

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

Conservação dos saguis-da-serra (*Callithrix flaviceps*): Análise de mudança de uso do solo e delimitação de corredores ecológicos

Matheus Filipe da Silveira
Magister Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

MATHEUS FILIPE DA SILVEIRA

Conservação dos saguis-da-serra (*Callithrix flaviceps*): Análise de mudança de uso do solo e delimitação de corredores ecológicos

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

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

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

T

S587c
2025
Silveira, Matheus Filipe, 1997-
Conservação dos saguis-da-serra (*Callithrix flaviceps*):
análise de mudança de uso do solo e delimitação de corredores
ecológicos / Matheus Filipe Silveira. – Viçosa, MG, 2025.
1 dissertação eletrônica (85 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndices.

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Engenharia Florestal, 2025.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2025.455>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Primatas - Habitat (Ecologia). 2. Ecologia florestal.
3. Paisagens fragmentadas. 4. Mata Atlântica. 5. Solos - Uso.
I. Melo, Fabiano Rodrigues de, 1973-. II. Universidade Federal
de Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal. Programa de
Pós-Graduação em Ciência Florestal. III. Título.

CDD 22. ed. 599.84

MATHEUS FILIPE DA SILVEIRA

Conservação dos saguis-da-serra (*Callithrix flaviceps*): Análise de mudança de uso do solo e delimitação de corredores ecológicos

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

APROVADA: 16 de abril de 2025.

Assentimento:

Matheus Filipe da Silveira
Autor

Fabiano Rodrigues de Melo
Orientador

Essa dissertação foi assinada digitalmente pelo autor em 11/07/2025 às 11:05:38 e pelo orientador em 11/07/2025 às 11:23:27. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **VAXH.11YV.8T6U** e clique no botão 'Validar documento'.

Para o Centro de Conservação dos Saguis-da-Serra, CCSS-UFV

AGRADECIMENTOS

À minha família, minha mãe Andreia, meu pai Luiz, meu irmão Bruno, minhas irmãs Hellen e Livian, meu sobrinho Miguel, meus cunhados Rodrigo e Joseph, e a minha cãopanheira Nina. Sem essa base, dificilmente tudo isso seria possível.

À Maria Karolinne, minha companheira de vida, que sempre me apoiou e consolou, fazendo todo o processo ser mais leve. Agradeço também a Alessandra, mãe de Maria Karolinne, que sempre me deu ouvidos para minhas angústias e aconchego em sua casa.

Ao meu orientador que, além de toda inspiração e ensinamentos, desde a graduação tem me mostrado que é possível trabalhar com fauna sendo Engenheiro Ambiental. Agradeço aqui também ao meu primeiro orientador, durante minha Iniciação Científica, Igor Assis.

Aos amigos e colegas de pesquisa, que agem praticamente como um segundo orientador, Orlando Vital, Vicente Santana, Daniel Nunes e Kenny Roger.

Ao Departamento de Engenharia Florestal e ao PPGCF-UFV, principalmente em nome de Dilson e Alexandre, os quais sempre estiverem dispostos em me ajudar. Ao Centro de Conservação dos Saguis-da-Serra da Universidade Federal de Viçosa, CCSS-UFV, que foi onde tudo começou e onde tive o contato com o tema de meu trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

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

RESUMO

SILVEIRA, Matheus Filipe da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2025. **Conservação dos saguis-da-serra (*Callithrix flaviceps*): Análise de mudança de uso do solo e delimitação de corredores ecológicos.** Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo.

Callithrix flaviceps (sagui-da-serra) é uma espécie de primata ameaçada e endêmica da Mata Atlântica. Suas principais ameaças são a perda habitat e a hibridação com congêneres alóctones. Neste trabalho, buscou-se analisar, em escala espaço-temporal, os padrões de degradação do habitat de *C. flaviceps*, a fim de propor a delimitação de corredores ecológicos como estratégia de conservação. Para isto, foram realizadas análises espaciais utilizando os softwares *TerrSet*, *Fragstats* e *ArgGis Pro*. Primeiramente, com a utilização de imagens de uso e cobertura do solo, da plataforma *MapBiomas*, avaliou-se a conversão de florestas para classes de uso antrópico, bem como os impactos sobre os fragmentos florestais, no período de 1985 a 2022. Em sequência, delimitou-se Corredores Ecológicos (CEs) a partir da construção de um mapa de resistência, seleção das áreas a serem conectadas e delimitação do caminho de menor custo entre essas áreas. Identificou-se que cerca de 70% da extensão de ocorrência de *C. flaviceps* é ocupada por atividades agropecuárias. As classes de uso do solo que mais pressionam os habitats naturais são, em ordem crescente, Silvicultura e Agricultura Perene. Esta pressão resultou numa perda de 2,3% da área de Floresta e na fragmentação dos habitats. A proposta de corredores resultou em 11 CEs, conectando 13 Unidades de Conservação (UCs) e ocupando 24.345 ha. Destes, 29,1% coincidem com Áreas de Preservação permanente e Reservas Legais. A cobertura do solo nos CEs é composta por 44,4% de floresta e 55% de áreas antropizadas. A restauração florestal nessas áreas pode aumentar em até 2% a disponibilidade de habitat na extensão de ocorrência do sagui da-serra, além de indicar áreas importantes para proteção. No entanto, para a implementação dos corredores é essencial o manejo integrado de populações invasoras de saguis.

Palavras-chave: fragmentação florestal; perda de habitat; mata atlântica; primatas

ABSTRACT

SILVEIRA, Matheus Filipe da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, April, 2025. **Conservation of buffy-headed marmoset (*Callithrix flaviceps*): Land use change analysis and ecological corridor delimitation.** Adviser: Fabiano Rodrigues de Melo.

Callithrix flaviceps is a threatened primate species endemic to the Atlantic Forest. Its main threats are habitat loss and hybridization with allochthonous congeneric species. This study aimed to analyze, on a spatiotemporal scale, how habitat degradation of *C. flaviceps* has occurred in order to propose the delineation of ecological corridors as a conservation strategy for its habitat. To achieve this, spatial analyses were conducted using the software *TerrSet*, *Fragstats*, and *ArcGIS Pro*. First, land use and land cover (LULC) images from the *MapBiomas* platform were used to identify how forest areas were converted into other anthropogenic land use classes, as well as the impacts of these transitions on forest fragments over the historical period from 1985 to 2022. Second, Ecological Corridors (ECs) were delineated by constructing a resistance map, selecting areas to be connected, and defining the least cost path between them. It was found that 70% of the range of *C. flaviceps* is occupied by agriculture and livestock. The main land use classes exerting pressure on its habitats were, in ascending order, Silviculture and Perennial Agriculture. This pressure resulted in a 2.3% loss of forest area and increased habitat fragmentation. The delineation of ECs resulted in 11 corridors, connecting 13 Conservation Units (CUs) and covering 24,345 ha. These ECs have 29.1% of their area within Permanent Preservation Areas and Legal Reserves. Their land cover consists of 44.4% forest and 55% anthropogenic areas. Forest restoration within the ECs could increase the available habitat by up to 2% across the entire range of the *C. flaviceps*, in addition to identifying key areas for protection. However, for their effective implementation, the concurrent management of invasive marmosets is essential.

Keywords: forest fragmentation; habitat loss; atlantic forest; primates

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	9
OBJETIVOS.....	13
Objetivo geral	13
Objetivos específicos	13
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	14
CAPÍTULO 1 – CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM NA EXTENSÃO DE OCORRÊNCIA DO SAGUI-DA-SERRA	17
1 INTRODUÇÃO.....	17
2 MATERIAIS E MÉTODOS	19
2.1 Área de estudo.....	19
2.2 Caracterização da paisagem.....	19
2.2.1 Uso e Cobertura do Solo.....	20
2.2.2 Mudança no uso e cobertura do solo	21
2.2.3 Análise da paisagem	22
3 RESULTADOS	24
3.1 Mudanças de uso e cobertura do solo.....	24
3.1.1 Mudanças na classe Floresta	27
3.2 Métricas de paisagem.....	30
4 DISCUSSÃO.....	32
5 CONCLUSÃO.....	36
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	37
CAPÍTULO 2 – DELIMITAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS PARA CONSERVAÇÃO DE <i>Callithrix flaviceps</i>	42
1 INTRODUÇÃO.....	42
2 MATERIAIS E MÉTODOS	45
2.1 Área de estudo.....	45

2.2 Delimitação de Corredores Ecológicos	46
2.2.1 Mapa de Resistência	46
2.2.1.1 Variáveis categóricas.....	48
2.2.1.2 Variáveis de distância.....	49
2.2.1.3 Matriz Hierárquica Analítica (AHP)	51
2.2.2 Áreas a serem conectadas	51
2.2.3 Proposição e largura dos corredores ecológicos	53
3 RESULTADOS	55
3.1 Mapa de resistência.....	55
3.2 Áreas a serem conectadas.....	55
3.3 Corredores ecológicos delimitados	60
4 DISCUSSÃO.....	64
5 CONCLUSÃO.....	69
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	70
APÊNDICES	77
APÊNDICE A - Uso e Cobertura do Solo para cada ano da série histórica avaliada.....	77
APÊNDICE B – Matriz Hierárquica Analítica do Mapa de Resistência.....	79
APÊNDICE C – Unidades de Conservação presentes na extensão de ocorrência do <i>Callithrix flaviceps</i>.....	80
APÊNDICE D – Quadro resumo das variáveis e fatores utilizados para elaboração do mapa de resistência.....	85

INTRODUÇÃO GERAL

A perda da biodiversidade é um dos grandes desafios ambientais da atualidade. Esse fenômeno consiste na redução da variedade de vida no planeta, tanto em relação ao número de espécies quanto à diversidade genética dentro das espécies e a interação entre diferentes organismos em um mesmo ecossistema (Veiga; Ehlers, 2010). O enfrentamento e a reversão desse problema são abordados em um dos 17 Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030, estabelecidos pela Organização Mundial das Nações Unidas (ONU). Mais especificamente, a ODS 15 – Vida terrestre, trata sobre “Proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade” (ONU, 2015).

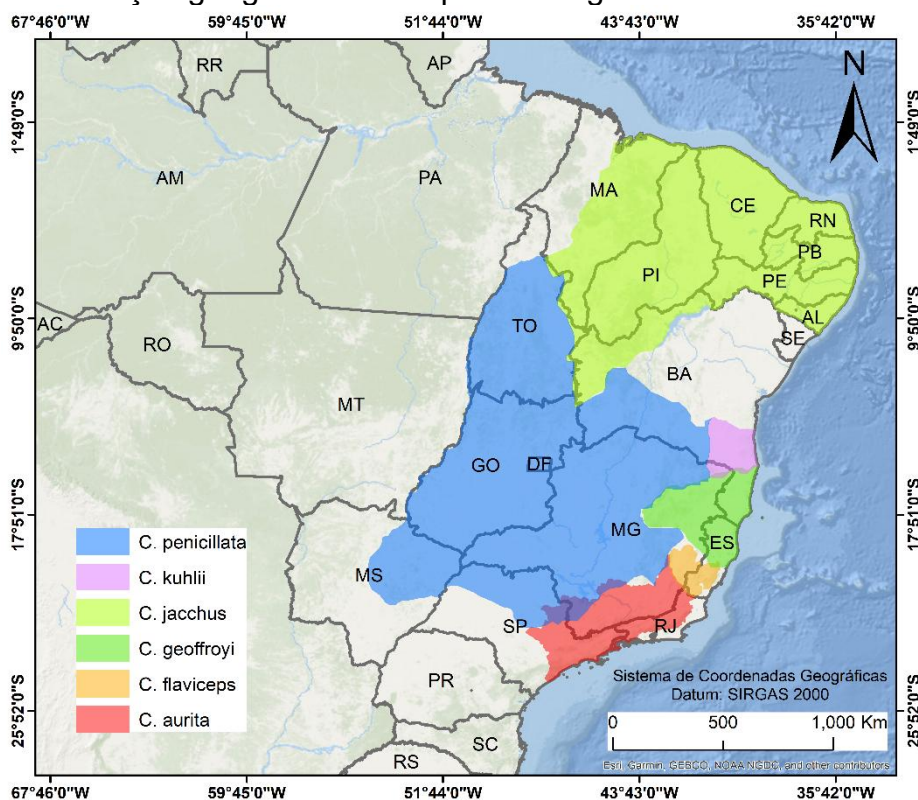
No ano de 2010 ocorreu, na Província de Aichi no Japão, a 10ª Conferência das Partes (COP-10) da Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD). Nesta Conferência, através do Plano Estratégico de Biodiversidade foram estabelecidas as Metas de Aichi, as quais consistiam em 20 proposições voltadas para conter a perda de biodiversidade (CBD, 2010). Ainda, o período de 2011 a 2020 foi reconhecido como a Década das Nações Unidas sobre Biodiversidade, no intuito de incentivar a implementação das Metas de Aichi (ONU, 2011). Entretanto, de acordo com o quinto relatório Panorama da Biodiversidade Global da ONU, apenas seis das 20 Metas foram parcialmente alcançadas, e nenhuma foi totalmente cumprida (CBD, 2020), o que demonstra a dificuldade em conter a perda de biodiversidade.

No intuito de desenvolver planos estratégicos para conservação da biodiversidade e reagir à falta de resultados das iniciativas anteriores foi adotado o Marco Global de Kunming-Montreal para a Biodiversidade, durante a 15ª Conferência das Partes (COP-15) da CBD, realizada entre o final de 2021 e início de 2022. O Marco Global da Biodiversidade, alinhado com a Agenda 2030 e seus Objetivos, possui 23 metas de ação urgentes para 2030 e quatro objetivos para 2050, com a finalidade de que a vida humana esteja em harmonia com a natureza. Os quatro objetivos finais para 2050 estão relacionados com: atingir o uso sustentável da biodiversidade; erradicar a extinção de espécies devido a ação humana; aumentar o financiamento da biodiversidade; e garantir os benefícios da biodiversidade para todos (CBD, 2021).

No âmbito nacional e em consonância com os compromissos assumidos pelo Brasil na CBD, foram estabelecidos, como instrumento de gestão, os Planos de Ação Nacional para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção (PAN) (ICMBio/MMA, 2018a). Atualmente, existem 42 PANs em execução, trabalhando na conservação de cerca de 1022 espécies ameaçadas de extinção. Dentre eles, destaca-se o PAN dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-coleira (PAN-PPMA).

O PAN-PPMA contempla 14 espécies de fauna ameaçadas, das quais, destaca-se aqui *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903), espécie endêmica da Mata Atlântica e popularmente conhecida como sagui-da-serra (ICMBio/MMA, 2018a). O gênero *Callithrix* (Erxleben, 1777), possui, além da espécie supracitada, outros cinco táxons: *C. aurita* (Saint-Hilaire, 1812), *C. geoffroyi* (Saint-Hilaire, 1812), *C. kuhlii* (Coimbra-Filho, 1985), *C. penicillata* (Saint-Hilaire, 1812) e *C. jacchus* (Linnaeus, 1758). A distribuição geográfica do gênero é ampla, abrangendo os biomas Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado (Mendes, 1997; Rylands; Coimbra-Filho; Mittermeier, 2009) (Figura 1).

Figura 1 – Distribuição geográfica das espécies do gênero *Callithrix*.



Fonte: Elaborado a partir de dados da IUCN e PCSS (2020; Orlando Vítor Vital, pers. comm).

Naturalmente, existem regiões de sobreposição das distribuições geográficas das espécies, onde ocorrem hibridação natural (Moraes; Melo, 2011) (ver Figura 1). No entanto, devido a ações antrópicas, como o tráfico de animais silvestres para o mercado pet, ocorreu a inserção de espécies fora de sua extensão de ocorrência, principalmente *C. penicillata*, *C. geoffroyi* e *C. jacchus*, (Mendes; Melo, 2007). Esses congêneres alóctones, caracterizados por serem espécies mais generalistas e adaptadas à matriz antropizada, competem por recursos e hibridam com *C. flaviceps*, levando à exclusão competitiva e erosão genética da espécie (Rylands; Mittermeier, 2009; Todesco *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2018).

Ademais, *C. flaviceps*, que já possui a menor extensão de ocorrência de todas as espécies do gênero, enfrenta ameaças relacionadas à degradação e à redução do seu hábitat (Coimbra-Filho, 1986; Mendes; Melo, 2011). Endêmica da Mata Atlântica, a espécie é particularmente vulnerável aos impactos da degradação do bioma, sobretudo por seu hábito estritamente arborícola e pelas limitações de locomoção em áreas abertas da matriz antrópica (Rodrigues *et al.*, 2020; Viveiros De Castro; Fernandez, 2004).

A degradação do bioma iniciou-se com a colonização portuguesa, em 1500, passando por vários ciclos econômicos até os dias atuais: extração do pau-brasil, produção de açúcar e café, mineração, pecuária, industrialização e urbanização (Solórzano; Brasil; de Oliveira, 2021). Como resultado, estima-se que apenas 11 a 28% da cobertura florestal original da Mata Atlântica permanece preservada (Ribeiro *et al.*, 2009; Rezende *et al.*, 2018). Além disso, mais recentemente, tem-se observado um processo crescente de substituição de florestas maduras por florestas secundárias jovens (Amaral *et al.*, 2025), o que contribui para o aumento da fragmentação florestal do habitat e isolamento das populações de *Calithrix flaviceps* (Mendes; Melo, 2011).

Uma estratégia promissora para reverter este cenário é a implementação de Corredores Ecológicos (CEs), uma ferramenta de conservação florestal cada vez mais adotada em projetos de conservação da biodiversidade (Perkl, 2016). Essa abordagem tem-se mostrado especialmente eficaz para primatas, pois contribui positivamente para duas métricas fundamentais da ecologia da paisagem: a conectividade entre fragmentos e a quantidade de hábitat disponível (Da Silva *et al.*, 2015; Galán-Acedo *et al.*, 2019; Haddad *et al.*, 2015). Os CEs consistem em faixas de cobertura vegetal interligando fragmentos florestais, promovendo o fluxo genético entre populações, facilitando a dispersão de espécies e oferecendo habitat adicional

para a fauna (Brasil, 2000). Estudos indicam que a presença de corredores pode aumentar em até 50% a circulação de fauna entre áreas fragmentadas (Gilbert-Norton, 2010).

Diante desse contexto, torna-se fundamental analisar como ocorreu o processo de desmatamento e fragmentação florestal dos habitats do sagui-da-serra, a fim de compreender melhor essa dinâmica e subsidiar o desenvolvimento de estratégias de conservação mais eficazes.

OBJETIVOS

Objetivo geral

Avaliar as mudanças de uso e cobertura do solo na área de ocorrência de *Callithrix flaviceps*, entre os anos de 1985 a 2022, com o intuito de subsidiar ações voltadas à conservação do seu hábitat.

Objetivos específicos

- Analisar a evolução do uso e cobertura do solo na área de ocorrência do *Callithrix flaviceps* entre os anos de 1985 e 2022, identificando as principais mudanças ocorridas no período;
- Localizar e quantificar as áreas que mais contribuíram para a perda de habitats e fragmentação florestal da região de ocorrência da espécie;
- Identificar as regiões mais adequadas para a implementação de Corredores Ecológicos e delimitá-los.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL, S. *et al.* Alarming patterns of mature forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **Nature Sustainability**, [s. l.], 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41893-025-01508-w>.

BRASIL. **Lei Federal Nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, §1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 09 de fev de 2025.

CBD – Convention on Biological Diversity. **First draft of the post-2020 global biodiversity framework. 2021**. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/c/abb5/591f/2e46096d3f0330b08ce87a45/wg2020-03-03-en.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2025.

CBD – Convention on Biological Diversity. **Global Biodiversity Outlook 5**. 2020. ISBN: 9789292256883. Disponível em: <https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-en.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2025.

CBD – Convention on Biological Diversity. **The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets**. 2010. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-en.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2025.

COIMBRA-FILHO, A.F. Sagui-da-serra *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903). **Informativo FBCN**, Rio de Janeiro, v.10, p.3, 1986.

COIMBRA-FILHO, A. F. 1985. Sagüi-de-Wied *Callithrix kuhli* (Weid, 1826). **FBCN/Inf.**, Rio de Janeiro.

DA SILVA, L. G. *et al.* Patch Size, Functional Isolation, Visibility and Matrix Permeability Influences Neotropical Primate Occurrence within Highly Fragmented Landscapes. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 10, n. 2, p. e0114025, 2015.

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

GILBERT-NORTON, L. *et al.* A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation biology*, v. 24, n. 3, p. 660-668, 2010.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, [s. l.], v. 1, n. 2, p. 1–10, 2015.

ICMBIO/MMA. **Instrução normativa nº 21, de 18 de dezembro de 2018a**. Planos de Ação Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan/saiba-mais/documentos-e-downloads/01_-_in_icmbio_no_21_de_18_de_dez_de_2018_retificada-1.pdf. Acesso em: 18 jan. 2025.

Linnaeus, C. **Systema Naturae. Regnum Animale**. 1758.

MENDES, C.L.S; MELO, F.R. Situação atual do sagui-da-serra (*Callithrix flaviceps*) em fragmentos florestais da Zona da Mata de Minas Gerais. In: (BICCA-MARQUES, J.C. (Ed.). **A Primatologia no Brasil 10**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Primatologia, p.163-180, 2007.

MENDES, S. L. **Padrões biogeográficos e vocais em Callithrix do grupo jacchus (Primates, Callitrichidae)**. 1997. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual de Campinas, Campinas - SP, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.47749/T/UNICAMP.1997.122278>.

MORAES, A. M.; MELO, F. R. de. Distribuição geográfica de *Callithrix aurita* e *Callithrix flaviceps* e avaliação espacial de sua zona de intergradação nos municípios de Espera Feliz, Caiana e Caparaó, MG. In: MELO, F. R. D.; MOURTHÉ, Í. (org.). **A Primatologia no Brasil**. Belo Horizonte, MG: Sociedade Brasileira de Primatologia, 2011. p. 231–255. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/323969343>.

ONU - Organização das Nações Unidas. **Assembleia Geral. Resolução 65/161 de 11 de março de 2011**. Convention on Biological Diversity. Disponível em: <https://docs.un.org/en/A/RES/65/161>. Acesso em: 26 mar. 2025.

ONU - Organização das Nações Unidas. **Assembleia Geral. Resolução 70/1 de 25 de setembro de 2015**. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Disponível em: <https://docs.un.org/en/A/RES/70/1>. Acesso em: 15 jan. 2025.

PERKL, R. M. Geodesigning landscape linkages: Coupling GIS with wildlife corridor design in conservation planning. **Landscape and Urban Planning**, [s. l.], v. 156, p. 44–58, 2016.

REZENDE, C. L. *et al.* From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.

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

RODRIGUES, D. P. *et al.* Small mammals in fragments of Atlantic Forest: Species richness answering to field methods and environment. **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 36, n. 3, p. 101–108, 2020.

RYLANDS, A. B.; COIMBRA-FILHO, A. F.; MITTERMEIER, R. A. 2009. The Systematics and distributions of the marmosets (*Callithrix*, *Callibella*, *Cebuella*, and *Mico*) and Callimico (*Callimico*) (Callitrichidae, Primates). In: FORD, S. M.; PORTER, L. M.; DAVIS, L. C. (eds). The Smallest Anthropoids: The Marmoset/Callimico Radiation. **Springer**, p.25-61.

RYLANDS, A. B.; MITTERMEIER, R. A. The diversity of the New World primates (Platyrrhini): an annotated taxonomy. In: **South American primates: comparative**

perspectives in the study of behavior, ecology, and conservation. New York, NY: Springer New York, 2009. p. 23-54.

SAINT-HILAIRE, É. G. Tableau des quadrumanes ou des animaux composant le premier ordre de la classe des mammifères. **Annales du Muséum d'histoire naturelle**, v. 19, p. 85-122, 1812.

SILVA, F. *et al.* A survey of wild and introduced marmosets (*Callithrix*: Callitrichidae) in the Southern and Eastern Portions of the State of Minas Gerais, Brazil. **Primate Conservation**, [s. l.], v. 32, 2018.

SOLÓRZANO, A.; BRASIL, L. S. C. de A.; DE OLIVEIRA, R. R. The Atlantic Forest Ecological History: From Pre-colonial Times to the Anthropocene. *In*: MARQUES, M. C. M.; GRELLÉ, C. E. V. (org.). **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest.** Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 25–44. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_2.

THOMAS, O. Notes on South-American monkeys, bats, carnivores, and rodents, with descriptions of new species. **Annals and magazine of natural history**, v. 12, p. 455-464, 1903.

TODESCO, M. *et al.* Hybridization and extinction. **Evolutionary Applications**, [s. l.], v. 9, n. 7, p. 892–908, 2016.

VEIGA, J. E; EHLERS, E. Diversidade Biológica e Dinamismo Econômico no Meio Rural. *In*: **ECONOMIA DO MEIO AMBIENTE: TEORIA E PRÁTICA.** 2. ed. RJ: [s. n.], 2010. p. 289–308.

VIVEIROS DE CASTRO, E. B.; FERNANDEZ, F. A. S. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 119, n. 1, p. 73–80, 2004.

CAPÍTULO 1 – CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM NA EXTENSÃO DE OCORRÊNCIA DO SAGUI-DA-SERRA

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, existem dois biomas que são considerados *hotspots* mundiais, o Cerrado e a Mata Atlântica (Myers *et al.*, 2000). Essa denominação se dá por possuírem alta biodiversidade e elevado endemismo, com cerca de oito mil espécies de fauna, além de estarem em situação alarmante de ameaça (Myers *et al.*, 2000). O Cerrado possui 288 espécies de fauna ameaçadas, das quais 126 são endêmicas. Já a Mata Atlântica, possui 593 táxons ameaçados, dos quais 452 são endêmicos (ICMBio/MMA, 2018b). Ainda, de todas as espécies presentes na Mata Atlântica, em torno de 321 são mamíferos sendo 89 endêmicos (Graipel *et al.*, 2017).

Contudo, devido à exploração madeireira, industrialização, crescimento populacional e à expansão de atividades agropecuárias, a Mata Atlântica foi intensamente desmatada e fragmentada, restando atualmente, apenas cerca de 11 a 28% de sua vegetação nativa preservada (Ribeiro *et al.*, 2009; Rezende *et al.*, 2018). Dentre os fragmentos florestais remanescentes, apenas 8,5% possuem áreas maiores que 100 ha (Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, 2024). Ademais, estima-se que o número de fragmentos varie entre 314 a 385 mil, o que evidencia a intensa fragmentação ocorrida (Vancine *et al.*, 2024).

Como consequência dessa perda de hábitat, associada à caça ilegal e ao tráfico de animais silvestres, tem-se um processo de defaunação das florestas remanescentes, resultando em perda de biodiversidade e na degradação dos serviços ecossistêmicos (Genrich, 2014). Dentre os grupos de vertebrados impactados estão os primatas (Pereira; Navarro; Martins, 2012). A Mata Atlântica abriga 23 das 139 espécies de primatas do Brasil, porém 17 dessas espécies encontram-se na Lista Nacional Oficial de Espécies de Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA, 2014). Entre elas está o *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903), conhecido como sagui-da-serra, uma espécie endêmica do bioma e atualmente classificada como Em Perigo (EN) (MMA, 2022).

Agravando ainda mais a situação de vulnerabilidade da espécie, *Callithrix flaviceps* enfrenta problemas de hibridação com congêneres alóctones, introduzidos antropicamente em sua área de ocorrência. Esses indivíduos exóticos apresentam características mais generalistas e adaptáveis à matriz antropizada do que *C.*

flaviceps (De Carvalho *et al.*, 2018; Malukiewicz, 2019; Malukiewicz *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2018). Como consequência, ocorrem processos de exclusão competitiva e erosão gênica, que podem levar à extinção da espécie e à perda de seus papéis ecossistêmicos específicos (Rylands; Mittermeier, 2009; Silva *et al.*, 2018).

Callithrix flaviceps possui a área de ocorrência mais restrita entre as seis espécies do gênero *Callithrix*, o que lhe deixa mais vulnerável a ameaças como perda de hábitat (Mendes; Melo, 2007; Mittermeier; Coimbra-Filho; Constable, 1980). Essa condição crítica levou à sua inclusão entre as 25 espécies de primatas mais ameaçadas do mundo (Melo *et al.*, 2022). Estima-se que exista menos de 2.500 indivíduos maduros na população remanescente (Hilário *et al.*, 2018). O sagui-da-serra vive em grupos que podem variar de 2 a 15 indivíduos (Alves, 1986; Guimarães, 1998; Malukiewicz *et al.*, 2020), não sendo restritos a habitats primários (Ferrari; Mendes, 1991) e podendo ocorrer em pequenos fragmentos florestais (Mendes, 1993). Sua área de vida pode variar, a depender da tipologia florestal e do local de estudo. Em áreas de floresta estacional semidecidual, a área de vida mínima encontrada foi de 15 ha a 35,5 ha (Alves, 1986; Guimarães, 1998). Já em floresta ombrófila densa, sua área de vida pode chegar a 138,5 ha (Hilário; Ferrari, 2010).

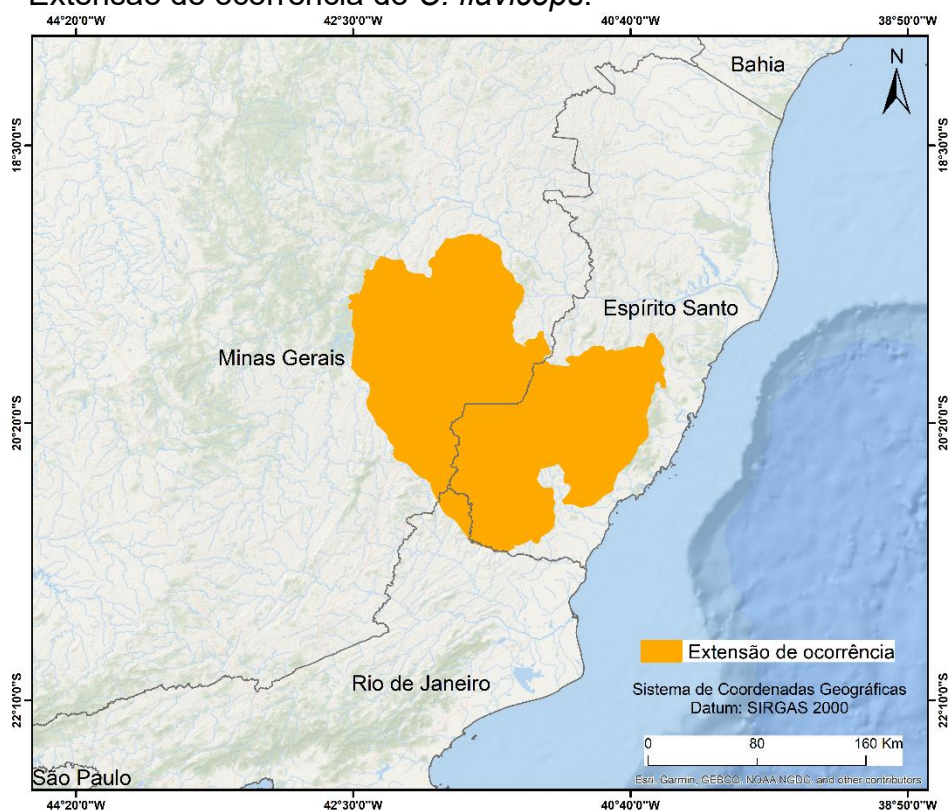
Diante desse cenário preocupante, é importante entender como ocorreu o processo de mudança de uso e cobertura do solo e a consequente perda de hábitat na área de ocorrência dos saguis-da-serra. A análise das características da paisagem é uma ferramenta fundamental para avaliar o estado de conservação dos primatas em vida livre (Galán-Acedo *et al.*, 2021). Ressalta-se ainda que, o sagui-da-serra é a espécie do gênero *Callithrix* menos estudada, apresentando lacunas na literatura científica (Malukiewicz *et al.*, 2020). Assim, este trabalho tem o intuito de avaliar, em escala temporal e espacial, a transformação do hábitat de *C. flaviceps*, visando subsidiar estratégias mais eficazes para a sua conservação.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Para as análises realizadas neste trabalho, foi utilizado um polígono atualizado da IUCN, referente à extensão de ocorrência de *Callithrix flaviceps*, obtido do Workshop de Planejamento e Conservação do Programa de Conservação dos Saguiss-da-Serra (PCSS) 2020-2022 (Orlando Vítor Vital, pers. comm). Este polígono possui uma área de 2.842.501 hectares. Dessa área total, cerca de 52% estão inseridas no estado de Minas Gerais, 46% estão no estado do Espírito Santo e quase 2% estão inseridas no estado do Rio de Janeiro, mais precisamente na região do Noroeste Fluminense (Figura 2).

Figura 2 – Extensão de ocorrência do *C. flaviceps*.

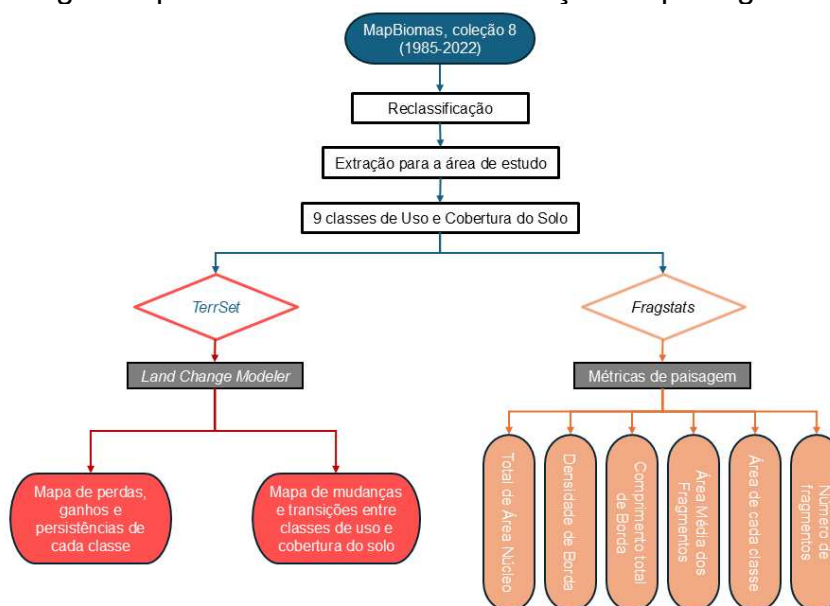


Fonte: Elaborado a partir de dados do PCSS (Orlando Vítor Vital, pers. Comm).

2.2 Caracterização da paisagem

O fluxograma das análises de caracterização da paisagem é apresentado a seguir (ver Figura 3).

Figura 3 – Fluxograma para análises de caracterização da paisagem.



Fonte: Elaborado pelo autor.

2.2.1 Uso e Cobertura do Solo

A análise e caracterização da paisagem foi realizada a partir das imagens de Uso e Cobertura do Solo do Mapbiomas recortada para a área de estudo. O pacote de dados utilizado foi o da coleção 8, abrangendo os anos de 1985 a 2022. Essa coleção realiza a classificação de Uso e Cobertura do Solo dos 38 anos da série histórica (1985 a 2022) com base em imagens do satélite *Landsat*, com resolução espacial de 30 metros. A classificação é feita com *random forest*, um classificador automático que utiliza aprendizagem de máquina. Como resultado, têm-se três níveis de classificação, cuja acurácia, para a Mata Atlântica, é de 87,9% no nível 1, e de 83,1% nos níveis 2 e 3 (MapBiomias, 2023b).

Com a extração dos dados do MapBiomias para a área de estudo, obteve-se, inicialmente, 15 classes de uso e cobertura do solo mapeadas. A partir disso foi realizada uma reclassificação com base na permeabilidade da matriz para *Callithrix flaviceps*. Sabe-se que quanto maior a semelhança estrutural de cada classe com as manchas de habitat, maior a sua permeabilidade (Eycott *et al.*, 2010). Além disso, sabe-se que algumas espécies de *Callithrix* fazem uso de plantações de *Eucalyptus sp* e agroflorestas (Flesher, 2015; Zanzini *et al.*, 2017). Sendo assim, optou-se por diferenciar Mosaico de Usos, Pastagem, Agricultura Perene e Agricultura Temporária, dentro da macro classe Agropecuária. Para as demais classes, optou-se por

categorizar unindo tipos de classes semelhantes (Loureiro *et al.*, 2023), resultando em 9 classes, as quais podem ser observadas no Quadro 1 abaixo:

Quadro 1 – Reclassificação do uso e cobertura do solo.

Classificação MapBiomias			Reclassificação
Macro Classes	Classes	Código	Classe
Floresta	Formação Florestal	1	Floresta
	Formação Savânica	1	Floresta
Natural não Florestal	Wetland	2	Natural não Florestal
	Formação Campestre	2	Natural não Florestal
	Apicum	2	Natural não Florestal
	Afloramento Rochoso	2	Natural não Florestal
	Outras formações não florestais	2	Natural não Florestal
Agropecuária	Silvicultura	3	Silvicultura
	Pastagem	4	Pastagem
	Mosaico de usos	5	Mosaico de usos
	Outras Lavouras Temporárias	6	Agricultura Temporária
	Café	7	Agricultura Perene
	Outras Lavouras Perenes	7	Agricultura Perene
Área não Vegetada	Área Urbanizada	8	Urbano
	Outras Áreas não Vegetadas	8	Urbano
Água	Rio, Lago e Oceano	9	Água

Fonte: Adaptado de MapBiomias (2023a).

Cabe aqui dizer que a classe Mosaico de Usos configura aquelas áreas nas quais a classificação do MapBiomias não conseguiu diferenciar entre Pastagem e Agricultura (MapBiomias, 2023a).

2.2.2 Mudança no uso e cobertura do solo

Para realizar as análises de mudança no uso e cobertura do solo ocorrida na série histórica, as imagens reclassificadas dos anos 1985 e 2022 foram inseridas no *software TerrSet* (Clark Labs, 2020). Neste *software* utilizou-se o módulo *Land Change Modeler* (LCM), com o qual foi possível obter análises quantitativas e espaciais relativa às trocas ocorridas entre as classes de uso do solo no período de 1985 a 2022. Os produtos gerados com esta ferramenta foram:

1. Mapa de persistências, perdas e ganhos de cada classe de uso do solo;
2. Mapa das principais mudanças de uso do solo ocorridas; e
3. Mapa de transições entre classes de uso do solo.

2.2.3 Análise da paisagem

Através do cálculo de métricas de paisagem da área de estudo, para cada ano da série histórica, foi feita sua caracterização e análise de mudanças ocorridas. Para o cálculo das métricas foi utilizado o *software Fragstats 4.2*, no qual, a partir da inserção de imagens raster, é possível fazer análises em nível de paisagem, classes e manchas (McGarigal *et al.*, 2023).

As métricas escolhidas para análises foram selecionadas com base no manual do software (McGarigal; Marks, 1995), em conjunto com trabalhos presentes na literatura que possuíam temática similar (Ribeiro *et al.*, 2009, 2011; Vancine *et al.* 2024; Santana Neto, 2021). Dessa forma, optou-se pelas seguintes métricas de paisagem, evitando duplicidade de informação:

1. Número de Fragmentos;
2. Área de cada Classe de Uso e Cobertura do Solo;
3. Área Média dos Fragmentos Florestais;
4. Comprimento total de Borda;
5. Densidade de Borda; e
6. Total de Área Núcleo.

Os cálculos no *Fragstats* foram realizados utilizando a regra de oito células de vizinhança, na qual os pixels adjacentes em todas as direções são considerados da mesma feição. Através da métrica de Número de Fragmentos, buscou-se identificar a quantidade de fragmentos florestais remanescentes em cada ano da série histórica. A Área de cada Classe de Uso e Cobertura do Solo representa a soma de todos os fragmentos de cada classe de uso e cobertura do solo para cada ano. A partir dessas duas métricas, obtém-se a Área Média dos Fragmentos Florestais, representada como a área total da classe Floresta, dividida pelo número de Fragmentos Florestais (McGarigal *et al.*, 2023).

O Comprimento Total de Borda representa a soma das bordas de todos os fragmentos florestais da paisagem. Enquanto a Densidade de Borda, representa o Comprimento Total de Borda, dividido pela área total de Floresta. Por fim, o Total de Área Núcleo representa a soma das áreas centrais de todos os fragmentos, sendo essa área central caracterizada por aquela além da profundidade de borda definida (McGarigal *et al.*, 2023). Neste trabalho, a profundidade de borda utilizada foi de 100 metros (Loureiro, 2021).

A métrica ENN (Distância Euclidiana do Vizinho mais Próximo), comumente utilizada em estudos de paisagens, não foi utilizada nessas análises, em razão de ignorar diversos componentes da paisagem, como barreiras físicas, *stepping stones*, edifícios, tipo de matriz, adequabilidade dos fragmentos florestais e a capacidade das espécies de transpor os elementos da paisagem (Da Silva *et al.*, 2015; Hargis; Bissonette; David, 1998).

3 RESULTADOS

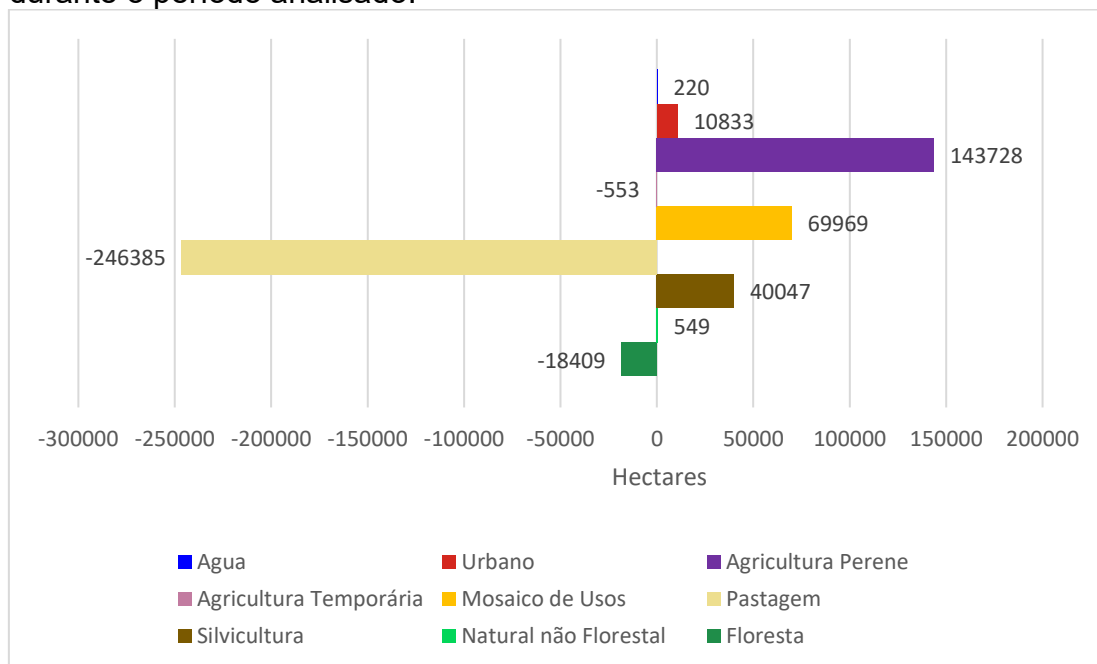
3.1 Mudanças de uso e cobertura do solo

A extensão de ocorrência de *C. flaviceps* possui cerca de 2.842.501 hectares, dos quais a maior área pertence, e continuou pertencendo durante toda a série histórica, à classe Pastagem. Esta classe, em 1985, representava quase 50% de todo território e, em 2022 obteve 40,3%, representando uma grande perda de área, porém continuando em larga vantagem perante às demais classes de uso do solo. No entanto, este cenário pode ser ainda maior, pois a classe Mosaico de Usos é referente a áreas onde não foi possível diferenciar entre pastagem e agricultura. Esta classe apresentou quase 19% da área total em 2022 e, durante toda a série histórica, permaneceu como a terceira classe de uso do solo com maior área.

A segunda classe de uso do solo com maior proporção de área foi a classe Floresta, seguida de Mosaico de Usos e Agricultura Perene. Esta ordem de ocupação entre Pastagem, Floresta, Mosaico de Usos e Agricultura Perene permaneceu constante em todos os anos. Para as demais classes, destaca-se a evolução da Silvicultura, a qual a partir de 2010 obteve mais áreas do que a classe Natural não Florestal e permaneceu assim até o final da série histórica. Por fim, destaca-se também a evolução da classe Agricultura Perene, cuja ocupava 4,3% da área de estudo em 1985 e, em 2022, passou a ocupar 9,3%, o que representou um aumento de mais de 100% em sua área. No quadro do Apêndice A é possível observar a evolução do uso e cobertura do solo ao longo dos anos.

No que tange às perdas e ganhos líquidos de áreas de cada tipo de uso do solo na área de estudo, as classes pastagem e floresta foram as únicas que obtiveram perdas significativas de área ocupada. Enquanto as classes agricultura perene, urbano, silvicultura e mosaico de usos apresentaram ganho de áreas ocupadas. A classe pastagem perdeu cerca de 10% de sua área durante os 38 anos analisados, enquanto agricultura perene aumentou em mais de duas vezes sua área ocupada. Essas duas classes foram as que mais apresentaram alterações líquidas. Essas grandes mudanças de áreas para as duas classes, assim como para as demais classes, podem ser observadas no Gráfico 1 abaixo. Como é perceptível, além das duas classes supramencionadas, as classes Urbano, Mosaico de Usos, Silvicultura e Floresta também apresentaram alterações líquidas significativas. Sendo que, dessas quatro classes, apenas floresta apresentou perda de área.

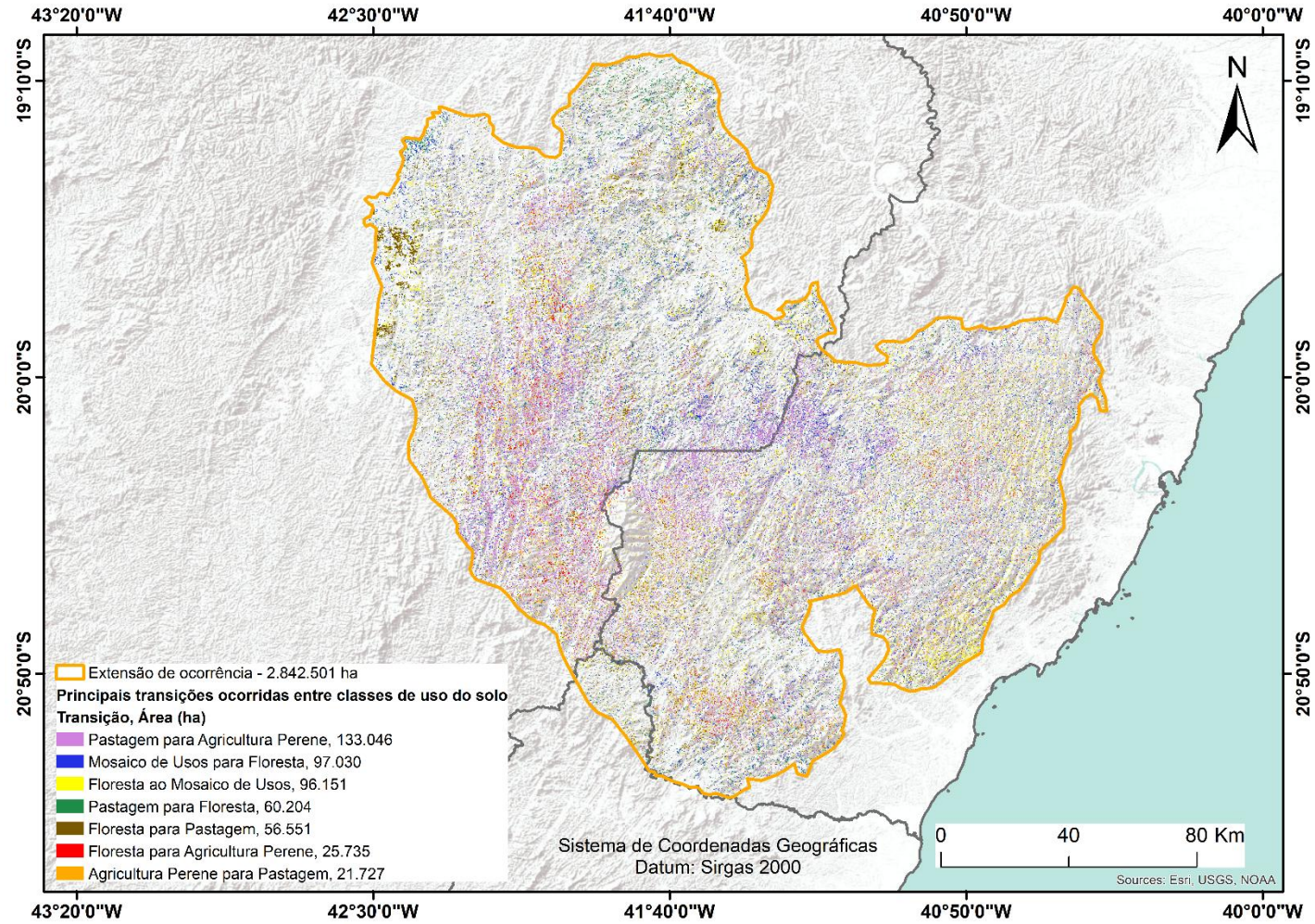
Gráfico 1 – Alteração líquida da área de cada classe de uso e cobertura do solo, durante o período analisado.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Quando se analisa espacialmente as trocas de uso do solo ocorridas entre os anos de 1985 e 2022, têm-se que a principal troca foi perda de Pastagem para Mosaico de usos. No entanto, a classe Mosaico de Usos é uma classe na qual não se pôde diferenciar entre Pastagem e Agricultura. Então, ao remover todas as trocas ocorridas entre Mosaico de Usos e as classes Pastagem, Agricultura Perene ou Agricultura Temporária, têm-se que as principais trocas entre classes foram as apresentadas no mapa abaixo.

Figura 4 – Mapa das principais alterações entre classes de uso do solo.



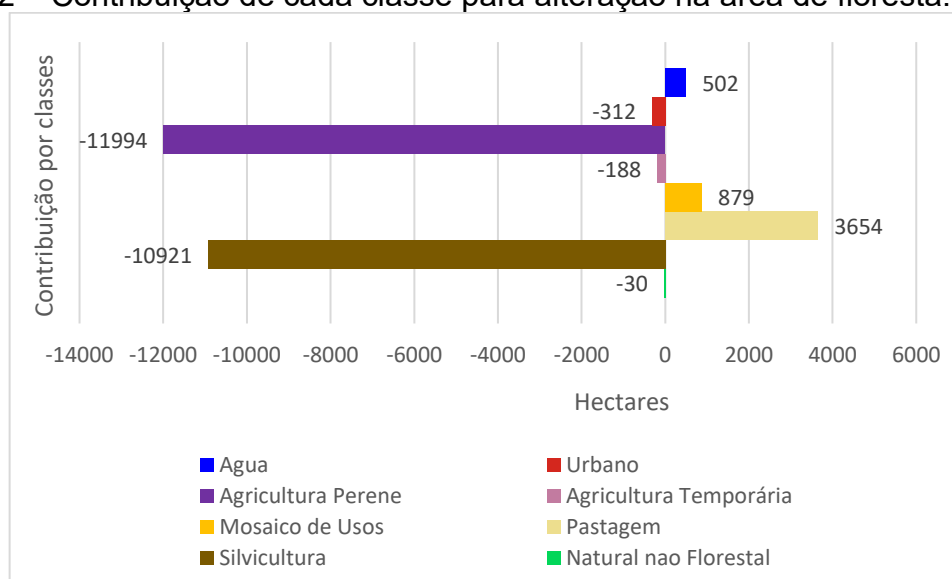
Fonte: Elaborado pelo Autor.

Como é possível observar no mapa acima (ver Figura 4), a principal alteração que ocorreu na área de estudo, principalmente no estado de Minas Gerais foi a transição de antigas áreas de pastagem para agricultura perene. Isso se deu principalmente ao cultivo de café, uma vez que, MG e ES são os principais produtores do grão no Brasil (CONAB, 2025). Outras transições relevantes foram as trocas entre Mosaico de Usos e Pastagem com Floresta, ocorrendo um ganho líquido de floresta perante as duas classes.

3.1.1 Mudanças na classe Floresta

A classe Floresta foi a segunda classe que mais perdeu áreas para outros usos, totalizando uma perda de 18.409 hectares, 2,3% de sua área antes ocupada. No Gráfico 2 pode-se observar as contribuições de cada classe para este desmatamento. Agricultura Perene e Silvicultura foram, de longe, as principais classes responsáveis pela perda líquida de Floresta.

Gráfico 2 – Contribuição de cada classe para alteração na área de floresta.



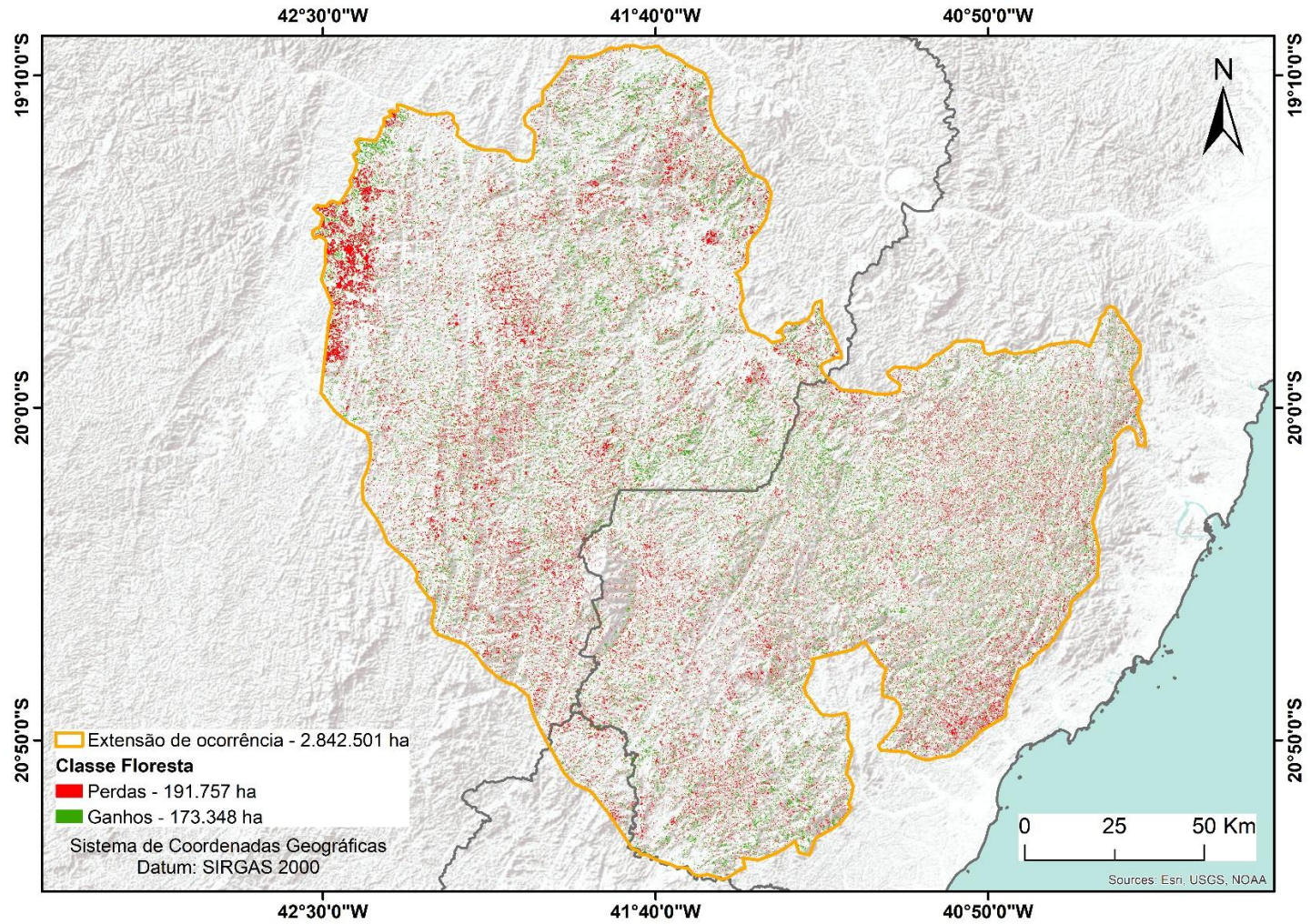
Fonte: Elaborado pelo autor.

O Gráfico 2 acima demonstra as contribuições de cada classe nas alterações líquidas da área ocupada pela classe Floresta. Mas, cabe dizer que, por mais que, Silvicultura e Agricultura Perene foram as classes que mais contribuíram nessa alteração, elas não foram as classes mais responsáveis por perda geral de floresta. Estas classes foram Pastagem e Mosaico de Usos, desmatando 56.551 ha e 96.151

ha respectivamente. No entanto, o crescimento de florestas sobre estas mesmas classes foi ainda maior, gerando assim, um balanço positivo para a classe Floresta.

No mapa da Figura 5 abaixo estão demonstradas as regiões que houve perdas e ganhos líquidos de Floresta. Como é possível observar, existe uma concentração de perdas de Floresta na região noroeste da área de estudo, localizada na margem direita do Rio Doce, nos municípios de Córrego Novo, Pingo d'Água, Bom Jesus do Galho, Caratinga e Ipaba.

Figura 5 – Perdas e ganhos da classe floresta.



Fonte: Elaborado pelo autor.

3.2 Métricas de paisagem

As métricas de paisagem obtidas no software *Fragstats* demonstram como ocorreu a perda de floresta citada no item anterior durante toda a série histórica.

Figura 6 – Métricas de paisagem entre os anos de 1985 a 2022.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O desmatamento, como pode ser observado nos gráficos da Figura 6 acima, obteve um ponto de inflexão, a partir do qual a área da classe floresta parou de diminuir e começou a aumentar. Esse ponto de inflexão ocorreu entre os anos de 2004 e 2005. Após este acontecimento, a conversão das áreas de floresta para outros usos não cessou, porém o ganho de floresta foi maior que a perda. Este ponto de inflexão é possível de perceber claramente também nos gráficos de Total de Área Núcleo, Total de Borda e Densidade de Borda. Nestes três últimos gráficos, assim como no gráfico

de Área Total, o parâmetro vai diminuindo até 2004, a partir de quando começa a aumentar.

Contudo, das quatro métricas que possuem claramente o ponto de inflexão, apenas os dois relativos aos parâmetros de borda indicam aumento líquido. Para as métricas de área total e área núcleo, por mais que tenha ocorrido um aumento após o ano de 2004, o balanço entre 1985 e 2022 ainda indica perda de área dessas duas métricas.

Já para as métricas de Número de Fragmentos e Área Média dos Fragmentos, as duas iniciaram com medições bem destoantes daquelas referente aos anos seguintes, podendo indicar falhas na contabilização dos anos de 1985 e 1986. Ademais, em relação à evolução dessas métricas, é perceptível que houve um aumento no número de fragmentos e uma queda na área média dos fragmentos. Não é muito claro a existência de um ponto de inflexão para estas duas métricas, porém é perceptível um aumento constante e uma queda constante no número de fragmentos e na área média dos fragmentos, respectivamente, a partir de 2004.

4 DISCUSSÃO

Neste trabalho foi possível espacializar e identificar as principais transições ocorridas nos habitats de *Callithrix flaviceps*. Percebeu-se que as classes de uso e cobertura do solo em que mais ocorreram transições foram Pastagem e Mosaico de Usos. No entanto, as classes que mais contribuíram para perda de habitat foram Silvicultura e Agricultura Perene.

Não foi possível identificar concentrações de perda de Floresta, para além daquela localizada na porção noroeste da área de estudo. Porém, algumas Unidades de Conservação demonstraram sua efetividade, como o Parque Nacional do Caparaó, Reserva Biológica Augusto Ruschi e Parque Estadual do Forno Grande, onde a perda da classe Floresta foi pequena, comparada às demais áreas. Além disso, no estado do Espírito Santo, foi possível perceber uma maior proporção de Floresta do que em Minas Gerais. Essa análise reforça a adequabilidade de habitat feita por Bataillard *et al.* (2024).

A proporção da classe Floresta na área de estudo é maior do que aquela encontrada por Vancine *et al.* (2024) para toda a Mata Atlântica brasileira. Em contrapartida, a proporção de áreas Naturais não Florestais é consideravelmente menor na área de estudo. Enquanto em todo o bioma, no Brasil, as formações Naturais não Florestais representaram, em 2020, cerca de 35%, na área de estudo, esta classe de uso do solo representou, no mesmo ano, menos de 2% da área total. As formações florestais representaram em 2020, em toda a Mata Atlântica brasileira, cerca de 22% (Vancine *et al.*, 2024), já na área de estudo e no mesmo ano, esta classe representou quase 28%.

A mudança de uso do solo mais relevante em toda a área de estudo foi a ocupação de Agricultura Perene sobre as Pastagens. No entanto, foi possível perceber que as classes que mais contribuíram para a perda de Floresta foi, em primeiro lugar, Agricultura Perene e, em segundo, Silvicultura. Em relação à Agricultura Perene, o cultivo de café foi a principal classe mapeada. Sabe-se que os estados de MG e ES são, nessa ordem, os maiores produtores de café do Brasil, destacando o segundo como o maior produtor de café conilon do Brasil (CONAB, 2025). Nos dois estados, dentro da extensão de ocorrência de *Callithrix flaviceps*, a perda de floresta se deu principalmente para o plantio de café, o que é preocupante. Isso porque, o preço médio da saca de café atingiu, em 2024, o maior nível histórico,

atraindo novos olhares para a cafeicultura (Galeano *et al.*, 2025). Então, a preocupação é que este cenário intensifique ainda mais a pressão exercida por essa atividade sobre os habitats do sagui-da-serra, através do desmatamento e consequente abertura de novas áreas de plantio.

Já a classe Silvicultura ficou mais aparente na região noroeste da área de estudo, próximo ao Parque Estadual do Rio Doce (PERD), na margem direita do Rio Doce. Minas Gerais é o estado que possui a maior produção silvicultural do país, representando 26% do valor de toda a produção nacional (IBGE, 2024). Além disso, na região existe uma grande indústria do ramo florestal, a CENIBRA (Celulose Nipo-Brasileira S. A). Por isso, diferentemente do cultivo de Café que ocorreu espalhado pela área de estudo, a Silvicultura se concentrou próxima ao PERD, na região noroeste da área de estudo.

Então, assim como Amaral *et al.* (2025) identificou que o desmatamento na Mata Atlântica, atualmente, ocorre principalmente em propriedades privadas, dando lugar a cultivos agrícolas. Supõe-se que esse crescimento de Agricultura Perene e Silvicultura na região se deu, principalmente sobre as Pastagens, mas também, nas bordas dos Fragmentos Florestais antes existentes. Transformando assim, o habitat de *C. flaviceps* em pequenos fragmentos florestais isolados em meio à matriz de pastagens, cafezais e silviculturas.

A respeito do tamanho dos fragmentos florestais encontrados para a área de estudo. No gráfico presente na Figura 6, pode-se visualizar que o tamanho médio dos fragmentos diminuiu de 13,3 ha para 12,6 ha, entre 1986 e 2020, representando uma redução de 4,5%. Já analisando o bioma como um todo, no mesmo período, a área média dos fragmentos, mudou de 18,4 ha para 16,3 ha, correspondendo a uma redução de mais de 11% (Vancine *et al.*, 2024). Sendo assim, a redução da área média dos fragmentos florestais foi menor na área de estudo. Porém, o tamanho médio dos fragmentos na área de estudo é menor que para todo o bioma e, também, menor que a área de vida mínima presente na literatura para o sagui-da-serra (Alves, 1986).

A partir dos gráficos apresentados na Figura 6, pode-se perceber duas dinâmicas diferentes nas métricas de paisagem, tendo como divisor o ano de 2004. Possivelmente, a política pública responsável por essa divisão foi a promulgação da Lei da Mata Atlântica em 2006 (Brasil, 2006). Percebe-se que até 2004, a área de Floresta diminuiu, juntamente com o total de área núcleo e as métricas de borda. Após este ano, o cenário se inverteu, a área de Floresta e as métricas de borda passaram

a aumentar, acompanhados de um pequeno aumento do total de área núcleo. Além disso, o número de fragmentos florestais passou a aumentar, acompanhado de uma diminuição mais constante da área média desses fragmentos.

É notório que o cenário da Mata Atlântica corresponde a uma intensa fragmentação e isolamento dos fragmentos florestais (Ribeiro *et al.*, 2009; Vancine *et al.*, 2024). Ademais, sabe-se que as transições florestais no bioma são, em sua maioria, decorrentes do abandono de áreas agrícolas e consequente regeneração natural (Bicudo da Silva *et al.*, 2016). Sendo assim, pode-se inferir que o que ocorreu na área de estudo, até 2004, foi um desmatamento dos fragmentos florestais, principalmente em suas bordas, diminuindo suas áreas e, conseqüentemente, suas bordas. Após 2004, estes fragmentos continuaram desmatados, o que se alterou foi a regeneração de fragmentos pequenos, aumentando assim o número de fragmentos e a área total de floresta, porém diminuindo a área média dos fragmentos e sem obter um ganho líquido florestal.

Para corroborar a suposição do parágrafo acima, percebeu-se que, após 2004, as principais classes de uso do solo responsáveis pela perda de Floresta continuaram sendo Mosaico de Usos e Pastagem. No entanto, a classe Floresta ocupou mais áreas dessas duas classes do que perdeu, gerando um balanço positivo para Floresta. Ademais, sabe-se que o cenário atual da Mata Atlântica é o desmatamento nas bordas de fragmentos florestais, principalmente em propriedades privadas, dando lugar a cultivos agrícolas (Amaral *et al.*, 2025). Moraes e Melo (2011), já haviam destacado a pressão que as culturas cafeeiras e a pecuária exercem sobre os fragmentos florestais da Mata Atlântica. Porém, esse desmatamento também vem ocorrendo dentro de áreas protegidas, com altos índices de ilegalidade (Amaral *et al.*, 2025).

Por fim, percebeu-se nos resultados deste trabalho uma certa estabilidade na proporção de florestas. No entanto, esta estabilidade esconde um cenário preocupante, no qual ocorre a substituição de florestas maduras, em estágio avançado de sucessão ecológica, por florestas jovens. Como consequência deste cenário, têm-se o aumento de 36,4% do isolamento entre os fragmentos florestais (Rosa *et al.*, 2021).

Essa diminuição das áreas dos remanescentes florestais e aumento da fragmentação florestal, associada à ocupação do habitat por Silvicultura e Agricultura Perene e à substituição de florestas maduras por jovens com pouca área núcleo deixa clara a situação alarmante de ameaça que o *Callithrix flaviceps* está suscetível em

sua extensão de ocorrência. Existe uma relação negativa entre a abundância de *C. flaviceps* e a proporção de florestas de eucalipto (Corrêa, 2023).

Seu hábitat está sendo cada vez mais reduzido a fragmentos isolados e, por mais que a espécie não seja restrita a florestas primárias (Ferrari; Mendes, 1991) e a fragmentação, por si só (isto é, sem perda de habitat), possa exercer funções positivas na biodiversidade (Fahrig *et al.*, 2019) e conservação de primatas (Fahrig *et al.*, 2017), a redução de habitats sempre tem consequências negativas. De fato, a fragmentação, associada com a perda de formação florestal e diminuição do tamanho dos fragmentos, possui efeitos negativos para a ocupação da espécie (Galán-Acedo *et al.*, 2019). Isso porque, este fenômeno está associado à diminuição da oferta de comida, maior suscetibilidade a agentes externos, aumento do risco de predação, maior competição intraespecífica e invasão por espécies exóticas (Rylands; Mittermeier, 2009; Mendes; Melo, 2007; Silva *et al.*, 2018).

Então, para conservar *C. flaviceps* é necessário reverter este cenário identificado de perda de habitat e fragmentação florestal. Uma maneira possível de fazer isso, é, em primeiro lugar, preservando e aumentando a quantidade de habitat disponível, através da restauração florestal (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). Mas também, melhorando a conectividade da paisagem, pois sabe-se que em paisagens com melhor conectividade, os primatas possuem maior capacidade de habitar pequenos fragmentos (Galán-Acedo *et al.*, 2019; Gouveia *et al.*, 2016). Então, ações que otimizem a conectividade da paisagem são importantes para reduzir o grau de ameaça da espécie.

5 CONCLUSÃO

Grande parte da extensão de ocorrência do *C. flaviceps* foi, e continua sendo ocupada por Pastagens. Essa classe faz parte da macro classe Agropecuária, a qual, se somadas todas as áreas de classes derivadas dela (Pastagem, Silvicultura, Mosaico de Usos, Agricultura Perene e Agricultura Temporária), chega-se à conclusão de que aproximadamente 70% de toda a extensão de ocorrência do *C. flaviceps* é dominada por esta macro classe.

As classes de uso do solo que mais contribuíram para perda de floresta foram Silvicultura e Agricultura Perene (cultivo de café), com a segunda tendo um pouco mais de destaque que a primeira. A classe Floresta apresentou uma alteração líquida negativa, entre 1985 e 2022, de cerca de 2,3% da sua área antes ocupada.

Percebeu-se que a perda líquida de área ocupada por Floresta ocorreu até o ano de 2004, ano em que teve um ponto de inflexão nesta dinâmica. Após 2004, a área ocupada por Florestas aumentou. No entanto, é possível inferir que esse ganho de floresta se deu sobre áreas agrícolas abandonadas, gerando fragmentos florestais pequenos e isolados. Enquanto os fragmentos florestais maiores e mais antigos, continuaram sendo desmatados (Amaral *et al.*, 2025). Como consequência, as métricas de paisagem de área média dos fragmentos e área núcleo total de floresta decresceram. Por outro lado, os efeitos de borda e a quantidade de fragmentos florestais aumentaram. Sendo assim, pode-se concluir que ocorreu um processo de perda e fragmentação dos habitats do sagui-da-serra, substituindo florestas antigas e maiores por fragmentos novos e menores.

Este trabalho demonstrou espacialmente como os diferentes usos e coberturas do solo contribuem para a perda e degradação do habitat de *Callithrix flaviceps*. É urgente a adoção de medidas que auxiliem na conservação do seu habitat. As Unidades de Conservação constituem uma medida eficaz, mas que precisa ser potencializada. Conjuntamente, trabalhos que identifiquem áreas prioritárias para conservação da espécie, como corredores ecológicos, são importantes a fim de, no futuro, *C. flaviceps* deixar de estar ameaçado.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, M. Observações sobre o *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903) na Estação Ecológica de Caratinga-EBC/FBCN, Minas Gerais (Callitrichidae, Primates). **A primatologica no Brasil-2**. Brasília: Sociedade Brasileira de Primatologia, [s. l.], p. 205–206, 1986.

AMARAL, S. *et al.* Alarming patterns of mature forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **Nature Sustainability**, [s. l.], 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41893-025-01508-w>.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. *et al.* Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020.

BATAILLARD, L. *et al.* Using ecological niche modelling to prioritise areas for conservation of the critically endangered Buffy-Headed marmoset (*Callithrix flaviceps*). **Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. e11203, 2024.

BICUDO DA SILVA, R. F. *et al.* Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. **The Professional Geographer**, [s. l.], v. 69, n. 1, p. 80–93, 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, nº 246, p. 1-4, 26 dez. 2006. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm. Acesso em: 18 fev. 2025.

CLARK LABS. TerrSet 2020: Geospatial Monitoring and Modeling System. Worcester: Clark University, 2020. Software.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da Safra Brasileira: Café. **Safra 2025, 1º Levantamento. 2025**. Disponível em: file:///C:/Users/mathe/Downloads/BoletimZdeZSafrasZcafZ-Zjaneiro_25_1.pdf. Acesso em: 23 fev. 2025.

CORRÊA, T. C. V. Abundance and population density of *Callithrix flaviceps* Thomas, 1903 (PRIMATES, CALLITRICHIDAE) in the Private Natural Heritage Reserve Fazenda Macedônia, Ipaba, MG and surroundings. 2023. Mestre em Biologia Animal - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2023. Disponível em: <https://locus.ufv.br//handle/123456789/31162>. Acesso em: 23 abr. 2024.

DA SILVA, L. G. *et al.* Patch Size, Functional Isolation, Visibility and Matrix Permeability Influences Neotropical Primate Occurrence within Highly Fragmented Landscapes. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 10, n. 2, p. e0114025, 2015.

DE CARVALHO, R. S. *et al.* *Callithrix aurita*: a marmoset species on its way to extinction in the Brazilian Atlantic Forest. **Neotropical Primates**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 1–8, 2018.

EYCOTT, A. *et al.* Do landscape matrix features affect species Movement?. **Collaboration for Environmental Evidence**, [s. l.], v. 2010, 2010.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s. l.], v. 48, n. 1, p. 1–23, 2017.

FAHRIG, L. *et al.* Is habitat fragmentation bad for biodiversity?. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 230, n. December 2018, p. 179–186, 2019.

FERRARI, S. F.; MENDES, S. L. Buffy-headed marmosets 10 years on. **Oryx**, [s. l.], v. 25, n. 2, p. 105–109, 1991.

FLESHER, K. M. The Distribution, Habitat Use, and Conservation Status of Three Atlantic Forest Monkeys (*Sapajus xanthosternos*, *Callicebus melanochir*, *Callithrix* sp.) in an Agroforestry/Forest Mosaic in Southern Bahia, Brazil. **International Journal of Primatology**, [s. l.], v. 36, n. 6, p. 1172–1197, 2015.

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

GALÁN-ACEDO, C. *et al.* Regional deforestation drives the impact of forest cover and matrix quality on primate species richness. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 263, p. 109338, 2021.

GALEANO, E. V. *et al.* Viabilidade econômica do café conilon no estado do Espírito Santo considerando colheita manual, semimecanizada e mecanizada. **OBSERVATÓRIO DE LA ECONOMÍA LATINOAMERICANA**, [s. l.], v. 23, n. 2, p. e8895, 2025.

GENRICH, C. M. O PAPEL DOS PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES NA DISPERSÃO DE SEMENTES EM ÁREAS PROTEGIDAS: O POTENCIAL PARA A RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. 2014. 33 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, 2014.

GOUVEIA, S. F. *et al.* Climate and land use changes will degrade the configuration of the landscape for titi monkeys in eastern Brazil. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 2003–2012, 2016.

GRAIPEL, M. E. *et al.* Mamíferos da Mata Atlântica. *In*: **REVISÕES EM ZOOLOGIA: MATA ATLÂNTICA**. [S. l.: s. n.], 2017. p. 391–482.

GUIMARÃES, A. Ecology and social behavior of buffy-headed marmosets, *Callithrix flaviceps*. **Neotropical Primates**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 51–52, 1998.

HARGIS, C. D.; BISSONETTE, J. A.; DAVID, J. L. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. [s. l.], 1998.

HILÁRIO, R. R. *et al.* *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903). *In*: INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. (ORG.). LIVRO VERMELHO DA FAUNA BRASILEIRA AMEAÇADA DE EXTINÇÃO: VOLUME II - MAMÍFEROS. Brasília: ICMBio, 2018. p. 215–219.

HILÁRIO, R. R.; FERRARI, S. F. Four breeding females in a free-ranging group of buffy-headed marmosets (*Callithrix flaviceps*). **Folia Primatologica**, [s. l.], v. 81, n. 1, p. 31–40, 2010.

IBGE. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura 2023**. 2024. ISSN 0103-8435. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/74/pevs_2023_v38_informativo.pdf. Acesso em: 18 jan. 2025.

ICMbio/MMA. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I. 1. ed. Brasília, DF: [s. n.], 2018b. v. I

LOUREIRO, N. G. ATRIBUTOS DA PAISAGEM E ESPÉCIES CONGÊNERES ALÓCTONES INFLUENCIAM A OCORRÊNCIA DE *CALLITHRIX AURITA* EM REMANESCENTES FLORESTAIS DO BRASIL. 2021. Dissertação de Mestrado[s. l.], 2021.

LOUREIRO, N. G. *et al.* Landscape factors and allochthonous congeneric species influence *Callithrix aurita* occurrence in Brazilian Atlantic Forest remnants. **Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 13, n. 4, p. e9968, 2023.

MALUKIEWICZ, J. *et al.* An Introduction to the *Callithrix* Genus and Overview of Recent Advances in Marmoset Research. **ILAR Journal**, [s. l.], v. 61, n. 2–3, p. 110–138, 2020.

MALUKIEWICZ, J. *et al.* Hybridization effects and genetic diversity of the common and black-tufted marmoset (*Callithrix jacchus* and *Callithrix penicillata*) mitochondrial control region. **American Journal of Physical Anthropology**, [s. l.], v. 155, n. 4, p. 522–536, 2014.

MALUKIEWICZ, J. A Review of Experimental, Natural, and Anthropogenic Hybridization in *Callithrix* Marmosets. **International Journal of Primatology**, [s. l.], v. 40, n. 1, p. 72–98, 2019.

MAPBIOMAS. Collection 8 of the Annual Land Cover and Land Use Maps of Brazil (1985-2022). MapBiomass Data, , 2023a. Disponível em: <https://doi.org/10.58053/MapBiomass/VJIJCL>.

MAPBIOMAS. MapBiomass General “Handbook” - Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD) - Collection 8. MapBiomass Data, , 2023b. Disponível em: <https://doi.org/10.58053/MapBiomass/OJ0EDK>.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.; ENE, E. 2023. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Computer software program produced by the authors; available at the following web site: <https://www.fragstats.org>.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report - US Department of Agriculture, Forest Service, n. PNW-GTR-351, 1995. <http://dx.doi.org/10.2737/PNW-GTR351>.

MELO, F. R. *et al.* 2022. Buffy-Headed Marmoset. In: MITTERMEIER, R.A. *et al.* 2022. **Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2022–2023**. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Re:wild, Washington, DC. p. 100-104.

MENDES, S. Distribuição geográfica e estado de conservação de *Callithrix flaviceps* (Primates: Callitrichidae). YAMAMOTO, ME; SOUSA, MB **A Primatologia no Brasil**, [s. l.], v. 4, p. 129–137, 1993.

MENDES, C.L.S; MELO, F.R. Situação atual do sagui-da-serra (*Callithrix flaviceps*) em fragmentos florestais da Zona da Mata de Minas Gerais. In: (BICCA-MARQUES, J.C. (Ed.). **A Primatologia no Brasil 10**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Primatologia, p.163-180, 2007.

MITTERMEIER, R. A.; COIMBRA-FILHO, A. F.; CONSTABLE, I. D. Range extension for an endangered marmoset. **Oryx**, v. 15, n. 4, p. 380-383, 1980.

MMA. **PORTARIA MMA Nº 148, DE 7 DE JUNHO DE 2022 - PORTARIA MMA Nº 148, DE 7 DE JUNHO DE 2022**. 8 jun. 2022. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>. Acesso em: 10 maio 2024.

MMA. **PORTARIA Nº 444, DE 17 DE DEZEMBRO DE 2014**. 18 dez. 2014. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/fauna-brasileira/portarias-fauna-ameacada/PORTARIA_N_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf. Acesso em: 10 maio 2024.

MORAES, A. M.; MELO, F. R. de. Distribuição geográfica de *Callithrix aurita* e *Callithrix flaviceps* e avaliação espacial de sua zona de intergradação nos municípios de Espera Feliz, Caiana e Caparaó, MG. In: MELO, F. R. D.; MOURTHÉ, Í. (org.). **A Primatologia no Brasil**. Belo Horizonte, MG: Sociedade Brasileira de Primatologia, 2011. p. 231–255. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/323969343>.

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

PEREIRA, H. M.; NAVARRO, L. M.; MARTINS, I. S. Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown. *Annual Review of Environment and Resources*. Annual Reviews, 2012.

REZENDE, C. L. *et al.* From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (org.). **Biodiversity Hotspots**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 405–434. Disponível em: http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-20992-5_21. Acesso em: 13 jun. 2024.

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

ROSA, M. R. *et al.* Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. eabc4547, 2021.

RYLANDS, A. B.; MITTERMEIER, R. A. The diversity of the New World primates (Platyrrhini): an annotated taxonomy. In: **South American primates: comparative perspectives in the study of behavior, ecology, and conservation**. New York, NY: Springer New York, 2009. p. 23-54.

SANTANA NETO, V. P. **Geotecnologia como ferramenta de análise para a conservação de *Callithrix aurita* É. Geoffroy, 1812 (primates: Callitrichidae)**. 2022. Mestre em Ciência Florestal - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2022. Disponível em: <https://locus.ufv.br//handle/123456789/30368>. Acesso em: 1 maio 2024.

SILVA, F. *et al.* A survey of wild and introduced marmosets (*Callithrix*: Callitrichidae) in the Southern and Eastern Portions of the State of Minas Gerais, Brazil. **Primate Conservation**, [s. l.], v. 32, 2018.

THOMAS, O. Notes on South-American monkeys, bats, carnivores, and rodents, with descriptions of new species. **Annals and magazine of natural history**, v. 12, p. 455464, 1903.

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

ZANZINI, A. C. D. S. *et al.* Composição de espécies de mamíferos de médio e grande porte em plantio de eucalipto e fragmentos de florestas nativas, no sudeste do Estado de Minas Gerais. **Scientia Forestalis**, [s. l.], v. 45, n. 116, 2017. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr116/cap08.pdf>. Acesso em: 17 fev. 2025.

CAPÍTULO 2 – DELIMITAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS PARA CONSERVAÇÃO DE *Callithrix flaviceps*

1 INTRODUÇÃO

A perda de biodiversidade consiste na diminuição da variedade de espécies, diversidade genética e combinação de diferentes organismos vivos dentro de um mesmo ecossistema (Veiga; Ehlers, 2010). Várias iniciativas já foram criadas a fim de conter este problema. No âmbito internacional, pode-se citar as Metas de Aichi (ONU, 2011), o Marco Global de Kunming-Montreal (CBD, 2021) e as ODS da Agenda 2030 (ONU, 2015). No âmbito nacional, pode-se citar os Planos de Ação Nacional para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção (ICMBio/MMA, 2018a).

Dentre os processos causadores da perda de biodiversidade, pode-se citar como fator significativo a perda de hábitat associada à fragmentação florestal (Haddad *et al.*, 2015). Essa fragmentação transforma a paisagem, que a princípio era contínua, em várias parcelas menores com diferentes interações em relação ao ecossistema original (Edmundo, 2013), o que acaba isolando as populações de animais e dificultando sua sobrevivência (Haddad *et al.*, 2015). A conversão de florestas em terras agrícolas, a urbanização, a mineração e o desmatamento são algumas das atividades que contribuem para esta perda de habitats (Costa *et al.*, 2005; Scarano, 2015).

Ademais, o uso insustentável dos recursos naturais também desempenha um papel importante na perda de biodiversidade. A caça, doenças antropogênicas, o tráfico ilegal e a introdução de espécies exóticas invasoras configuram algumas das atividades que contribuem para a perda de diversidade biológica (Junker *et al.*, 2020). Tais atividades desequilibram os ecossistemas que já podem estar fragmentados, podendo levar à extinção de várias espécies da fauna nativa.

A exemplo disso, está *Callithrix flaviceps*, o qual atualmente é classificado como Em Perigo (EN) no Brasil, de acordo com a Portaria nº 148 do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2022) e se encontra numa situação de ameaça maior no mundo, classificado como Criticamente Em Perigo (CR) (Melo *et al.*, 2021). Endêmico da Mata Atlântica, uma das principais ameaças sofridas por este primata é a perda de hábitat e o isolamento de suas populações (Hilário *et al.*, 2018).

Sabe-se que o desmatamento da Mata Atlântica tem diminuído nos últimos anos e, em algumas regiões, tem havido ganho líquido de vegetação natural, devido,

principalmente, à regeneração natural em áreas agrícolas abandonadas e a políticas públicas conservacionistas (Crouzeilles *et al.*, 2019; Lira *et al.*, 2012). Além disso, o último Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, referente ao ano 2022 a 2023, indicou redução do desmatamento em relação aos dois últimos anos analisados, apesar de ser maior que todos os outros anos desde 2016 (Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, 2024). No entanto, esta aparente redução do desmatamento, oculta o cenário atual, caracterizado pelo aumento do isolamento dos fragmentos remanescentes e pela perda de florestas maduras ricas em biodiversidade (Rosa *et al.*, 2021), principalmente em áreas protegidas e em propriedades privadas (Amaral *et al.*, 2025).

Por isso, a preservação da fauna ameaçada requer estratégias eficazes a fim de garantir a conectividade entre populações isoladas. Uma dessas estratégias são os Corredores Ecológicos (CEs), criados justamente para conectar áreas naturais fragmentadas (Lessa *et al.*, 2024), proporcionando uma rota segura para o deslocamento da fauna e promovendo o fluxo gênico entre as populações, essenciais para a sobrevivência a longo prazo das espécies (Padilha *et al.*, 2016). Sendo assim, os CEs surgem como uma ferramenta importante para a conservação da fauna ameaçada de extinção.

Ademais, a década atual, que vai de 2021 a 2030, é a Década das Nações Unidas da Restauração de Ecossistemas, um programa global que visa deter a degradação dos ecossistemas e restaurá-los, a fim de combater as mudanças climáticas e impedir a perda de biodiversidade (ONU, 2019). No âmbito nacional, por meio do Decreto nº 8.792 de 2017 foi estabelecida a Política Nacional para a Recuperação da Vegetação Nativa – PROVEG, por meio da qual foi criado o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – PLANAVEG, com o objetivo de recuperar, no mínimo 12 milhões de hectares de vegetação nativa até o ano de 2030 (Brasil, 2017).

Devido a isso, este trabalho pretende propor a delimitação de uma rede de corredores ecológicos para a conservação de *Callithrix flaviceps*, selecionando os locais mais viáveis para implementação de CEs. Este trabalho vai ao encontro do Plano de Ação Nacional para Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça de Coleira – PAN PPMA, o qual contempla 14 espécies de animais ameaçadas de extinção. O plano possui seis objetivos específicos e seu objetivo geral é “Aumentar o habitat e reduzir o declínio das populações de primatas e preguiça da

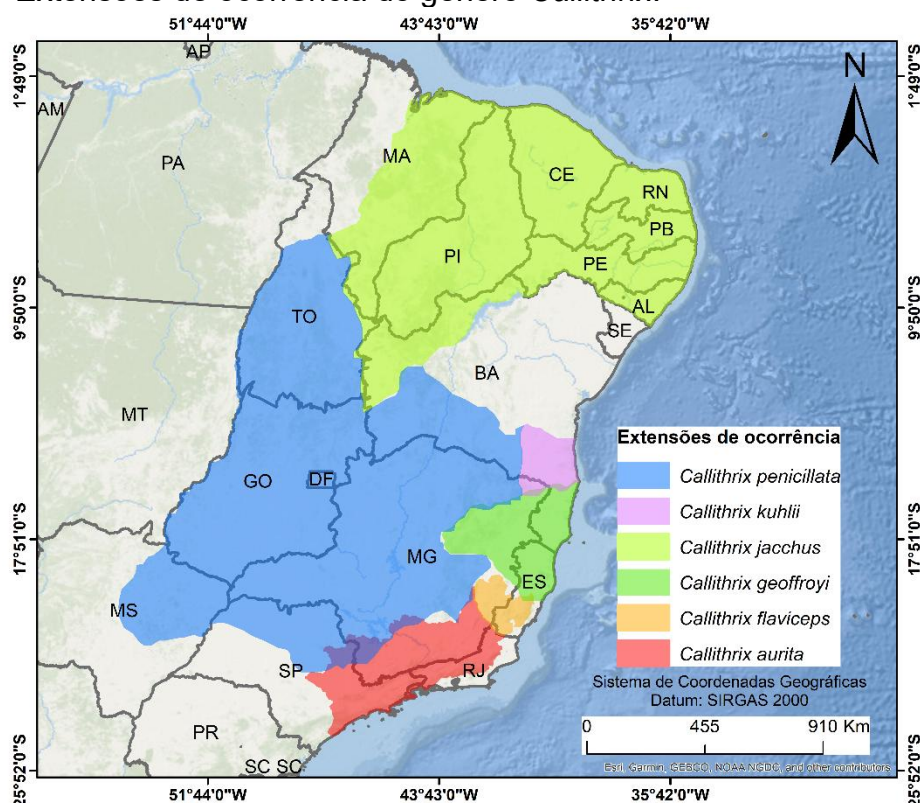
Mata Atlântica em cinco anos”. Dentre os objetivos específicos, o que melhor enquadra este trabalho é o primeiro: “Restaurar, manter e aumentar o habitat e sua conectividade em áreas importantes para a conservação dos táxons alvos do PAN” (ICMBio/MMA, 2019b).

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo deste trabalho é a extensão de ocorrência mais atualizada para o *C. flaviceps*, cuja, localizada na Mata Atlântica, abrange três estados brasileiros (Melo *et al.*, 2021; Orlando Vítor Vital, pers. comm): Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro. Na Figura 6 abaixo pode-se visualizar as extensões de ocorrência de todas as 6 espécies de primatas que pertencem ao gênero *Callithrix*. Como é possível observar, a extensão de ocorrência do sagui-da-serra é a menor dentre todas as seis, o que contribui para o seu estado de ameaça (Ferrari; Mendes, 1991). Além disso, ocorre sobreposição em algumas regiões com as extensões referentes a *C. aurita*, *C. geoffroyi* e *C. penicillata*.

Figura 7 – Extensões de ocorrência do gênero *Callithrix*.



Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados da IUCN (2025) e PCSS (Orlando Vítor Vital, pers. comm).

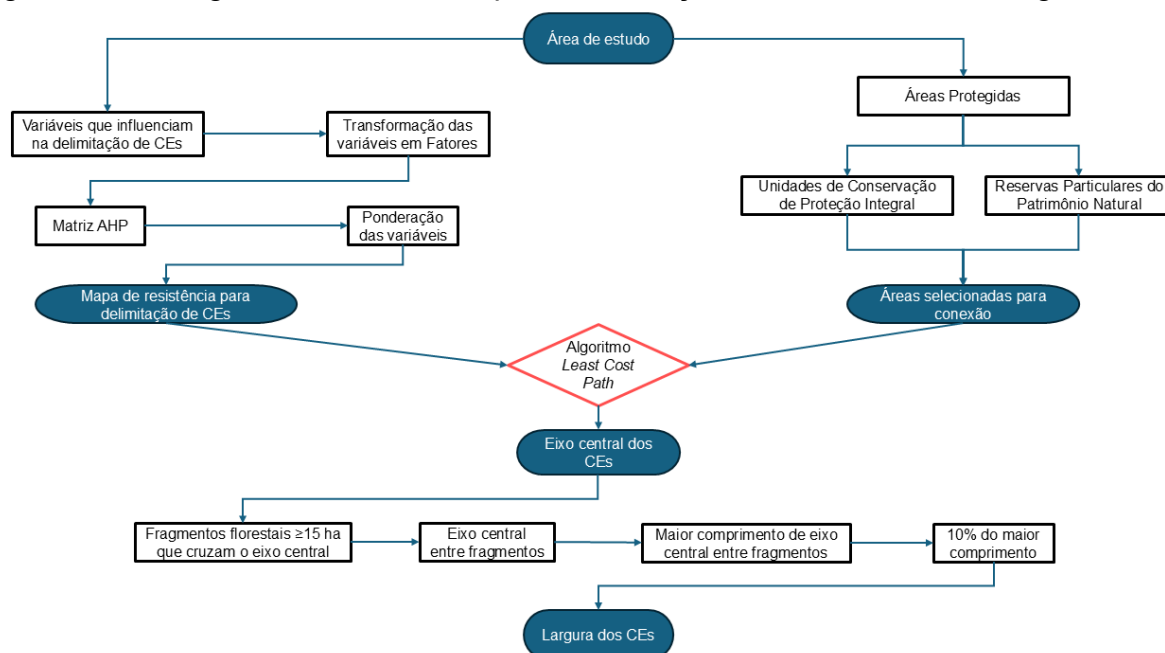
A área de estudo faz intersecção com 113 municípios, sendo 67 de Minas Gerais, 42 do Espírito Santo e apenas 4 do Rio de Janeiro. Das Regiões Hidrográficas Brasileiras, ela está inserida na Macrorregião do Atlântico Sudeste, abrangendo três Mesorregiões: Rio Doce; Rios Jucu, Itapemirim e Itabapoana; e Paraíba do Sul.

Na região hidrográfica do rio Doce, a área de estudo está inserida nas Bacias do rio Piranga, rio Manhuaçu, rio Caratinga e rios Guandu e Santa Maria do Doce. Na região hidrográfica dos rios Jucu, Itapemirim e Itabapoana, a área de estudo é banhada pelas bacias dos rios que dão nome à região, além das bacias dos rios Benevente, Fundão, Piraquê-Açu, Riacho e Santa Maria da Vitória. Por fim, na região do Paraíba do Sul, a área de estudo abrange uma pequena porção da Bacia do Rio Muriaé.

2.2 Delimitação de Corredores Ecológicos

Na figura abaixo pode-se visualizar como foi conduzida as análises para delimitação dos corredores ecológicos.

Figura 8 – Fluxograma das análises para delimitação dos corredores ecológicos.



Fonte: Elaborado pelo autor.

2.2.1 Mapa de Resistência

O primeiro passo para a modelagem dos Corredores Ecológicos propostos foi construir um Mapa de Resistência para delimitação desses corredores, o qual nos mostraria as regiões mais e menos propícias para o CE passar. Esse Mapa de Resistência foi elaborado no *software ArcGIS Pro* (Esri, 2024) e consiste em um arquivo *raster*, no qual cada pixel possui um valor referente à resistência de delimitação de um CE. A resistência de cada pixel e consequente construção do Mapa

se deu a partir da combinação de algumas variáveis que influenciam na delimitação dos CEs. Essas variáveis foram selecionadas com base em estudos semelhantes presentes na literatura (Salviano; Gardon; dos Santos, 2021; Santos *et al.*, 2020, 2018), além daquelas obtidas com base nos resultados do Capítulo 1 deste trabalho.

Dessa maneira, onze variáveis foram selecionadas: Uso e cobertura do solo; Declividade; Unidades de Conservação; Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais; Fragmentos Florestais; Rodovias; Centros Urbanos; Ocorrências de desmatamento; Ocorrências de fogo; Presença de saguis híbridos ou invasores; e presença de Silvicultura ou Agricultura Perene. Cada variável representa um componente da área de estudo que influencia positivamente ou negativamente na delimitação de corredores ecológicos. Sendo assim, cada uma foi processada separadamente e transformada em fator.

A transformação das variáveis em fatores ocorreu separadamente e em duas etapas. Primeiramente, para algumas variáveis foi feita uma categorização e, para as demais, calculou-se uma distância acumulada em toda a área de estudo tendo a própria variável como origem, o que foi chamado de “distância de influência”. Posteriormente, realizou-se uma normalização para que todos os fatores ficassem na mesma escala, no caso, de a 1 a 100. O valor 1 significaria resistência mínima para delimitação de CEs e o valor 100 significaria resistência máxima para delimitação de CEs (Liu *et al.*, 2018).

As variáveis processadas por categorização foram Uso e Cobertura do Solo, Declividade e Áreas de Preservação Permanente (APPs) mais Reservas Legais (RLs), utilizando a ferramenta *Reclassify* do *ArcGis Pro*. Por outro lado, aquelas processadas por meio de distância de influência foram Unidades de Conservação, Fragmentos Florestais, Rodovias, Centros Urbanos, Desmatamento, Fogo, Saguis Híbridos e Invasores e Silvicultura e Agricultura Perene. Para esse processamento por distância de influência, utilizou-se a ferramenta *Distance Accumulation*.

Por fim, um peso estatístico foi calculado para cada fator, através de uma Matriz Hierárquica Analítica (Saaty, 1977). Com os fatores ponderados, eles foram somados, utilizando a ferramenta *Raster Calculator*, para obtenção do Mapa de Resistência para Delimitação de Corredores Ecológicos.

2.2.1.1 Variáveis categóricas

A variável Declividade foi obtida através da aplicação da ferramenta *Slope*, do *ArcGIS Pro*, nas imagens de Modelo Digital de Elevação obtidas a partir de dados *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução de 30 metros (USGS, 2014). A declividade em graus resultante do processo descrito acima foi reclassificada de acordo com a Lei nº 12.651 (Brasil, 2012), conhecida como Código Florestal, dividindo-a em três classes: 0° a 25°; 25° a 45°; e 45° ao máximo.

As três classes de declividade foram valoradas com base no Código Florestal, o qual dita que declividades acima de 45° são Áreas de Preservação Permanente e declividades entre 25° e 45° são Áreas de Uso Restrito. Já a classe com declividade de até 25° são áreas sem restrição de uso (Brasil, 2012). Sendo assim, como a classe mais plana é referente a áreas mais aptas para uso antrópico, deu-se a essa classe o valor de resistência máximo de 100. Já a classe referente às APPs, deu-se o valor mínimo de 1. E para a classe de Uso Restrito, deu-se valor intermediário de 50.

Quanto a variável Uso e Cobertura do Solo foi elaborada para o ano de 2022, o mais recente da coleção 8 do MapBiomias (2023a). Esta variável, reclassificada da mesma forma feita no Capítulo 1 desse trabalho, obteve sua valoração adaptada da literatura (Louzada Franciane *et al.*, 2012; Oliveira-Junior *et al.*, 2020; Pinto; Keitt, 2009; Santos *et al.*, 2018). Na Tabela 1 é possível observar a valoração de cada classe de uso e cobertura do solo.

Tabela 1 – Valoração das classes de uso e cobertura do solo.

Classes	Resistência
Floresta	1
Natural não Florestal	10
Silvicultura	50
Pastagem	55
Mosaico de Usos	60
Agricultura Temporária	65
Agricultura Perene	50
Urbano	100
Água	1
Rodovias	100

Fonte: Elaborado pelo autor.

A classe Água foi a única que apresentou valores de resistência discordantes na literatura. Enquanto alguns trabalhos a valoraram como resistência máxima (isto é, resistência 100; Oliveira-Junior *et al.*, 2020), indicando ser uma barreira para

delimitação de CEs. Outros trabalhos a valoraram como resistência mínima, em razão de oferecer acesso à água aos animais silvestres e, também, em razão de o entorno dos corpos hídricos serem áreas de preservação (Louzada Franciane *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2018). Dessa maneira, como na área de estudo não existe nenhum curso d'água ou lago de grande largura e de difícil transposição, optou-se por valorar a classe Água como resistência mínima, no intuito de aproveitar as áreas de preservação em suas margens.

A última variável valorada categoricamente foi aquela referente à união de APP e Reservas Legais, obtidas da base de dados do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR; Brasil, 2025). Esta variável se refere a áreas naturais protegidas por Lei e com funções ambientais de preservação ecossistêmica, fluxo gênico, preservação da biodiversidade, abrigo e proteção da fauna silvestre, dentre outras funções essenciais para a conservação ambiental (Brasil, 2012). Além disso, em seu artigo 14, o Código Florestal dita que a localização das Reservas Legais está diretamente relacionada com a formação de corredores ecológicos. Dessa maneira, optou-se por atribuir valor 1 para as áreas referentes a RL e APP e valor 100 para as áreas externas a esta variável.

2.2.1.2 Variáveis de distância

As variáveis que foram valoradas de acordo com suas distâncias de influência foram: Unidades de Conservação; Fragmentos Florestais; Rodovias; Centros Urbanos; Desmatamento; Fogo; Saguis híbridos e invasores; e Silvicultura e Agricultura Perene. Para isso, as variáveis em formato vetorial foram transformadas em *rasters* e aplicou-se a ferramenta *Distance Accumulation*. Como resultado, obteve-se um *raster* de distância acumulada, para cada variável, em toda a área de estudo, no qual cada pixel do *raster* representa a sua distância até a própria variável. A distância acumulada resultante foi reescalada para os valores de 1 a 100, de acordo a influência que a variável exerce na delimitação de CEs. Se a influência for positiva, a resistência 1 representa a distância mínima e a resistência 100 representa a distância máxima. Já se a influência for negativa, a resistência 1 representa a distância máxima e a resistência 100 representa a distância mínima.

Unidades de Conservação e Fragmentos Florestais exercem uma influência positiva na conservação de *C. flaviceps*, funcionando como hábitat e refúgio no meio da matriz antropizada. Então, sua valoração se deu no sentido de que quanto mais

próximo destes elementos da paisagem, menor a resistência para implementação de corredores ecológicos. No entanto, para as Unidades de Conservação, foram consideradas as zonas de amortecimento (ZMs), como sendo um *buffer* de 3 km dos limites das UCs. Sendo assim, a distância de influência positiva das UCs se deu como valor mínimo de 0 até os 3 km referente às ZMs e, valor máximo de resistência, a distância máxima sem UCs na paisagem (Brasil, 2000).

As quatro variáveis Rodovias, Centros Urbanos, Desmatamento e Fogo foram valoradas no sentido de que quanto mais distante desses elementos, menor a resistência de delimitação de CEs. Sabe-se que as rodovias e centros urbanos são grandes ameaças para os animais silvestres, devido a atropelamentos (Bomfim; Melo; Madi, 2024), acidentes por eletrocussão (Chaves *et al.*, 2022) e contato direto com seres humanos (Malukiewicz *et al.*, 2020). Além disso, o desmatamento e o fogo são uma das principais ameaças para os animais silvestres, devido à perda de hábitat (Haddad *et al.*, 2015).

A variável de presença de saguis híbridos ou invasores foi obtida a partir de três fontes de dados, Culot *et al.* (2019), Rosa *et al.* (2020) e planilha de ocorrências de *Callithrix* sp. do PCSS (Orlando Vítor Vital, pers. comm). A partir dessas fontes, foi feita uma filtragem removendo dados anteriores ao ano de 1985, dados sem especificação do ano de ocorrência, dados obtidos por meio de entrevistas e dados de ocorrências de *C. flaviceps* e *C. geoffroyi*. O motivo da remoção de dados de *C. geoffroyi* se deu em razão de ocorrer hibridação natural entre as duas espécies nas áreas de sobreposição das extensões de ocorrência (Mendes, 1997). Assim, o dado filtrado das ocorrências de saguis híbridos e invasores só possuía ocorrência de *C. jacchus*, *C. penicillata* e *Callithrix* sp. A partir disso, valorou-se esta componente no sentido de que quanto mais distante da ocorrência de saguis híbridos e invasores, menor a resistência para delimitação de CEs.

Por fim, a variável de distância de áreas com Silvicultura e Agricultura Perene foi inserida em razão dos resultados obtidos no Capítulo 1 deste trabalho, no qual identificou-se que as duas classes de Uso do Solo e Cobertura do solo foram as principais responsáveis pela perda de áreas florestais. Além disso, sabe-se da existência de uma relação negativa entre a proporção de florestas de eucalipto com a abundância de *C. flaviceps* (Corrêa, 2023). Devido a isso, essa variável foi valorada no sentido de quanto mais longe de áreas de Silvicultura e Agricultura Perene, menor

a resistência para delimitação de CEs. No Apêndice D pode-se visualizar um quadro resumo das variáveis e fatores utilizados para elaboração do mapa de resistência.

2.2.1.3 Matriz Hierárquica Analítica (AHP)

Após definição e transformação das variáveis em fatores, foi calculado o peso estatístico de cada fator e, posteriormente, foi realizada a soma para obtenção do Mapa de Resistência total. Os pesos estatísticos foram obtidos através de uma Matriz Hierárquica Analítica (AHP). Esta Matriz é um método de decisão multicritério que busca comparar todas as variáveis entre si, para obter o peso relativo de cada uma na análise, a partir de uma razão de consistência que deve ser menor que 0,1 (Saaty, 1977). A AHP elaborada para atribuir os pesos estatísticos dos fatores utilizados neste trabalho é apresentada no Apêndice B.

A AHP elaborada acima obteve 0,0463 como razão de consistência, caracterizada como aceitável. Sendo assim, os pesos estatísticos de cada fator estão ilustrados na Tabela 2 abaixo.

Tabela 2 – Pesos estatísticos de cada fator do mapa de resistência.

Fatores	Peso estatístico
Declividades	0.01239
Silvicultura e Agricultura Perene	0.01632
Híbridos	0.022363
Fogo	0.030999
Desmatamento	0.042884
Centros urbanos	0.058936
Rodovias	0.080466
Dist Fragmentos	0.109405
APP E RL	0.148635
UC	0.202327
Uso do solo	0.275276

Fonte: Elaborado pelo autor.

2.2.2 Áreas a serem conectadas

O segundo passo para delimitação dos corredores ecológicos é definir quais regiões serão conectadas pelos CEs. Para isto, é importante que áreas chave sejam escolhidas, preferencialmente áreas que já possuem algum tipo de proteção e, também, possuam registro da espécie alvo, garantindo a efetividade do corredor ecológico, para que além de servir de hábitat para diversas espécies, consiga também

conectar populações do sagui antes isoladas, permitindo o fluxo gênico entre o *C. flaviceps*.

Sendo assim, as áreas potenciais a serem conectadas foram as Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCs PI) e Reservas Particulares do Patrimônio Nacional (RPPNs) que possuam, na literatura, ocorrência descrita do *C. flaviceps* e que, além disso, possuam certa distância de Unidades de Conservação com ocorrência descrita de saguis híbridos ou invasores.

A escolha das UCs PI se deu em razão de serem áreas protegidas por legislação com uso antrópico extremamente limitado, salvo algumas exceções. Já a escolha das RPPNs se deu por serem áreas tão bem protegidas quanto as UCs PI. Mesmo que na teoria sejam Unidades de Conservação de Uso Sustentável, na prática essas Reservas são tão protegidas quanto as UCs de Proteção Integral, funcionando como importantes refúgios da biodiversidade (Lima; Franco, 2014), como o que acontece com a RPPN Feliciano Miguel Abdala, onde há ocorrência e evidências de recuperação populacional de *C. flaviceps* (Possamai *et al.*, 2024).

Para esta análise, o arquivo *shapefile* referente às Unidades de Conservação foi obtido do Portal de Dados Abertos do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2024). Já os registros de *C. flaviceps* foram pesquisados na literatura, de forma semelhante aos registros de saguis híbridos ou invasores, tendo como fonte os trabalhos de Culot *et al.* (2019), Rosa *et al.* (2020) e PCSS (Orlando Vítor Vital, pers. comm). Foram removidos aqueles registros obtidos sem especificação de data, aqueles anteriores ao ano de 1985 e aqueles obtidos por meio de entrevista. A partir disso, identificou-se os fragmentos florestais que correspondiam a cada um destes pontos de registro de sagui-da-serra.

Posteriormente, analisou-se a sobreposição destes fragmentos florestais com os fragmentos florestais com presença de saguis híbridos ou invasores, a fim de remover estes fragmentos. Por fim, obteve-se os fragmentos florestais com histórico de ocorrência de *C. flaviceps* e sem histórico de ocorrência de saguis híbridos ou invasores. A partir destes fragmentos, pode-se identificar as Unidades de Conservação de Proteção Integral e as Reservas Particulares do Patrimônio Nacional que possuem histórico de ocorrência de *C. flaviceps*, as quais representarão as áreas a serem conectadas pelos corredores ecológicos.

Ademais, aquelas UCs PI e RPPNs que se localizavam próximas de pontos de ocorrência de *C. flaviceps* e distantes de pontos de ocorrências de saguis híbridos ou

invasores, também foram selecionadas. Para isso, foram analisadas as zonas de amortecimentos das UCs. Isso se deu no intuito de aumentar ainda mais a conexão entre populações de *C. flaviceps* na extensão de ocorrência.

Dessa maneira, UCs PI e RPPNs que possuíam *C. flaviceps* em suas zonas de amortecimento e que estavam a uma distância de pelo menos três quilômetros de saguis híbridos e invasores, foram selecionadas como áreas a serem conectadas. A distância de três quilômetros foi utilizada como referência por ser aquela delimitada para zonas de amortecimento de UCs que não possuem Plano de Manejo. Essa distância foi a mesma utilizada para o cálculo das zonas de amortecimento das RPPNs, uma vez que com base na legislação, RPPNs não possuem zona de amortecimento (Brasil, 2000).

2.2.3 Proposição e largura dos corredores ecológicos

Em posse do mapa de resistência para implementação dos CEs e das áreas a serem conectadas pelos CEs, resta traçar o eixo central dos CEs. Essa análise foi feita no *software ArcGIS Pro*, através do algoritmo *Least Cost Path* (LCP), ferramenta amplamente utilizada para delimitação de corredores ecológicos utilizando Sistema de Informações Geográficas (SIG) (Driezen *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2023).

Para aplicação do algoritmo utilizou-se a ferramenta disponível no *ArcGIS Pro* chamada *Optimal Regions Connections*. Essa ferramenta busca encontrar as melhores conexões entre duas ou mais feições na paisagem, percorrendo uma matriz de custo. Este custo é calculado a partir da distância de cada pixel para as áreas a serem conectadas e a partir do valor de resistência de cada pixel do Mapa de Resistência. Dessa maneira, a ferramenta buscou delimitar o caminho mais curto e menos resistente entre as áreas a serem conectadas.

A partir da aplicação da ferramenta foi obtido o eixo central do CE que conectará cada área selecionada na etapa anterior. O eixo central é uma linha conectando as áreas protegidas previamente selecionadas. Então, resta agora definir a largura de cada CE. Para isto, existe a Resolução CONAMA nº 9 / 1996, a qual dita em seu Art 3º que a largura de corredores ecológicos deve ser 10% do seu comprimento total, fixando uma largura mínima de 100 metros. Sabendo disso, cabe aqui dizer que o comprimento dos eixos centrais poderia chegar a dezenas de quilômetros, devido às distâncias entre as áreas protegidas, o que resultaria, respeitando a Resolução, em larguras impraticáveis quanto sua aplicabilidade.

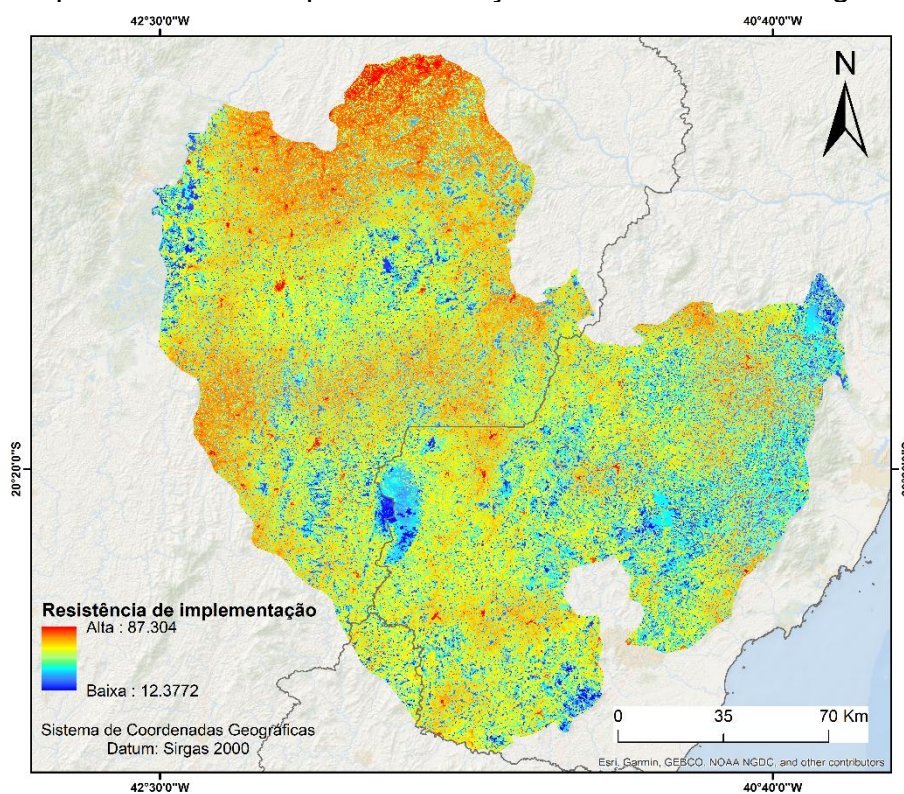
Sendo assim, para delimitar corredores ecológicos com larguras mais passíveis de aplicação, optou-se pelo seguinte método: Sabe-se que o eixo central do CE passará por fragmentos florestais no caminho entre duas áreas a serem conectadas. Então, ao invés de calcular a largura com base na distância total do eixo central entre duas áreas a serem conectadas, a largura será calculada com base na distância máxima entre os fragmentos florestais, com área maior ou igual a área de vida mínima do *C. flaviceps* (15 ha), que o eixo central cruzará no caminho entre duas grandes áreas a serem protegidas. Dessa forma, os fragmentos florestais, com área maior ou igual a 15 ha, que cruzam o eixo central funcionarão como *stepping stones* (Saura; Rubio, 2010) e permitirão a aplicação de uma largura consideravelmente menor para o CE como um todo.

3 RESULTADOS

3.1 Mapa de resistência

Após ponderação e combinação de cada um dos 11 fatores, obteve-se o mapa de resistência para delimitação de corredores ecológicos (CEs), podendo este ser visualizado na Figura 9 abaixo. Há uma clara diferença de resistência entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo, indicando a existência de maiores fatores restritivos para delimitação dos CE no estado de Minas Gerais, principalmente na região mais ao norte da área de estudo.

Figura 9 – Mapa de resistência para delimitação de corredores ecológicos.



Fonte: Elaborado pelo autor.

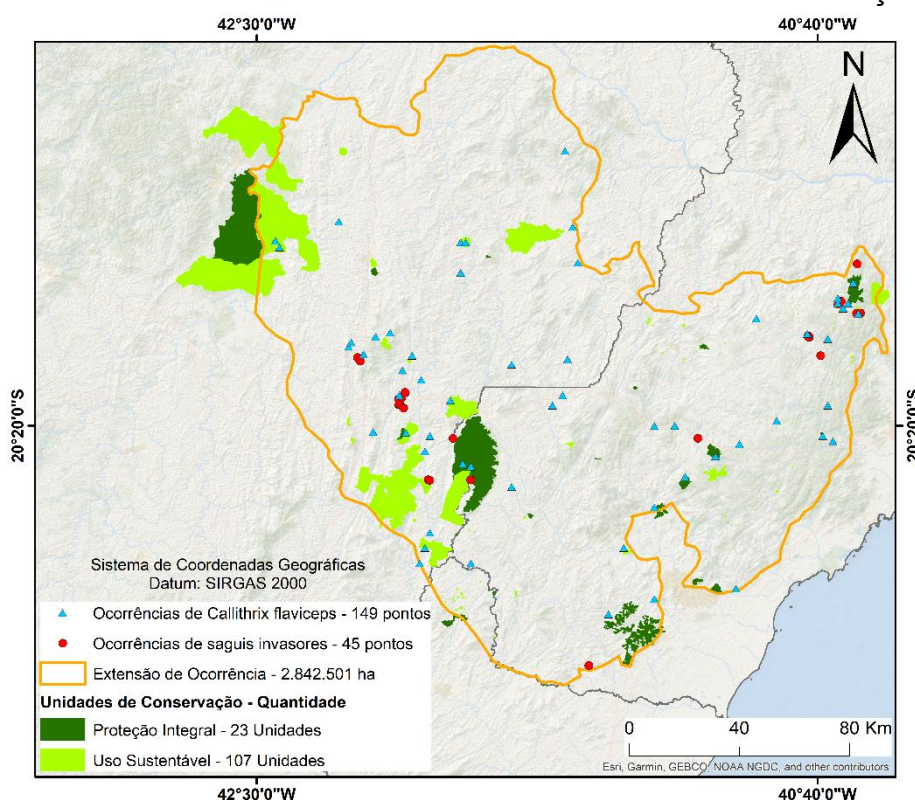
Por outro lado, percebe-se uma menor resistência para delimitação de CEs na região sudeste da área de estudo. Isso deixa claro a importância dos remanescentes de vegetação presentes em maior quantidade nesta região.

3.2 Áreas a serem conectadas

As Unidades de Conservação presentes na extensão de ocorrência do *Callithrix flaviceps* estão apresentadas no Apêndice C. Dessas, 13 Unidades de Conservação

foram selecionadas para serem conectadas pelos CEs. Esta seleção se deu com base nos pontos de ocorrências de saguis híbridos e invasores e de *Callithrix flaviceps* existentes para a área de estudo. Obteve-se um total de 194 pontos de ocorrência, sendo 45 de saguis híbridos ou invasores e 149 referentes a *C. flaviceps*. A distribuição desses pontos de ocorrências, assim como das Unidades de Conservação existentes na área de estudo podem ser vistas no mapa da Figura 10.

Figura 10 – Pontos de ocorrência de *Callithrix* e Unidades de Conservação.



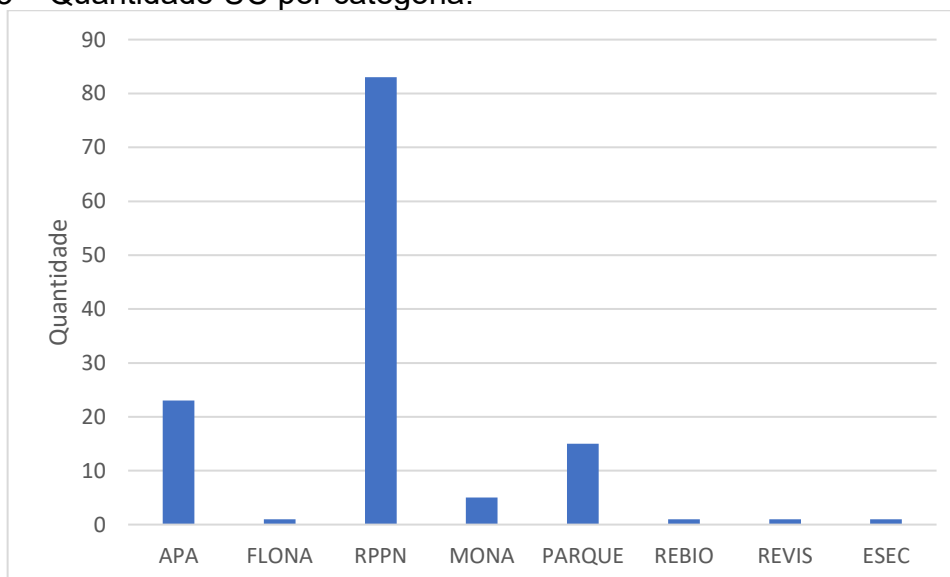
Fonte: Elaborado pelo autor.

Em relação às Unidades de Conservação, existem 130 UCs que possuem todo o seu território, ou parte dele, inserido na extensão de ocorrência do *C. flaviceps*. A área ocupada por essas áreas protegidas dentro da extensão de ocorrência difere da área total das unidades somadas. Isso acontece em razão de algumas Unidades não possuírem todo o seu território inserido na extensão de ocorrência, o que é o caso de 13 Unidades de Conservação, são elas: Área de Proteção Ambiental Municipal Alto da Conceição, Área de Proteção Ambiental Municipal Árvore Bonita, Área de Proteção Ambiental Municipal Córrego Novo, Área de Proteção Ambiental Municipal Dionísio, Área de Proteção Ambiental Municipal Santana do Paraíso, Área de Proteção Ambiental Cachoeira de Santa Rosa, Área de Proteção Ambiental do Pico do

Goiapaba-Açu, Área de Proteção Ambiental Goiapaba Açu, Monumento Natural da Serra da Ventania e Bandeira, Monumento Natural da Serra dos Torres, Parque Estadual de Mata das Flores, Parque Estadual do Rio Doce e Refúgio da Vida Silvestre Prefeito Jorge Assis de Oliveira. A área da extensão de ocorrência plenamente ocupada por UCs é 178.698, o que representa 6,3% de toda sua área, menos que os 10,5% quando se analisa toda a Mata Atlântica (MMA, 2024).

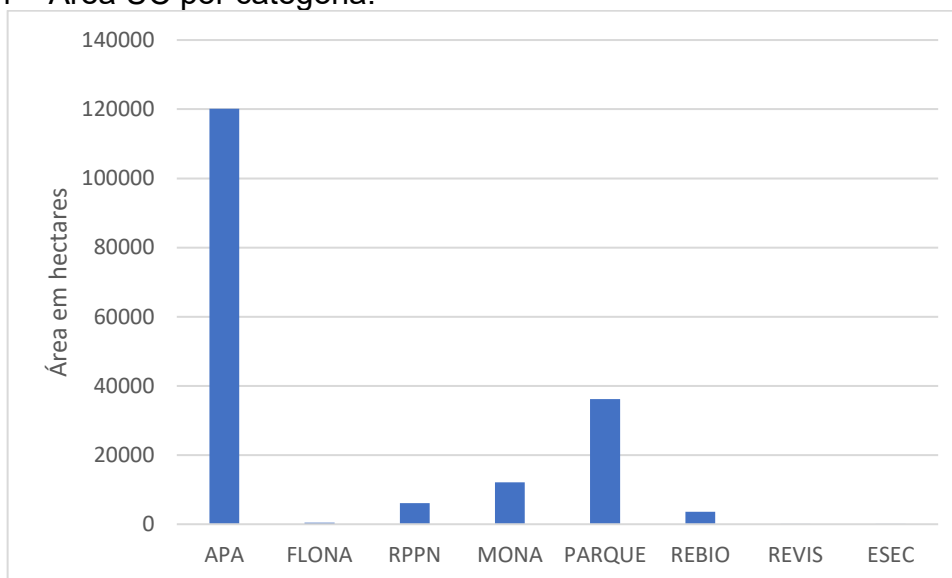
Em relação à classificação dessas UCs, 107 são do grupo de uso sustentável e apenas 23 são do grupo de proteção integral, ocupando 126.724 (4,5%) ha e 51.974 (1,8%) ha, respectivamente. Quando se analisa as categorias dessas UCs, verifica-se a ocorrência de três categorias de uso sustentável e cinco categorias de proteção integral. As de uso sustentável são: Área de Proteção Ambiental (APA), Floresta Nacional (FLONA) e Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN). Já as categorias de proteção integral são: Monumento Natural (MONA), Parque, Reserva Biológica (REBIO), Refúgio da Vida Silvestre (REVIS) e Estação Ecológica (ESEC). De todas as categorias, a mais presente em quantidade são as RPPNs, no entanto essa prevalência não se mantém em questão de área, sendo apenas a quarta categoria com maior área. Este cenário das RPPNs espelha aquele de todo o país, no qual esta categoria possui o maior número de UCs, porém isso não é refletido em questão de área (MMA, 2024). As três principais categorias em ordem decrescente de área ocupada são: APA, PARQUE e MONA. Nos gráficos 3 e 4 abaixo é possível analisar esta divisão por categoria.

Gráfico 3 – Quantidade UC por categoria.



Fonte: Elaborado pelo autor

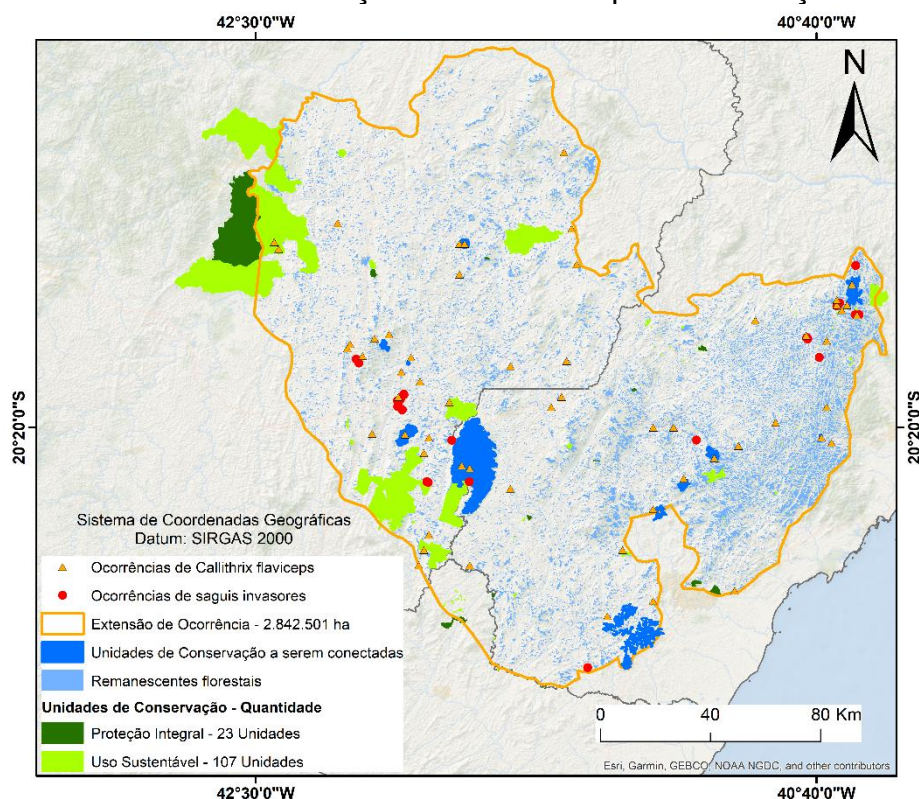
Gráfico 4 – Área UC por categoria.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Como já dito, ao cruzar os dados de ocorrência de *Callithrix* sp. com as Unidades de Conservação, obteve-se 13 Unidades selecionadas. Para esta seleção adicionou-se também as UCs que estavam próximas de pontos isolados de ocorrência de sagui-da-serra, ou seja, pontos que não possuíam ocorrências de saguis híbridos e invasores por perto. Dessa maneira, mais áreas potenciais seriam inseridas no estudo e mais populações seriam conectadas. No mapa da Figura 11 e na Tabela 3 abaixo pode-se visualizar as Unidades selecionadas para delimitação dos CEs.

Figura 11 – Unidades de Conservação selecionadas para delimitação dos CEs.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 3 – Unidades de Conservação selecionadas para delimitação dos CEs.

Unidade de Conservação	Estado	Grupo	Categoria	Área (ha)
Monumento Natural Estadual Serra das Torres	ES	PI	MONA	10.453
Parque Municipal Natural Sagui da Serra	MG	PI	PARQUE	435
Parque Nacional de Caparaó	ES, MG	PI	PARQUE	31.763
Parque Estadual do Forno Grande	ES	PI	PARQUE	913
Parque Estadual de Mata das Flores	ES	PI	PARQUE	829
Parque Natural Municipal de Domingos Martins	ES	PI	PARQUE	56.
Parque Estadual de Pedra Azul	ES	PI	PARQUE	1.357
REBIO Augusto Ruschi	ES	PI	REBIO	3.562
RPPN Feliciano Miguel Abdala	MG	US	RPPN	950
RPPN Professor Luiz Mill	ES	US	RPPN	59
RPPN Estação Biológica da Mata do Sossego	MG	US	RPPN	133
RPPN Sossego do Muriqui	MG	US	RPPN	339
RPPN Estação Biológica da Mata do Sossego	MG	US	RPPN	392

Fonte: Elaborada pelo autor.

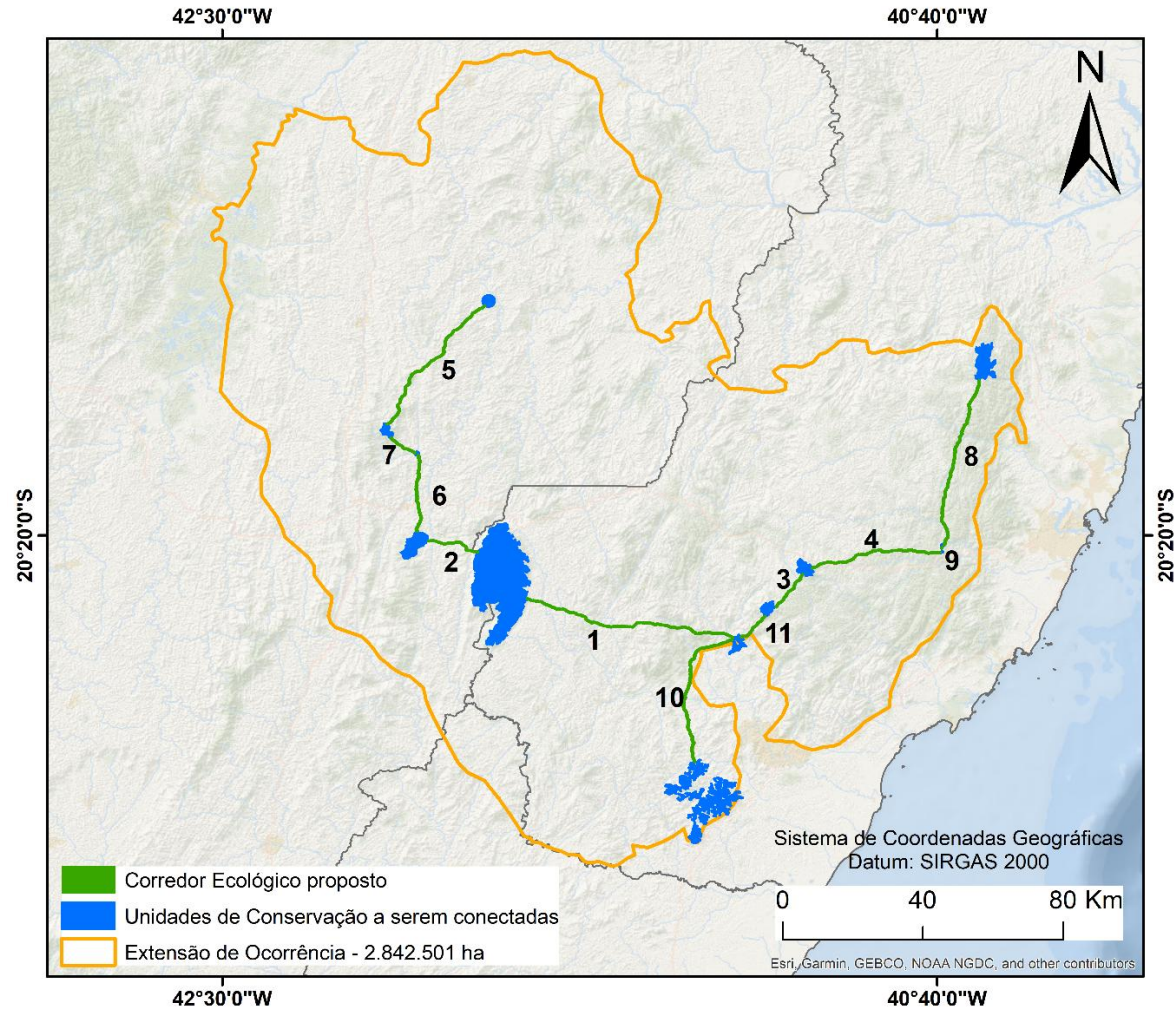
Como é possível observar no mapa, uma parte das UCs estão localizadas numa região do Espírito Santo com maior proporção de fragmentos florestais. Por outro lado, as UCs presentes em MG, possuem menor proporção de fragmentos florestais ao seu redor, caracterizando um possível maior isolamento das populações

ali existentes. Além disso, tanto no ES quanto em MG, existem pontos de ocorrências de saguis híbridos ou invasores bem próximos às UCs selecionadas.

3.3 Corredores ecológicos delimitados

Foram gerados 11 corredores ecológicos conectando as 13 UCs previamente selecionadas. O comprimento e a área destes corredores variou de maneira diretamente proporcional à distâncias entre as UCs. Sendo que, a largura dos CEs ficou delimitada em 773 metros. A distância, de cerca de 7.730 metros, referente a esta largura está localizada no CE 1 que liga o Parque Nacional do Caparaó com o Parque Estadual da Mata das Flores. Optou-se por extrapolar esta largura para todos os 11 corredores, e não apenas para o CE 1, no intuito de adotar uma medida conservadora, visando maior restauração florestal futura. No mapa da figura 10 abaixo pode-se observar todos os CEs delimitados para a área de estudo.

Figura 12 – Corredores ecológicos delimitados.

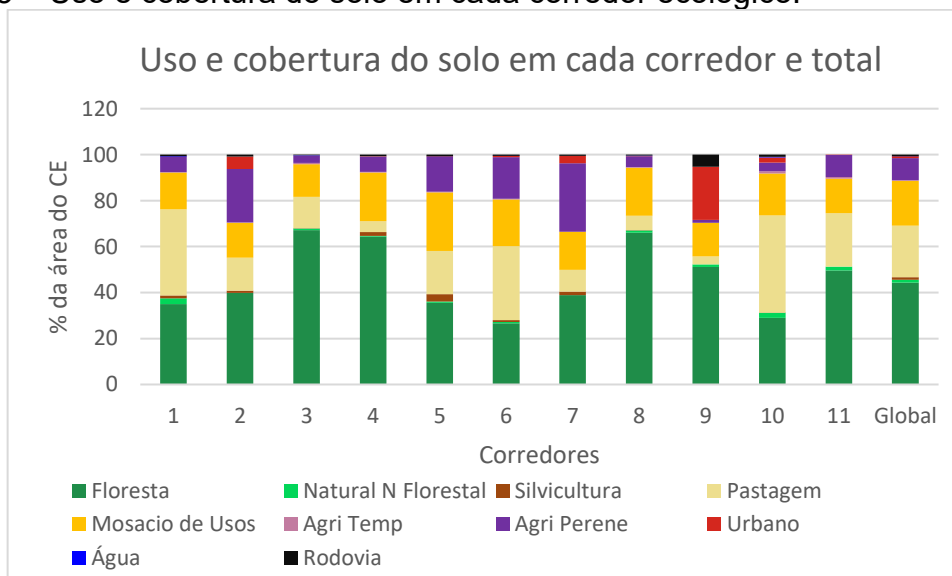


Fonte: Elaborado pelo autor.

Todos os corredores ecológicos juntos possuem mais de 310 km de comprimento e ocupam cerca de 24.345 ha da extensão de ocorrência do *C. flaviceps*. O maior corredor apresentou 58,5 km de comprimento e 4.539 ha, interligando o Parque Nacional do Caparaó com o Parque Estadual da Mata das Flores. Por outro lado, o menor corredor apresentou cerca de 200 metros de comprimento e 63 ha, conectando o Parque Municipal Natural de Domingos Martins com a Reserva Particular do Patrimônio Natural Professor Luiz Mil.

O uso e cobertura do solo no interior dos CEs é um parâmetro importante para atestar a viabilidade dos mesmos. No total, 44,4% da áreas dos corredores é ocupada pela classe floresta. Dos demais uso do solo, destaca-se pastagem e mosaico de usos com 22,5% e 19,4%, respectivamente, e agricultura perene com 9,6%. No Gráfico 6 é possível analisar o uso do solo em cada CE. Neste gráfico pode-se perceber que os corredores 6 e 10 se destacam como sendo os mais antropizados. Já, os corredores 3, 4 e 8, em contrapartida, são aqueles com maior proporção de floresta em seu interior.

Gráfico 5 – Uso e cobertura do solo em cada corredor ecológico.

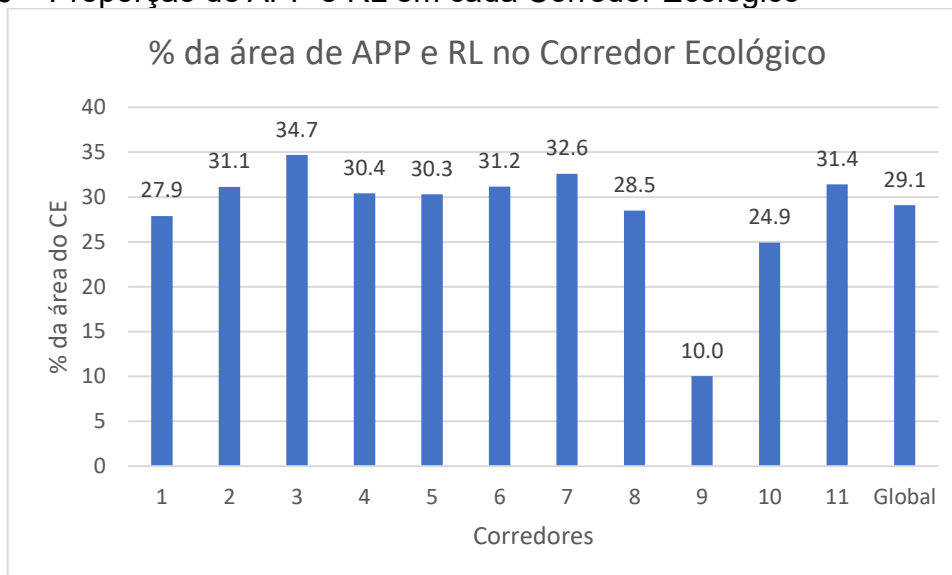


Fonte: Elaborado pelo autor.

Ademais, outro parâmetro importante para atestar a viabilidades dos Corredores Ecológicos é presença de Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais em seu interior, em razão de suas funções ambientais. No Gráfico 7 abaixo pode-se perceber que, no total, 29,1% (7.084 ha) das áreas referentes aos CEs estão em APPs e Reservas Legais. De todos os corredores, destaca-se o 9 como sendo aquele com menor proporção dessas áreas protegidas. Isso se deu por ser um

corredor interligando duas UCs próximas da área urbana, o que pode ser visualizado no Gráfico 5 acima, onde demonstra que o corredor 9 é aquele com maior proporção de classe urbana.

Gráfico 6 – Proporção de APP e RL em cada Corredor Ecológico



Fonte: Elaborado pelo autor.

4 DISCUSSÃO

A maioria das ocorrências de saguis invasores estão próximas de ocorrências do sagui-da-serra, o que evidencia o grande risco de hibridação. Esta situação é evidente nas figuras 8 e 9, onde é possível observar saguis invasores próximos da Reserva Biológica Augusto Ruschi, do Parque Nacional do Caparaó, das duas RPPNs Mata do Sossego e do Parque Municipal Sagui-da-Serra, ou seja, em áreas próximas de UCs que foram selecionadas para delimitação dos corredores ecológicos aqui propostos. Por mais que o Corredor não inclua os pontos de ocorrências de híbridos, não existe garantias da não existência de híbridos em outras regiões não amostradas, uma vez que, a invasão destes saguis tem se espalhado em toda a Mata Atlântica, destacando aqui as porções sul e sudeste do bioma e as porções sul e leste de Minas Gerais (Do Vale; Menini Neto; Prezoto, 2020; Moraes *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2018). Porém, Mendes e Melo (2007) ressaltam a importância de não conectar, através de corredores ecológicos, fragmentos florestais que contenham saguis exóticos. Então, a implementação desses corredores, deve existir conjuntamente com ações de controle populacionais dos saguis invasores, como captura e esterilização. Sendo este manejo de primatas alóctones um dos objetivos do PAN PPMA (ICMBio/MMA, 2019b) e, defendido também, pelo Guia de Orientação para o Manejo de Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais (ICMBio/MMA, 2019a).

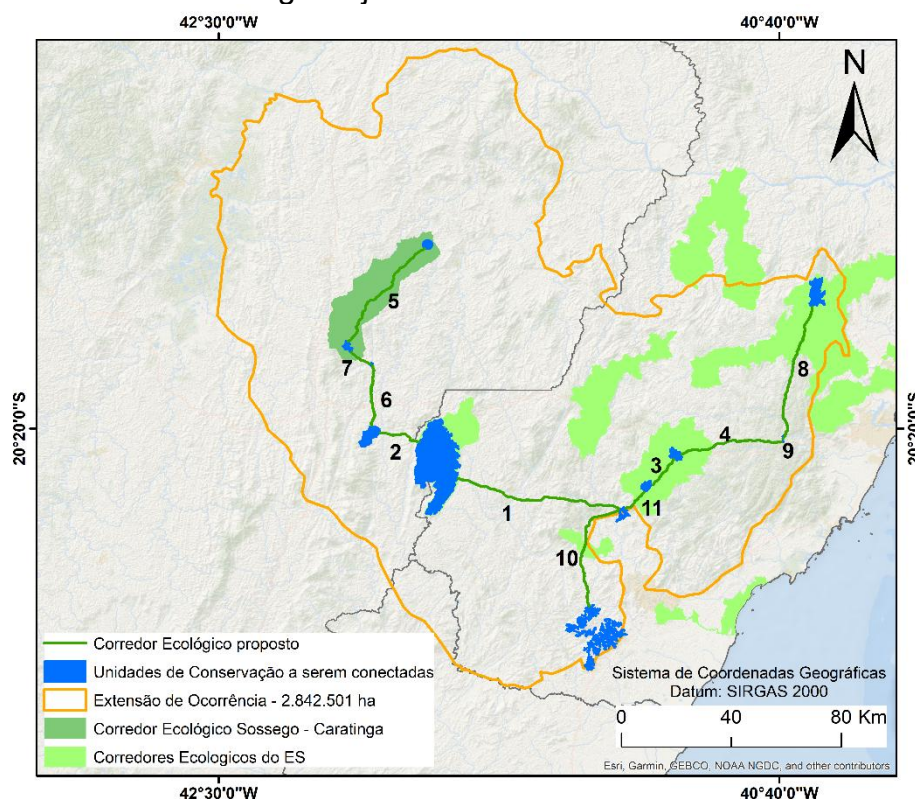
A UC mais ao norte da área de estudo selecionada para a delimitação dos CEs, foi a RPPN Feliciano Miguel Abdala. Acima desta UC, com exceção do Parque Estadual do Rio Doce a noroeste, não existe nenhuma outra UC de Proteção Integral. Além disso, como pode ser observado no mapa de remanescentes florestais (ver Figura 11), esta região é uma das com menor proporção de remanescentes florestais. Tudo isso corrobora o cenário do Mapa de Resistência desta região, no qual destaca-se a dificuldade de delimitação de corredores ecológicos nesta área caso existisse alguma área a ser conectada, como uma UC PI. Ainda, pode-se perceber no mapa de ocorrência de *Callithrix sp.* (ver Figura 10) a existência de uma ocorrência isolada de sagui-da-serra na região. Sendo assim, a vulnerabilidade ambiental da possível população de sagui-da-serra que ocorre na região é alta, uma vez que, o estado de MG foi o maior responsável pela perda de floresta madura entre os anos de 2010 e 2020 (Amaral *et al.*, 2025). Além disso, nesta região da área de estudo existe um histórico de invasão e hibridação de *Callithrix* (Silva *et al.*, 2018).

Algumas ocorrências do sagui-da-serra não foram contempladas para conexão pelos CEs, principalmente pelo fato de estarem isoladas em regiões sem presença de Unidades de Conservação de Proteção Integral ou RPPNs, como é o caso das ocorrências a nordeste e ao sul do PARNA Caparaó. Na região sul ainda existe uma UC de Uso Sustentável, a APA Municipal de Caiana. No entanto, APAs são a categoria de manejo menos restritiva para uso antrópico (Brasil, 2000), não garantindo a efetiva proteção das possíveis populações de sagui-da-serra ali existentes.

Já na região a nordeste do PARNA Caparaó existem quatro pontos de ocorrência de *C. flaviceps* isolados, sem nenhuma Unidade de Conservação por perto. Ainda, sabe-se que próximo destes pontos de ocorrência existe uma Política Pública de criação de um corredor ecológico visando a proteção de uma espécie de avifauna ameaçada, através da criação de Reservas nas propriedades rurais, o Corredor Ecológico da Saíra-Apunhalada (Espírito Santo, 2010). Dessa maneira, a ocorrência destes primatas próximos ao Corredor reforça a necessidade de conservação dessa região. Sendo assim, é indicada a criação de RPPNs na região próxima aos pontos de ocorrência de *C. flaviceps* (Lima; Franco, 2014), indo ao encontro da política pública de criação do Corredor da Saíra-Apunhalada.

Os corredores ecológicos propostos fazem intersecção com alguns corredores ecológicos já existentes na área de estudo. Em Minas Gerais têm-se o CE Sossego-Caratinga (Minas Gerais, 2014), já no estado do Espírito Santo existem seis CEs dentro da área de estudo, dos quais quatro fazem intersecção com os CEs propostos (Espírito Santo, 2010). Sendo assim, ao mesmo tempo que estes corredores já existentes confirmam a eficiência do CE proposto, este trabalho reforça a necessidade de conservação dos corredores já existentes. No mapa da figura 13 pode-se observar estas sobreposições.

Figura 13 – Corredores ecológicos já existentes na área de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os corredores ecológicos aqui propostos possuem 44,4% de sua área ocupada por floresta, estando de acordo com a proporção indicada por Arroyo-Rodríguez (2020) (maior ou igual a 40%) para manter a vida silvestre e oferecer serviços ecossistêmicos para os seres humanos. Nesse sentido, os CEs podem agregar na conservação do sagui-da-serra, principalmente no que tange o primeiro objetivo específico do PAN – PPMA, que seria: “Restaurar, manter e aumentar o habitat e sua conectividade em áreas importantes para a conservação dos táxons alvos do PAN”. Este objetivo específico possui como meta final aumentar em 5% a área de hábitat disponível (ICMBio/MMA, 2019b).

Os CEs delimitados abrangem 24.345 ha, porém nem toda essa área é passível de restauração, sendo necessário avaliar as classes de uso do solo presentes. As áreas naturais, referente às classes Água, Floresta e Natural não Florestal, ocupam 11.106 ha (45,6%) dos CEs. As áreas antropizadas ocupam o restante, com 13.230 ha, referentes a quase 55% dos CEs. Dessas áreas antropizadas, as classes Rodovias e Urbano são aquelas mais difíceis de serem restauradas, por possuírem maior infraestrutura, o que torna a restauração florestal inviável. Sendo assim, restam as classes de Pastagem, Silvicultura, Mosaico de Usos, Agricultura Perene e

Agricultura temporária como sendo aquelas passíveis de restauração florestal. Estas classes representam maior parte das áreas antropizadas, abrangendo quase 53% (12.875 ha) dos CEs.

Desses 12.875 ha passíveis de restauração, cerca de 2.805 ha estão inseridos dentro de RL ou APP. Então, pode-se dizer que os CEs propostos possuem 2.805 ha com obrigatoriedade de regularização ambiental, de acordo com o Código Florestal (Brasil, 2012), e outros 10.071 ha sem obrigatoriedade, porém passíveis de restauração. A restauração de toda a área passível significaria um aumento de quase 2% dos 785.467 ha da área florestal da extensão de ocorrência sagui-da-serra. Além da restauração, a delimitação desses CEs evidencia a importância de proteger as áreas naturais já presentes em seu interior, demonstrando serem áreas importantes para a conservação dos saguis-da-serra, uma vez que melhoram a conectividade de seus habitats e o fluxo gênico entre as diferentes populações.

De toda a área dos Corredores Ecológicos delimitados, menos de 2% é referente às classes Rodovias e Urbano, as quais representam um desafio claro para sua implementação. No entanto, existem outras dificuldades relacionadas à implementação desta ferramenta de conservação. Como já demonstrado, as atividades agropecuárias, principalmente a cafeicultura, constituem as principais atividades econômicas da região, demandando assim o uso da terra (CONAB, 2025). Além disso, dados da plataforma SICAR (2025) mostram que os CEs fazem intersecção com 1692 propriedades rurais, das quais 1565 são pequenas propriedades (Brasil, 1993). Dessa forma, fica claro a dificuldade de implementar esta ferramenta de conservação e conciliando todas as propriedades rurais presentes.

Além das dificuldades de implementação, os corredores ecológicos podem trazer novas ameaças para a conservação ambiental, como novos acessos a queimadas, caça ilegal, doenças trazidas por humanos e espécies invasoras de flora e fauna (Haddad *et al.*, 2014). Ademais, os CEs podem servir de habitat para saguis invasores, podendo levá-los para locais onde, sem os CEs, não haveria hibridação (Moraes e Melo, 2011). Uma das principais, se não a principal ameaça para a espécie, os saguis híbridos e invasores (Guimarães-Lopes *et al.*, 2023; Todesco *et al.*, 2016) estão disseminados por várias regiões da extensão de ocorrência do *C. flaviceps*.

Sendo assim, para uma futura implementação desses CEs, é essencial que haja o controle de espécies invasoras, especialmente dos saguis híbridos, através da esterilização desses indivíduos (Nunes, 2015; Queiroz *et al.*, 2017). Outro ponto

importante seria integrar a comunidade circundante no projeto, não apenas através da educação e conscientização ambiental, mas também, através de um desenvolvimento participativo, reforçando toda a cadeia produtiva da restauração florestal e gerando renda para a comunidade (Gonçalves, 2014).

Um exemplo de sucesso desse tipo de projeto é o Corredores de Vida, desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), onde, através da construção de um “Mapa dos sonhos”, alocou-se os passivos florestais das propriedades do entorno de tal forma que formassem os corredores ecológicos. Como resultado, espera-se a restauração florestal de 75.000 ha até 2041, através de uma proposta agroflorestal e utilizando mudas advindas de viveiros locais (IPÊ, 2023).

5 CONCLUSÃO

A implementação de um Corredor Ecológico é complexa, envolvendo múltiplos atores: poder público, proprietários de terras, organizações não governamentais e comunidade do entorno. No entanto, a escolha do local de implementação é o primeiro passo a ser feito.

Este trabalho teve como resultado a proposição de 11 corredores ecológicos, conectando 13 Unidades de Conservação. Esses CEs apresentaram 58,5 km de extensão, ocupando 24.345 ha da extensão de ocorrência do *C. flaviceps*. De toda sua área, 29,1% estão inseridos dentro de APP e RL e 44,4% dos CEs são ocupados por floresta. As áreas antropizadas representam 55%, das quais 12.875 ha são passíveis de restauração florestal. Caso toda essa área seja restaurada, ocorreria um aumento de 2% no total de hábitat do sagui-da-serra.

Entretanto, a implementação desses CEs é dificultada pela intensa presença de propriedades rurais e dependência da agropecuária na região, principalmente do plantio de café. Além disso, o manejo dos saguis invasores é extremamente importante para impedir que os corredores sirvam de hábitat para esses saguis e intensificam ainda mais a hibridação.

Os corredores delimitados coincidiram com regiões que já existem políticas públicas referentes a CEs. Então, este trabalho reforça ainda mais a importância de implementar essas políticas nessas regiões, assim como nas outras delimitadas.

O processo de restauração florestal e conexão da paisagem é demorado e custoso, ainda mais se tratando de vários corredores ecológicos numa grande paisagem envolvendo três estados brasileiros. No entanto, a conservação de *Callithrix flaviceps* é urgente, pois as populações remanescentes da espécie estão cada vez mais ameaçadas.

Então, trabalhos como este mostram possibilidades de ações e direcionamento para a conservação. Trabalhos futuros poderiam buscar maneiras de conciliar a restauração florestal, a partir dos corredores ecológicos, com o desenvolvimento socioeconômico da região, criando e fortalecendo a cadeia produtiva da restauração. Dessa forma, o aumento do habitat do sagui-da-serra poderia gerar transformação social, emprego e renda local, o que impulsionaria a conservação da espécie.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL, S. *et al.* Alarming patterns of mature forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **Nature Sustainability**, [s. l.], 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41893-025-01508-w>.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. *et al.* Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020.

BOMFIM, D. A. S.; MELO, C. M.; MADI, R. R. Wildlife roadkill hotspots on roads crossing Conservation Units in the State of Sergipe, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 84, p. e284807, 2024.

BRASIL. **Lei Federal nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993**. Dispõe sobre a regulamentação dos dispositivos constitucionais relativos à reforma agrária, previstos no Capítulo III, Título VII, da Constituição Federal. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l8629.htm. Acesso em: 18 jan. 2025.

BRASIL. **Lei Federal Nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, §1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm. Acesso em: 09 de fev de 2025.

BRASIL. **Lei Federal Nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispões sobre a proteção da vegetação nativa. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 20 Mar. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural – SICAR: dados geospaciais de Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais. Brasília: MMA, 2025. Disponível em: <https://consultapublica.car.gov.br/publico/estados/downloads>. Acesso em: 29, mai. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Brasília: MMA, 2017. ISBN: 978-85-7738-336-8.

CBD – Convention on Biological Diversity. **First draft of the post-2020 global biodiversity framework. 2021**. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/c/abb5/591f/2e46096d3f0330b08ce87a45/wg2020-03-03-en.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2025.

CHAVES, Ó. M. *et al.* Wildlife is imperiled in peri-urban landscapes: threats to arboreal mammals. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 821, p. 152883, 2022.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da Safra Brasileira: Café. **Safra 2025, 1º Levantamento. 2025**. Disponível em: file:///C:/Users/mathe/Downloads/BoletimZdeZSafraZcafZ-Zjaneiro_25_1.pdf. Acesso em: 23 fev. 2025.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 9, de 24 de outubro de 1996**. Define “corredores remanescentes” citado no artigo 7º do Decreto nº 750/93. Brasília, DF: Presidência da República, 1996. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0009-241096.PDF>. Acesso em: 30 mai. 2025.

CORRÊA, T. C. V. Abundance and population density of *Callithrix flaviceps* Thomas, 1903 (PRIMATES, CALLITRICHIDAE) in the Private Natural Heritage Reserve Fazenda Macedônia, Ipaba, MG and surroundings. 2023. Mestre em Biologia Animal - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2023. Disponível em: <https://locus.ufv.br//handle/123456789/31162>. Acesso em: 23 abr. 2024.

COSTA, L. *et al.* Conservação de mamíferos no Brasil. **Megadiversidade**, [s. l.], v. 1, p. 103–112, 2005.

CROUZEILLES, R. *et al.* There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 80–83, 2019.

CULOT, L. *et al.* ATLANTIC-PRIMATES: a dataset of communities and occurrences of primates in the Atlantic Forests of South America. **Ecology**, [s. l.], v. 100, n. 1, p. e02525, 2019.

DO VALE, C. A.; MENINI NETO, L.; PREZOTO, F. Distribution and invasive potential of the black-tufted marmoset *Callithrix penicillata* in the Brazilian territory. **Scientia Plena**, [s. l.], v. 16, n. 5, 2020. Disponível em: <https://www.scientiaplenu.org.br/sp/article/view/5135>. Acesso em: 24 fev. 2025.

DRIEZEN, K. *et al.* Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: A case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). **Ecological Modelling**, [s. l.], v. 209, n. 2–4, p. 314–322, 2007.

EDMUNDO, I. de S. B. Identificação de áreas favoráveis à implantação de corredores ecológicos com a utilização de Sistemas de Informações Geográfica - SIG e Processo Hierárquico Analítico - AHP: Estudo de caso APA Caparaó e Parque Nacional do Caparaó. 2013. 43 f. - Universidade Federal de Viçosa, [s. l.], 2013.

ESPÍRITO SANTO. **Decreto nº 2.529, de 2 de junho de 2010**. Institui Corredores Ecológicos Prioritários do Espírito Santo no âmbito do Corredor Central da Mata Atlântica. Disponível em: <https://leisestaduais.com.br/es/decreto-n-2529-2010-espírito-santo-institui-corredores-ecologicos-prioritarios-do-espírito-santo-no-ambito-do-corredor-central-da-mata-atlantica>. Acesso em: 20 jan. 2025.

ESRI. *ArcGIS Pro: version 3.3.0*. Redlands: Environmental Systems Research Institute, 2024. Software.

FERRARI, S. F.; MENDES, S. L. Buffy-headed marmosets 10 years on. **Oryx**, [s. l.], v. 25, n. 2, p. 105–109, 1991.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**

Período 2022-2023. São Paulo: [s. n.], 2024. Relatório Técnico. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/>. Acesso em: 8 set. 2024.

GONÇALVES, H. Pagamentos por serviços ambientais segundo a ótica da comunidade envolvida - o caso do projeto "Conservador das Águas", Extrema/MG. 2014. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Ecologia de Agroecossistemas, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014. doi:10.11606/D.91.2014.tde-14032014-103813. Acesso em: 29 mar. 2025.

GUIMARÃES-LOPES, V. *et al.* An endangered native species is being replaced by hybrids: the new normal for primate conservation in the Brazilian Atlantic Forest. [S. l.: s. n.], 2023. Disponível em: <https://www.researchsquare.com/article/rs-3702258/v1>. Acesso em: 27 ago. 2024.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, [s. l.], v. 1, n. 2, p. 1–10, 2015.

HADDAD, N. M. *et al.* Potential Negative Ecological Effects of Corridors. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 28, n. 5, p. 1178–1187, 2014.

HILÁRIO, R. R. *et al.* *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903). In: INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. (ORG.). **LIVRO VERMELHO DA FAUNA BRASILEIRA AMEAÇADA DE EXTINÇÃO: VOLUME II - MAMÍFEROS**. Brasília: ICMBio, 2018. p. 215–219.

ICMBIO/MMA. **Guia de Orientação para o Manejo de Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais**. Brasília, DF: [s. n.], 2019a. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cbc/images/stories/Publica%C3%A7%C3%B5es/EEI/Guia_de_Manejo_de_EEI_em_UC_v3.pdf. Acesso em: 03 jan. 2025.

ICMBIO/MMA. **Instrução normativa nº 21, de 18 de dezembro de 2018a**. Planos de Ação Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan/saiba-mais/documentos-e-downloads/01_-_in_icmbio_no_21_de_18_de_dez_de_2018_retificada-1.pdf. Acesso em: 18 jan. 2025.

ICMBIO/MMA. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-coleira (PAN PPMA)**. Brasília, DF: [s. n.], 2019b. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan/pan-primatas-ma-e-preguica-de-coleira>. Acesso em: 23 jan. 2025.

IPÊ-Instituto de Pesquisas Ecológicas; Biofílica Ambipar Environmental Investments. Projeto Agrupado ARR Corredores de Vida. Disponível em: https://www.biofílica.com.br/wp-content/uploads/2024/07/CCB_VCS_Descricao_Projeto_Agrupado-ARR-Corredores-Vida_pt.pdf?_gl=1*1absj6s*_gcl_au*MTk4OTU3MzM1OC4xNzQzNTEzNjEw*_ga*MTQ4MjY0NTc0My4xNzQzNTEzNjEw*_ga_5JTY3BL1J*MTc0MzUxMzYwOS4xLjEuMTc0MzUxMzY0MS4wLjAuMA. Acesso em: 25 mar. 2025.

IUCN. 2025. The IUCN Red List of Threatened Species: Digital Distribution Maps. Version 2025-1. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 15, junho, 2025.

JUNKER, J. *et al.* A Severe Lack of Evidence Limits Effective Conservation of the World's Primates. **BioScience**, [s. l.], v. 70, n. 9, p. 794–803, 2020.

LESSA, M. F. G. *et al.* EFICÁCIA DOS CORREDORES ECOLÓGICOS NA CONSERVAÇÃO FLORESTAL. **Revista Contemporânea**, [s. l.], v. 4, n. 3, p. e3633, 2024.

LIMA, P. C. A. D.; FRANCO, J. L. D. A. As RPPNs Como Estratégia Para a Conservação da Biodiversidade: O caso da Chapada dos Veadeiros. **Sociedade & Natureza**, [s. l.], v. 26, n. 1, p. 113–125, 2014.

LIRA, P. K. *et al.* Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 278, p. 80–89, 2012.

LIU, C. *et al.* Identifying wildlife corridors for the restoration of regional habitat connectivity: A multispecies approach and comparison of resistance surfaces. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 13, n. 11, p. 1–14, 2018.

LOUZADA FRANCIANE, L. R. de O. *et al.* Proposta de corredores ecológicos para interligação de parques estaduais utilizando geotecnologia, Espírito Santo (ES)-Brasil. **Revista Geografica Venezolana**, [s. l.], v. 53, n. 2, p. 239–254, 2012.

MALUKIEWICZ, J. *et al.* An Introduction to the *Callithrix* Genus and Overview of Recent Advances in Marmoset Research. **ILAR Journal**, [s. l.], v. 61, n. 2–3, p. 110–138, 2020.

MAPBIOMAS. Collection 8 of the Annual Land Cover and Land Use Maps of Brazil (1985-2022). MapBiomass Data, 2023a. Disponível em: <https://doi.org/10.58053/MapBiomass/VJLJCL>.

MELO, F. R. *et al.* 2021. *Callithrix flaviceps* (amended version of 2020 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T3571A191700879. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20211.RLTS.T3571A191700879.en>. Acesso em: 23, Abril, 2024.

MENDES, C. L. S; MELO, F.R. Situação atual do sagui-da-serra (*Callithrix flaviceps*) em fragmentos florestais da Zona da Mata de Minas Gerais. In: (BICCA-MARQUES, J.C. (Ed.). **A Primatologia no Brasil 10**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Primatologia, p.163-180, 2007.

MENDES, S. L. **Padrões biogeográficos e vocais em Callithrix do grupo jacchus (Primates, Callithrichidae)**. 1997. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual de Campinas, Campinas - SP, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.47749/T/UNICAMP.1997.122278>.

MINAS GERAIS. **Decreto nº 397, de 01 de agosto de 2014**. Cria o Corredor Ecológico Sossego-Caratinga nos Municípios de Caratinga, Simonésia, Manhuaçu, Ipanema, Santa Bárbara do Leste, Santa Rita de Minas e Piedade de Caratinga, e dá

outras providências. Disponível em: DECRETO COM NUMERAÇÃO ESPECIAL nº 397, de 01/08/2014 - Texto Original - Assembleia Legislativa de Minas Gerais. Acesso em: 19 jan. 2025.

MMA. **Painel Unidades de Conservação Brasileiras**. Outubro de 2024. Disponível em: <https://cnuc.mma.gov.br/powerbi>. Acesso em: 18 jan. 2025.

MMA. Portal de Dados Abertos: Unidades de Conservação, CNUC 2º Semestre, 2024. Disponível em: <https://dados.mma.gov.br/dataset/unidadesdeconservacao/resource/83498949-96ac-45b9-8be5-dcf9db4300eb>. Acesso em: 6 jan. 2025.

MMA. **PORTARIA MMA Nº 148, DE 7 DE JUNHO DE 2022 - PORTARIA MMA Nº 148, DE 7 DE JUNHO DE 2022**. 8 jun. 2022. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>. Acesso em: 10 maio 2024.

MORAES, Andreia Magro *et al.* Predicting the potential hybridization zones between native and invasive marmosets within Neotropical biodiversity hotspots. **Global Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 20, p. e00706, 2019.

MORAES, A. M.; MELO, F. R. de. Distribuição geográfica de *Callithrix aurita* e *Callithrix flaviceps* e avaliação espacial de sua zona de intergradação nos municípios de Espera Feliz, Caiana e Caparaó, MG. *In*: MELO, F. R. D.; MOURTHÉ, Í. (org.). **A Primatologia no Brasil**. Belo Horizonte, MG: Sociedade Brasileira de Primatologia, 2011. p. 231–255. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/323969343>.

NUNES, N. D. O sagui-da-serra-escuro (*Callithrix aurita*) e os saguis invasores no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ, Brasil: distribuição espacial e estratégias de conservação. 2015. 116 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Univerisdade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

OLIVEIRA, R. A. D. *et al.* Levantamento dos métodos de elaboração de corredores ecológicos utilizando SIG: uma revisão bibliográfica sistemática. **Novos Cadernos NAEA**, [s. l.], v. 26, n. 2, 2023. Disponível em: <https://periodicos.ufpa.br/index.php/ncn/article/view/12821>. Acesso em: 7 maio 2024.

OLIVEIRA-JUNIOR, N. D. D. *et al.* Prioritizing landscape connectivity of a tropical forest biodiversity hotspot in global change scenario. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 472, p. 118247, 2020.

ONU - Organização das Nações Unidas. **Assembleia Geral. Resolução 65/161 de 11 de março de 2011**. Convention on Biological Diversity. Disponível em: <https://docs.un.org/en/A/RES/65/161>. Acesso em: 26 mar. 2025.

ONU - Organização das Nações Unidas. **Assembleia Geral. Resolução 70/1 de 25 de setembro de 2015**. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Disponível em: <https://docs.un.org/en/A/RES/70/1>. Acesso em: 15 jan. 2025.

ONU - Organização das Nações Unidas. **Resolução 73/284**. Década das Nações Unidas da Restauração de Ecossistemas (2021-2030). 2019. Disponível em: <https://documents.un.org/doc/undoc/gen/n19/060/16/pdf/n1906016.pdf?token=TzrvNvFaUyxb9aXZqA&fe=true>.

PADILHA, R. *et al.* Proposição de modelo de corredores ecológicos com base no Sistema de Informações Geográficas na região de Suape, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 09, n. 01, p. 079–090, 2016.

PINTO, N.; KEITT, T. H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 24, n. 2, p. 253–266, 2009.

POSSAMAI, C. B. *et al.* Signs of population recovery of the buffy-headed marmoset *Callithrix flaviceps*. **Oryx**, [s. l.], v. 58, n. 3, p. 285–285, 2024.

QUEIROZ, F. F. de *et al.* STERILIZATION OF HYBRID MARMOSET (*Callithrix sp.*) FEMALES: AN EVALUATION OF TWO SURGICAL METHODS. **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**, [s. l.], v. 48, n. 4, p. 1095–1101, 2017.

ROSA, C. A. *et al.* NEOTROPICAL ALIEN MAMMALS: a data set of occurrence and abundance of alien mammals in the Neotropics. **Ecology**, [s. l.], v. 101, n. 11, p. e03115, 2020.

ROSA, M. R. *et al.* Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. eabc4547, 2021.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 234–281, 1977.

SALVIANO, I. R.; GARDON, F. R.; DOS SANTOS, R. F. Ecological corridors and landscape planning: a model to select priority areas for connectivity maintenance. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 36, n. 11, p. 3311–3328, 2021.

SANTOS, J. S. *et al.* Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 88, n. July 2017, p. 414–424, 2018.

SANTOS, A. R. dos *et al.* Fuzzy concept applied in determining potential forest fragments for deployment of a network of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 115, n. December 2019, p. 106423, 2020.

SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, [s. l.], v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010.

SCARANO, F. Brazilian Atlantic Forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, [s. l.], v. 24, 2015.

SICAR. Consulta pública. **Base de downloads**. 2025. Disponível em: <https://consultapublica.car.gov.br/publico/estados/downloads>. Acesso em: 15 fev. 2025

SILVA, F. *et al.* A survey of wild and introduced marmosets (*Callithrix*: Callitrichidae) in the Southern and Eastern Portions of the State of Minas Gerais, Brazil. **Primate Conservation**, v. 32, p. 83 - 100, 2018.

TODESCO, M. *et al.* Hybridization and extinction. **Evolutionary Applications**, [s. l.], v. 9, n. 7, p. 892–908, 2016.

USGS. *Shuttle Radar Topography Mission (SRTM): 1 Arc-Second Global*. Sioux Falls: U.S Geological Survey, 2014. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 08 mai. 2025.

VEIGA, J. E; EHLERS, E. Diversidade Biológica e Dinamismo Econômico no Meio Rural. *In*: **ECONOMIA DO MEIO AMBIENTE: TEORIA E PRÁTICA**. 2. ed. RJ: [s. n.], 2010. p. 289–308.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Uso e Cobertura do Solo para cada ano da série histórica avaliada.

Anos	Classes (%)								
	Pastagem	Floresta	Mosaico de Usos	Agricultura Perene	Silvicultura	Agricultura Temporária	Natural não Florestal	Urbano	Água
1985	48.92	28.28	16.43	4.29	0.10	0.285	1.22	0.20	0.28
1986	48.84	28.03	16.53	4.71	0.13	0.106	1.20	0.18	0.28
1987	49.59	27.86	16.10	4.64	0.13	0.029	1.18	0.18	0.29
1988	50.31	27.76	15.14	4.99	0.19	0.009	1.17	0.17	0.26
1989	51.03	27.58	14.48	5.10	0.20	0.003	1.16	0.18	0.26
1990	51.33	27.34	14.40	5.12	0.21	0.002	1.16	0.19	0.26
1991	51.93	27.35	13.88	4.96	0.24	0.001	1.15	0.19	0.29
1992	51.86	27.39	13.94	4.94	0.25	0.001	1.15	0.19	0.28
1993	51.11	27.24	14.78	4.96	0.28	0.001	1.14	0.20	0.28
1994	49.79	27.18	16.01	5.02	0.31	0.001	1.14	0.21	0.34
1995	48.87	27.34	16.62	5.21	0.33	0.001	1.14	0.22	0.28
1996	48.29	27.44	16.88	5.39	0.35	0.001	1.14	0.24	0.27
1997	48.08	27.49	16.79	5.60	0.36	0.001	1.14	0.26	0.28
1998	48.33	27.38	16.51	5.71	0.36	0.001	1.15	0.27	0.28
1999	48.41	27.30	16.24	5.96	0.35	0.001	1.17	0.29	0.29
2000	47.99	26.87	16.63	6.41	0.36	0.002	1.17	0.31	0.26
2001	47.82	26.73	16.82	6.50	0.37	0.003	1.17	0.32	0.25
2002	47.84	26.51	17.07	6.44	0.38	0.004	1.17	0.33	0.25
2003	47.74	26.16	17.64	6.27	0.42	0.005	1.15	0.34	0.27
2004	47.20	26.03	18.01	6.48	0.51	0.007	1.16	0.35	0.26
2005	46.82	26.12	18.20	6.52	0.55	0.007	1.15	0.36	0.28
2006	45.64	26.35	18.94	6.62	0.65	0.006	1.15	0.37	0.26
2007	44.50	26.39	19.79	6.78	0.74	0.005	1.16	0.38	0.27
2008	43.93	26.56	19.99	6.84	0.86	0.005	1.16	0.38	0.27
2009	43.59	26.85	19.75	6.92	1.07	0.003	1.16	0.39	0.27

2010	43.09	26.93	20.00	6.97	1.17	0.003	1.16	0.39	0.28
2011	42.80	26.88	20.10	7.10	1.26	0.004	1.16	0.41	0.29
2012	42.41	26.95	20.09	7.36	1.31	0.008	1.16	0.43	0.29
2013	41.78	27.00	20.34	7.66	1.33	0.011	1.16	0.45	0.27
2014	41.24	27.00	20.36	8.13	1.36	0.025	1.16	0.46	0.26
2015	41.04	27.15	20.05	8.52	1.31	0.028	1.17	0.47	0.25
2016	40.93	27.34	19.85	8.63	1.33	0.030	1.17	0.48	0.24
2017	40.85	27.50	19.61	8.75	1.34	0.027	1.17	0.49	0.25
2018	40.72	27.58	19.56	8.79	1.38	0.021	1.17	0.52	0.26
2019	40.70	27.56	19.42	8.92	1.42	0.019	1.17	0.53	0.26
2020	40.67	27.56	19.25	9.07	1.44	0.016	1.18	0.54	0.28
2021	40.45	27.65	19.09	9.30	1.46	0.026	1.19	0.54	0.29
2022	40.25	27.63	18.89	9.34	1.51	0.265	1.24	0.58	0.29

Fonte: Elaborado pelo autor.

APÊNDICE B – Matriz Hierárquica Analítica do Mapa de Resistência.

	Declividades	Silvicultura e Agricultura Perene	Híbridos	Fogo	Desmatamento	Centros urbanos	Rodovias	Dist. Fragmentos	APP e RL	UC	Uso do solo
Declividades	1	1/2	1/3	1/4	1/5	1/6	1/7	1/8	1/9	0	0
Silvicultura e Agricultura Perene	2	1	1/2	1/3	1/4	1/5	1/6	1/7	1/8	1/9	0
Híbridos	3	2	1	1/2	1/3	1/4	1/5	1/6	1/7	1/8	1/9
Fogo	4	3	2	1	1/2	1/3	1/4	1/5	1/6	1/7	1/8
Desmatamento	5	4	3	2	1	1/2	1/3	1/4	1/5	1/6	1/7
Centros urbanos	6	5	4	3	2	1	1/2	1/3	1/4	1/5	1/6
Rodovias	7	6	5	4	3	2	1	1/2	1/3	1/4	1/5
Distância Fragmentos	8	7	6	5	4	3	2	1	1/2	1/3	1/4
APP e RL	9	8	7	6	5	4	3	2	1	1/2	1/3
UC	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	1/2
Uso do solo	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Fonte: Elaborada pelo autor.

APÊNDICE C – Unidades de Conservação presentes na extensão de ocorrência do *Callithrix flaviceps*.

Unidades de Conservação	Estado	Grupo	Área total (ha)	Área (ha) dentro da extensão de ocorrência
Área de Proteção Ambiental Municipal Alto da Conceição	MG	US	4213.75	4092.14
Área de Proteção Ambiental Municipal Árvore Bonita	MG	US	9386.72	9325.2
Área de Proteção Ambiental Municipal Bom Jesus do Galho	MG	US	30015.11	29605.29
Área de Proteção Ambiental Municipal Caparaó	MG	US	5292.71	5292.71
Área de Proteção Ambiental Municipal Corrego Novo	MG	US	11765.7	7643.16
Área de Proteção Ambiental Municipal de Alto Jequitiba	MG	US	4897.83	4897.83
Área de Proteção Ambiental Municipal de Caiana	MG	US	4958.82	4958.82
Área de Proteção Ambiental Municipal de Manhumirim	MG	US	2882.01	2882.01
Área de Proteção Ambiental Municipal de Martins Soares	MG	US	5847.01	5847.01
Área de Proteção Ambiental Municipal Dionísio	MG	US	22256.78	121.24
Área de Proteção Ambiental Municipal Lagoa Silvana	MG	US	7115.09	7088.3
Área de Proteção Ambiental Municipal Pedra Itauna	MG	US	486.71	486.71
Área de Proteção Ambiental Municipal Pingo D'Água	MG	US	4013.85	3987.02
Área de Proteção Ambiental Municipal Santana do Paraíso	MG	US	24019.41	76.71
Área de Proteção Ambiental Municipal Seritinga	MG	US	158.68	158.68
Área de Proteção Ambiental Alto Taboão	MG	US	7805.74	7805.74
Área de Proteção Ambiental Cachoeira de Santa Rosa	RJ/ES	US	17.01	0.51
Área de Proteção Ambiental Corredeiras	MG	US	12230.17	12230.17
Área de Proteção Ambiental da Cachoeira da Fumaça	RJ	US	24.59	24.59
Área de Proteção Ambiental do Pico do Goiapaba-Açu	ES	US	3523.87	1757.64
Área de Proteção Ambiental Goiapaba-Açu	ES	US	3523.86	1755.42
Área de Proteção Ambiental Municipal da Seritinga	MG	US	179.55	179.55
Área de Proteção Ambiental Serra da Vargem Alegre	MG	US	9961.17	9961.17
Estação Ecológica Municipal Ipanema	ES	PI	89.01	89.01
Floresta Nacional de Pacotuba	ES	US	449.44	440.71

Monumento Natural Municipal Pedra dos Três Pontões	ES	PI	329.18	329.18
Monumento Natural da Serra da Ventania e Bandeira	RJ	PI	1151.35	298.99
Monumento Natural do Itabira	ES	PI	450.04	450.04
Monumento Natural Estadual Serra das Torres	ES	PI	10452.97	10176.02
Monumento Natural o Frade e a Freira	ES	PI	854.08	839.39
Parque Estadual da Cachoeira da Fumaça	ES	PI	162.35	162.35
Parque Estadual de Mata das Flores	ES	PI	829.48	295.13
Parque Estadual de Pedra Azul	ES	PI	1356.72	1356.72
Parque Estadual do Forno Grande	ES	PI	912.8	912.8
Parque Estadual do Rio Doce	MG	PI	35946.55	509.13
Parque Municipal Caratinga	MG	PI	443.59	443.59
Parque Municipal Natural Sagui-da-Serra	MG	PI	434.77	434.77
Parque Nacional de Caparaó	ES, MG	PI	31763.05	31763.05
Parque Natural Municipal Berra Onça	ES	PI	106.21	106.21
Parque Natural Municipal Cachoeira do Caiado	ES	PI	1.11	1.11
Parque Natural Municipal da Divisa	ES	PI	17.14	17.14
Parque Natural Municipal de Domingos Martins	ES	PI	56.41	56.41
Parque Natural Municipal Fazenda Santa Maria	ES	PI	39.9	39.9
Parque Natural Municipal Goiapaba-Açu	ES	PI	96.01	33.94
Parque Natural Municipal Sabiá-Laranajeira de Rosal	RJ	PI	93.94	93.94
Refúgio da Vida Silvestre Prefeito Jorge Assis de Oliveira	RJ	PI	68.54	2.85
Reserva Biológica Augusto Ruschi	ES	PI	3562.28	3562.28
Reserva Particular do Patrimônio Natural Vo Lili	RJ	US	8.74	8.74
Reserva Particular do Patrimônio Natural Uruçu Capixaba	ES	US	4	4
Reserva Particular do Patrimônio Natural Águia Branca	ES	US	1697.59	1697.59
Reserva Particular do Patrimônio Natural Alimercino Gomes Carvalho	ES	US	6.01	6.01
Reserva Particular do Patrimônio Natural Alto Da Serra	ES	US	10.2	10.2
Reserva Particular do Patrimônio Natural Alto Gururu	ES	US	4.64	4.64
Reserva Particular do Patrimônio Natural Barro Branco	ES	US	76.17	76.17
Reserva Particular do Patrimônio Natural Bei Cantoni	ES	US	4.1	4.1

Reserva Particular do Patrimônio Natural Bento Meloni De Souza	RJ	US	4.85	4.85
Reserva Particular do Patrimônio Natural Boa Fé	ES	US	14.18	14.18
Reserva Particular do Patrimônio Natural Boa Vista	RJ	US	49.86	49.86
Reserva Particular do Patrimônio Natural Bosque Dos Samambaiacus - Resgate V	MG	US	25.18	25.18
Reserva Particular do Patrimônio Natural Bugio E Companhia	ES	US	6.52	6.52
Reserva Particular do Patrimônio Natural Cachoeira Alta	ES	US	9.85	9.85
Reserva Particular do Patrimônio Natural Cachoeira Da Fumaca	ES	US	45.22	45.22
Reserva Particular do Patrimônio Natural Córrego Floresta	ES	US	23.88	23.88
Reserva Particular do Patrimônio Natural das Orquídeas	RJ	US	5.72	5.72
Reserva Particular do Patrimônio Natural Debora	ES	US	120.11	120.11
Reserva Particular do Patrimônio Natural do Bom Fim	MG	US	2.71	2.71
Reserva Particular do Patrimônio Natural Dois Irmãos	ES	US	2.15	2.15
Reserva Particular do Patrimônio Natural Dom Pedro	ES	US	3.33	3.33
Reserva Particular do Patrimônio Natural Douglas Vieira Soares	RJ	US	17.59	17.59
Reserva Particular do Patrimônio Natural Dr. Carlos De Oliveira Ramos	RJ	US	25.31	25.31
Reserva Particular do Patrimônio Natural Dutra Pimenta	ES	US	13.9	13.9
Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Boa Ventura I	RJ	US	7.24	7.24
Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Boa Ventura II	RJ	US	9.63	9.63
Reserva Particular do Patrimônio Natural Feliciano Miguel Abdala	MG	US	950.13	950.13
Reserva Particular do Patrimônio Natural Floresta I	RJ	US	2.71	2.71
Reserva Particular do Patrimônio Natural Florindo Vidas	ES	US	1.14	1.14
Reserva Particular do Patrimônio Natural Freisleben	ES	US	8.34	8.34
Reserva Particular do Patrimônio Natural Frilson Matheus Vieira	RJ	US	14.95	14.95
Reserva Particular do Patrimônio Natural Jesuino Veloso	RJ	US	27.26	27.26
Reserva Particular do Patrimônio Natural Jorge Fernandes Da Silva	RJ	US	8.64	8.64
Reserva Particular do Patrimônio Natural Klem	MG	US	139.02	139.02
Reserva Particular do Patrimônio Natural Koehler	ES	US	4.21	4.21
Reserva Particular do Patrimônio Natural Linda Sofia	ES	US	3.77	3.77
Reserva Particular do Patrimônio Natural Macaco Barbado	ES	US	2.93	2.93
Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata Da Serra	ES	US	14.54	14.54

Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata Dos Jacus - Resgate VI	MG	US	21.02	21.02
Reserva Particular do Patrimônio Natural Meu Cantinho	ES	US	2.73	2.73
Reserva Particular do Patrimônio Natural Oiutrem	ES	US	59.41	59.41
Reserva Particular do Patrimônio Natural Olho D'Água	ES	US	15.53	15.53
Reserva Particular do Patrimônio Natural Olívio Daleprane	ES	US	3.85	3.85
Reserva Particular do Patrimônio Natural Palmares	ES	US	17	17
Reserva Particular do Patrimônio Natural Palmital	RJ	US	27.06	27.06
Reserva Particular do Patrimônio Natural Passos	ES	US	8.16	8.16
Reserva Particular do Patrimônio Natural Pau a Pique	ES	US	30.5	30.5
Reserva Particular do Patrimônio Natural Pedra Da Lajinha	ES	US	52.31	52.31
Reserva Particular do Patrimônio Natural Pedra Das Flores	ES	US	1.63	1.63
Reserva Particular do Patrimônio Natural Pelegrini	RJ	US	3.81	3.81
Reserva Particular do Patrimônio Natural Pontões Bergezel	ES	US	2.91	2.91
Reserva Particular do Patrimônio Natural Rancho Chapadão	ES	US	28.62	28.62
Reserva Particular do Patrimônio Natural Rancho Chapadão II	ES	US	21.54	21.54
Reserva Particular do Patrimônio Natural Reluz	ES	US	2.25	2.25
Reserva Particular do Patrimônio Natural Remy Luiz Alves	ES	US	3.41	3.41
Reserva Particular do Patrimônio Natural Ribeira e Soledade	RJ	US	6.3	6.3
Reserva Particular do Patrimônio Natural Rio Fundo	ES	US	15.91	15.91
Reserva Particular do Patrimônio Natural Simone	ES	US	20.6	20.6
Reserva Particular do Patrimônio Natural Sítio Palmeiras	RJ	US	2.93	2.93
Reserva Particular do Patrimônio Natural Toca da Onça	ES	US	206.69	206.69
Reserva Particular do Patrimônio Natural Três Pontões	ES	US	11.28	11.28
Reserva Particular do Patrimônio Natural Vale das Águas	ES	US	4.92	4.92
Reserva Particular do Patrimônio Natural Vale das Arapongas - Resgate II	MG	US	38.82	38.82
Reserva Particular do Patrimônio Natural Vale do Sol	ES	US	70.07	70.07
Reserva Particular do Patrimônio Natural Velho Moinho	RJ	US	4.54	4.54
Reserva Particular do Patrimônio Natural Vovó Dindinha	ES	US	14.55	14.55
Reserva Particular do Patrimônio Natural Vovó Maninha	RJ	US	58.99	58.99
Reserva Particular do Patrimônio Natural Xodó	RJ	US	6.94	6.94

Reserva Particular do Patrimônio Natural Águas do Caparaó	ES	US	0.86	0.86
Reserva Particular do Patrimônio Natural Beija Flor	ES	US	33.35	33.35
Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Biológica Da Mata Do Sossego	MG	US	132.72	132.72
Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Biológica Da Mata Do Sossego	MG	US	391.71	391.71
Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Macedônia	MG	US	555.82	555.82
Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda São Lourenco/Matinha	MG	US	11.02	11.02
Reserva Particular do Patrimônio Natural Lagoa Silvana	MG	US	255.6	255.6
Reserva Particular do Patrimônio Natural Linda Laís	ES	US	3.48	3.48
Reserva Particular do Patrimônio Natural Moreti & Pinheiro	ES	US	11.42	11.42
Reserva Particular do Patrimônio Natural Professor Luiz Mill	ES	US	59.21	59.21
Reserva Particular do Patrimônio Natural Resgate I	MG	US	92.63	92.63
Reserva Particular do Patrimônio Natural São Paulo	MG	US	5.19	5.19
Reserva Particular do Patrimônio Natural São Vicente	MG	US	1.78	1.78
Reserva Particular do Patrimônio Natural Sítio São Domingos/Agartha	MG	US	71.17	71.17
Reserva Particular do Patrimônio Natural Sossego Do Muriqui	MG	US	338.98	338.98

Fonte: Elaborado pelo autor.

APÊNDICE D – Quadro resumo das variáveis e fatores utilizados para elaboração do mapa de resistência.

Variável	Tratamento	Fatores
Uso e cobertura do solo	Categórico	Valorado por classes
Declividade	Categórico	Valorado por classes
Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal	Categórico	Resistência 1 no interior. Resistência 100 do lado de fora
Unidades de Conservação	Distância crescente	Resistência 1 dentro e até 3000 m (Zona de Amortecimento), aumentando até 100 na distância máxima
Fragmentos Florestais	Distância crescente	Resistência 1 dentro, aumentando até 100 na distância máxima
Rodovias	Distância decrescente	Resistência 100 dentro, diminuindo até 1 na distância máxima
Centros Urbanos	Distância decrescente	Resistência 100 dentro, diminuindo até 1 na distância máxima
Ocorrências de desmatamento	Distância decrescente	Resistência 100 dentro, diminuindo até 1 na distância máxima
Ocorrências de fogo	Distância decrescente	Resistência 100 dentro, diminuindo até 1 na distância máxima
Presença de saguis híbridos ou invasores	Distância decrescente	Resistência 100 nos pontos de ocorrência, diminuindo até 1 na distância máxima
Presença de Silvicultura e/ou Agricultura Perene	Distância decrescente	Resistência 100 dentro, diminuindo até 1 na distância máxima

Fonte: Elaborado pelo autor.