, paciência, ensinamentos, pela amizade e momentos de descontração. Você foi um orientador incrível em todos os aspectos, e um amigo em um momento específico de fragilidade na minha vida pessoal. Muito obrigada por tudo!

À banca examinadora, pelas considerações relevantes que enriqueceram este projeto. Obrigada!

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação e à Universidade Federal de Sergipe, pela oportunidade e estrutura oferecida para o desenvolvimento do meu projeto. Agradeço também aos professores, pela excelência na condução das aulas e demais atividades acadêmicas. Obrigada!

Obrigada ao laboratório de Biologia da Conservação, associado ao Laboratório de Pesquisas Integrativa em Biodiversidade (PIBI Lab). Aos antigos e novos colegas desses laboratórios que tive o prazer de conhecer ao longo dessa jornada.

Aos amigos Cat, Aluci, Artêmio, Hortência, Maria Cecília, Lucas, Dona Raimunda. Vocês são incríveis! Muito obrigada pela amizade!

Agradeço pelas amizades conquistadas durante meu período de mestrado: Carolina (Calol), Carol (outra Calol, kkk), Riclécia, Vitor, Bruno 1, Bruno 2, Felipe, Eduardo, Jamile, Helon, Marília (Maria, para mim) e tantos outros que não são mencionados, mas não foram esquecidos. Obrigada!

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de mestrado.

Enfim, agradeço a todos que contribuíram para que eu desse mais um passo na busca pela sabedoria e realização profissional. Obrigada!

“A única forma de chegar ao impossível, é acreditar que é possível”
(Alice no País das Maravilhas, 2010)

RESUMO

Mudanças no uso e cobertura do solo (LULC) estão entre os principais fatores do declínio da biodiversidade, promovendo perda e fragmentação de hábitat, afetando a distribuição e abundância de organismos. A conversão das paisagens naturais em matrizes antrópicas, restringe a vegetação nativa a remanescentes isolados entre si. Nesse contexto, os primatas arborícolas são sensivelmente afetados por dependerem essencialmente de habitats florestados. Aqui, caracterizamos a composição da paisagem ao longo da distribuição de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999, primata Em Perigo de extinção e endêmico da Mata Atlântica entre o Rio São Francisco e o Recôncavo Baiano. Utilizamos dados de LULC do MapBiomas (col.9) para analisar sua composição atual (2023), comparativa (1985 e 2023), temporal (1985 a 2023) na ocorrência conhecida da espécie e em 65 paisagens, em diferentes escalas espaciais (raios de 1 km, 2 km e 3 km). Identificamos 18 classes de LULC na distribuição atual de *C. coimbrai*, com predominância de Formação Florestal (21,68%), Pastagem (~44%), Mosaico de Usos (15,89%) e Formação Savânica (3,12%). A análise comparativa diferiu significativamente em todas as classes ($\chi^2 = 175,17$, $df = 17$, $p < 0,01$) e a temporal mostrou conversão de Formação Florestal (~50%) e Formação Savânica (37,65%) principalmente para Pastagem. Houve diferenças significativas para Formação Florestal, com maiores proporções nos raios de 1 km ($W = 1778$; $p < 0,01$) e 2 km ($W = 1476$; $p < 0,01$) Pastagem, com menor proporção no raio de 1 km ($W = 691$; $p = 0,01$), em relação à média geral da distribuição; Mosaico de Usos, com menores valores nos raios de 2 km ($W = 701$; $p = 0,02$) e 3 km ($W = 719$; $p = 0,02$) e Silvicultura, com os maiores valores em todas as classes ($p < 0,01$). Entre os raios, diferem significativamente Formação Florestal ($H^2 = 8,78$; $p = 0,01$), Pastagem ($H^2 = 7,82$; $p = 0,02$), Silvicultura ($H^2 = 7,18$; $p = 0,02$) e Área Urbanizada ($H^2 = 27,08$; $p < 0,01$). Nossos resultados indicam que as florestas com ocorrência da espécie vêm sendo continuamente devastadas pela pecuária e agricultura, principais ameaças à conservação de *C. coimbrai*. Formação Florestal pode estar se tornando insuficiente para garantir a segurança e manutenção da espécie, principalmente em longo prazo. O histórico de ocupação e transformação da paisagem, embora perceptíveis em escalas maiores, pode ainda não demonstrar efeitos emergentes, mas gerar um “débito de extinção”, com impactos sobre as populações de *C. coimbrai* em gerações futuras. O presente estudo reforça a necessidade de estratégias de conservação, podendo apoiar e orientar ações futuras de atuação.

Palavras-chave: Uso do solo; Mata Atlântica; guigó de Coimbra-Filho

ABSTRACT

Land use and land cover (LULC) changes are among the main drivers of biodiversity decline, promoting habitat loss and fragmentation and affecting the distribution and abundance of organisms. The conversion of natural landscapes into anthropogenic matrices restricts native vegetation to isolated remnants. In this context, arboreal primates are particularly affected due to their essential dependence on forested habitats. Here, we characterized the landscape composition throughout the distribution of *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999, an Endangered primate endemic to the Atlantic Forest between the São Francisco River and the Recôncavo region of Bahia. We used LULC data from MapBiomas (collection 9) to analyze current (2023), comparative (1985 and 2023), and temporal (1985–2023) landscape composition within the species' known occurrence and across 65 landscapes at different spatial scales (1 km, 2 km, and 3 km radii). We identified 18 LULC classes within the current distribution of *C. coimbrai*, with predominance of Forest Formation (21.68%), Pasture (~44%), Mosaic of Uses (15.89%), and Savanna Formation (3.12%). The comparative analysis showed significant differences across all classes ($\chi^2 = 175.17$, $df = 17$, $p < 0.01$), and the temporal analysis revealed conversion of Forest Formation (~50%) and Savanna Formation (37.65%) mainly into Pasture. Significant differences were found for Forest Formation, with higher proportions at 1 km ($W = 1778$; $p < 0.01$) and 2 km ($W = 1476$; $p < 0.01$) radii; Pasture, with lower proportion at the 1 km radius ($W = 691$; $p = 0.01$) compared to the overall distribution mean; Mosaic of Uses, with lower values at 2 km ($W = 701$; $p = 0.02$) and 3 km ($W = 719$; $p = 0.02$) radii; and Forestry, with the highest values across all classes ($p < 0.01$). Among spatial scales, significant differences were detected for Forest Formation ($H^2 = 8.78$; $p = 0.01$), Pasture ($H^2 = 7.82$; $p = 0.02$), Forestry ($H^2 = 7.18$; $p = 0.02$), and Urban Area ($H^2 = 27.08$; $p < 0.01$). Our results indicate that forests where the species occurs have been continuously degraded by cattle ranching and agriculture, the main threats to the conservation of *C. coimbrai*. Forest Formation may be becoming insufficient to ensure the species' long-term persistence and viability. The historical process of landscape occupation and transformation, although perceptible at broader scales, may not yet fully demonstrate emerging effects but may generate an “extinction debt,” with impacts on *C. coimbrai* populations in future generations. This study reinforces the need for conservation strategies and may support and guide future management actions.

Keywords: Land use; Atlantic Forest; Coimbra-Filho's titi monkey

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. <i>Callicebus coimbrai</i> no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (RVSMJ) em Capela, Sergipe, Nordeste do Brasil. Fotos: Hamilton Ferreira Barreto.	20
Figura 2. Localização da área de estudo, em vermelho, no mapa do Brasil. Em destaque, a distribuição de <i>Callicebus coimbrai</i> (linha roxa) nos estados de Sergipe e Bahia, no Nordeste brasileiro (Jerusalinsky et al., 2025). O uso e cobertura do solo foram classificados pelo MapBiomas, disponível na coleção 9.	22
Figura 3. Localização dos <i>buffers</i> (3 km) estabelecidos a partir dos centroides dos fragmentos com ocorrência conhecida de <i>Callicebus coimbrai</i> em sua distribuição geográfica. Cada <i>buffer</i> representa uma paisagem.	25
Figura 4. Porcentagem do uso e cobertura do solo na área de distribuição de <i>Callicebus coimbrai</i> , entre os anos de 1985 a 2023. A figura representa as classes acima de 1% de área total.	30
Figura 5. Porcentagem do uso e cobertura do solo na área de distribuição de <i>Callicebus coimbrai</i> , entre os anos de 1985 a 2023. A figura representa as classes abaixo de 1% de área total.	32
Figura 6. Análises descritivas e frequência da distribuição das classes de uso e cobertura do solo mais representativas em 2023, em paisagens (<i>buffers</i>) de 1, 2 e 3 km. 1ºQ = primeiro quartil; 3ºQ = terceiro quartil.....	33
Figura 7. Comparação da porcentagem das principais classes entre as paisagens de 1, 2 e 3 km e área geral da distribuição de <i>Callicebus coimbrai</i> . A linha tracejada representa a porcentagem da área total de distribuição da espécie.....	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classes de LULC na área de distribuição de *C. coimbrai*, nos períodos de 1985 e 2023, com respectivas áreas (ha), porcentagem de cobertura (%), variação espacial (ganho [+] ou perda [-]) e resultado individualizado do qui-quadrado (χ^2). A comparação da análise significativa ($\chi^2 = 175,17, p < 0,01$) evidenciou a contribuição de cada classe entre os períodos citados. O asterisco (*) indica as classes que mais contribuíram com a transformação do uso do solo no intervalo analisado.....28

Tabela 2. Matriz de transição das principais classes do MapBiomias (2024) na distribuição de *Callicebus coimbrai* nos anos de 1985 a 2023. A porcentagem representa a proporção de cada classe que permaneceu ou sofreu modificação para outras classes neste intervalo de tempo.30

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice I. Descrição das classes de uso e cobertura da terra, disponível na coleção 9 do MapBiomias (2024). As descrições são específicas para o bioma Mata Atlântica. Adaptado de: < <https://brasil.MapBiomias.org/en/codigos-de-legenda/>>. 54

Apêndice II. Ocorrência de *Callicebus coimbrai* com os respectivos dados sobre estados, municípios, área de amostragem, coordenadas geográficas e referências bibliográficas associada. As marcações em cinza representam as coordenadas que foram realocadas para o interior do fragmento, conforme a sessão “*Compilação dos dados de ocorrência de Callicebus coimbrai*”). **NULL:** Coordenada não informada no artigo original (Sousa, 2000). Portanto, atribuímos uma coordenada representativa com base na localização do fragmento mencionado no artigo de origem..... 56

Apêndice III. Descrição das classes de uso e cobertura do solo presentes nos *buffers* de 1 km, 2 km e 3 km. Cada *buffer* representa uma paisagem. As porcentagens são referentes à área total de distribuição de *C. coimbrai* e a média no interior dos *buffers*. Adicionalmente, a tabela mostra o número de *buffers* acima da porcentagem da área geral da distribuição de *C. coimbrai*..... 63

Apêndice IV. Análises descritivas e frequência da distribuição das classes de uso e cobertura do solo menos presentes (abaixo de 4%) em 2023 nas paisagens (*buffers*) de 1, 2 e 3 km. 1ºQ = primeiro quartil; 3ºQ = terceiro quartil. 64

Apêndice V - Classes menos presentes nas paisagens de 1, 2 e 3 km na distribuição de *Callicebus coimbrai*. A linha tracejada representa a porcentagem da área geral da distribuição estudada em comparação com a porcentagem média das áreas nos três diferentes *buffers*. 67

Apêndice VI - Resultado do teste de *Wilcoxon* comparando as classes de LULC da área total da distribuição de *C. coimbrai* com as paisagens de 1, 2 e 3 km. A maioria das classes apresentou diferença significativa ($p < 0,01$) nas três escalas analisadas. 68

Apêndice VII - Análise de *Kruskal-Wallis* das classes de LULC entre os diferentes tamanhos de *buffers* (1, 2 e 3 km) das paisagens com presença de *Callicebus coimbrai*. 69

Apêndice VIII - Comparação par-a-par (*post-hoc*, MÉTODO) entre as classes de LULC nas diferentes escalas (1, 2 e 3 km) ao longo da distribuição de *Callicebus coimbrai*. As células destacadas informam as classes que diferiram significativamente entre si. 70

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	15
OBJETIVOS	19
Objetivos gerais	19
Objetivos específicos	19
MÉTODOS.....	20
Espécie de estudo.....	20
Área de estudo	21
Dados de uso e cobertura do solo	23
Compilação dos dados de ocorrência de CALLICEBUS COIMBRAI	23
Dados da paisagem	24
Análises estatísticas	25
RESULTADOS	26
Estado atual da LULC (2023) na distribuição de CALLICEBUS COIMBRAI.....	26
Variação histórica da LULC na distribuição CALLICEBUS COIMBRAI nos anos de 1985 e 2023.....	26
Conversão temporal da LULC na distribuição de CALLICEBUS COIMBRAI entre os anos de 1985 a 2023.....	29
Condição da paisagem conhecida de CALLICEBUS COIMBRAI em diferentes escalas (buffers de 1 km, 2 km e 3 km).....	32
DISCUSSÃO	37
REFERÊNCIAS	44
APÊNDICES	54

INTRODUÇÃO

A mudança no uso do solo é considerada uma das principais causas do declínio da biodiversidade. Essas alterações modificam a configuração espacial das paisagens terrestres, podendo influenciar na distribuição, abundância e diversidade das comunidades de espécies que ainda persistem (Galán-Acedo et al., 2019a; Semper-Pascual et al., 2021). As atividades humanas implicam na conversão das paisagens naturais em mosaicos de usos, com áreas heterogêneas compostas por coberturas naturais e antrópicas, onde a vegetação nativa fica restrita a remanescentes (ou manchas) de hábitat (Valente et al., 2017; Galán-Acedo et al., 2019a).

Nas últimas décadas, a conversão de ecossistemas naturais em paisagens antropizadas tem sido mais expressiva nos trópicos (Achard et al., 2014; Taubert et al., 2018). Estudos preditivos sugerem que as regiões com maiores índices de biodiversidade (*e.g.*, tropicais) poderão sofrer com elevadas taxas de extinção nos próximos anos se não houver redução de atividades antrópicas como agricultura, pastagem, extração madeireira e expansão urbana (Visconti et al., 2011; Lewis et al., 2015; Visconti et al., 2016; Taubert et al., 2018). Apenas para a conversão de vegetação nativa para agricultura, foi previsto mais de 50% de aumento até 2050 (Visconti et al., 2011). A região tropical abriga mais da metade das espécies conhecidas em todo o mundo (Taubert et al., 2018), mas apesar disso, grande parte das pesquisas que abordam ecologia de paisagem nos trópicos se concentra em atributos do fragmento, como tamanho (Haddad et al., 2015) e quantidade de borda (Pfeifer et al., 2017), comprometendo desta maneira, os padrões de respostas das espécies em nível de paisagem em ecossistemas tropicais modificados pelo homem (Melo et al., 2013).

A perda e fragmentação de hábitat são resultantes dessas constantes transformações no uso do solo, representando duas das maiores ameaças à biodiversidade (Laurance et al., 2000; Tannier et al., 2016). Associadas à permeabilidade da matriz (maior/menor) (Tscharrntke et al., 2012), essas ameaças sucedem a limitação ou contenção da diversidade biológica nos ambientes remanescentes, comprometendo as dinâmicas de populações e comunidades (Laurance et al., 2000; Tannier et al., 2016). A remoção de hábitat pode reduzir ou extinguir localmente ou completamente algumas espécies de imediato, dependendo do tamanho populacional e/ou atributos de história de vida, principalmente aquelas raras ou com distribuições restritas (Wilcox, 1980). Ademais, a redução da quantidade de hábitat dificulta o acesso a diferentes fontes de recursos, tornando-os inacessíveis para algumas espécies, inviabilizando a utilização de áreas de hábitat anteriormente maiores (Shafer, 1990). Já a fragmentação fraciona o hábitat

em parcelas menores (Tschardt et al., 2012; Jackson & Fahrig, 2013), impondo um novo arranjo espacial (configuração) da paisagem, afetando a conectividade entre fragmentos e as espécies presentes em cada um (Fahrig, 2013).

É fundamental compreender os impactos da perda e fragmentação de habitats e de quais maneiras esses fatores influenciam a permanência, manutenção e conservação de inúmeras espécies nos remanescentes florestais, assim como o papel das matrizes em uma paisagem. Isso porque a plasticidade em responder às diferenças em habitats alterados é intrínseca a cada espécie (Mortelliti et al., 2010). Uma matriz antrópica cria barreiras que podem influenciar a dinâmica das espécies nos remanescentes, e a permanência ou transposição do fragmento dependerá das características do habitat, da capacidade de locomoção e dos fatores ecológicos e comportamentais de cada espécie (Pires et al., 2006). A matriz pode ser tanto um conjunto de unidades favoráveis (e.g., para descanso e forrageio; Galán-Acedo et al., 2019b) ou passagem para algumas espécies, quanto uma barreira ou filtro para espécies florestais nativas (Kupfer et al., 2006). Assim, cada espécie utiliza os habitats e gradientes de formas diferentes, e são esses aspectos que determinam sua distribuição em paisagens florestais fragmentadas e matriz circundante (Pais et al., 2020).

Os mamíferos, por exemplo, estão ameaçados principalmente pelas modificações em seus habitats (Jorge et al., 2013) e pela caça (Cullen Jr et al., 2000; Galetti et al., 2009). Tais modificações resultam em alterações na composição de suas assembleias (Canale et al., 2012) e no desaparecimento de espécies suscetíveis a esses distúrbios, favorecendo a dominância de espécies tolerantes a paisagens fragmentadas, sejam nativas ou exóticas (Jorge et al., 2013; Beca et al., 2017). Atualmente, das 709 espécies de mamíferos que ocorrem no Brasil, 99 se encontram em algum risco de extinção, das quais Primates (~54%), Rodentia (~19%) e Artiodactyla (13,1%), são as mais afetadas (IUCN, 2023). A contínua perda de espécies de mamíferos tem o potencial de desencadear uma série de efeitos em diferentes escalas espaço-temporais, como a diminuição na dispersão e predação de sementes, mudanças nas teias tróficas e evolutivas (Bogoni et al., 2016).

Para os mamíferos especialistas de grande porte, as alterações antrópicas no habitat impactam sua sobrevivência de forma direta e negativa, uma vez que necessitam de grandes áreas de vida, diferentemente de muitas espécies generalistas ou de pequeno porte, que possuem a plasticidade de contornar os efeitos negativos (Bogoni et al., 2016; Regolin et al., 2017). pequenos carnívoros nos EUA, como as martas (*Martes martes*) e gambás (*Spilogale* spp.), são criticamente sensíveis às modificações do uso da terra (Lesmeister et al., 2013), e necessitam

de mais de 60% de áreas florestadas numa dada paisagem, evitando a transposição de áreas desmatadas (Cushman et al., 2011). No Sul da Amazônia, pequenos mamíferos dependentes de florestas estão sofrendo extirpações locais em decorrência da redução dos fragmentos resultantes da fragmentação florestal e degradação do hábitat, enquanto espécies generalistas e de hábitat aberto estão expandindo tanto suas abundâncias quanto suas áreas de ocorrência (Palmeirim et al., 2020).

Mamíferos arborícolas podem ser particularmente sensíveis às alterações no uso da terra, devido à sua dependência de cobertura florestal (Galán-Acedo et al., 2019b). Eles representam fortemente os vertebrados nas florestas tropicais (Kays & Allison, 2001) e desempenham processos ecológicos complexos nos estratos arbóreos, como a polinização (Carthew, 1997; Ganesh & Devy, 2000), dispersão de sementes (Chapman, 1995; Bufalo et al., 2016; Andresen, et al., 2018) e herbivoria (Chapman et al., 2013). Apesar da relevância dos mamíferos para o funcionamento dos ecossistemas tropicais, muitas espécies estão ameaçadas de extinção, como os primatas não humanos (primatas, a partir daqui; Estrada et al., 2017; Cudney-Valenzuela et al., 2022); marsupiais (Lindenmayer et al., 1993; Wayne et al., 2016) e preguiças (Superina et al., 2010; Abba & Superina, 2010). Apenas entre os primatas, mais de 50% de suas espécies estão sob risco de extinção (Chapman & Peres, 2001; Estrada et al., 2017; IUCN, 2023), com as maiores taxas de declínio registradas em regiões tropicais (Dirzo, 2014; Estrada et al., 2017).

Espécies do gênero *Callicebus*, primatas Neotropicais de médio porte, conhecidos como guigós ou sauás, são suscetíveis a alterações ambientais (Cowlishaw & Dunbar, 2000), como as relacionadas ao uso do solo e mudanças climáticas (Gouveia et al., 2016). A plasticidade na dieta e no padrão de atividade poderá garantir a continuidade e sobrevivência das espécies desse gênero em paisagens alteradas (Bicca-Marques, 2003). Sabe-se que algumas espécies de guigós possuem tolerância a florestas secundárias, visto que são encontradas com regularidade nesses ambientes (van Roosmalen et al., 2002), como *Callicebus nigrifrons* Spix, 1823 (Trevelin et al., 2007) e *Callicebus coimbrai* (Ferrari et al., 2000). Embora utilizem tanto florestas secundárias quanto primárias, suas áreas de vida geralmente incluem uma proporção considerável de floresta primária ou habitats florestais perturbados com qualidade suficiente para fornecer recursos essenciais à sua sobrevivência (Heiduck, 2002). Essas características reforçam a importância da manutenção de habitats bem conservados para a manutenção dessas espécies. Não obstante, a capacidade relativamente elevada de tolerância a distúrbios ambientais e de dispersão (Silva et al., 2015) são afetadas por uma combinação de fatores, tais

como a distância do isolamento entre os fragmentos (Arroyo-Rodríguez et al., 2013a), dinâmica de metapopulações (Mandujano et al., 2005), cobertura vegetal e densidade das áreas florestais (Thornton et al., 2011).

Apesar das espécies do gênero *Callicebus* conseguirem tolerar perturbações ambientais (Ferrari et al., 2000), ainda não está claro se essa capacidade reflete uma resposta imediata ou um atraso associado ao débito de extinção. Em primatas, as respostas às mudanças ambientais podem variar conforme a história de vida e dependência de hábitat: algumas espécies respondem rapidamente, enquanto outras exibem respostas tardias (Alcocer-Rodríguez et al., 2021). No caso dos *Callicebus*, suas respostas às alterações no uso do solo podem ser retardadas, uma vez que sua resiliência a flutuações ambientais se enquadra em um padrão ecológico conhecido por apresentar atrasos temporais (Ewers & Didham, 2006; Kuussaari et al., 2009; Hylander & Ehrlén, 2013). Ademais, é importante conduzir avaliações adicionais de suas respostas às mudanças espaciais ao longo do tempo, visto que a maioria dos estudos aborda escalas temporais e espaciais únicas (Benchimol & Venticinque, 2014; Benchimol & Peres, 2015; Silva et al., 2015). Portanto, torna-se essencial a realização de estudos ecológicos que caracterizem as pressões associadas às mudanças no uso do solo, e consequentemente na disponibilidade de hábitat em locais com a ocorrência da espécie-alvo, para melhor compreender os impactos que essas pressões antrópicas podem trazer para a sobrevivência, o comportamento e a distribuição dessas espécies especialistas e dependentes de habitats florestais.

OBJETIVOS

Objetivos gerais

O objetivo desta pesquisa é caracterizar a composição da paisagem ao longo da distribuição de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999, bem como nas adjacências das localidades de ocorrência, em diferentes escalas espaciais.

Objetivos específicos

- Caracterizar espacialmente e quantitativamente o uso e cobertura do solo (composição) atual, ao longo da distribuição de *Callicebus coimbrai*;
- Caracterizar quantitativamente a variação temporal (entre 1985 e 2023) do uso e cobertura do solo ao longo da distribuição de *C. coimbrai*;
- Caracterizar o uso e cobertura do solo nas paisagens com ocorrência conhecida de *C. coimbrai*;
- Avaliar se o uso e cobertura do solo em paisagens com ocorrência conhecida de *C. coimbrai* se assemelha ao uso e cobertura do solo ao longo da distribuição da espécie.

MÉTODOS

Espécie de estudo

Callicebus coimbrai Kobayashi & Langguth, 1999 é um primata de médio porte, comumente conhecido como guigó-de-Coimbra-Filho, ou simplesmente guigó (Figura 1). A espécie é reconhecida pela cor da pelagem majoritariamente bege, uma faixa zebreada no dorso, patas e faces negras com cauda de tonalidades alaranjadas e ausência de dimorfismo sexual no tamanho corporal (Kobayashi & Langguth, 1999). Apresenta características ecológicas inerentes ao gênero *Callicebus* (Vasquez et al., 2025), como dieta predominantemente de frutos, complementada por folhas e sementes, com variações de acordo com o habitat (Souza-Alves et al., 2011; Souza-Alves, 2013; Chagas, 2015; Baião et al., 2015). Possui a capacidade de ocupar pequenos fragmentos, com tamanho de área de vida entre 9 ha e 14 ha (Souza-Alves et al., 2011; Batista et al., 2015). Estudos populacionais estimam que a densidade varia de 12,6 a 28,7 indivíduos/km² (Chagas & Ferrari, 2011; Rocha, 2011; Albuquerque, 2016). Assim como as demais espécies do gênero, os grupos são territorialistas, compostos por um casal reprodutor, juvenis imaturos e filhotes com idades distintas (Chagas, 2009; Rocha, 2011; Chagas & Ferrari, 2011; Batista et al., 2015).



Figura 1. *Callicebus coimbrai* no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (RVSMJ) em Capela, Sergipe, Nordeste do Brasil. Fotos: Hamilton Ferreira Barreto.

Inicialmente, *C. coimbrai* foi encontrado apenas em fragmentos da Mata Atlântica do estado de Sergipe (Kobayashi & Langguth, 1999). No entanto, sua distribuição se estende por Sergipe e Bahia, limitando-se ao Norte pelo Rio São Francisco, ao Sul pelo rio Paraguaçu, ao

Leste pelo Oceano Atlântico, e a Oeste no limite entre a Mata Atlântica e Caatinga (Jerusalinsky et al., 2006). Atualmente, é classificado como Em Perigo (EN, do inglês Endangered) de extinção tanto no Brasil quanto internacionalmente, principalmente em decorrência do alto grau de desmatamento e poucas populações remanescentes (Jerusalinsky et al., 2020, 2025). Sua ocorrência restrita, juntamente com a fragmentação e redução do seu hábitat, resulta na formação de populações pequenas e isoladas, sendo esses os principais fatores que contribuem para um elevado grau de ameaça de extinção para a espécie (ICMBio/MMA, 2018). Esse estado de ameaça é agravado em menor escala pela pressão da caça e manutenção em cativeiro (Beltrão-Mendes et al., 2024).

Área de estudo

Conduzimos o estudo ao longo de toda área de distribuição geográfica de *Callicebus coimbrai*, compreendido no domínio da Mata Atlântica entre o Rio São Francisco e o Recôncavo Baiano (Figura 2). O clima da região é classificado, segundo Köppen, como tropical úmido, do tipo *As* na maior parte da área de estudo, com o período chuvoso no outono e inverno boreais e *Af* ao norte do litoral no Recôncavo Baiano, com chuvas bem distribuídas, sem uma estação seca pronunciada (Alvares et al., 2013). A região possui altitude de até 250 m acima do nível do mar, com precipitação variando de 1.000 e 1.800 mm por ano, sendo mais expressiva entre os meses de abril e setembro.

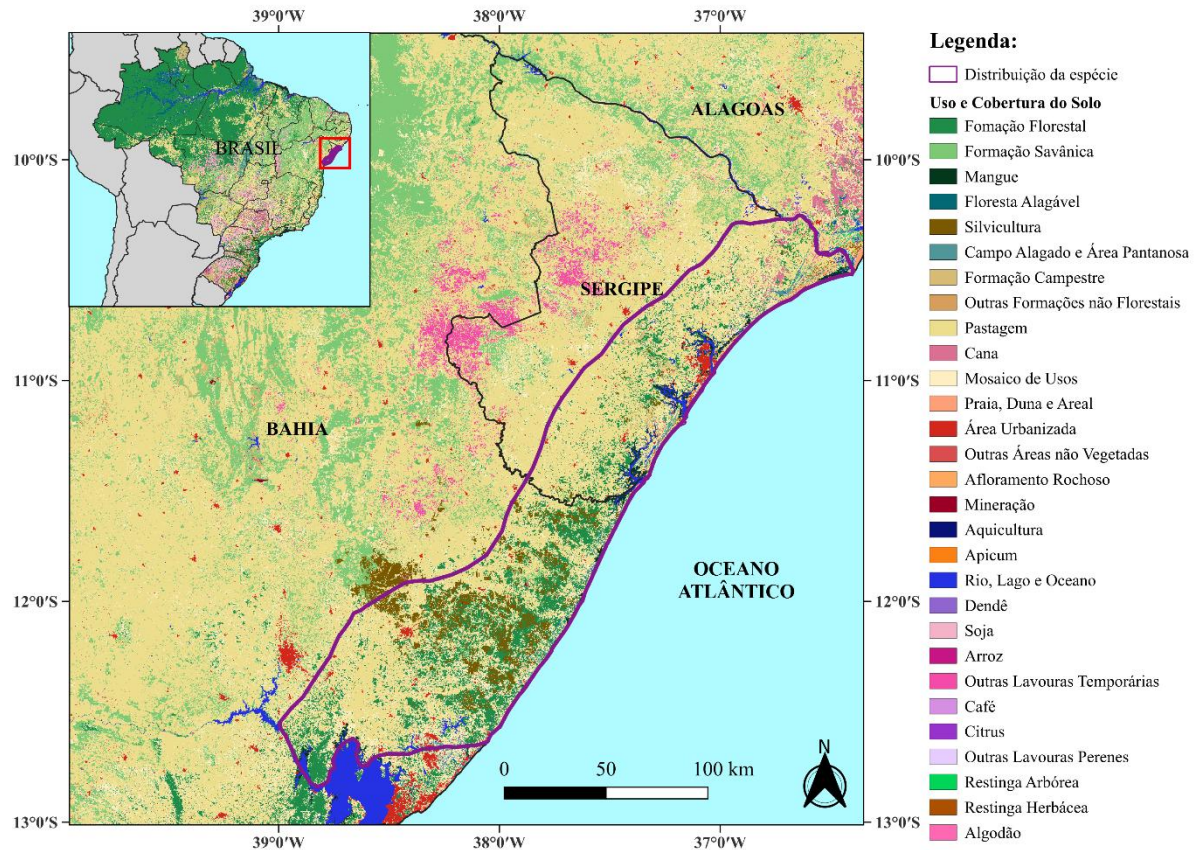


Figura 2. Localização da área de estudo, em vermelho, no mapa do Brasil. Em destaque, a distribuição de *Callicebus coimbrai* (linha roxa) nos estados de Sergipe e Bahia, no Nordeste brasileiro (Jerusalinsky et al., 2025). O uso e cobertura do solo foram classificados pelo MapBiomias, disponível na coleção 9.

A Mata Atlântica se estende por toda a costa do Brasil – abrangendo 17 estados brasileiros, parte do Paraguai e Argentina (MMA, 2023), com extensão territorial de aproximadamente 130 milhões de hectares (SOS Mata Atlântica & INPE, 2020). O bioma é considerado um dos principais *hotspots* de diversidade biológica mundial, apresentando altos índices de endemismo, sobretudo de plantas vasculares, combinada com alto grau de ameaça de suas espécies (Myers et al., 2000). Contudo, a Mata Atlântica apresenta apenas ~26% da sua vegetação original (MapBiomias, 2024), sendo severamente ameaçada pela perda e fragmentação de habitat. Os fragmentos de mata com a ocorrência de *C. coimbrai* estão isolados por uma matriz composta predominantemente por plantações de cana-de-açúcar, cítricos e eucalipto, além de pastagens e ocupação humana, o que configura um cenário inóspito para a espécie-alvo (Hilário, 2013).

Dados de uso e cobertura do solo

Utilizamos os dados de uso e cobertura do solo disponibilizados pela plataforma MapBiomas coleção 9 (MapBiomas, 2024). Essas classificações da plataforma foram feitas a partir de satélite *Landsat* de números 5, 6 e 8, com classificação pixel a pixel e resolução de 30x30 m. Os mapas foram gerados em escalas de até 1:250.000 (ver detalhes em <https://brasil.MapBiomas.org/mosaicos-landsat/>). O projeto da coleção 9 identifica 29 classes de tipos de uso do solo para todo o Brasil.

Para caracterizar e quantificar o uso e cobertura do solo da distribuição da espécie na atualidade, utilizamos o *raster* do último ano disponível (2023) da coleção 9 do MapBiomas. Para avaliar as mudanças temporais na mesma área, utilizamos dados de LULC dos anos de 1985 a 2023 (38 anos). Os dados obtidos do MapBiomas de uso e cobertura do solo foram inseridos no *software* QGIS (Development Team, 2023) com a finalidade de recortar a área de estudo definida pela distribuição da espécie-alvo. Foi utilizado o polígono da distribuição de *C. coimbrai* disponibilizado pelo SALVE – Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (Jerusalinsky et al., 2025), resultando em 38 recortes da paisagem. A descrição das classes de LULC para o ano de 2023, estão inseridas no Apêndice I.

Compilação dos dados de ocorrência de CALLICEBUS COIMBRAI

Realizamos buscas em bases de indexação de artigos como *Web of Science*, *Google Scholar*, nos periódicos da *Neotropical Primates* e *Primate Conservation*, utilizando “*Callicebus coimbrai*” como palavra-chave. Juntamente com o documento de dados “*Atlantic-Primates*”, totalizaram 10 referências (Kobayashi & Langguth, 1999; Sousa, 2000; Sousa et al., 2003; Printes, 2005; Jerusalinsky et al., 2006; Sousa et al., 2008; Santos Jr., 2010; Marques et al., 2013; Hilário et al., 2017, Culot et al., 2019), que juntas quantificam 354 registros de ocorrência – incluindo os registros duplicados. Posteriormente, inserimos as coordenadas com as ocorrências da espécie no QGIS, em sobreposição com o modelo de uso e cobertura do solo do MapBiomas mais atual (2023) e fizemos a validação das localidades em três etapas: (I) excluimos as coordenadas registradas mais de uma vez em um mesmo fragmento florestal (aqui, consideradas como duplicadas), mantendo as coordenadas dos registros primários; (II) de acordo com a distribuição da espécie, também excluimos os registros de ocorrência anteriormente validados como sendo de *C. coimbrai*, mas que estavam fora da área oficial de distribuição da espécie (ver Jerusalinsky et al., 2025), resultando em 157 registros de

ocorrência. Em seguida, (III) definimos, quando necessário, a localidade de ocorrência da espécie para registros fora de fragmentos florestais com base no tamanho dos fragmentos florestais descritos na literatura e proximidade da coordenada presente na fonte bibliográfica e o fragmento de floresta. Assim, coordenadas localizadas fora do fragmento e com proximidade inferior a 1 km, foram realocadas para o interior do fragmento correspondente (as coordenadas atualizadas a partir destas validações estão disponíveis no Apêndice II). Por fim, (IV) excluimos as coordenadas com sobreposição de *buffers* (mais detalhes sobre *buffers* na sessão “*Dados da paisagem*”). Essa seleção foi feita a fim de manter o maior número possível de paisagens. Após esta última filtragem, mantivemos 65 registros de ocorrência conhecida de *C. coimbrai*, que foram usados no presente estudo. Utilizamos também o *Google Earth* e arquivos *shapefile* dos municípios dos estados da Bahia e Sergipe para validação e realocação das coordenadas nos fragmentos com a presença da espécie, com base nos relatos da literatura.

Dados da paisagem

Utilizamos dados de LULC de 1985 a 2023 para caracterizar e quantificar as classes de uso e cobertura do solo presentes na distribuição estudada. Estabelecemos uma zona circular (*buffer*) de 3 km de raio a partir de cada registro de ocorrência da espécie. Esta medida foi utilizada, pois é sugerida como adequada para estudos com paisagem para outra espécie do gênero *Callicebus* (Gestich et al., 2022), sem que haja perda de informações em paisagens de menor raio. Aqui, utilizamos o centroide dos fragmentos com registro de ocorrência, de acordo com o filtro anterior, a partir do qual foi feito o *buffer*. Removemos *buffers* sobrepostos de forma arbitrária, aplicando o critério de manter o maior número possível de áreas com sobreposição mínimas. Após esse procedimento, permaneceram 65 paisagens (Figura 3). Assim, os centroides utilizados estão a uma distância mínima de 6 km entre si, considerando raio inicial de 3 km. Adicionalmente, implementamos raios de 1 km e 2 km para avaliar e quantificar as classes de LULC dentro dos *buffers*, de modo a compararmos a porcentagem das classes de LULC nas zonas (1, 2 e 3 km) com a porcentagem geral dessas classes.

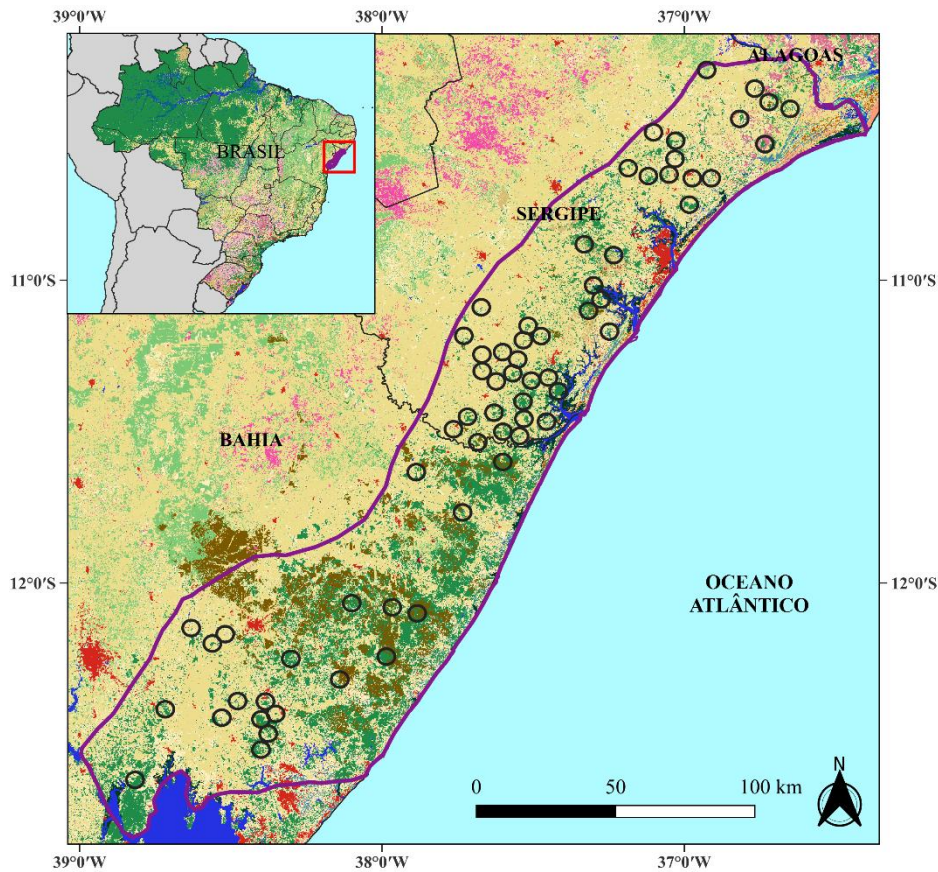


Figura 3. Localização dos *buffers* (3 km) estabelecidos a partir dos centroides dos fragmentos com ocorrência conhecida de *Callicebus coimbrai* em sua distribuição geográfica. Cada *buffer* representa uma paisagem.

Análises estatísticas

Utilizamos a plataforma R ver.4.3.2 (R Core Team, 2023) através do *software* RStudio (RStudio Team, 2023) para a identificação das classes e quantificação dos pixels presentes em cada classe para todos os anos na área estudada, utilizando a função *getvalues* do pacote *terra* versão 1.7-65 (Hijmans et al., 2023). A partir disso, calculamos a porcentagem de cada classe para cada ano analisado e mensurado a área correspondente (hectares) a cada classe. Para esta última etapa, realizamos a multiplicação do número de pixels por 0,09 (valor referente a resolução 30x30 m das imagens de satélite).

Para calcular a área total (em km²), quantificar as categorias de cobertura do solo e manipular de dados em formato *raster* e *shapefile* encontrados nos *buffers*, utilizamos o *software* QGIS (Development Team, 2023), através da ferramenta *Geographic Resources Analysis Support System* (GRASS).

Utilizamos o teste de qui-quadrado para avaliar as mudanças nas classes de LULC do ano inicial/final na distribuição estudada. A partir da informação pixel a pixel, geramos uma

matriz de transição para medir a proporção de pixel que se manteve na mesma classe de LULC e que mudou de classe, identificando para qual classe (transição) de 1985 para 2023.

Para avaliar a normalidade dos dados nos *buffers*, utilizamos o teste de *Shapiro-Wilk*. Como os dados se apresentaram de forma não normal, utilizamos o teste de *Wilcoxon* para comparar os valores das classes de LULC da área de distribuição geral da espécie com os valores das classes de LULC encontradas os *buffers* de forma individual. Para comparar as classes de uso e cobertura do solo entre os diferentes tamanhos de *buffers* (1 km, 2 km e 3 km), utilizamos o teste de *Kruskal-Wallis*. Em complemento ao teste de *Kruskal-Wallis*, utilizamos o teste *pos-hoc* de *Mann-Whitney* para identificar quais grupos específicos apresentaram diferenças significativas entre si.

RESULTADOS

Estado atual da LULC (2023) na distribuição de CALLICEBUS COIMBRAI

Considerando o cenário atual das classes de uso e cobertura do solo na distribuição e *C. coimbrai*, é possível identificar que a paisagem é amplamente dominada por atividades antrópicas. A classe natural predominante é Formação Florestal, com 454.433 hectares, correspondendo a 21,68% da área total (Tabela 1). Formação Savânica é classe natural subsequente, representando (65.471 ha; 3,12%). Somadas, as duas principais classes naturais representam 519.904 hectares e percentual de 24,80%, constituindo apenas ¼ da paisagem. Por outro lado, as classes antrópicas dominantes Pastagem (921.790 ha; 43,98%) e Mosaico de Usos (333.052 ha; 15,89%) representam 1.254.842 ha, o que corresponde a aproximadamente 60% da área de distribuição atual da espécie (Tabela 1). Outras Lavouras Temporárias (1.733 ha; 0,08%) e Mineração (1.451 ha; 0,07%), foram as classes com as menores áreas em 2023.

Variação histórica da LULC na distribuição CALLICEBUS COIMBRAI nos anos de 1985 e 2023

Comparando os anos de 1985 e 2023, identificamos que todas as classes de uso e cobertura do solo diferiram significativamente ($\chi^2 = 3699873$, $df = 17$, $p < 0,01$), refletindo transformações na paisagem entre os anos analisados (Tabela 1). As classes Mosaico de Usos, Formação Florestal, Pastagem e Formação Savânica foram as principais classes, que somadas, representam cerca de 92% (1985) e 85% (2023) da área de distribuição de *C. coimbrai*, respectivamente (Tabela 1). Mosaico de Usos era a classe com maior área em 1985 (633.880 ha; 30,25%) e em 2023, passou a ser a terceira classe mais expressiva (333.052 ha; 15,89%), apresentando assim, uma redução de 47,46% de área. Formação Florestal foi a segunda maior

classe tanto em 1985 (611.209 ha; 29,17%) quanto em 2023 (454.433 ha; 21,68%). Entretanto, a perda de mais de 150 mil hectares apresentou uma redução de 25,7% desde 1985 (Tabela 1). A classe Pastagem, terceira maior em 1985 (591.203 ha; 28,21%), se expandiu em 2023 e se tornou a classe de maior extensão de área (921.790 ha; 43,98%), registrando um acréscimo de mais de 330 mil ha, o que representa um aumento de ~56% da sua área inicial. Formação Savânica foi a quarta classe mais representativa nos anos 1985 (87.358 ha; 4,17%) e 2023 (65.471 ha; 3,12%), com perda de 25,05% no intervalo analisado (Tabela I).

Outras classes de origem antrópica também influenciaram na mudança do uso do solo ao longo da distribuição estudada (Tabela 1). Silvicultura, embora apresentasse em 1985 área de 5.480 ha (0,26%), em 2023 (137.947 ha) obteve o maior percentual de área no intervalo analisado (6,58%), representando um acréscimo expressivo de 2.417,31% em sua extensão. Por sua vez, algumas classes sofreram perda de mais 30% de área em 2023, principalmente as formações naturais, como Formação Campestre (-41,2%) e Apicum (-31,8%). De forma geral, as formações naturais, especialmente as florestais, foram as mais impactadas pelas mudanças no uso e cobertura do solo no intervalo analisado.

Tabela 1. Classes de LULC na área de distribuição de *C. coimbrai*, nos períodos de 1985 e 2023, com respectivas áreas (ha), porcentagem de cobertura (%), variação espacial (ganho [+] ou perda [-]) e resultado individualizado do qui-quadrado (χ^2). A comparação da análise significativa ($\chi^2 = 175,17$, $p < 0,01$) evidenciou a contribuição de cada classe entre os períodos citados. O asterisco (*) indica as classes que mais contribuíram com a transformação do uso do solo no intervalo analisado.

Código	Classes	Área em 1985		Área em 2023		Ganho (+) ou perda (-) de área em 2023		χ^2
		Hectares (ha)	Porcentagem (%)	Hectares (ha)	Porcentagem (%)	Hectares (ha)	Porcentagem (%)	
21	Mosaico de Usos*	633.880	30.25%	333.052	15.89%	- 300.828	- 47,46%	6.82
3	Formação Florestal*	611.209	29.17%	454.433	21.68%	- 156.776	- 25,65%	1.92
15	Pastagem*	591.203	28.21%	921.790	43.98%	+ 330.587	+ 55,92%	8.82
4	Formação Savânica*	87.358	4.17%	65.471	3.12%	- 21.886	- 25,05%	0.26
33	Rio, Lago e Oceano	46.859	2.24%	43.925	2.10%	- 2.935	- 6,26%	0.01
11	Campo Alagado e Área Pantanosa	30.277	1.44%	24.421	1.17%	- 5.857	- 19,34%	0.05
5	Mangue	28.847	1.38%	32.017	1.53%	+ 3.170	+ 10,99%	0.02
12	Formação Campestre	15.274	0.73%	8.976	0.43%	- 6.298	- 41,23%	0.12
23	Praia, Duna e Areal	13.771	0.66%	11.497	0.55%	- 2.275	- 16,52%	0.02
24	Área Urbanizada*	12.645	0.60%	38.522	1.84%	+ 25.877	+ 204,65%	2.56
20	Cana	8.760	0.42%	10.381	0.50%	+ 1.622	+ 18,51%	0.02
9	Silvicultura*	5.480	0.26%	137.947	6.58%	+ 132.467	+ 2.417,31%	153.62
32	Apicum	3.116	0.15%	2.126	0.10%	+ -990	- 31,79%	0.02
25	Outras Áreas não Vegetadas	2.724	0.13%	2.676	0.13%	+ -48	- 1,77%	0.00
49	Restinga Arbórea	2.636	0.13%	3.581	0.17%	+ 946	+ 35,88%	0.01
31	Aquicultura	1.058	0.05%	2.017	0.10%	+ 959	+ 90,60%	0.05
41	Outras Lavouras Temporárias	257	0.01%	1.733	0.08%	+ 1.475	+ 572,84%	0.49
30	Mineração	202	0.01%	1.451	0.07%	+ 1.249	+ 619,96%	0.36

Conversão temporal da LULC na distribuição de CALLICEBUS COIMBRAI entre os anos de 1985 a 2023

Ao analisar historicamente a distribuição percentual de cada classe no período de 1985 a 2023, observamos que das categorias acima de 1% de cobertura da paisagem, seis se destacam por sua representatividade, dadas suas contribuições com a transformação do uso do solo no intervalo analisado. Em conjunto, essas classes correspondem a mais de 90% de cobertura total (1985 e 2023) e concentram as transformações mais expressivas identificadas nas análises anteriores. Assim, Formação Florestal e Formação Savânica (classes naturais), Pastagem, Mosaico de Usos, Área Urbanizada e Silvicultura (classes antrópicas), se destacaram como as classes com as maiores proporções de ocupação de área (Figura 4). Formação Florestal, que representava quase 30% da área de distribuição em 1985, sofreu redução até o ano de 2006 e passou a ocupar 18,7%, perdendo cerca de 36% de sua área inicial. A partir de 2006 cresceu continuamente até 2023, correspondendo a 21,7% da área de distribuição total de *C. coimbrai* (Figura 4). Espacialmente, esta classe apresentou quase 50% de suas áreas em 1985 convertida principalmente para Pastagem (20,55%), Silvicultura (13,61%) e Mosaico de Usos (12,85%) (Tabela 2). Formação Savânica, representava 4,2% da área de distribuição em 1985, reduzindo 19% de seu total até o ano de 1998. A partir desse ano, expandiu continuamente sua proporção até 2007, quando voltou a decair a partir de 2008, chegando a 3,12% de área total da distribuição em 2023 (Figura 4). A transição de classes (mudanças espaciais) foi para Pastagem (37,65%), Mosaico de Usos (6,13%) e Silvicultura (2,44%) (Tabela 2). As demais classes naturais (Rio, Lago e Oceano, Mangue, Campo Alagado e Área Pantanosa), por sua vez, apresentaram pouca variação ao longo do período amostrado, não ultrapassando 2,5% de ocupação de área (Figura 4).

Entre as classes antrópicas, Pastagem abrangia cerca de 28% da distribuição da espécie em 1985 e chegou a ~53% da área de distribuição no ano de 1999. A partir de 1999 houve redução da área dessa classe, chegando ao percentual ~44% em 2023. Analisando a matriz de transição (Tabela 2), Pastagem manteve espacialmente, em 2023, 77,6% de sua área observada em 1985, sendo principalmente convertida em Mosaico de Usos (11,2%). Já a classe Mosaico de Usos, que correspondia inicialmente a aproximadamente 30% da área em 1985, sofreu redução ao longo dos anos, perdendo cerca de 56% de sua área inicial até 2001, quando passou a representar ~13% da área total de distribuição de *C. coimbrai*. Entre 2002 e 2023, Mosaico de Usos apresentou pequenas flutuações na porcentagem de área, chegando em 2023 ao percentual de ~16% da área total (Figura 4). A matriz de transição demonstrou que,

especialmente, 27,3% da área inicial de Mosaico de Uso foi mantida, e as principais classes em que foi convertida foram Pastagem (~45,2%) e Formação Florestal (~16,5%) (Tabela 2).

Em 1985, Silvicultura ocupava menos de 0,5% da área de distribuição, e sofreu uma redução de 50% até 1987 (Figura 4). A partir desse período, apresentou crescimento contínuo, alcançando 6,58% da área de distribuição em 2023. De acordo com a matriz de transição, ao final da análise histórica, cerca de 25% da área inicial de Silvicultura foi mantida espacialmente, tendo o restante da área convertida principalmente em Pastagem (31,16%), Formação Florestal (20,99%) e Mosaico de Uso (20,96%) (Tabela 2).

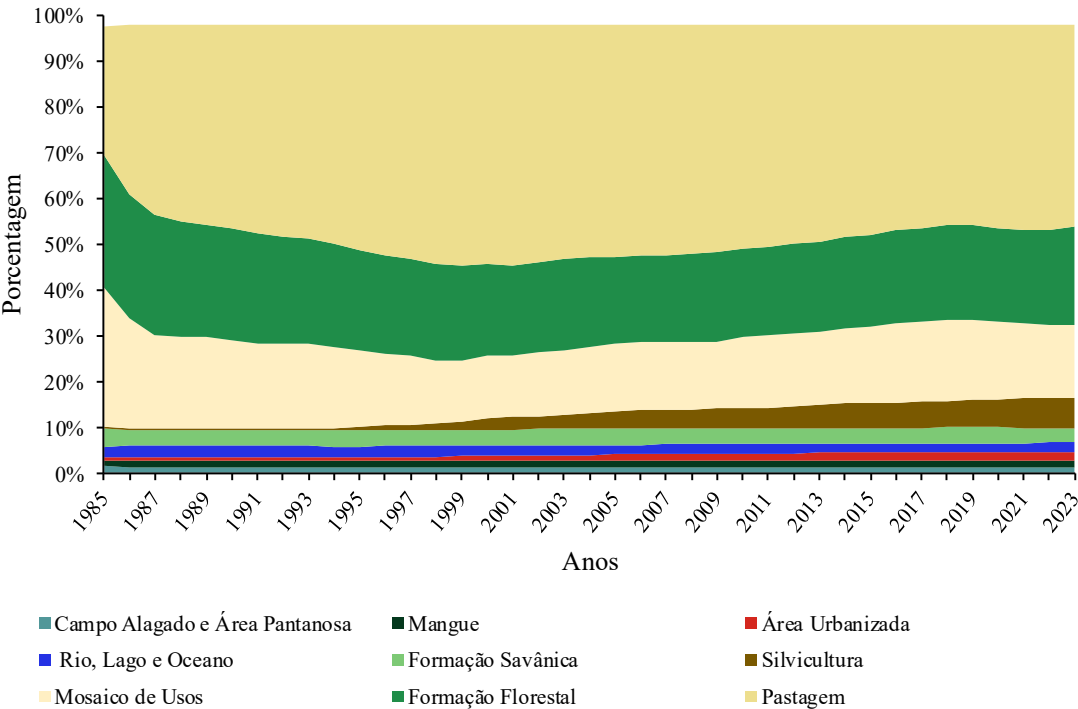


Figura 4. Porcentagem do uso e cobertura do solo na área de distribuição de *Callicebus coimbrai*, entre os anos de 1985 a 2023. A figura representa as classes acima de 1% de área total.

Tabela 2. Matriz de transição das principais classes do MapBiomias (2024) na distribuição de *Callicebus coimbrai* nos anos de 1985 a 2023. A porcentagem representa a proporção de cada classe que permaneceu ou sofreu modificação para outras classes neste intervalo de tempo.

		2023					
Classes		Formação Florestal	Formação Savânica	Pastagem	Mosaico de Usos	Silvicultura	Outras Classes de LULC
1985	Formação Florestal	50,38%	2,23%	20,55%	12,85%	13,61%	0,38%
	Formação Savânica	7,01%	46,01%	37,65%	6,13%	2,44%	0,76%
	Pastagem	5,53%	0,82%	77,58%	11,15%	2,18%	2,73%

Mosaico de Usos	16,46%	1,00%	45,16%	27,31%	5,96%	4,11%
Silvicultura	20,99%	0,79%	31,16%	20,96%	25,11%	0,99%
Outras classes de LULC	1,33%	0,14%	9,86%	5,37%	0,34%	82,96%

Considerando as classes que ocupavam menos de 1% da área total (Figura 5), Outras Lavouras Temporárias, Mineração e Outras Áreas não Vegetadas apresentaram variações expressivas ao longo dos anos amostrados. Embora abaixo do 1% de área total da distribuição da espécie, Outras Lavouras Temporárias apresentou nos anos iniciais uma perda de 99,7% de sua área original até o ano de 1987. A partir de 2010, a classe obteve crescimento, registrando em 2023 uma expansão de área de mais de 570% (total final 0,08%). Mineração se manteve em constante crescimento nos anos analisados, tornando-se quatro vezes maior em um período de 10 anos. A partir de 2010, o aumento de sua área foi superior a 500%, alcançando quase 620% de crescimento em 2023 (total final 0,07%). A classe Outras Áreas não Vegetadas apresentou área semelhante em 1985 e 2023, representando 0,13% da área de distribuição da espécie em ambos os anos, porém, registrou redução até o ano de 1994, quando sua área chegou a ser 77% menor que a inicial. As demais classes se mantiveram com variações mínimas no período analisado, mantendo-se com ocupação de área inferior a 1% durante esse período, oscilando entre ~0,10% e ~0,70%, como Praia, Duna e Areal, Formação Campestre, Restinga Arbórea e Cana. As classes com as menores áreas entre os anos de 1985 a 2023 foram Aquicultura e Apicum.

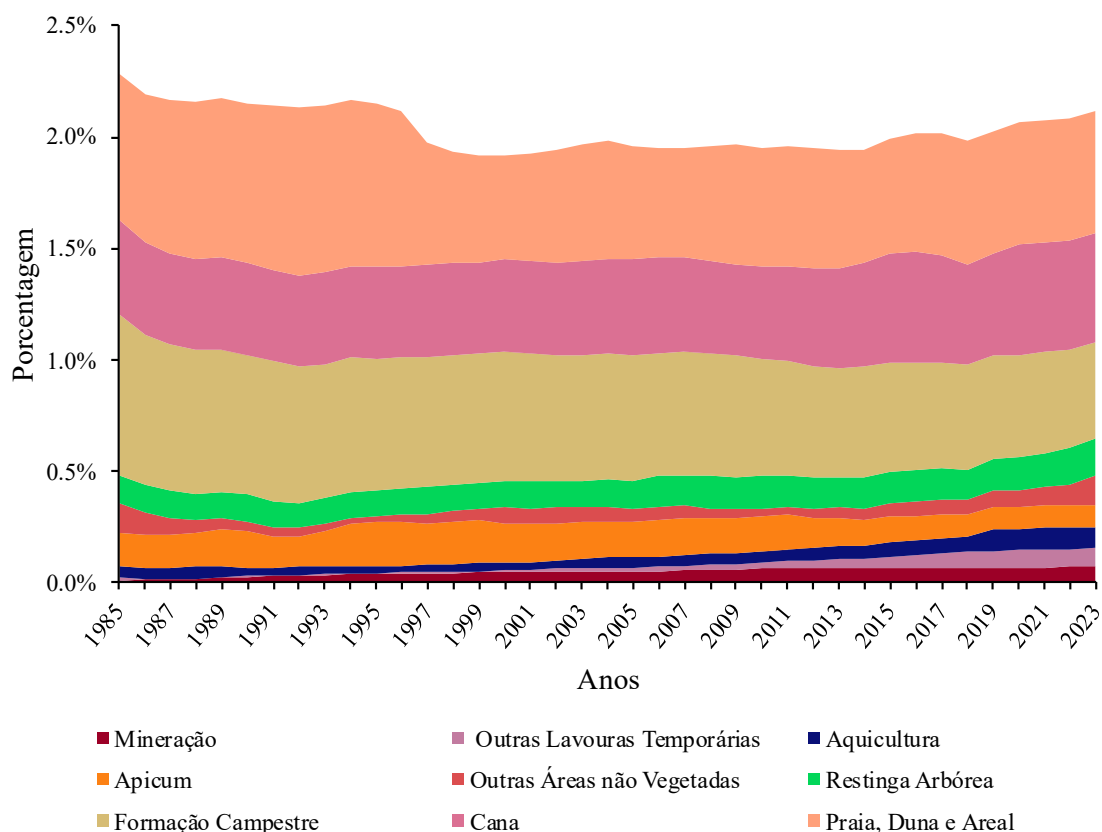


Figura 5. Porcentagem do uso e cobertura do solo na área de distribuição de *Callicebus coimbrai*, entre os anos de 1985 a 2023. A figura representa as classes abaixo de 1% de área total.

Condição da paisagem conhecida de CALLICEBUS COIMBRAI em diferentes escalas (buffers de 1 km, 2 km e 3 km)

Analizamos 65 *buffers* (paisagens) em três diferentes raios (1 km, 2 km e 3 km) posicionados no entorno de locais com ocorrência de *C. coimbrai*. Das 18 classes encontradas na área de distribuição da espécie, apenas três classes (Praia, Duna e Areal, Apicum e Restinga Arbórea) não foram registradas em todas as diferentes escalas de *buffers*. As classes Praia, Duna e Areal e Apicum, não foram encontradas nos *buffers* de 1 km, enquanto Restinga Arbórea não foi registrada nos *buffers* de 1 km e 2 km (Apêndice III). A análise descritiva das distribuições percentuais revelou variações nas diferentes paisagens, com Formação Florestal (1 km = $39,21\% \pm 24,80$; 2 km = $30,30\% \pm 20,08$; 3 km = $26,47\% \pm 6,13$), Pastagem (1 km = $36,9\% \pm 24,08$; 2 km = $43,91\% \pm 23,91$; 3 km = $47,48\% \pm 22,42$) e Mosaico de Usos (1 km = $14,55\% \pm 11,19$; 2 km = $14,20\% \pm 10,05$; 3 km = $14,31\% \pm 8,88$) sendo as classes mais representativas nas três escalas de *buffers* (Figura 6), assim como mostrado em resultados anteriores. Formação Florestal, por outro lado, apresentou redução de cobertura expressiva com o aumento da escala, passando de um valor de mediana de 39,2% (1 km) para 26,5% (3 km), com a mediana mais

baixa (23,3%) nesse último raio (Figura 6). Pastagem, por outro lado, apresentou as maiores medianas nas três escalas, atingindo 48,7% de cobertura no raio de 3 km e ampla variabilidade espacial, com os valores variando entre 33,6% (1º quartil) e 64,2% (3º quartil), evidenciando a forte presença dessa classe na paisagem estudada (Figura 6). A classe Mosaico de Usos apresentou pouca variação entre as escalas, com um pequeno aumento no *buffer* de 3 km, revelando uma distribuição mais homogênea nas localidades de ocorrência da espécie (Figura 6). Formação Savânica e Silvicultura, classes que também contribuíram com as maiores proporções de cobertura em resultados anteriores, apresentaram valores nulos predominando nos primeiros quartis (Q1= 0) e nas medianas (0%), o que indica ausência das duas classes de, no mínimo, metade das amostras. Contudo, as médias alcançaram até 4,8%, e os valores do terceiro quartil (Q3) atingiram até 3,9%, fortalecendo a presença de cobertura dessas classes, mesmo em poucas paisagens (Figura 6). Já as demais classes analisadas mostraram ausência quase total de cobertura na maioria dos *buffers* analisados (Apêndice IV).

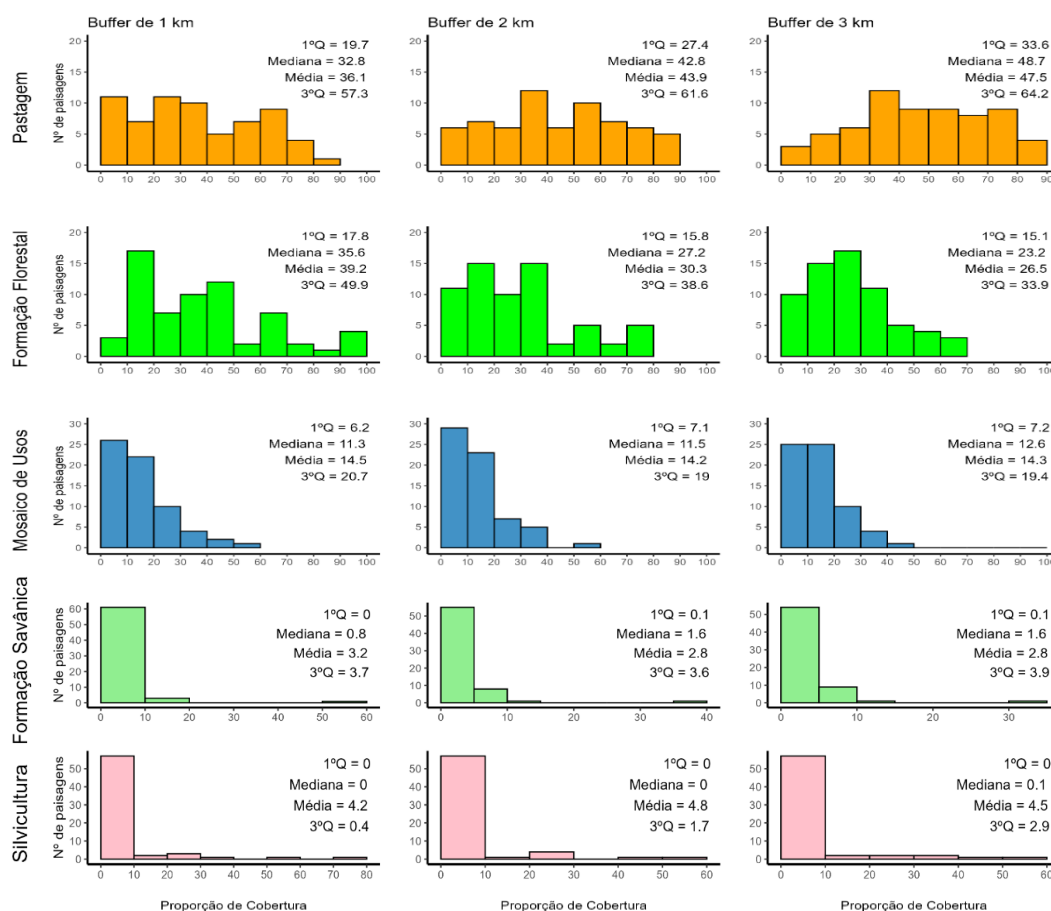


Figura 6. Análises descritivas e frequência da distribuição das classes de uso e cobertura do solo mais representativas em 2023, em paisagens (*buffers*) de 1, 2 e 3 km. 1ºQ = primeiro quartil; 3ºQ = terceiro quartil.

Comparando a porcentagem média de cada classe de LULC nos diferentes *buffers* (1 km, 2 km e 3 km) com a porcentagem observada na área geral da distribuição da espécie (Figura 7; Apêndice V), verificamos que os valores médios nos *buffers* para as classes Formação Florestal (1 km = 39,21% ± 24,80; 2 km = 30,30% ± 20,08; 3 km = 26,47% ± 6,13), Cana (1 km = 0,91% ± 6,52; 2 km = 0,76% ± 5,28; 3 km = 0,85% ± 5,01) e Formação Campestre (1 km = 1,06% ± 4,53; 2 km = 1,03% ± 4,50; 3 km = 0,81% ± 3,66), foram superiores à porcentagem da área geral de distribuição (Formação Florestal = 21,68%; Cana = 0,5%; Formação Campestre = 0,43%). Além dessas classes, a Pastagem também apresentou uma porcentagem média superior à área de distribuição, com o *buffer* de 2 km (43,91% ± 23,91) ligeiramente inferior e 3 km (47,48% ± 22,42) superior, sendo esse padrão observado em 36 dos 65 *buffers* analisados. Já a classe Formação Savânica registrou sua maior porcentagem média nos *buffers* de 1 km (3,18% ± 7,81), distribuídos em 19 localidades específicas. Na classe Mosaico de Usos, embora a porcentagem média dos *buffers* (1 km = 14,55% ± 11,19; 2 km = 14,20% ± 10,05; 3 km = 14,31% ± 8,88) não tenha sido superior à área de distribuição da espécie (15,89%), mais de um terço dos *buffers* apresentaram valores acima desse parâmetro. Silvicultura não apresentou proporções acima da média geral de distribuição, mas a média de proporção esteve semelhantes nos três *buffers*. As demais classes apresentaram porcentagens médias nos diferentes raios de *buffers* inferiores aos observados na área de distribuição total (Apêndice V).

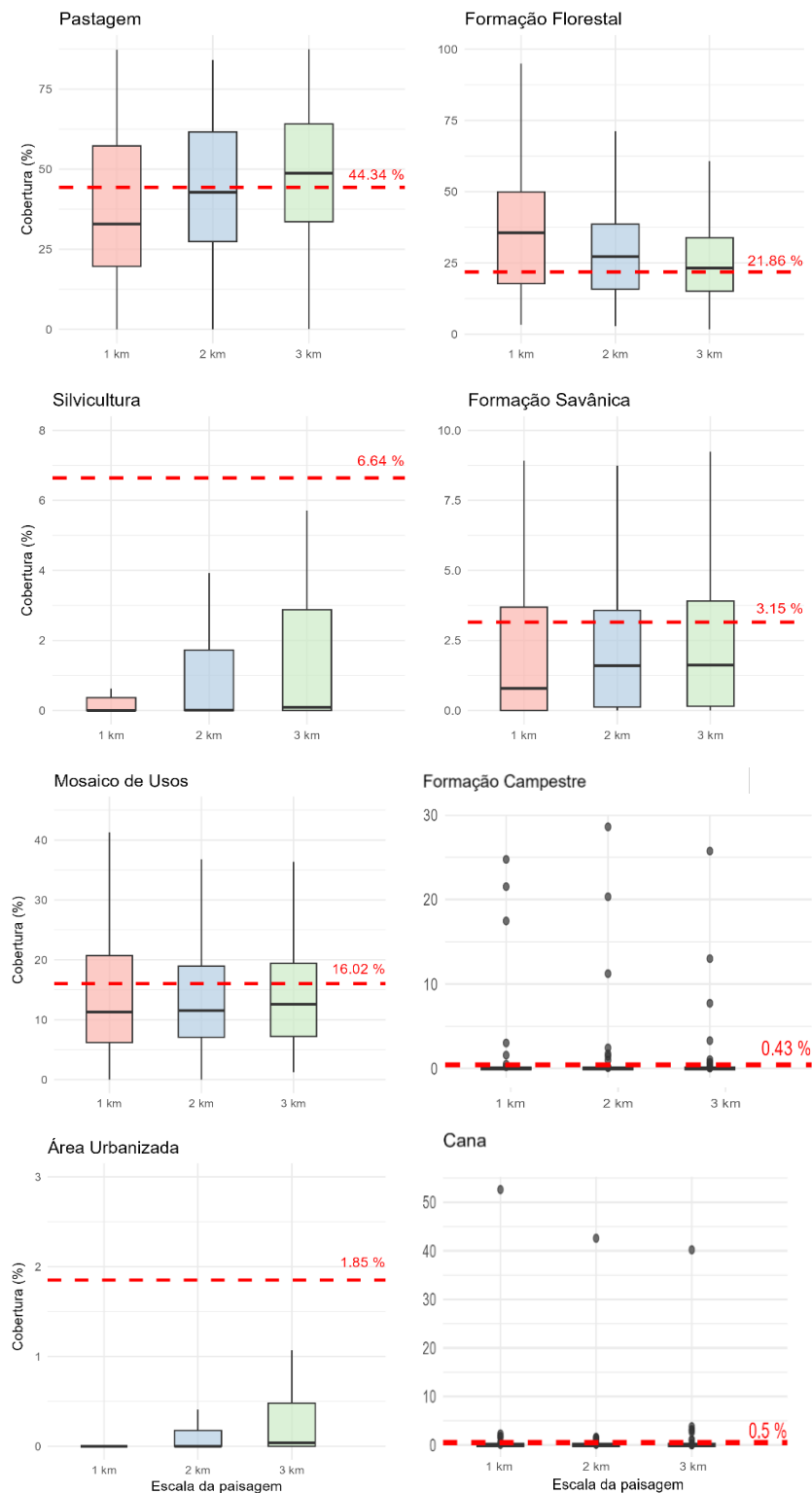


Figura 7. Comparação da porcentagem das principais classes entre as paisagens de 1, 2 e 3 km e área geral da distribuição de *Callicebus coimbrai*. A linha tracejada representa a porcentagem da área total de distribuição da espécie.

Analisando as classes com maiores proporções de cobertura nas diferentes escalas (Apêndice VI), identificamos que Formação Florestal apresentou diferença significativa na comparação da área geral e o *buffer* de 1 km ($W = 1778$; $p < 0,01$) e 2 km ($W = 1476$; $p < 0,01$), as quais são significativamente maiores. Já a classe Pastagem apresentou diferença significativa em comparação com a média fixa (porcentagem total da classe em 2023) apenas na comparação da proporção geral com o *buffer* de 1 km ($W = 691$; $p = 0,01$) onde há menor quantidade de pastagem em comparação com o geral. Mosaico de Usos apresentou diferença nos *buffers* de 2 km ($W = 701$; $p = 0,02$) e 3 km ($W = 719$; $p = 0,02$), significativamente menores nesses dois raios. Silvicultura, por sua vez, apresentou diferença significativa ao comparar a área geral em todas as escalas analisadas ($p < 0,01$), onde em todos os *buffers* há uma menor proporção da classe em comparação com a área geral. Esse mesmo padrão se repetiu para as demais classes (Apêndice VI).

Ao realizarmos o teste de *Kruskal-Wallis* para comparar a cobertura de cada classe entre os *buffers* (Apêndice VII), observamos que as classes Formação Florestal ($H^2 = 8,78$; $p = 0,01$), Pastagem ($H^2 = 7,82$; $p = 0,02$), Silvicultura ($H^2 = 7,18$; $p = 0,02$), Área Urbanizada ($H^2 = 27,08$; $p < 0,01$), Outras Lavouras Temporárias ($H^2 = 5,28$; $p < 0,01$), e Rio, Lago e Oceano ($H^2 = 19,62$; $p < 0,01$), apresentaram diferenças significativas em todos os raios. Na comparação par-a-par (*post-hoc*, Apêndice VIII), a classe Formação Florestal não apresentou diferença significativa entre os *buffers* de 2 km e 3 km. Já Pastagem e Silvicultura apresentaram diferença significativa apenas entre os *buffers* de 1 km e 3 km. Área Urbanizada, Outras Lavouras Temporárias e Rio, Lago e Oceano apresentaram diferença significativa entre todos os *buffers*. As demais classes não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$) entre os *buffers* analisados.

DISCUSSÃO

Callicebus coimbrai, primata arborícola, depende exclusivamente de ambientes florestais para sua sobrevivência. Aqui verificamos que apesar dessa dependência ecológica, as florestas com ocorrência da espécie vêm sendo continuamente devastadas por ações antrópicas. Nossos resultados indicam que as atividades agropecuárias e agrícolas representam as principais ameaças à conservação da espécie.

No cenário atual de uso e cobertura do solo na distribuição de *C. coimbrai*, evidenciamos que Formação Florestal representa apenas 21,68% de proporção na distribuição estudada em 2023. Formação Savânica (3,12%), apesar de menos densa, pode desempenhar um papel suplementar, fornecendo suporte ecológico dependendo da estrutura vegetal e da proximidade com outras formações naturais na paisagem, viabilizando a movimentação de indivíduos dispersores entre localidades com ocorrência da espécie, como foi proposta para uma espécie congênere (Guerreiro et al., submetido). Entretanto, a presença de ambas as classes, ainda que representando uma fração de cobertura natural considerável, é proporcionalmente inferior às classes Pastagem e Mosaico de Usos, o que configura um contexto de maior vulnerabilidade sobre as populações de *C. coimbrai*, dada a reduzida disponibilidade de hábitat para a espécie. Esse panorama de escassez de hábitat observado na distribuição atual da espécie se repete para inúmeros primatas Neotropicais, onde 76% das espécies sofrem perda de hábitat relacionada à agricultura, enquanto 31% são afetados pela pecuária combinada à agricultura (Estrada et al., 2017).

Quanto às áreas antrópicas, a predominância de pasto (Pastagem; ~44%) e áreas multifuncionais que transitam entre pasto, agricultura e uso domiciliar (Mosaico de Usos; 15,9%), totalizaram quase 60% de ocupação da paisagem. No mesmo ano (2023), a Mata Atlântica no Brasil (bioma de ocorrência da espécie), registrou proporções inferiores ou semelhantes dessas mesmas classes em relação à distribuição da espécie, com Pastagem apresentando cobertura de 26,20% e Mosaico de Usos, 16,50%. Em conjunto, as classes Pastagem e Mosaico de Usos totalizaram 42,7% de proporção (MapBiomias, 2024) na Mata Atlântica brasileira. Esses dados revelam que a paisagem atual na distribuição de *C. coimbrai* se encontra intensamente transformada por atividades humanas, em comparação com o padrão registrado em toda Mata Atlântica. As pastagens e áreas de usos múltiplos na ocorrência da espécie sugere contínua pressão antrópica, provavelmente relacionado ao histórico de uso da terra voltado para a agropecuária e agricultura extensiva (Santos et al., 2013; MapBiomias, 2024; Lima, 2025).

Considerando os anos de 1985 e 2023, evidenciamos mudanças expressivas na paisagem de *C. coimbrai*. Nossos resultados revelaram que todas as classes de uso e cobertura do solo sofreram transformações significativas. As classes anteriormente relatadas (Formação Florestal, Formação Savânica, Pastagem e Mosaico de Usos), foram as mais modificadas na comparação do ano inicial (1985) com o final (2023). As classes naturais Formação Florestal e Formação Savânica, tiveram suas áreas reduzidas, apresentando mais de 8,5% de redução. A redução de Mosaico de Usos em 2023 (-14,36%) está relacionada com o crescimento da Silvicultura e Pastagem, essa última se tornando dominante no último ano. Esse resultado se assemelha também com a análise histórica da paisagem na área de ocorrência da espécie. Ao longo de 38 anos, Formação Florestal, Formação Savânica, Pastagem, Mosaico de Usos e agora Silvicultura, se mantiveram com as maiores proporções na distribuição da espécie. A pecuária (Pastagem) foi o principal fator de conversão de terras, seguida pela agricultura (uma combinação de Cana, Mosaico de Usos, Silvicultura, entre outros).

De modo geral, nossos dados indicam que Pastagem é a ameaça predominante à *C. coimbrai*, tanto em 1985 e 2023, quanto na análise temporal. Esse histórico de conversão do uso do solo sempre esteve presente na distribuição da espécie, visto que o processo de ocupação na região Nordeste, sobretudo na Mata Atlântica, ocorreu de forma rápida e desorganizada (Dean, 1996). Em meados do século XVI, esse processo de devastação ocorreu principalmente pela exploração do pau-brasil e cultivo de cana-de-açúcar (Costa & Carvalho, 2020). Atualmente, com o crescimento da criação de gado, a Mata Atlântica – principalmente em Sergipe, onde se encontra a maioria das populações da espécie – apresenta uma paisagem severamente fragmentada, com remanescentes florestais desarticulados (Santos et al., 2013). A criação de gado na região Nordeste tem crescido, com Sergipe (22,6%) e Bahia (10,7%) sendo os principais produtores no ranking da comercialização de leite, por exemplo (DESENVOLVE-SE, 2024; EMDAGRO, 2024). Municípios como Itaporanga D’Ajuda, Capela, Siriri, Pacatuba e Japoatã, em Sergipe, estão entre os que mais comercializam gado na distribuição da espécie (IBGE, 2024a), enquanto na Bahia, os destaques são para os municípios de Esplanada, Entre Rios, Alagoinhas e São Sebastião do Passé (IBGE, 2024b). As análises indicam que as atividades agrícolas continuam em expansão na área de ocorrência da espécie, com ênfase para monoculturas de milho, laranja, cana-de-açúcar, coco-da-baía, banana e maracujá para o estado de Sergipe (DESENVOLVE-SE, 2024; IBGE, 2025a); enquanto milho em grão, cacau, manga, banana e cana-de-açúcar são catalogados para a Bahia (IBGE, 2025b). Nossos resultados sugerem que todas essas matrizes estiveram anteriormente presentes na análise temporal de

LULC e continuam na distribuição da espécie nos tempos atuais, evidenciando sua crescente representatividade nos municípios de ocorrência. Consideramos essa sugestão visto que a classe Mosaico de Usos não discrimina os tipos específicos de agricultura em ampla escala por sensoriamento remoto (MapBiomas, 2024). Como complemento, observamos que as monoculturas mencionadas são amplamente distribuídas na maioria dos municípios de ocorrência da espécie em ambos os estados (Bahia e Sergipe) (IBGE, 2025a, 2025b).

Recentemente, Silvicultura tem se destacado ao longo da ocorrência da espécie, evidenciado pelo crescimento contínuo. Embora possua ~6,6% de extensão, atualmente é a classe que mais cresceu desde 1987, apresentando expansão de mais de 2.417,31%. Esta classe é descrita pelo MapBiomas (2024) como plantações de eucalipto, pinheiro e araucária, utilizada exclusivamente para fins comerciais. Esses modelos de plantações são constantemente utilizados na produção de madeira ou polpa de celulose pelo fácil cultivo, crescimento acelerado e rápida propagação (Richardson, 1998). A expansão dessa atividade a longo prazo na ocorrência de *C. coimbrai* pode intensificar a homogeneização da vegetação natural na paisagem (Olden et al., 2004; Kandedmir et al., 2004), principalmente se a vegetação nativa for proporcionalmente menor comparada às áreas de silvicultura (Olden et al., 2004; Kandedmir et al., 2004; Steinitz et al., 2012; Aravanopoulos, 2018). Esta classe, associada à outras classes antrópicas em ascensão como Outras Lavouras Temporárias, Mineração e Outras Áreas não Vegetadas podem representar ameaças futuras para as populações de *C. coimbrai* e comprometer recursos cruciais para a sobrevivência da espécie ou restringindo sua movimentação e acesso a outros fragmentos florestais com mais recursos.

Ainda não foi evidenciado a transposição de *C. coimbrai* em matrizes antrópicas para forrageio, contudo, a espécie já foi observada consumindo cupim (Baião, 2017) e lagartas (Souza-Alves et al., 2011) – alimentos pouco comuns na sua dieta – em períodos de escassez alimentar. Diante desse quadro, supomos que a espécie talvez possa transpor o fragmento e ter acesso a outros elementos da matriz, desde que ela seja permeável, com estrutura que se assemelhe com a estrutura de seu hábitat (Arroyo-Rodríguez et al., 2020), ou que ofereça algum outro recurso suplementar (Arroyo-Rodríguez et al., 2013b). Também podemos considerar que a transposição para matrizes com mais recursos seja de difícil acesso, uma vez que a paisagem de ocorrência é composta majoritariamente por pasto – matriz não arbórea – o que seria uma barreira para essa espécie que dificilmente desce ao solo (Souza-Alves, 2010; Fontes, 2011; Baião, 2017). Adicionalmente, ainda que *C. coimbrai* possa utilizar áreas de Silvicultura (e.g., matrizes de eucalipto) como corredor para deslocamento ou dormida (observação pessoal),

esses ambientes não oferecem recursos essenciais para a manutenção de populações viáveis a longo prazo. Os riscos dessas “aventuras” podem expor os indivíduos a perigos adicionais, como maior vulnerabilidade à predação e isolamento nos fragmentos (McKinney, 2015; Baião, 2017), contato com patógenos (Saj et al., 2001; Priston et al., 2012), maior exposição à caça e outros conflitos com humanos (Saj et al., 2001; Aghokeng et al., 2010; Priston et al., 2012; McKinney, 2015; Silva et al., 2015; Galán-Acedo et al., 2019).

As análises descritivas das 65 paisagens nos três raios de *buffer* (1 km, 2 km e 3 km), nos permitiu evidenciar um padrão heterogêneo das classes de LULC na ocorrência confirmada da espécie. No contexto geral, observamos que as classes dominantes nas paisagens de ocorrência conhecida da espécie, foram as mesmas predominantes na paisagem da distribuição geral (Formação Florestal, Formação Savânica, Pastagem, Mosaico de Usos e Silvicultura).

Os resultados das análises subsequentes revelaram que a composição de LULC varia na distribuição de *C. coimbrai* de forma considerável nos raios de 1 km, 2 km e 3 km, mas nem todas as classes apresentaram diferenças significativas. Para a Formação Florestal, nossos resultados mostraram que a classe, em comparação com a área total da distribuição de *C. coimbrai*, apresenta uma proporção significativa nos raios de 1 km e 2 km. Esse resultado informa que existe uma concentração relativamente maior de cobertura vegetal nas escalas espaciais mais próximas aos registros de ocorrência da espécie, com a cobertura vegetal tendenciando a diminuir quando se aumenta o raio da análise. A ausência de diferença significativa na escala de 3 km nos permite propor que, em uma escala maior, a densidade de vegetação nativa é menos representativa, aproximando-se da média da distribuição geral, ampliando, portanto, o efeito das outras classes de uso, como Pastagem e Mosaico de Usos, discutidos abaixo. Esse resultado era esperado, considerando que *C. coimbrai* ocorre em fragmentos florestais e sua presença naturalmente está limitada a áreas onde a cobertura vegetal natural é mais abundante. A reduzida proporção dessa classe conforme a escala aumenta, pode indicar que, embora as áreas florestais ainda estejam presentes no entorno imediato dos registros, existe uma heterogeneidade maior e possível substituição por outras classes antrópicas em escalas mais ampliadas. No contexto complementar, embora em pequena proporção, Formação Campestre – significativa na comparação com a média total e área geral em todos os três raios – e Formação Savânica – que apresentou resultados semelhantes – podem funcionar como zona de amortecimento para outras classes ou suporte em áreas de transição entre Mata Atlântica e Caatinga. Assim, ambas podem contribuir na mitigação da reduzida

cobertura vegetal natural, visto que estão relativamente presentes ao redor dos registros de ocorrência, onde ocorre maior proporção de florestas.

Para Pastagem, a proporção de áreas apresentou diferença significativa apenas na comparação entre *buffers* de 1 km e 3 km, tendenciando a crescer conforme o aumento da escala, com os valores médios superiores à porcentagem geral na distribuição da espécie. Esse resultado é semelhante ao encontrado na distribuição total, evidenciando que as pressões aumentam em função da distância do local de ocorrência. Também aponta para a noção geral de que a chance de dispersão diminui, pois teriam menos *stepping stones* ou corredores. A influência exercida da Pastagem sobre *C. coimbrai* é menos evidente na menor escala pois quanto menor o raio, maior a proporção de hábitat dentro do *buffer* analisado. Assim, raios maiores, que apresentam áreas mais amplas, passam a representar melhor o tipo de matriz em que a espécie está inserida, nesse caso com predomínio de pastos. Esse padrão detectado nos *buffers* pode ser reflexo do histórico de conversão de terra (Dean, 1996; Santos et al., 2013; Lima, 2025) na distribuição geral da espécie. Ou seja, a conversão continuada ao longo dos anos não só moldou a paisagem como um todo, mas também determinou as condições atuais nas quais a espécie persiste. Isso pode ser explicado por que, mesmo que a distribuição geográfica geral já tenha altos valores de pasto, a média no interior dos *buffers* é ainda maior. *Callicebus coimbrai* já sobrevive em áreas reduzidas (Hilário, 2013; Souza-Alves et al., 2011; Batista et al., 2015; Jerusalinsky et al., 2025) portanto, a predominância de pastos, por sua característica campestre (MapBiomias, 2024) e capacidade de fragmentar o hábitat de forma abrupta, representa uma barreira física imediata, podendo ampliar ainda mais o isolamento das populações (Arroyo-Rodríguez et al., 2013a), reduzir a disponibilidade de recursos próximos (Arroyo-Rodríguez et al., 2013a; McKinney, 2015; Baião, 2017), e dificultar a capacidade de dispersão (Silva et al., 2015; Baião, 2017) em escalas menores, mas sobretudo em escalas maiores.

Mosaico de Usos, por outro lado, apresentou composição significativamente maior nos *buffers* de 2 km e 3 km, comparado com a média observada na área geral de distribuição. A presença relativamente alta de mosaicos dentro dos *buffers* indica relevante pressão antrópica heterogênea, com áreas agrícolas para diversos fins, provavelmente pequenas pastagens rotativas e pequenos assentamentos rurais, podendo indicar também paisagens em transição de uso. A ausência de diferenças significativas entre as escalas analisadas indica que essa classe aumenta proporcionalmente em equivalência nas proximidades das áreas de ocorrência da espécie. A composição variável desses mosaicos pode exercer efeitos contrastantes sobre a

espécie, dependendo da proporção arbórea e da intensidade das atividades antrópicas (Heiduck, 2002; Tews et al., 2004; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2006; Kulp & Heymann, 2015; Hilário et al., 2024). Nesse cenário, a classe Cana – cuja médias nos *buffers* superaram a distribuição geral da espécie com diferença significativa – se torna relevante, uma vez que também se enquadra como uma zona de uso agrícola (MapBiomas, 2024). Sua presença pode ser de forma isolada, quanto agregada a áreas de usos múltiplos, destacando sua importância como componente agrícola nas paisagens de ocorrência da espécie. Entretanto, a presença de possíveis áreas urbanas e pastos associadas às áreas agrícolas no interior do fragmento, Mosaico de Usos em conjunto com a Cana, pode se tornar um ambiente inóspito para *C. coimbrai*.

A partir de uma revisão, Galán-Acedo et al. (2019) observaram que a permanência de populações de primatas em paisagens modificadas depende mais de como a paisagem está arranjada espacialmente (ex. porcentagem de floresta vs. sua distribuição ao longo da matriz), do que somente algum tipo de uso do solo. Assim como Mosaico de Usos e Cana, Silvicultura, que exerce maior efeito significativo em termo de escalas maiores, pode fornecer mais opções para *C. coimbrai* que a homogeneidade da pastagem, principalmente para deslocamento entre fragmentos, demonstrando um papel importante no aumento da conectividade da paisagem (Pozo-Montuy & Serio-Silva, 2007; Lees & Peres, 2008; Asensio et al., 2009).

Área Urbanizada, por sua vez, apresentou um resultado semelhante à Silvicultura, mas com diferenças significativas em todas as escalas analisadas. Aqui, percebemos uma tendência clara: quanto maior a escala, maior a influência urbana. No contexto ecológico, esse padrão é consistente, pois a urbanização representa perda de hábitat, fragmentação e aumento de ameaças diretas, como atropelamentos, perturbação antrópica, predação por animais domésticos e caça (Saj et al., 2001; Aghokeng et al., 2010; Estrada et al., 2017; Beltrão-Mendes et al., 2024), fatores que levam a declínios populacionais.

Em resumo, nossos resultados apontam que as maiores ameaças imediatas à conservação de *C. coimbrai* é a Pastagem e Mosaico de Usos, bem como o crescimento recente da Silvicultura. Associadas a outras classes antrópicas de menor proporção, mas igualmente significativas, Outras Áreas não Vegetadas, Mineração, Aquicultura e Outras Lavouras Temporárias reduzem e fragmentam os habitats florestais disponíveis e impõem barreiras à dispersão, aumentando a vulnerabilidade das espécies à predação e conflitos humanos. A dependência da espécie por habitats florestados é uma característica comumente intrínseca de espécies arborícolas (Galán-Acedo et al., 2019b), e aqui é evidenciado que *C. coimbrai* é registrado com mais frequência em paisagens mais estruturadas, possivelmente por preferir

estruturas florestais mais complexas e heterogêneas (Santana et al., 2022). Entretanto, *C. coimbrai* também pode habitar ambientes com certo grau de perturbação (Ferrari et al., 2013), mas isso não significa que as próximas gerações poderão persistir nesses habitats desfavoráveis em cenários futuros, considerando a redução rápida e expressiva das paisagens florestadas. Em um contexto de limitação, Formação Florestal, mesmo que concentrada nas proximidades dos registros de ocorrência, pode não ser suficiente para garantir a segurança ecológica necessária para a espécie, principalmente a longo prazo. O histórico de ocupação e transformação da paisagem na distribuição e ocorrência da espécie em escalas maiores, embora perceptíveis, pode não demonstrar efeitos emergentes, mas pode criar um “débito de extinção” (Ewers & Didham, 2006; Kuussaari et al., 2009; Hylander & Ehrlén, 2013), na qual os efeitos nas populações de *C. coimbrai* só serão mais evidenciados nas futuras gerações.

Assim, os achados do presente estudo reforçam a necessidade de estratégias de conservação, podendo servir de apoio e orientação na criação de mais áreas protegidas, principalmente em propriedades privadas (onde estão a maior parte da população) e regiões de maior intensidade agropecuária. A implementação de corredores ecológicos, restauração dos fragmentos e o manejo sustentável das atividades agrícolas podem favorecer o deslocamento natural da espécie, bem como aumentar a oferta de recursos essenciais. Em paralelo, a intensificação da fiscalização ambiental nas áreas mais impactadas pela perda florestal pode atenuar a principal ameaça à espécie (perda de habitat) e minimizar impactos de ameaças diretas, como caça e captura ilegais. As atividades de educação ambiental nessas áreas também podem ser cruciais, auxiliando na promoção da sensibilidade comunitária através do conhecimento da espécie como nativa e ameaçada. Essas estratégias associadas à gestão adequada das matrizes antrópicas circundantes poderão garantir a sobrevivência e permanência de *C. coimbrai* a longo prazo em uma paisagem historicamente transformada pelas atividades humanas.

REFERÊNCIAS

- Abba, A.M., & Superina, M. (2010). A avaliação da lista vermelha de tatus 2009/2010. *Edentata*, 11:35-184.
- Achard, F., Beuchle, R., Mayaux, P., Stibig, H.J., Bodart, C., Brink, A., Carboni, S., Desclée, B., Donnay, F., Eva, H.D., Lupi, A., Raši, R., Seliger, R., & Simonetti, D. (2014). Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. *Global Change Biology*, 20:2540–2554. <https://doi.org/10.1111/gcb.12605>
- Albuquerque, N.M.D. (2016). Densidade e preferências de habitat de mamíferos em um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação), Universidade Federal de Sergipe, Sergipe.
- Alcocer-Rodríguez, M., Arroyo-Rodríguez, V., Galán-Acedo, C., Cristóbal-Azkarate, J., Asensio, N., Rito, K.F., Hawes, J.F., Veà, J.J., & Dunn, J. C. (2021). Evaluating extinction debt in fragmented forests: the rapid recovery of a critically endangered primate. *Animal Conservation*, 24:432-444. <https://doi.org/10.1111/acv.12648>
- Andresen, E., Arroyo-Rodríguez, V., & Ramos-Robles, M. (2018). Primate seed dispersal: old and new challenges. *International Journal of Primatology*, 39:443-465. <https://doi.org/10.1007/s10764-018-0024-z>
- Aravanopoulos, F.A. (2018). Do silviculture and forest management affect the genetic diversity and structure of long-impacted forest tree populations? *Forests*, 9:355. <https://doi.org/10.3390/f9060355>
- Arroyo-Rodríguez, V., & Dias, P.A.D. (2010). Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. *American Journal of Primatology*, 72:1-16. <https://doi.org/10.1002/ajp.20753>
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J.I., Tischendorf, L., Benchimol, M., Cazetta, E., Faria, D., Leal, I.R., Melo, F.P.L., Morante-Filho, J.C., Santos, B.A., Arasa-Gisbert, R., Arce-Peña, N., Cervantes-López, M.J., Cudney-Valenzuela, S., Galán-Acedo, C., San-José, M., Vieira, I.C.G., Slik, J.W.F., Nowakowski, A. J., & Tschardtke, T. (2020). Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 23:1404-1420. <https://doi.org/10.1111/ele.13535>
- Arroyo-Rodríguez, V., González-Perez, I.M., Garmendia, A., Solà, M., & Estrada, A. (2013b). The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landscape Ecology*, 28:1717–1727. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9929-2>
- Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F.P., Santos, B.A., Tabarelli, M., & Chazdon, R. (2013a). Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 101:1449-1458. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12153>
- Asensio, N., Arroyo-Rodríguez, V., Dunn, J.C., & Cristóbal-Azkarate, J. (2009). Conservation value of landscape supplementation for howler monkeys living in forest patches. *Biotropica*, 41:768-773. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00533.x>

- Baião, S. A., Correia, F. B., & Ferrari, S. F. (2015). Dietary differences have contrasting effects on the seed dispersal potential of the titi monkey *Callicebus coimbrai* in north-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 31:175-181. doi:10.1017/S0266467414000649
- Baião, S.A.A. (2017). Recursos e habitats para conservação do guigó (*Callicebus coimbrai*) em Sergipe. Tese (Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal de Sergipe, Sergipe.
- Batista, C.B., Mendes, R.B., Reis, N.R.; Peracchi, A.L & Rosa, G.L.M. Subfamília Callicebinae: Genêro Callicebus Thomas, 1903. (2015). In *Primatas do Brasil: Guia de Campo* (Reis, N.R., Peracchi, A.L., Rossaneis, B.K., Fregonezi, M.N. orgs.). 1 ed. Technical Books Editora Ltda, Rio de Janeiro, p. 328.
- Beca, G., Vancine, M.H., Carvalho, C.S., Pedrosa, F., Alves, R.S.C., Buscariol, D., Peres, C.A., Ribeiro, M.C., & Galetti, M. (2017). High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation*, 210:352-359. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033>
- Beltrão-Mendes, R., Alonso, A. C., Marques, E., Printes, R. C., Jerusalinsky, L., & Ferrari, S. F. (2024). Hunting pressure on primates in the southern portion of the Brazilian Northeast: historical threats and current perspectives. *Ethnobiology and Conservation*, 13:e28. <https://doi.org/10.15451/ec2024-08-13.28-1-13>.
- Benchimol, M., & Peres, C.A. (2015). Widespread forest vertebrate extinctions induced by a mega hydroelectric dam in lowland Amazonia. *PloS One*, 10:e0129818. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129818>
- Benchimol, M., & Venticinque, E.M. (2014). Responses of primates to landscape change in Amazonian land-bridge islands—a multi-scale analysis. *Biotropica*, 46:470-478. <https://doi.org/10.1111/btp.12122>
- Bicca-Marques, J.C. (2003). How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: Marsh, L.K. (eds). *Primates in Fragments*. Springer, Boston, p. 283–303. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3770-7_18
- Bogoni, J.A., Cherem, J.J., Giehl, E.L.H., Oliveira-Santos, L.G., Castilho, P.V., Filho, P.V., Fantacini, F.M., Tortato, M.A., Luiz, M.R., Rizzaro, R., & Graipel, M.E. (2016). Landscape features lead to shifts in communities of medium-to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 97:713-725. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv215>
- Bufalo, F.S., Galetti, M., & Culot, L. (2016). Seed dispersal by primates and implications for the conservation of a biodiversity hotspot, the Atlantic forest of South America. *International Journal of Primatology*, 37:333-349. <https://doi.org/10.1007/s10764-016-9903-3>
- Canale, G.R., Peres, C.A.; Guidorizzi, C.E., Gatto, C.A. F., & Kierulff, M.C.M. (2012). Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PLoS One*, 7: e41671. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041671>

- Carthew, S.M., & Goldingay, R.L. (1997). Non-flying mammals as pollinators. *Trends in Ecology & Evolution*, 12:104-108. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(96\)10067-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(96)10067-7)
- Chagas, R.R.D. (2009). Levantamento das populações de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 em fragmentos de Mata Atlântica no Sul do Estado de Sergipe, Brasil. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal de Sergipe, Sergipe.
- Chagas, R.R.D. (2015). Ecologia, Comportamento e Associação Interespecífica de *Callicebus coimbrai* e *Callithrix jacchus*, no Refúgio da Vida Silvestre Mata do Junco, Sergipe, Brasil. Tese, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil.
- Chagas, R.R.D., & Ferrari, S.F. (2011). Population parameters of the endangered titi monkey, *Callicebus coimbrai* Kobayashi and Langguth, 1999, in the fragmented landscape of southern Sergipe, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71:569-575.
- Chapman, C.A. (1995). Primate seed dispersal: coevolution and conservation implications. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews*, 4:74-82. <https://doi.org/10.1002/evan.1360040303>
- Chapman, C.A., & Peres, C.A. (2001). Primate conservation in the new millennium: the role of scientists. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews*, 10:16-33. [doi.org/10.1002/1520-6505\(2001\)10:1](https://doi.org/10.1002/1520-6505(2001)10:1)
- Chapman, C.A., Bonnell, T.R., Gogarten, J.F., Lambert, J.E., Omeja, P.A., Twinomugisha, D., Wasserman, M.D., & Rothman, J.M. (2013). Are primates ecosystem engineers? *International Journal of Primatology*, 34:1-14. <https://doi.org/10.1007/s10764-012-9645-9>
- Costa, J.E., & de Carvalho, D.M. (2020). Agricultura familiar no estado de Sergipe: uma leitura a partir dos dados do censo agropecuário 2017. *Revista Econômica do Nordeste*, 51:195-209. <https://doi.org/10.61673/ren.2020.1265>
- Cowlishaw, G., & Dunbar, R.I.M. (2000). *Primate Conservation Biology*. Chicago: Chicago University Press, 498 p.
- Cudney-Valenzuela, S.J., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E., & Toledo-Aceves, T. (2022). What determines the scale of landscape effect on tropical arboreal mammals? *Landscape Ecology*, 37:1497-1507. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01440-w>
- Cullen Jr, L., Bodmer, R.E., & Pádua, C.V. (2000). Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*, 95:49-56. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00011-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00011-2)
- Cushman, S.A., Raphael, M.G., Ruggiero, L.F., Shirk, A.S., Wasserman, T.N., & O'Doherty, E.C. (2011). Limiting factors and landscape connectivity: the American marten in the Rocky Mountains. *Landscape Ecology*, 26:1137-1149. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9645-8>
- Dean, Warren. (1996). *A Ferro e Fogo: A história e a devastação da Mata Atlântica*. Companhia das Letras. São Paulo, 484 p.

- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345:401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- EMDAGRO – Empresa de Desenvolvimento Agropecuário de Sergipe (2024). Sergipe registra maior crescimento da produção de leite no Nordeste. Disponível em:< <https://emdagro.se.gov.br/sergipe-registra-maior-crescimento-da-producao-de-leite-no-nordeste-aponta-bnb/>>. Acessado em 16 de agosto de 2025.
- Estrada, A., Garber, P.A., Rylands, A.B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Di Fiore, Nekaris, K.A.-I., Nijman, V., Heymann, E.W., Lambert, J.E., Rovero, F., Barelli, C., Setchell, J. M., Gillespie, T.R., Mittermeier, R.A., Arregoitia, L.V., de Guinea, M., Gouveia, S., Dobrovolski, R., Shantee, S., Shantee, N., Boyle, S.A., Fuentes, A., MacKinnon, K.C., Amato, K.R., Meyer, A.L.S., Wich, S., Sussman, R.W., Pan, R., Kone, I., & Li, B (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science Advances*, 3:e1600946. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600946>
- Ewers, R.M., & Didham, R.K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81:117-142. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>
- Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40:1649-1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Ferrari, S.F., Iwanaga, S., Messias, M.R., Ramos, E. M., Ramos, P.C., da Cruz Neto, E.H. & Coutinho, P.E. (2000). Titi monkeys (*Callicebus* spp., Atelidae: Platyrrhini) in the Brazilian state of Rondônia. *Primates*, 41:229-234. <https://doi.org/10.1007/BF02557805>
- Fontes, I.P. (2011). Variação de curto e longo prazo na ecologia de *Callicebus coimbrai* Kobayashi e Langguth 1999: implicações para a conservação de populações na paisagem fragmentada da Mata Atlântica de Sergipe. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal de Sergipe, Sergipe.
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E., Verde Arregoitia, L., Vega, E., Peres, C.A., & Ewers, R.M. (2019b). The conservation value of human-modified landscapes for the world's primates. *Nature Communications*, 10:152. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-08139-0>
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Cudney-Valenzuela, S.J., & Fahrig, L. (2019a). A global assessment of primate responses to landscape structure. *Biological Reviews*, 94:1605-1618. <https://doi.org/10.1111/brv.12517>
- Galetti, M., Giacomini, H.C., Bueno, R.S., Bernardo, C.S., Marques, R.M., Marques, R.M., Bovendorp, R.S., Steffler, C.E., Rubim, P., Gobbo, S.K., Donatti, C.I., Begotti, R.A., Meirelles, F., Nobre, R.A., Chiarello, A.G., & Peres, C.A. (2009). Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. *Biological Conservation*, 142:1229-1241. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.023>
- Ganesh, T., & Devy, M.S. (2000). Flower use by arboreal mammals and pollination of a rain forest tree in South Western Ghats, India. *Selbyana*, 21:60-65.

- Gouveia, S.F., Souza-Alves, J.P., Rattis, L., Dobrovolski, R., Jerusalinsky, L., Beltrão-Mendes, R., & Ferrari, S.F. (2016). Climate and land use changes will degrade the configuration of the landscape for titi monkeys in eastern Brazil. *Global Change Biology*, 22:2003-2012. <https://doi.org/10.1111/gcb.13162>
- Guerreiro, B.V.C., Barreto, H.F., Beltrão-Mendes, R., Pinto, M.P. (Submetido). Crowded in the Caatinga: Group density increases with forest disconnection in a primate endemic to a semiarid region.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T. E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.X., & Townshend, J.R (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1:1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.15000>
- Heiduck, S. (2002). The use of disturbed and undisturbed forest by masked titi monkeys *Callicebus personatus melanochir* is proportional to food availability. *Oryx*, 36:133-139. <https://doi.org/10.1017/S0030605302000200>
- Hilário, R.R., Moraes, B., Souza-Alves, J.P., & Stephen, F. (2024). The Density of *Callicebus coimbrai* is Better Predicted by Vegetation Structure Variables than by Surrounding Landscape. *International Journal of Primatology*, 45:54–71. <https://doi.org/10.1007/s10764-022-00278-y>
- Hylander, K., & Ehrlén, J. (2013). The mechanisms causing extinction debts. *Trends Ecology & Evolution*, 28:341–346. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.010>.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2025a). Produção Agropecuária. Sergipe. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/se>>. Acessado em 02 de julho de 2025.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2025b). Produção Agropecuária. Bahia. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/ba>. Acessado em 02 de julho de 2025.
- IUCN (2023). International Union for Conservation of Nature Coimbra-Filho's Titi Monkey: *Callicebus coimbrai*. <https://www.iucnredlist.org/species/39954/17972422#threats>. Acessado em 10 de agosto de 2023.
- Jackson, H.B & Fahrig, L. (2013). Habitat Loss and Fragmentation. In: Levin, S.A (eds). *Encyclopedia of Biodiversity*, p. 50-58. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00399-3>
- Jerusalinsky, L., Oliveira, M. M., Pereira, R. F., Santana, V., Bastos, P. C. R., & Ferrari, S. F. (2006). Preliminary evaluation of the conservation status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 in the Brazilian state of Sergipe. *Primate Conservation*, 2006:25-32. <https://doi.org/10.1896/0898-6207.21.1.25>

- Jerusalinsky, L., Souza-Alves, J., & Ferrari, S. (2020). *Callicebus coimbrai*. The IUCN red list of threatened species 2020: e. T39954A17972422. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T39954A17972422.en>
- Jerusalinsky, L.; Beltrão-Mendes, R.; Hilário, R.R.; Alonso, A.C.; Souza-Alves, J.P. 2025. *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE. Disponível em: <<https://salve.icmbio.gov.br>>. Acessado em 25 de janeiro de 2025. <https://doi.org/10.37002/salve.ficha.30257.2>
- Jorge, M.L.S., Galetti, M., Ribeiro, M.C., & Ferraz, K.M.P. (2013). Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 163:49-57. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.018>
- Kandedmir, G.E.; Kandemir, I.; Kaya, Z. (2004). Genetic variation in Turkish red pine (*Pinus brutia* Ten.) seed stands as determined by RAPD markers. *Silvae Genetica*. 53:169–175. <https://doi.org/10.1515/sg-2004-0031>
- Kays, R., & Allison, A. (2001). Arboreal tropical forest vertebrates: current knowledge and research trends. *Plant Ecology*, 153:109-120. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3606-0_9
- Kulp, J., & Heymann, E.W. (2015). Ranging, activity budget, and diet composition of red titi monkeys (*Callicebus cupreus*) in primary forest and forest edge. *Primates*, 56:273–278. <https://doi.org/10.1007/s10329-015-0471-5>.
- Kupfer, J.A., Malanson, G.P., & Franklin, S.B. (2006). Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15:8-20. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00204.x>
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. & Steffan-Dewenter, I. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecology & Evolution*, 24:564-571. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>
- Laurance, W.F., Vasconcelos, H.L., & Lovejoy, T.E. (2000). Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx*, 34:39-45. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3008.2000.00094.x>
- Lees, A.C., & Peres, C.A. (2008). Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology*, 22:439-449. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00870.x>
- Lewis, S.L., Edwards, D.P., & Galbraith, D. (2015). Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349:827-832. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>
- Lima, R.R.F. (2025). Cenário da conservação e da degradação da Mata Atlântica do SEALBA: uma exposição necessária. *Revista Contexto Geográfico*, 10(23):e102317721. <https://doi.org/10.28998/contegeo.10i.23.17721>
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., & Donnelly, C.F. (1993). The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the central highlands of Victoria, south-east

- Australia, IV. The presence and abundance of arboreal marsupials in retained linear habitats (wildlife corridors) within logged forest. *Biological Conservation*, 66:207-221. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90006-M](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90006-M)
- Lozon, J. D., & MacIsaac, H.J. (1997). Biological invasions: are they dependent on disturbance? *Environmental Reviews*, 5:131-144. <https://doi.org/10.1139/a97-007>
- Mandujano, S., Escobedo-Morales, L.A., Palacios-Silva, R., Arroyo-Rodríguez, V., & Rodríguez-Toledo, E.M. (2006). A Metapopulation Approach to Conserving the Howler Monkey in a Highly Fragmented Landscape in Los Tuxtlas, Mexico. In: Estrada, A., Garber, P.A., Pavelka, M.S.M., & Luecke, L. (eds). *New Perspectives in the Study of Mesoamerican Primates. Developments in Primatology: Progress and Prospects*. Springer, Boston, MA, p. 513-538. https://doi.org/10.1007/0-387-25872-8_25
- McKinney, T. (2015). A classification system for describing anthropogenic influence on nonhuman primate populations. *American Journal of Primatology*, 77:715-726. <https://doi.org/10.1111/cobi.13656>
- Melo, F.P., Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Martínez-Ramos, M., & Tabarelli, M. (2013). On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 28:462-468. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.001>
- MMA (2023). Ministério do Meio Ambiente. Mata Atlântica. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/biomas-e-ecossistemas/biomas/mata-atlantica>>. Acessado em 12 de agosto de 2023.
- Mortelliti, A., Amori, G., Capizzi, D., Cervone, C., Fagiani, S., Pollini, B., & Boitani, L. (2011). Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. *Journal of Applied Ecology*, 48:153-162. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01918.x>
- Olden, J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E., & Fausch, K.D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, 19:18-24. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>
- Pais, G., Vieira, E.M., & Prado, P.I. (2020). Small mammals respond to extreme habitat fragmentation in the Brazilian Atlantic Forest according to the landscape continuum model. *Mammal Research*, 65:309-322.
- Pfeifer, M., Lefebvre, V., Peres, C. A., Banks-Leite, C., Wearn, O. R., Marsh, C. J., ..., & Ewers, R. M. (2017). Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature*, 551:187-191. <https://doi.org/10.1038/nature24457>
- Pires, A.S., Fernandez, F.A., & Barros, C.S. (2006). Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Sluys, M.V., & Alves M.A.S. *Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos, São Paulo, Brasil, p. 231-260.
- Pozo-Montuy, G., & Serio-Silva, J. C. (2007). Movement and resource use by a group of *Alouatta pigra* in a forest fragment in Balancán, México. *Primates*, 48:102-107. <https://doi.org/10.1007/s10329-006-0026-x>

- Priston, N. E., Wyper, R. M., & Lee, P. C. (2012). Buton macaques (*Macaca ochreata brunnescens*): crops, conflict, and behavior on farms. *American Journal of Primatology*, 74:29-36. <https://doi.org/10.1002/ajp.21003>
- Projeto MapBiomias - Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Brasil - Coleção 9 (2024). Disponível em: https://brasil.MapBiomias.org/wp-content/uploads/sites/4/2024/08/Fact_Colecao-9_21.08-OK.pdf. Acessado em 25 janeiro de 2025.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Regolin, A.L., Cherem, J.J., Graipel, M.E., Bogoni, J.A., Ribeiro, J.W., Vancine, M.H., Tortato, M.A., Oliveira-Santos, L.G., Fantacini, F.M., Luiz, M.R., de Castilho, P.V., Ribeiro, M.C., & Cáceres, N.C. (2017). Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 98:1721-1731. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx103>
- Rejmanek, M., & Richardson, D.M. (1996). What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77:1655-1661. <https://doi.org/10.2307/2265768>
- Richardson, D.M. (1998). Forestry trees as invasive aliens. *Conservation biology*, 12:18-26. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.96392.x>
- Rocha, J.C.A.G. (2011) Distribuição e densidade de populações de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999, na região do Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Sergipe. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação), Universidade Federal de Sergipe, Sergipe.
- Saj, T.L., Sicotte, P., & Paterson, J.D. (2001). The conflict between vervet monkeys and farmers at the forest edge in Entebbe, Uganda. *African Journal of Ecology*, 39:195-199. <https://doi.org/10.1046/j.0141-6707.2000.00299.x>
- Santana, J.P., Santos, P.M., Marques, E., Jerusalinsky, L., Ferrari, S.F., & Beltrão-Mendes, R. (2022). Structure and Composition of Atlantic Forest Fragments Inhabited by *Callicebus coimbrai* in Northeastern Brazil: subsidies for landscape management strategies. *Biodiversidade Brasileira*, 12:25-43. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v12i1.1846>
- Santos, A.L.C., de Carvalho, C.M., & de Carvalho, T.M. (2013). Importância de remanescentes florestais para conservação da biodiversidade: Estudo de caso na Mata Atlântica em Sergipe através de sensoriamento remoto. *Revista Geográfica Acadêmica*, 7:58-84. <https://doi.org/10.18227/1678-7226rga.v7i2.2992>
- Semper-Pascual, A., Burton, C., Baumann, M., Decarre, J., Gavier-Pizarro, G., Gómez-Valencia, B., Macchi, L., Mastrangelo, M.E., Pötzschner, F., Zelaya, P.V., & Kuemmerle, T. (2021). How do habitat amount and habitat fragmentation drive time-delayed responses of biodiversity to land-use change? *Proceedings of the Royal Society B*, 288:20202466. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2466>

- Shafer, C.L. (1990). Nature reserves: island theory and conservation practice. Smithsonian Institution Press, Washington and London, p. 155-183.
- Silva, L. G., Ribeiro, M. C., Hasui, E., da Costa, C. A., & da Cunha, R. G. T. (2015). Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences Neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. PLoS One, 10:e0114025. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114025>
- Silva, L.G., Ribeiro, M.C., Hasui, E., Costa, C.A., & Cunha, R.G.T. (2015). Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences Neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. PLoS One, 10:e0114025. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114025>
- Souza-Alves, J.P. (2013). Ecology and life-history of Coimbra-Filho's titi monkeys (*Callicebus coimbrai*) in the Brazilian Atlantic Forest. Tese, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brazil.
- Souza-Alves, J.P., Fontes, I.P., Chagas, R.R. & Ferrari, S.F. (2011). Seasonal versatility in the feeding ecology of a group of titis (*Callicebus coimbrai*) in the northern Brazilian Atlantic Forest. American Journal of Primatology, 73:1199-1209. <https://doi.org/10.1002/ajp.20990>
- Souza-Alves, J.P., Fontes, I.P., Chagas, R.R., & Ferrari, S. F. (2011). Seasonal versatility in the feeding ecology of a group of titis (*Callicebus coimbrai*) in the northern Brazilian Atlantic Forest. American Journal of Primatology, 73:1199-1209. <https://doi.org/10.1002/ajp.20990>
- Steinitz, O., Robledo-Arnuncio, J.J., & Nathan, R. (2012). Effects of forest plantations on the genetic composition of conspecific native Aleppo pine populations. Molecular Ecology, 21:300-313. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05394.x>
- Superina, M., Plese, T., Moraes-Barros, N., & Abba, A.M. (2010). The 2010 sloth red list assessment. Edentata, 11:115-134. <https://doi.org/10.5537/020.011.0202>
- Tannier, C., Bourgeois, M., Houot, H., & Foltête, J.C. (2016). Impact of urban developments on the functional connectivity of forested habitats: a joint contribution of advanced urban models and landscape graphs. Land Use Policy, 52:76-91. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.002>
- Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M.S., Rödig, E., Wiegand, T., & Huth, A. (2018). Global patterns of tropical forest fragmentation. Nature, 554:519-522. <https://doi.org/10.1038/nature25508>
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. Journal of Biogeography, 31:79–92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>
- Thornton, D.H., Branch, L., & Sunquist, M.E. (2011). The relative influence of habitat loss and fragmentation: do tropical mammals meet the temperate paradigm? Ecological Applications, 21:2324-2333. <https://doi.org/10.1890/10-2124.1>

- Trevelin, L.C., Port-Carvalho, M., Silveira, M., & Morell, E. (2007). Abundance, habitat use and diet of *Callicebus nigrifrons* Spix (Primates, Pitheciidae) in Cantareira State Park, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24:1071-1077. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000400026>
- Tscharntke et al. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. *Biological reviews*, 87:661-685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>
- Valente, R.A., Petean, F.C.D.S., & Vettorazzi, C.A. (2017). Multicriteria decision analysis for prioritizing areas for forest restoration. *Cerne*, 23:53-60. <https://doi.org/10.1590/01047760201723012258>
- van Roosmalen, M.G., van Roosmalen, T., & Mittermeier, R.A. (2002). A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. *Neotropical Primates*, 10:1-52. <https://doi.org/10.62015/np.2002.v10.503>
- Vasquez, V. L., Beltrão-Mendes, R., & Pinto, M. P. (2025). Atlantic Forest primates and their main food resources. *Mammal Review*, 55(3):e12378. <https://doi.org/10.1111/mam.12378>
- Visconti, P., Bakkenes, M., Baisero, D., Brooks, T., Butchart, S.H., Joppa, L., Alkemade, R., Di Marco, M., Santini, L., Hoffmann, M., Maiorano, L., Pressey, R.L., Arponen, A., Boitani, L., Reside, A.E., van Vuuren, D.P., & Rondinini, C. (2016). Projecting global biodiversity indicators under future development scenarios. *Conservation Letters*, 9:5-13. <https://doi.org/10.1111/conl.12159>
- Visconti, P., Pressey, R.L., Giorgini, D., Maiorano, L., Bakkenes, M., Boitani, L., Alkemade, R., Falcucci, A., Chiozza, F., & Rondinini, C. (2011). Future hotspots of terrestrial mammal loss. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366:2693-2702. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0105>
- Wayne, A. F., Cowling, A., Lindenmayer, D.B., Ward, C.G., Vellios, C.V., Donnelly, C. F., & Calver, M.C. (2006). The abundance of a threatened arboreal marsupial in relation to anthropogenic disturbances at local and landscape scales in Mediterranean-type forests in south-western Australia. *Biological Conservation*, 127:463-476. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.007>
- Wilcox, B.A. (1980). Insular ecology and conservation, 95-117 p. In: Soulé M. E., & Wilcox, B.A. (eds.). *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer, Sunderland.

APÊNDICES

Apêndice I. Descrição das classes de uso e cobertura da terra, disponível na coleção 9 do MapBiomias (2024). As descrições são específicas para o bioma Mata Atlântica. Adaptado de:< <https://brasil.MapBiomias.org/en/codigos-de-legenda/>>.

	Classes	Código	Descrição
1. Floresta	1.1. Formação Florestal	3	Floresta Ombrófila Densa, Aberta e Mista e Floresta Estacional Semi-Decidua, Floresta Estacional Decidua e Formação Pioneira Arbórea.
	1.2. Formação Savânica	9	Savanas, Savanas-Estépicas Florestadas e Arborizadas.
	1.3. Mangue	5	Formações florestais e/ou arbustivas, densas, sempre-verdes, frequentemente inundadas pela maré e associadas ao ecossistema costeiro de Manguezal.
	1.4. Restinga Arbórea	49	Formações florestais que se estabelecem sobre solos arenosos ou sobre dunas na zona costeira.
2. Vegetação Herbácea e Arbustiva	2.1. Campo Alagado e Área Pantanosa	11	Vegetação com influência fluvial e/ou lacustre.
	2.2. Formação Campestre	12	Savanas-Estépicas Parque e Gramíneo-Lenhosa, Estepe e Pioneiras Arbustivas e Herbáceas.
	2.3. Apicum	32	Apicuns ou Campos Salgados são formações quase sempre desprovidas de vegetação arbórea e arbustiva, associadas a uma zona topograficamente mais alta da planície costeira, hipersalina e com frequência de inundação menor do que o manguezal, em geral na transição entre este e a terra firme ou campos de dunas.
3. Agropecuária	3.1. Pastagem	15	Áreas de pastagem plantadas, diretamente relacionadas à atividade agropecuária. As áreas de pastagem natural, por sua vez, são predominantemente caracterizadas como formações campestres ou campo alagado, podendo ser submetidas ou não a práticas de pastejo. Na Amazônia, podem ocorrer áreas desmatadas recentemente, sem ainda ter iniciado a atividade agropecuária.
	3.2.1.2. Cana	20	Áreas cultivadas com a monocultura da cana-de-açúcar.
	3.2.1.5. Outras Lavouras Temporárias	41	Áreas ocupadas com cultivos agrícolas de curta ou média duração, geralmente com ciclo vegetativo inferior a um ano, que após a colheita necessitam de novo plantio para produzir.
	3.3. Silvicultura	9	Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais (ex. pinus, eucalipto, araucária).

	3.4. Mosaico de Usos	21	Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura. Pode incluir áreas de ocupação periurbana, como chácaras, sítios e condomínios
4. Área não Vegetada	4.1. Praia, Duna e Areal	23	Cordões arenosos, de coloração branco brilhante, onde não há o predomínio de vegetação de nenhum tipo.
	4.2. Área Urbanizada	24	Áreas com significativa densidade de edificações e vias, incluindo áreas livres de construções e infraestrutura
	4.3. Mineração	30	Áreas referentes a extração mineral de porte industrial ou artesanal (garimpos), havendo clara exposição do solo por ação antrópica.
	4.4. Outras Áreas não Vegetadas	25	Áreas de superfícies não permeáveis (infraestrutura, expansão urbana ou mineração) não mapeadas em suas classes.
5. Corpo D'água	5.1. Rio, Lago e Oceano	33	Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água
	5.2 Aquicultura	31	Área referente a lagos artificiais, onde predominam atividades aquícolas e/ou de salicultura.

Apêndice II. Ocorrência de *Callicebus coimbrai* com os respectivos dados sobre estados, municípios, área de amostragem, coordenadas geográficas e referências bibliográficas associada. As marcações em cinza representam as coordenadas que foram realocadas para o interior do fragmento, conforme a sessão “*Compilação dos dados de ocorrência de Callicebus coimbrai*”). **NULL:** Coordenada não informada no artigo original (Sousa, 2000). Portanto, atribuímos uma coordenada representativa com base na localização do fragmento mencionado no artigo de origem.

Registros	Espécie	Estado	Município	Localização	Área do Fragmento (ha)	Latitude Original	Longitude Original	Latitude Convertida	Longitude Convertida	Tipo de Registro	Referência
1	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Pacatuba	Próx. à Villa Aragão em Santana dos Frades	Sem registro	10°32'	36°41'	-10.43333333	-36.65	Observação/Coleta	Kobayashi & Langguth, 1999
2	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Santo Amaro de Brotas	Fazenda Arauari, Oeste	Sem registro	10°45'	37°00'	-10.75	-37	Observação/Coleta	Kobayashi & Langguth, 1999
3	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Cristinápolis	Fazenda Cruzeiro	200	11°29'	37°46'	-11.4918	-37.7634	Observação/Coleta	Kobayashi & Langguth, 1999
4	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Itaporanga D'Ajuda	Fazenda Dira	>100	NULL	NULL	-10.8811	-37.3309	Vocalização	Sousa, 2000
5	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Itaporanga D'Ajuda	Fazenda Itália do Grupo Cal Trevo (Antiga Votorantim)	100	11°06'	37°19'	-11.1	-37.31666667	Vocalização	Sousa et al., 2003
6	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Rosário do Catete	Fazenda Oiteiro	70	10°39'	37°03'	-10.65043134	-37.05034257	Observação	Sousa et al., 2003
7	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Carmópolis	Fazenda Alagamar (Povoado Aguada)	~ 40	10°40'	36°56'	-10.66267	-36.9106	Observação	Sousa et al., 2003
8	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Capela	RVS Mata do Junco	900	10°32'	37°03'	-10.529786	-37.059314	Observação	Sousa et al., 2003
9	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Pacatuba	Fazenda Santana	~ 150	10°32'	36°44'	-10.55	-36.733333	Observação	Sousa et al., 2003
10	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Pacatuba	Fazenda Aiumas	60	10°25'	36°39'	-10.4174	-36.6627	Vocalização	Sousa et al., 2003
11	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Neópolis	Fazenda Cadoz	50	10°23'	36°39'	-10.409733	-36.651106	Vocalização	Sousa et al., 2003
12	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Frei Paulo	Fazenda Serra Preta	<200	10°30'	37°37'	-10.484	-37.5973	Vocalização	Sousa et al., 2003

13	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Pacatuba	Fazenda Serigy	~ 70	10°33'	36°42'	-10.55043098	-36.70033932	Vocalização	Sousa et al., 2003
14	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Indiaroba	Fazenda Sabão, Leste	300	11°30'	37°34'	-11.5	-37.56666666	Vocalização	Sousa et al., 2003
15	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Santa Luzia do Itanhy	Mata do Povoado Crasto	~ 900	11°22'	37°25'	-11.36666666	-37.41666666	Observação	Sousa et al., 2003
16	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Sto. Amaro das Brotas	Fazenda Arauari, Leste	Sem registro	10°45'	36°59'	-10.75	-36.98333333	Observação	Sousa et al., 2003
17	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	São Sebastião do Passé	Lamarão do Passé	Sem registro	12° 29' 50,10"	38° 22' 34,50"	-12.49725	-38.37625	Observação	Printes, 2005
18	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Alagoinhas	Boa União	Sem registro	12° 11' 03,80"	38° 32' 16,00"	-12.1996	-38.56	Observação	Printes, 2005
19	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Itabaianinha	Não Informado	Sem registro	11° 11' 37,90"	37° 43' 12,24"	-11.19429567	-37.72041584	Observação	Printes, 2005
20	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Cristinápolis	Fazenda Cruzeiro	200	11°29'	37°46'	-11.55144	-37.66641	Coleta	Jerusalinsky et al., 2006
21	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Cristinápolis	Fazenda Buji (Bugio)	200	11°27'	34°43'	-11.45043642	-37.71701612	Vocalização	Jerusalinsky et al., 2006
22	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Estância	Fazenda Capivara	30	11°11'	37°28'	-11.18409	-37.47363	Observação	Jerusalinsky et al., 2006
23	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Arauaá	Fazenda Imbira	10	11°14'	37°34'	-11.23517	-37.56548	Vocalização	Jerusalinsky et al., 2006
24	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Santa Luzia do Itanhy	Fazenda Bomfim VI	15	11°18'	37°40'	-11.29989	-37.66837	Observação	Jerusalinsky et al., 2006
25	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Arauaá	Fazenda Tuim	3	11°17'	37°38'	-11.28333333	-37.63333333	Vocalização	Jerusalinsky et al., 2006
26	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Arauaá	Fazenda Poços	15	11°16'	37°33'	-11.26131	-37.55097	Vocalização	Jerusalinsky et al., 2006
27	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Itabaianinha	Fazenda Chiquinho 2	10	11°17'	37°41'	-11.283207	-37.678044	Vocalização	Jerusalinsky et al., 2006
28	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Indiaroba	Fazenda Escôncio	250	11°26'	37°37'	-11.4372	-37.6293	Observação	Jerusalinsky et al., 2006
29	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Indiaroba	Fazenda Sabão (Mata Pequena)	7	11°31'	37°34'	-11.523079	-37.572664	Observação	Jerusalinsky et al., 2006

30	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Santa Luzia do Itanhy	Mata do Assentamento Pau Torto	250	11°23'	37°30'	-11.3754	-37.5044	Vocalização	Jerusalinsky et al., 2006
31	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Santa Luzia do Itanhy	Assentamento Águas Claras	50	11°22'	37°33'	-11.36666666	-37.55	Observação	Jerusalinsky et al., 2006
32	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Santa Luzia do Itanhy	RPPN Bom Jardim, Fazenda Surucucu	60	11°21'	37°29'	-11.343257	-37.48663	Observação	Jerusalinsky et al., 2006
33	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Indiaroba	Assentamento Chico Mendes	50	11°30'	37°33'	-11.51407	-37.54477	Vocalização	Jerusalinsky et al., 2006
34	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Porto da Folha	Fazenda São Pedro/Assentamento	150	11°29'	37°33'	-10.0372	-37.4063	Vocalização	Jerusalinsky et al., 2006
35	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Salgado	Fazenda Barro	< 5	10°02'	37°24'	-11.15	-37.51666666	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
36	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Japoatã	Fazenda Santa Bárbara (Balneário)	5-10	11°09'	37°31'	-10.41191388	-36.73751666	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
37	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Indiaroba	Fazenda de Pedra do Rumo	5-10	10°24'	36°44'	-11.46395	-37.62401	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
38	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Cristinápolis	Fazenda São Roque	5-10	11°28'	37°38'	-11.51785	-37.68981	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
39	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Estância	Não Informado	5-10	11°31'	37°41'	-11.19757	-37.5324	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
40	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Itaporanga D'Ajuda	Fazenda Campo Belo	10-25	11°12'	37°32'	-11.01666666	-37.3	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
41	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Araúá	Fazenda Nova	10-25	11°01'	37°18'	-11.23695	-37.60059	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
42	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Araúá	Fazenda Riacho Seco	10-25	11°14'	37°36'	-11.3069	-37.5674	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
43	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Santa Luzia do Itanhy	Fazenda Salobro	10-25	11°18'	37°34'	-11.3338	-37.622	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
44	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Itabaianinha	Fazenda Glória	10-25	11°20'	37°38'	-11.2451	-37.6691	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
45	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Itabaianinha	Fazenda Bica	10-25	11°15'	37°40'	-11.1833	-37.7292	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
46	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Rosário do Catete	Fazenda Capim-Açu	10-25	11°11'	37°44'	-10.6367	-37.0301	Relato	Jerusalinsky et al., 2006

47	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Capela	Fazenda Araticum (Canto Escuro)	10-25	10°38'	37°02'	-10.59938	-37.05461	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
48	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Japoatã	Fazenda Antônio Dias (Massaranduba)	25-50	10°36'	37°03'	-10.46666666	-36.81666666	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
49	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Japoatã	Não Informado	25-50	10°28'	36°49'	-10.36666666	-36.76666666	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
50	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Santa Luzia do Itanhy	Fazenda Castelo/Mata 2	25-50	10°22'	36°46'	-11.326	-37.4406	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
51	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Divina Pastora	Mata da Campanha/Fazenda Tabua	25-50	10°27'	36°43'	-10.6295	-37.1856	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
52	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Itaporanga D'Ajuda	Fazenda Colégio	50-100	11°19'	37°26'	-11.0632	-37.2756	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
53	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Itaporanga D'Ajuda	Fazenda Paruí	50-100	11°26'	37°40'	-11.14492	-37.23091	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
54	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Santa Luzia do Itanhy	Não Informado	50-100	11°12'	37°30'	-11.41666666	-37.53333333	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
55	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Indiaroba	Fazenda Gavião/Fazenda Cajá	50-100	10°38'	37°11'	-11.4574	-37.5304	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
56	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Indiaroba	Fazenda Valdir Cruz	50-100	11°04'	37°16'	-11.4827	-37.539	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
57	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Indiaroba	Não Informado	50-100	11°10'	37°13'	-11.4517	-37.6352	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
58	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Estância	Fazenda Periperi	50-100	11°25'	37°32'	-11.1751	-37.5047	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
59	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Divina Pastora	Fazenda Limoeiro	50-100	11°28'	37°32'	-10.6555	-37.119	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
60	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Santa Luzia do Itanhy	Fazenda Castelo/Mata 1	100-250	11°29'	37°32'	-11.32151	-37.44884	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
61	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Indiaroba	Fazenda Riacho Fundo	100-250	11°28'	37°37'	-11.5	-37.6	Relato	Jerusalinsky et al., 2006
62	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Itaporanga D'Ajuda	Fazenda Gaiofa/Assen. São José	250-500	11°27'	37°38'	-11.4	-37.53333333	Relato	Jerusalinsky et al., 2006

63	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Catu	Assentamento Rainha dos Anjos	180	11°08'	37°33'	-12.3897	-38.4776	Observação	Sousa et al., 2008
64	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Esplanada	Projeto Subaumirim	260	11°10'	37°30'	-12.1	-37.88333333	Observação	Sousa et al., 2008
65	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Cardeal da Silva	Mata do Povoado Jangada	60	10°39'	37°07'	-12.08	-37.9658	Observação	Sousa et al., 2008
66	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Itanagra	Não Informado	1744	11°20'	37°27'	-12.2427	-37.9857	Observação	Sousa et al., 2008
67	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Itanagra	Não Informado	33	11°30'	37°36'	-12.3185	-38.1396	Observação	Sousa et al., 2008
68	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	São Sebastião do Passé	Fazenda Coqueiro das Águas	110	11°24'	37°32'	-12.55	-38.4	Observação	Sousa et al., 2008
69	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Pojuca	Fazenda Sto. Antônio	42	12°23'	38°28'	-12.4318	-38.3517	Observação	Sousa et al., 2008
70	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Catu	Fazenda dos Tauás	30	12°06'	37°53'	-12.4184	-38.4005	Observação	Sousa et al., 2008
71	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Entre Rios	Fazenda Gameleira	770	12°05'	37°58'	-12.06667249	-38.1000067	Observação	Sousa et al., 2008
72	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	São Sebastião do Passé	Fazenda Santa Clara	80	12°21'	37°55'	-12.4445	-38.5297	Observação	Sousa et al., 2008
73	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Catu	Fazenda São Miguel	84	12°15'	37°58'	-12.36666666	-38.45	Observação	Sousa et al., 2008
74	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Pedrão	Não Informado	50	12°19'	38°08'	-12.14852	-38.63096	Observação	Sousa et al., 2008
75	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Pedrão	Não Informado	220	12°33'	38°24'	-12.16666666	-38.6	Observação	Sousa et al., 2008
76	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Cachoeira	Serra de Sao Francisco	3000	12°25'	38°21'	-12.65	-38.8166666	Observação	Sousa et al., 2008
77	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Araçás	Povoado Pereira	126	12°25'	38°24'	-12.25012	-38.30137	Observação	Sousa et al., 2008
78	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Rio Real	Não Informado	180	11°47'	37°46'	-11.6333	-37.88646	Observação	Sousa et al., 2008
79	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Catu	Fazenda Edvaldo Vereador	45	-12.15	37°47'	-12.4281	-38.3781	Observação	Sousa et al., 2008

80	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Pojuca	Não Informado	33	12°26'	38°32'	-12.4237	-38.3683	Observação	Sousa et al., 2008
81	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Catu	Mata Fome	110	12°20'	38°14'	-12.3912	-38.3854	Observação	Sousa et al., 2008
82	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Catu	Não Informado	22	12°22'	38°27'	-12.38333333	-38.43333333	Observação	Sousa et al., 2008
83	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	S. Sebastião do Passé	Não Informado	950	12°08'	38°37'	-12.45	-38.4	Observação	Sousa et al., 2008
84	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Conde	Matas da Fazenda Conde	100	12°10'	38°36'	-11.76666666	-37.73333333	Observação	Sousa et al., 2008
85	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Riachão do Dantas	Fazenda Fortaleza	20	12°18'	38°22'	-11.08895	-37.67141	Observação	Sousa et al., 2008
86	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Indiaroba	Fazenda Convento	80	12°29'	38°46'	-11.46646	-37.45557	Observação	Sousa et al., 2008
87	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Cristinápolis	Fazenda Cruzeiro	200	12°39'	38°49'	-11.5347	-37.68316	Observação	Sousa et al., 2008
88	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Jandaíra	Não Informado	100	12°15'	38°18'	-11.6	-37.6	Observação	Sousa et al., 2008
89	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Carmópolis	Fazenda Bolandeira	15	11°50'	37°58'	-10.66268	-36.97343	Observação	Sousa et al., 2008
90	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Fátima	Fazenda Vaca Brava	100	11°38'	37°53'	-10.70542	-38.21497	Observação	Sousa et al., 2008
91	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	São Cristóvão	Não Informado	10	12°25'	38°23'	-10.91666666	-37.23333333	Observação	Sousa et al., 2008
92	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Japoatã	Fazenda Maresia	1.069,0	12°25'	38°22'	-10.39205	-36.70988333	Observação	Santos Jr., 2010
93	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Japoatã	Fazenda Benedita	219,0	12°23'	38°23'	-10.4112	-36.7201	Observação	Santos Jr., 2010
94	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Japoatã	Assentamento Três Cancelas	6.7	12°23'	38°26'	-10.4185	-36.7465	Vocalização	Santos Jr., 2010
95	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Capela	Fazenda Cotia	52	12°27'	38°24'	-10.53877	-37.028379	Vocalização	Marques et al., 2013
96	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Cedro de São João	Não Informado	50	11°46'	37°44'	-10.30527	-36.92578	Vocalização	Marques et al., 2013

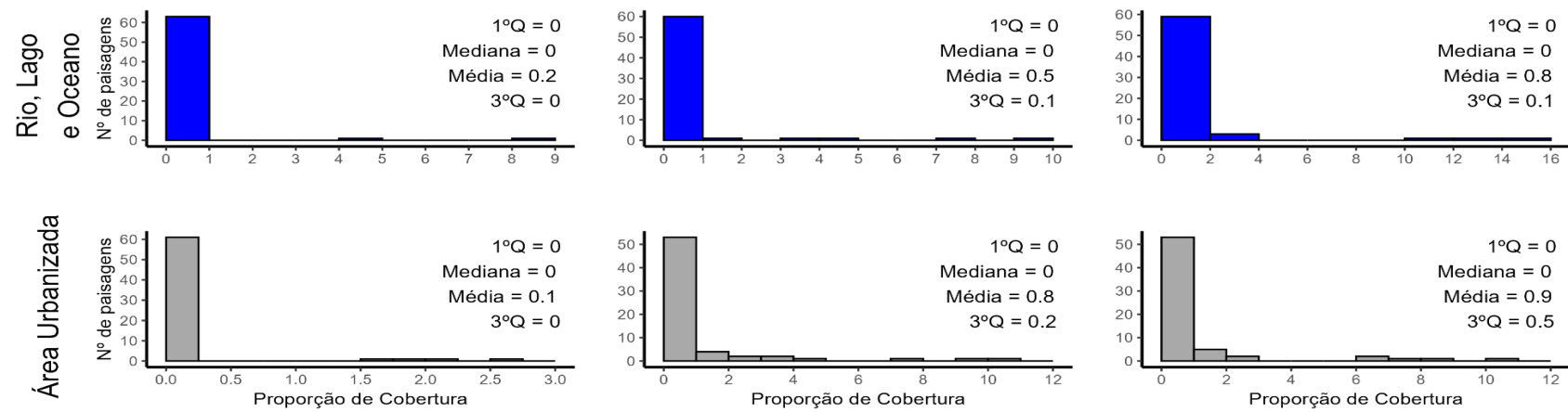
97	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Capela	Não Informado	15.6	11°30'	37°34'	-10.55199	-37.03388	Vocalização	Marques et al., 2013
98	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Capela	Não Informado	4	11°02'	37°43'	-10.5666666	-37.03333333	Vocalização	Marques et al., 2013
99	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Capela/Siriri	ARIE Mata do Cipó	101	11°05'	37°40'	-10.51097	-37.10176	Vocalização	Marques et al., 2013
100	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Capela	Não Informado	17.2	11°28'	37°27'	-10.59894	-37.03073	Observação	Marques et al., 2013
101	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Capela	Não Informado	80.8	11°27'	37°43'	-10.59888	-37.03932	Vocalização	Marques et al., 2013
102	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Capela	Não Informado	47	11°32'	37°41'	-10.6243	-37.0534	Vocalização	Marques et al., 2013
103	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Alagoinhas	Fazenda Itamarati	25	11°36'	37°36'	-11.9333363	-38.46666833	Relato	Hilário et al., 2017
104	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Teodoro Sampaio	Canabrava 3	3	10°40'	36°58'	-12.16861	-38.51856	Relato	Hilário et al., 2017
105	<i>Callicebus coimbrai</i>	Bahia	Conceição do Jacuípe	Não Informado	300	10°42'	38°13'	-12.41666772	-38.71666981	Relato	Hilário et al., 2017
106	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Pacatuba	Não Informado	150	10°55'	37°14'	-10.55	-36.733333	Relato, pesquisa e vocalização	Culot et al., 2019
107	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Indiaroba	Fazenda Sabão, Oeste	300	10°23'31.38"	36°42'35.58"	-11.49963	-37.576264	Relato, pesquisa e vocalização	Culot et al., 2019
108	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Itaporanga D'Ajuda	Fazenda Trapsa	600	10°25'14.45"	36°43'20.40"	-11.16904	-37.24742	Relato, pesquisa e vocalização	Culot et al., 2019
109	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Santa Luzia do Itanhy	RPPN Marinheiro, RPPN Pedra da Urça	297	10°25'11.95"	36°44'48.40"	-11.33088056	-37.50605278	Pesquisa	Culot et al., 2019
110	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Santa Luzia do Itanhy	RPPN Tapera 1	NA	-	-	-11.34318056	-37.43783333	Pesquisa	Culot et al., 2019
111	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Capela	Não Informado	15.6	10°32'	37°01'	-10.56469	-37.04676	Pesquisa	Culot et al., 2019
112	<i>Callicebus coimbrai</i>	Sergipe	Capela	Não Informado	4.04	10°18'	36°55'	-10.56871	-37.04234	Pesquisa	Culot et al., 2019

Apêndice III. Descrição das classes de uso e cobertura do solo presentes nos *buffers* de 1 km, 2 km e 3 km. Cada *buffer* representa uma paisagem. As porcentagens são referentes à área total de distribuição de *C. coimbrai* e a média no interior dos *buffers*. Adicionalmente, a tabela mostra o número de *buffers* acima da porcentagem da área geral da distribuição de *C. coimbrai*.

Classes	Porcentagem da área total de distribuição	Porcentagem (%) média nos <i>buffers</i>			Número de <i>buffers</i> com porcentagem acima da área de distribuição		
		1 km	2 km	3 km	1 km	2 km	3 km
Pastagem	43,98%	36,09±24,08	43,91±23,91	47,48±22,42	24	31	36
Formação Florestal	21,68%	39,21±24,80	30,30±20,08	26,47±6,13	44	37	36
Mosaico de Usos	15,89%	14,55±11,19	14,20±10,05	14,31±8,88	23	24	25
Silvicultura	6,58%	4,19±12,43	4,78±12,21	4,52±10,95	8	11	10
Formação Savânica	3,12%	3,18±7,81	2,84±4,96	2,82±4,34	19	17	20
Rio, Lago e Oceano	2,10%	0,23±1,11	0,46±1,67	0,76±2,66	2	4	6
Área Urbanizada	1,84%	0,13±0,50	0,82±2,11	0,86±2,07	3	8	7
Mangue	1,53%	0,30±2,44	0,71±3,14	0,81±3,15	1	4	4
Campo Alagado e Área Pantanosa	1,17%	0,10±0,44	0,10±0,47	0,17±0,64	3	2	4
Praia, Duna e Areal	0,55%	NA*	<0,01±0,01	0,01±0,01	NA*	0	0
Cana	0,50%	0,91±6,52	0,76±5,28	0,85±5,01	5	6	7
Formação Campestre	0,43%	1,06±4,53	1,03±4,50	0,81±3,66	6	7	7
Restinga Arbórea	0,17%	NA*	NA*	0,01±0,01	NA*	NA*	1
Outras Áreas não Vegetadas	0,13%	0,01±0,10	0,03±0,15	0,06±0,25	1	4	4
Apicum	0,10%	NA*	0,01±0,03	0,01±0,02	NA*	1	2
Aquicultura	0,10%	0,02±0,13	0,01±0,09	0,01±0,04	1	2	2
Outras Lavouras Temporárias	0,08%	0,04±0,27	0,03±0,11	0,02±0,07	1	5	6
Mineração	0,07%	<0,01±0,01	<0,01±0,03	0,02±0,12	0	1	2

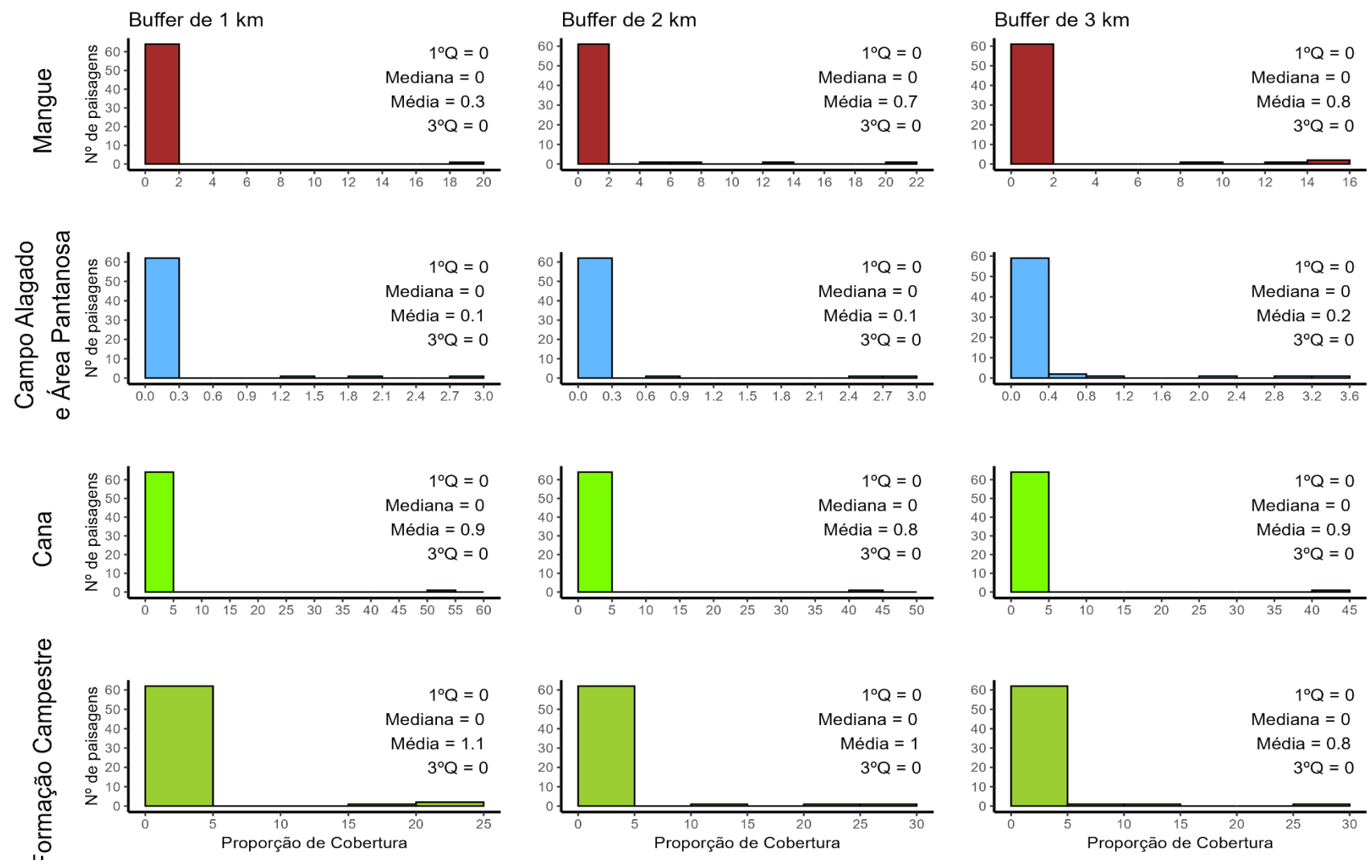
*NA = classe não registrada.

Apêndice IV. Análises descritivas e frequência da distribuição das classes de uso e cobertura do solo menos presentes (abaixo de 4%) em 2023 nas paisagens (*buffers*) de 1, 2 e 3 km. 1ºQ = primeiro quartil; 3ºQ = terceiro quartil.



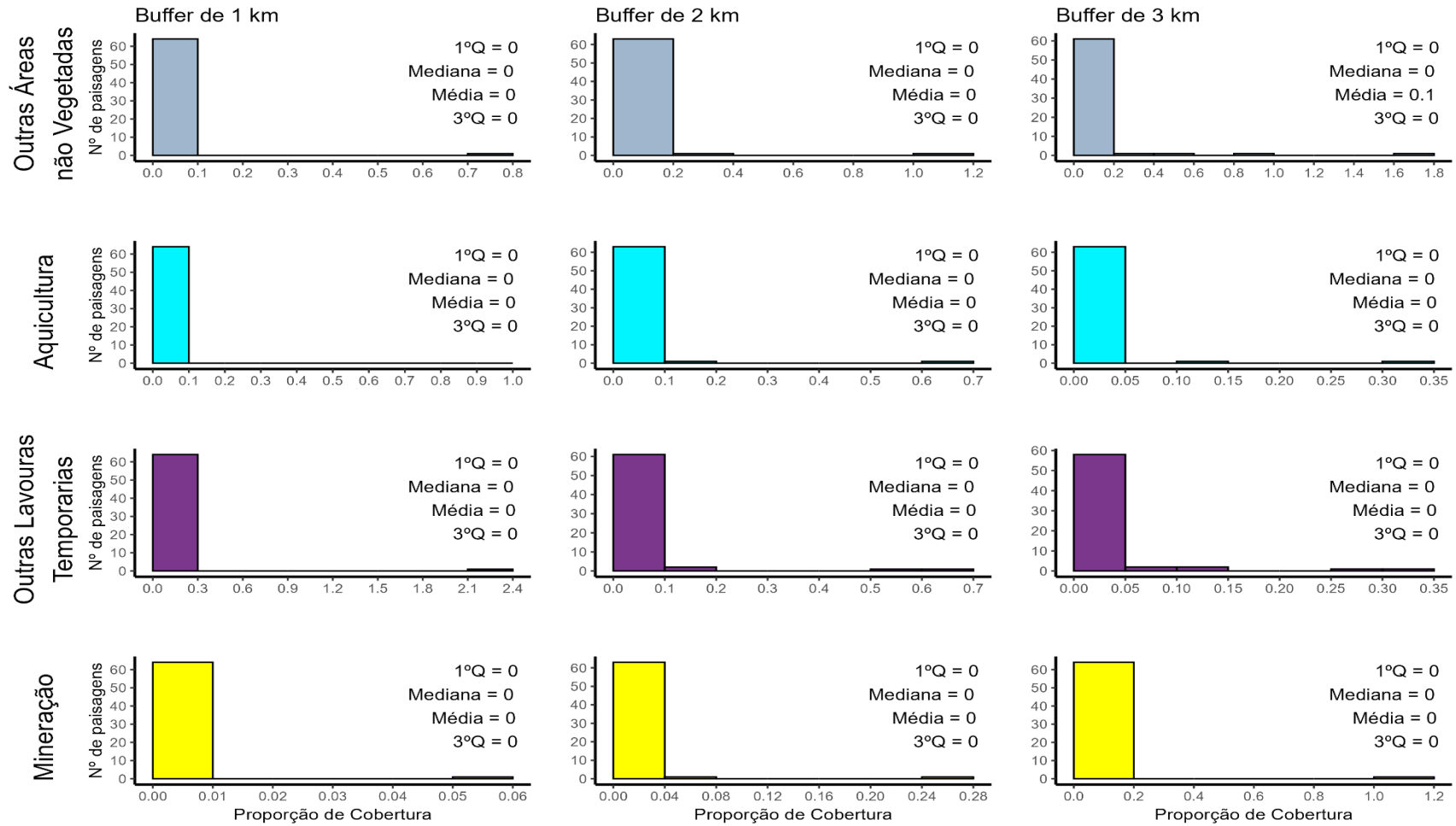
Continua

Continuação Apêndice IV

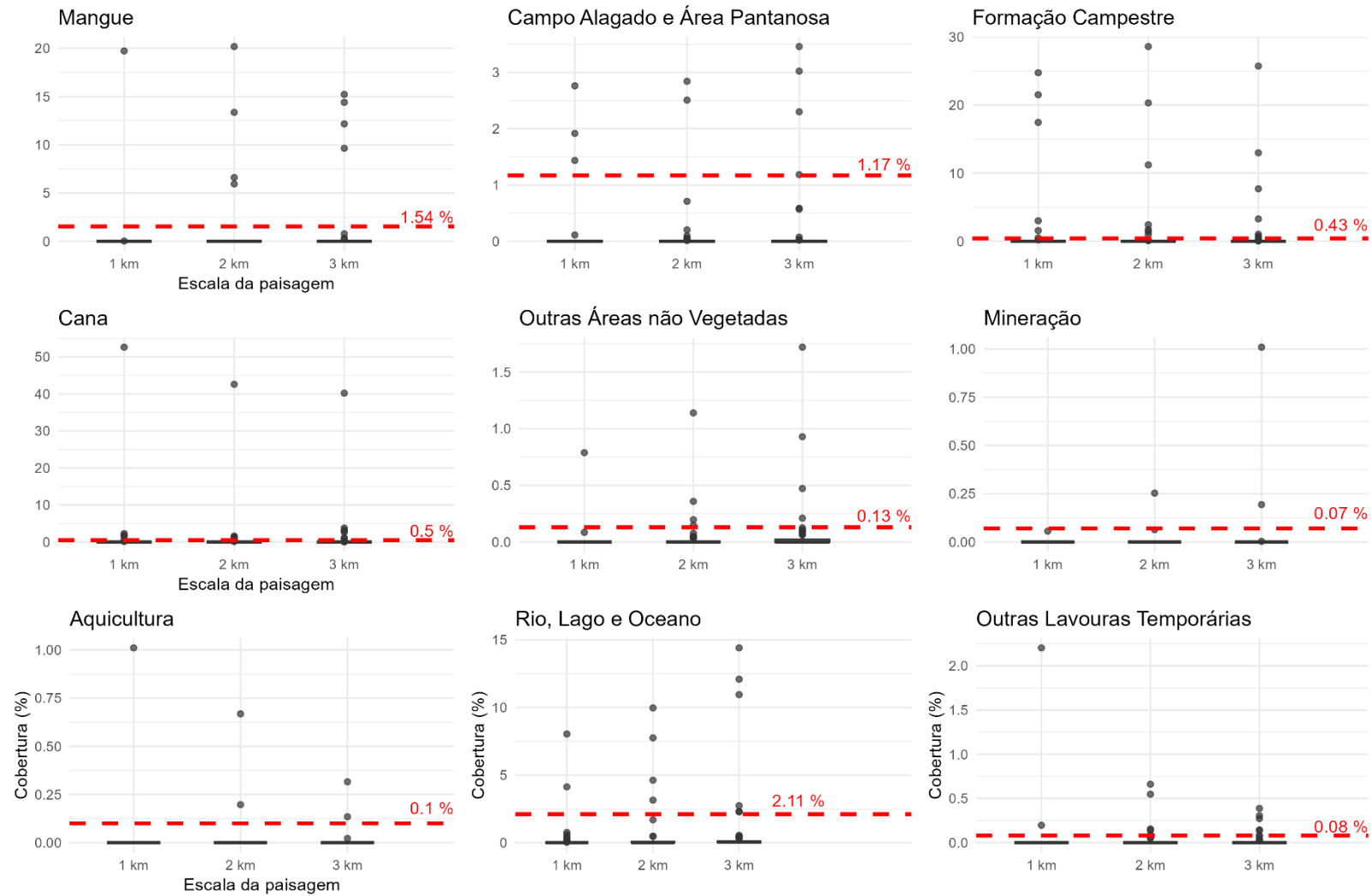


Continua

Continuação Apêndice IV



Apêndice V - Classes menos presentes nas paisagens de 1, 2 e 3 km na distribuição de *Callicebus coimbrai*. A linha tracejada representa a porcentagem da área geral da distribuição estudada em comparação com a porcentagem média das áreas nos três diferentes *buffers*.



Apêndice VI - Resultado do teste de *Wilcoxon* comparando as classes de LULC da área total da distribuição de *C. coimbrai* com as paisagens de 1, 2 e 3 km. A maioria das classes apresentou diferença significativa ($p < 0,01$) nas três escalas analisadas.

	1 km		2 km		3 km	
Classes	<i>W</i>	<i>p</i>	<i>W</i>	<i>p</i>	<i>W</i>	<i>p</i>
Formação Florestal	1778	< 0.01	1476	< 0.01	1301	0.14
Pastagem	691	0.01	163	0.95	1257	0.23
Silvicultura	492	< 0.01	500	<0.01	456	< 0.01
Área Urbanizada	7	< 0.01	386	< 0.01	320	< 0.01
Outras Áreas não Vegetadas	65	< 0.01	133	< 0.01	200	< 0.01
Rio, Lago e Oceano	73	< 0.01	194	< 0.01	198	< 0.01
Formação Savânica	664	< 0.01	640	< 0.01	658	< 0.01
Mangue	65	< 0.01	254	< 0.01	254	< 0.01
Campo Alagado e Área Pantanosa	68	< 0.01	129	< 0.01	135	< 0.01
Formação Campestre	316	< 0.01	434	< 0.01	319	< 0.01
Cana	255	< 0.01	262	< 0.01	381	< 0.01
Mosaico de Usos*	795	0.07	701	0.02	719	0.02
Mineração	0	< 0.01	65	< 0.01	129	< 0.01
Aquicultura	65	< 0.01	66	< 0.01	66	< 0.01
Outras Lavouras Temporárias	129	< 0.01	139	< 0.01	205	<0.01

Apêndice VII - Análise de *Kruskal-Wallis* das classes de LULC entre os diferentes tamanhos de *buffers* (1, 2 e 3 km) das paisagens com presença de *Callicebus coimbrai*.

Classe	H^2	p
Formação Florestal	8.78	< 0.01
Pastagem	7.82	0.02
Área Urbanizada	27.08	< 0.01
Outras Áreas não Vegetadas	17.94	< 0.01
Rio, Lago e Oceano	19.62	< 0.01
Formação Savânica	1.89	0.39
Mangue	3.06	0.22
Silvicultura	7.18	< 0.02
Campo Alagado e Área Pantanosa	3.42	0.18
Formação Campestre	1.21	0.55
Cana	2.14	0.34
Mosaico de Usos	0.27	0.87
Mineração	1.05	0.59
Aquicultura	0.96	0.62
Outras Lavouras Temporárias	5.29	0.07

Apêndice VIII - Comparação par-a-par (*post-hoc*, MÉTODO) entre as classes de LULC nas diferentes escalas (1, 2 e 3 km) ao longo da distribuição de *Callicebus coimbrai*. As células destacadas informam as classes que diferiram significativamente entre si.

Formação Florestal			Formação Savânica			Mangue			Silvicultura			Campo Alagado e Área Pantanosa		
	1 km	2 km		1 km	2 km		1 km	2 km		1 km	2 km		1 km	2 km
2 km	0.044		2 km	0.279		2 km	0.402		2 km	0.082		2 km	0.171	
3 km	0.004	0.354	3 km	0.212	0.741	3 km	0.086	0.37	3 km	0.008	0.333	3 km	0.066	0.598
Formação Campestre			Pastagem			Cana			Mosaicos de Usos			Área Urbanizada		
	1 km	2 km		1 km	2 km		1 km	2 km		1 km	2 km		1 km	2 km
2 km	0.484		2 km	0.064		2 km	0.455		2 km	0.955		2 km	<0.001	
3 km	0.269	0.719	3 km	0.006	0.397	3 km	0.142	0.49	3 km	0.596	0.723	3 km	<0.001	<0.001
Outras Áreas não Vegetadas			Mineração			Aquicultura			Rio, Lago e Oceano			Outras Lavouras Temporárias		
	1 km	2 km		1 km	2 km		1 km	2 km		1 km	2 km		1 km	2 km
2 km	<0.001		2 km	0.555		2 km	0.579		2 km	<0.001		2 km	0.097	
3 km	<0.001	<0.001	3 km	0.312	0.655	3 km	0.327	0.675	3 km	<0.001	<0.001	3 km	0.019	0.484