

LETÍCIA CAROLINA ARCANJO DE SOUZA

**ANÁLISE DE DENSIDADE E VIABILIDADE POPULACIONAL DE DUAS
ESPÉCIES DE PRIMATAS DA FAMÍLIA ATELIDAE (*Brachyteles hypoxanthus* E
Alouatta guariba clamitans) NO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE, MINAS
GERAIS, BRASIL**

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

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2022**

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

T

S729a

2023

Souza, Letícia Carolina Arcanjo de, 1995-

Análise de densidade e viabilidade populacional de duas

espécies de primatas da família Atelidae (*Brachyteles hypoxanthus* e *Alouatta guariba clamitans*) no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil / Letícia Carolina Arcanjo de Souza. – Viçosa, MG, 2023.

1 dissertação eletrônica (44 f.): il. (algumas color.).

Inclui anexo.

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Biologia Animal, 2023.

Referências bibliográficas: f. 36-41.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2023.148>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Primatas - Conservação - Doce, Rio, Vale (MG e ES). 2. Primatas - Habitat. 3. Densidade demográfica. I. Melo, Fabiano Rodrigues de, 1973-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Biologia Animal. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. III. Título.

CDD 22. ed. 599.855


LETÍCIA CAROLINA ARCANJO DE SOUZA

**ANÁLISE DE DENSIDADE E VIABILIDADE POPULACIONAL DE DUAS
ESPÉCIES DE PRIMATAS DA FAMÍLIA ATELIDAE (*Brachyteles hypoxanthus* E
Alouatta guariba clamitans) NO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE, MINAS
GERAIS, BRASIL**


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

APROVADA: 15 de dezembro de 2022.

Assentimento:

Documento assinado digitalmente
 LETÍCIA CAROLINA ARCANJO DE SOUZA
Data: 09/05/2023 15:30:23-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Letícia Carolina Arcanjo de Souza
Autora

Documento assinado digitalmente
 FABIANO RODRIGUES DE MELO
Data: 08/05/2023 15:15:41-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Fabiano Rodrigues de Melo
Orientador

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Fabiano Rodrigues de Melo, pela disponibilidade em aceitar uma “forasteira” como sua orientanda e me apoiar durante todo o mestrado, mesmo considerando as circunstâncias; por ser um exemplo de cientista, pesquisador e professor que levarei por toda a vida.

Ao Orlando Vital, por ter aberto as portas da sua república para me receber na minha primeira visita à Viçosa, ajudando sempre que precisei, com muita paciência e disponibilidade.

Ao Fernando Lima, cujo suporte e apoio na reta final fizeram toda a diferença, não só na estruturação deste trabalho, mas nas minhas crenças e concepções sobre o mestrado e a carreira acadêmica.

À Isabela Viotto, que nunca havia me visto na vida e se disponibilizou a gastar várias horas me ensinando a usar o Distance.

À Laiena Luz, cuja amizade e companheirismo ajudaram a alegrar meus dias em Viçosa; e a todos os outros colegas do CCSS/UFV, que me receberam e apoiaram de alguma forma (ainda que por pouco tempo), Bella, Samuel, Sarisha, Natan, Fernanda, Priscila, Rodolfo e todos os demais.

À banca, pela disponibilidade em aceitar o convite.

À Amanda Doimo, por todos os conselhos e puxões de orelha.

À minha mãe, dona Neusa, por todo o amor, cuidado, educação e suporte que recebi nesses 27 anos de vida. À memória do meu tio José Carlos que, mesmo partindo tão cedo, plantou no meu coração a sementinha da curiosidade e do amor pelo conhecimento.

À minha filha Helena, que devolveu o sentido à minha vida.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar a pós-graduação.

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

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

*There is a pleasure in the pathless woods,
There is a rapture on the lonely shore,
There is society where none intrudes,
By the deep sea, and music in its roar:
I love not man the less, but Nature more.*

(Lord Byron)

RESUMO

SOUZA, Letícia Carolina Arcanjo de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2022. **Análise de densidade e viabilidade populacional de duas espécies de primatas da família Atelidae (*Brachyteles hypoxanthus* e *Alouatta guariba clamitans*) no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil**
Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo.

A mata atlântica é um hotspot de biodiversidade brasileiro com alto grau de endemismo de espécies. Dentre elas, destacam-se os primatas, com 24 espécies presentes no bioma. *Brachyteles hypoxanthus* e *Alouatta guariba clamitans* são duas espécies de primatas neotropicais da família Atelidae, encontradas na Mata Atlântica e ameaçadas de extinção por motivos como ação antrópica e fragmentação do habitat. Visando obter mais informações sobre o estado de conservação dessas espécies, bem como fornecer possíveis bases para a construção de planos de manejo, o objetivo deste trabalho foi estimar a viabilidade das populações de *B. hypoxanthus* e *A. g. clamitans* no Parque Nacional do Rio Doce (PERD). Para isso, utilizamos dados demográficos fornecidos pela PROBIO, retirados de um subprojeto para Conservação e Manejo do Muriqui em Minas Gerais, coletados no PERD entre 2004 e 2005 através da metodologia de Senso de Varredura (*Sweep Sensus*). Esses dados foram utilizados como base para calcular a densidade e número total de indivíduos das populações do PERD, através do software Distance; posteriormente, os dados resultantes foram inseridos no programa Vórtex, onde 7 cenários diferentes foram modelados para cada grupo, cada um com três ou quatro subvariáveis, estimando assim sua viabilidade a médio e longo prazo (500 interações em um período de 100 anos). Como resultado para *B. hypoxanthus*, foi estimado um N total de 314 animais no parque, com média de 54 indivíduos por grupo e densidade populacional de 0,88 ind./km², o que indica que essa população é uma das maiores conhecidas atualmente para a espécie. O valor de ESW (largura efetiva da trilha) foi de 22,6 metros. Na análise de viabilidade populacional, dentre os 22 cenários totais avaliados, apenas quatro apresentaram decaimento das populações ao longo de 100 anos, com 2 chegando à extinção local (PE=1). Nos demais cenários, as populações continuaram crescendo até atingirem a capacidade de suporte estimada para o habitat (K = 129,4), o que indica que são viáveis a longo prazo. Já para *A. g. clamitans*, estimou-se um total de 52 animais no parque, com média de 15 indivíduos

por grupo e densidade populacional de 0.14 ind./km². O valor de ESW (largura efetiva da trilha) foi de 43,6 metros. Diferente de *B. hypoxanthus*, a grande maioria dos cenários avaliados para *A. g. clamitans* resultaram na extinção dos grupos entre os próximos 50 a 100 anos. Não houve crescimento populacional ($r > 0$) em nenhum dos cenários avaliados para a espécie.

Palavras-chave: Conservação. Primatas neotropicais. Densidade populacional. Análise de viabilidade populacional.

ABSTRACT

SOUZA, Letícia Carolina Arcanjo de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, December 2022. **Density and population viability analysis of two threatened primate species of the Atelidae family (*Brachyteles hypoxanthus* and *Alouatta guariba clamitans*) in Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil.** Adviser: Fabiano Rodrigues de Melo.

The Atlantic Forest is a Brazilian biodiversity hotspot with a high degree of species endemism. Among them, primates stand out, with 24 species present in the biome. *Brachyteles hypoxanthus* and *Alouatta guariba clamitans* are two species of the Atelidae family neotropical primates found in the Atlantic Forest and endangered for reasons such as anthropic action and habitat fragmentation. Aiming to obtain more information about the conservation status of these species, as well as to provide possible bases for the construction of management plans, the objective of this work was to estimate the viability of *B. hypoxanthus* and *A. g. clamitans* populations in the Rio Doce National Park (PERD). For this, we used demographic data provided by PROBIO, taken from a subproject for the Conservation and Management of Muriqui in Minas Gerais, collected at PERD between 2004 and 2005 using the Sweep Sensus methodology. These data were used as a basis to calculate the density and total number of individuals in PERD populations, using Distance software; subsequently, the resulting data were entered into the Vortex program, where 7 different scenarios were modeled for each group, each with three or four subvariables, thus estimating their viability in the medium and long term (500 interactions over a period of 100 years). The result for *B. hypoxanthus* was an N of 314 animals estimated in the park, with an average of 54 individuals per group and a population density of 0.88 ind./km², which indicates that this population is one of the largest currently known for the species. The ESW value (effective trail width) was 22.6 meters. In the population viability analysis, among the 22 total scenarios evaluated, only four showed population decay over 100 years, with 2 reaching local extinction (PE=1). In the other scenarios, populations continued to grow until reaching the estimated carrying capacity for the habitat (K = 129.4), which indicates that they are viable in the long term. As for *A. g. clamitans*, a total of 52 animals were estimated in the park, with an average of 15 individuals per group and a population density of 0.14 ind./km². The ESW value (effective trail width) was 43.6 meters.

Unlike *B. hypoxanthus*, the vast majority of scenarios evaluated for *A. g. clamitans* resulted in the extinction of the groups within the next 50 to 100 years. There was no population growth ($r > 0$) in any of the evaluated scenarios for the species.

Keywords: Conservation. Neotropical Primates. Populational Density. Population Viability Analysis.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	METODOLOGIA	14
2.1	Área de estudo	14
2.2.	Coleta e análise de dados	16
3	RESULTADOS	22
3.1	Densidade populacional	22
3.1.1	<i>Brachytelles hypoxanthus</i>	22
3.1.2	<i>Alouatta guariba clamitans</i>	22
3.2	Análise de Viabilidade Populacional	23
3.2.1	<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	23
3.2.2	<i>Alouatta guariba clamitans</i>	29
4	DISCUSSÃO	34
5	REFERÊNCIAS	36
6	ANEXO	42

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é composta por formações florestais nativas (Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; e Floresta Estacional Decidual), e ecossistemas associados (manguezais, vegetação de restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encraves florestais do Nordeste) (IBGE, 2020).

É um grande *hotspot* de biodiversidade, sendo um dos ecossistemas mais biodiversos do mundo, com um alto grau de endemismo de espécies (PINTO et al., 2018). Originalmente, se estendia por 1.315.460 km², 17 estados e por grande parte do litoral brasileiro. Sendo uma floresta tropical, ela provê diversos serviços ecossistêmicos para seus moradores, como alimentos, combustíveis, plantas medicinais, água doce, madeira, etc. (ALARCON; FANTINI; SALVADOR, 2016).

Contudo, o desmatamento e demais agressões antrópicas constituem, historicamente, um grande problema para o bioma e sua biodiversidade. Atualmente, restam apenas cerca de 13% da sua cobertura original, dividida entre remanescentes espalhados pelo território (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2018). Essa fragmentação é bastante prejudicial à fauna e flora; e diversas espécies estão atualmente ameaçadas de extinção devido, em grande parte, à perda e fragmentação do habitat (PINTO et al., 2006).

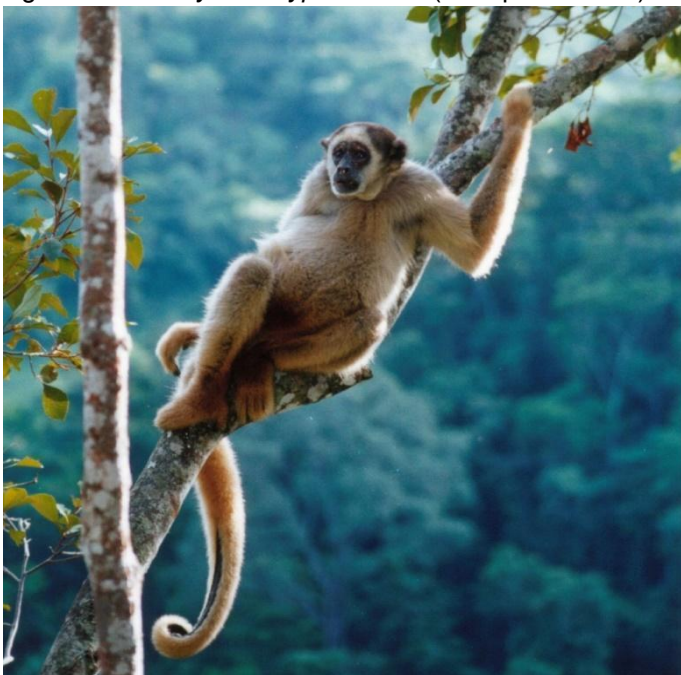
Dentre a fauna existente na Mata Atlântica, destacam-se os primatas; o bioma comporta 24 espécies desta ordem, treze das quais encontram-se ameaçados em algum grau; entre elas estão o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), o bugio-marrom, (*Alouatta guariba guariba*), o sauá (*Callicebus personatus*), o sagui-da-serra escuro (*Callithrix aurita*), entre outras (ICMBIO, 2019). A fragmentação do bioma é especialmente perigosa para os primatas, pois suas populações acabam divididas em pequenos fragmentos que não possuem capacidade de carga – a capacidade que o ambiente possui para sustentar uma população por tempo indefinido, de acordo com a disponibilidade de recursos que ele fornece, como água, alimento, abrigo, etc. – para sustentá-las no longo prazo. Dessa forma, elas ficam sujeitas a declinar progressivamente, podendo chegar à extinção local (MARSH, 2003; NOGUEIRA; FERRAZ; MELO, 2009).

O grande número de espécies de primatas ameaçados na região motivou a criação do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-coleira (ICMBIO, 2019), um programa que tem como objetivo reduzir o declínio das populações de primatas do bioma e aumentar seu habitat, dentro de um prazo de cinco anos. Dentre os diversos parques e Unidades de Conservação assistidos pelo plano, destaca-se o Parque Estadual do Rio Doce (PERD) uma Unidade de Conservação (UC) com o maior remanescente contínuo de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais (IEF-MG), e local de realização deste estudo.

Das 24 espécies de primatas encontradas na Mata Atlântica, sete ocorrem no PERD: *Callithrix aurita* (sagui-da-serra-escuro), *Brachyteles hypoxanthus* (muriqui-do-norte), *Alouatta guariba clamitans* (bugio-marrom), *Sapajus nigritus* (macaco-prego), *Callicebus nigrifrons* (guigó), *Callithrix geoffroyi* (sagui-da-cara-branca) e *Callithrix penicillata* (mico-estrela). Destas, duas estão ameaçadas de extinção, ambas da família Atelidae: *Brachyteles hypoxanthus* (FERRAZ et al., 2019) e *Alouatta guariba clamitans* (MENDES et al., 2008).

O muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) (Figura 1), é um primata endêmico da Mata Atlântica, antes considerado uma subespécie do gênero *Brachyteles*, mas hoje reconhecido como uma espécie plena (RYLANDS et al, 2000). Pesa de 8,4 a 9,6 kg (LEMOS DE SÁ; LANDER, 1993), porém o macho tende a ser um pouco maior: possui cerca de 1330 mm, enquanto a fêmea chega a 1290 (TALEBI et al, 2011). Reproduz uma vez por ano, tendo de um a dois filhotes (GUEDES et al, 2008). Os grupos podem ser formados por dezenas de indivíduos (STRIER; IVES, 2012).

Figura 1 – *Brachyteles hypoxanthus* (muriqui-do-norte)



Fonte: POSSAMAI, C.

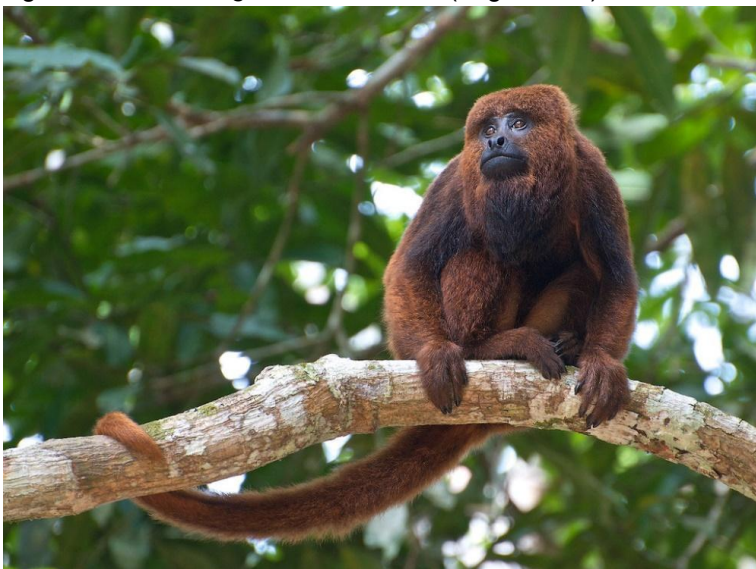
Devido ao histórico de desmatamento e demais atividades antrópicas na Mata Atlântica, os grupos de muriquis foram reduzidos ao extremo, ficando isolados em pequenos fragmentos de floresta, havendo uma grande tendência de declinarem até a extinção local, como aconteceu na Bahia, por exemplo (RYLANDS; MITTERMEIER; RODRIGUEZ-LUNA, 1995). Em alguns casos, fêmeas que se dispersam acabam não encontrando novos grupos nos quais ingressar, ficando isoladas (TABACOW et al., 2009). Esses fatores fizeram com que a quantidade de muriquis em vida livre diminuísse drasticamente, chegando a cerca de mil indivíduos remanescentes, e possivelmente não mais que 250 indivíduos maduros em cada subpopulação (MENDES et al., 2008).

Estima-se que quatro localidades podem conter populações viáveis de *B. hypoxanthus* (BRITO; GRELE; BOUBLI, 2008), uma delas sendo o Parque Estadual do Rio Doce. As demais são RPPN FMA, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro e Parque Nacional do Caparaó (STRIER et al., 2017). A espécie está atualmente classificada como “criticamente em perigo” pela IUCN Red List (FERRAZ et al., 2019) e pela Lista dos Primatas Brasileiros Ameaçados.

Já o bugio-ruivo (*Alouatta guariba clamitans*) (Figura 2) é uma subespécie de bugio que se distribui entre o sul da Bahia, nordeste de Minas Gerais e norte do Espírito Santo (NEVES, 2020). Atualmente, existe um debate sobre o status

taxonômico do táxon, visto que é reconhecida outra subespécie de *Alouatta guariba*, o *Alouatta guariba guariba* (bugio-marrom) (NEVES, 2020). Apesar da possibilidade de serem elevadas a espécies distintas (GREGORIN, 2006), os dois táxons ainda são considerados subespécies.

Figura 2 – *Alouatta guariba clamitans* (bugio-ruivo).



Fonte: SCHOEN, 2012.

Diferente do bugio-marrom, o bugio-ruivo possui um dicromatismo sexual acentuado, com machos com pelagem ruiva e fêmeas castanhas. Ambos pesam, em média, de 4 a 7 kg quando adultos, medindo 450-585 cm da cabeça ao corpo e 485-670 cm de cauda (ESCARLATE-TAVARES; MELO; JERUSALINSKY, 2016). Como os demais membros do gênero, eles emitem altas vocalizações para demarcar território.

Devido principalmente ao desmatamento e à fragmentação do seu habitat, eles se encontram criticamente ameaçados de extinção, segundo a classificação da IUCN e vulneráveis (VU) segundo a Lista dos Primatas Brasileiros Ameaçados. Estima-se que a população total remanescente seja de menos de 250 indivíduos, com número de indivíduos maduros menor que 50 (MENDES et al., 2008).

Devido às diversas ameaças já mencionadas a estas espécies (bem como à Mata Atlântica como um todo), a situação atual das populações remanescentes é bastante instável. Considerando este cenário, uma das alternativas para mensurar a viabilidade dessas populações a longo prazo é a Análise de Viabilidade Populacional (AVP) (REED et al., 2003). Tendo uma estimativa das chances de uma população se

extinguir, podemos traçar estratégias de conservação específicas a serem aplicadas, visando a conservação das populações.

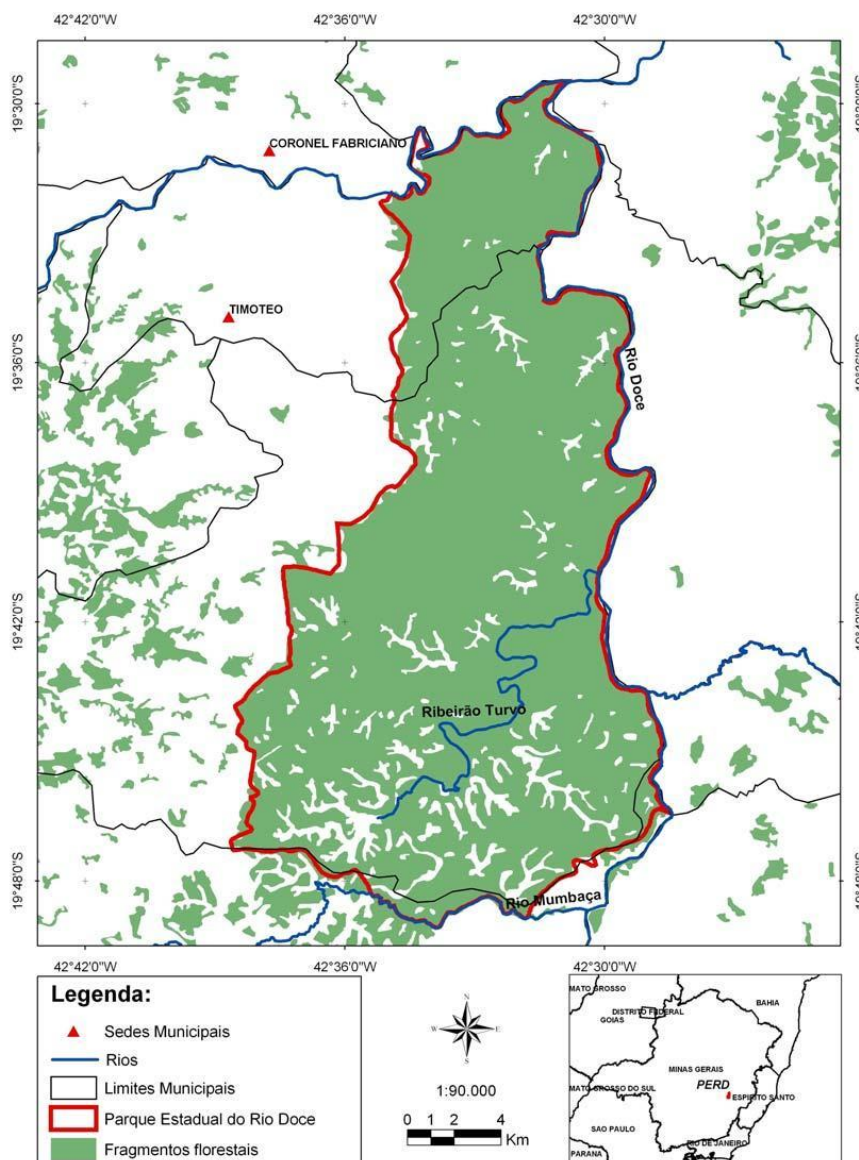
Usando dados coletados no PERD nos anos de 2004 e 2005, este trabalho teve como objetivo descobrir se as populações de *Brachyteles hypoxanthus* e *Alouatta guariba clamitans* presentes no parque são ou não viáveis a longo prazo, além de estimar sua densidade e número total de indivíduos. Por fim, foram propostas alternativas de manejo e conservação dessas populações, considerando os resultados obtidos.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O Parque Estadual do Rio Doce (PERD) (Figura 3) é uma Unidade de Conservação criada em 14 de julho de 1944. Localizado entre os municípios de Marliéria, Dionísio e Timóteo, em Minas Gerais, foi a primeira UC do estado, e é considerada a maior extensão de Mata Atlântica preservada de Minas Gerais (IEF-MG). Estando inserido dentro da bacia do Rio Doce, tem um sistema hídrico formado por cerca de 40 lagoas, um dos três maiores sistemas de lagos do Brasil e possui uma imensa diversidade de fauna e flora. Foi instituído pelo Decreto Lei nº 1.119 de 14/07/1944 e Decreto nº 5.831 de 06/07/1960 (IEF – MG). Está a 248 km de Belo Horizonte, na região do Vale do Aço e possui uma área de 36.970 hectares (STALLINGS et al., 1990) (Figura 3).

Figura 3 – Mapa do Parque Estadual do Rio Doce (PERD).



Fonte: Barros, 2009.

As primeiras iniciativas para a sua preservação vieram do arcebispo de Mariana, Dom Helvécio Gomes de Oliveira, na década de trinta. Foi criado oficialmente em 1944, e se tornou referência brasileira em conservação e desenvolvimento de pesquisas. Possui uma rica biodiversidade de fauna e flora, abrigando 60 espécies de mamíferos (STALLINGS et al., 1990), além de um sistema lacustre onde se destaca a Lagoa Dom Helvécio, com 6,7 km² e profundidade de até 32,5 metros.

A vegetação do parque é classificada como floresta estacional semidecidual submontana (IBGE, 1992), com diversos estágios de sucessão, e o clima é tropical de savana (ALVARES et al., 2013), com chuvas de novembro a fevereiro e estação

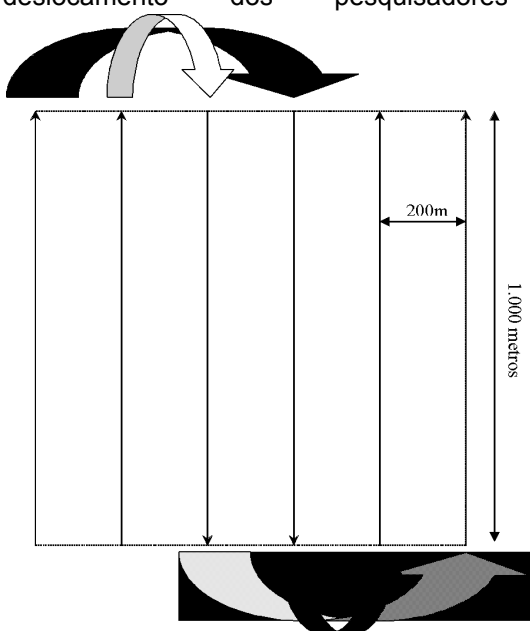
seca de junho a agosto. A altitude varia entre 230 e 515 metros (STALLINGS et al., 1990), com um relevo composto de planícies, morros e montanhas (FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS, 1981).

2.2. Coleta e análise de dados

O ponto de partida para as análises foram dados demográficos sobre as espécies ameaçadas coletados no PERD entre 2004 e 2005. Os dados foram retirados de um subprojeto do Projeto de Conservação Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO) para Conservação e Manejo do Muriqui em Minas Gerais (FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2006), e coletados através da metodologia de Censo de Varredura (*Sweep Sensus*).

O Censo de Varredura é um método adaptado do transecto linear tradicional, feito para comportar dois pesquisadores caminhando pelos transectos ao mesmo tempo. O levantamento da PROBIO seguiu o protocolo estabelecido pelo Tropical Ecology Assessment Monitoring Team (TEAM/CI), delimitando seis transectos paralelos de 1 km cada, com distância de 200 metros entre um e outro, formando um quadrado. Cada transecto foi percorrido por dois pesquisadores a cada sessão, totalizando um comprimento de 6 km por sessão (Figura 4) (Lacher, 2003).

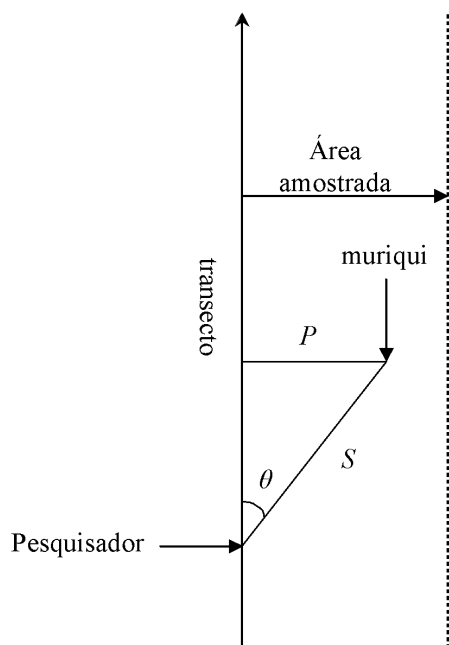
Figura 4. Esquema dos transectos delimitados para realização do censo. As setas representam o deslocamento dos pesquisadores de um transecto para o próximo.



As sessões funcionaram da seguinte forma: os pesquisadores caminharam juntos, cada um em um transecto, nas duas primeiras trilhas adjacentes, registrando as espécies, localização, tamanho do grupo e a direção para a qual ele se movia. Os transectos foram numerados para auxiliar na localização. O mesmo procedimento foi repetido nos próximos dois transectos e, posteriormente, nos dois últimos. Cada sessão foi repetida por dois dias, de manhã e à tarde.

A cada animal registrado, os pesquisadores anotaram os parâmetros exigidos pelo Distance Software para o cálculo da densidade, como a distância de avistamento (S) e o ângulo de avistamento (θ) (Buckland et al., 1993) (Figura 5). Todas as espécies de primatas com ocorrência no PERD foram observadas durante os censos e suas densidades, composições e tamanhos populacionais foram calculadas. Foram realizadas sete campanhas entre dezembro de 2004 e novembro de 2005, resultando em um esforço amostral de 650km.

Figura 5. Termos e variáveis usados no cálculo de densidade realizado pelo Distance: S = distância de avistamento, P = a distância perpendicular e θ = o ângulo de avistamento. A distância perpendicular P , é calculada pela fórmula: $P = S \sin\theta$ (Buckland et al., 1993; Lacher, 2003).



Fonte: Fundação Biodiversitas, 2006

Para a análise de viabilidade populacional, foi utilizado o programa Vortex, que é um modelo de simulação individual para Análise de Viabilidade Populacional (AVP). Com o programa, é possível compreender os efeitos de forças

determinísticas, demográficas, eventos estocásticos ambientais ou genéticos na dinâmica das populações de animais selvagens. O *software* modela as dinâmicas populacionais como eventos sequenciais e discretos (por exemplo, nascimentos, mortes, catástrofes etc.) que ocorrem de acordo com probabilidades definidas. Dessa forma, teremos uma projeção de como se dará o avanço dessas populações, e se elas são viáveis ou não a longo prazo (MILLER; LACY, 1999).

A AVP foi realizada a partir de um cenário-base, no qual foram inseridos os dados atuais (retirados do censo de 2004) dos grupos de *B. hypoxanthus* e *A. g. clamitans* do PERD, sem a ocorrência de nenhum evento específico. Foram aplicados 6 cenários hipotéticos para cada espécie, subdivididos em variáveis (Tabela 1). Cada variável foi rodada com 500 interações em um período de 100 anos. É importante ressaltar que o Vortex não foi pensado para realizar análises de apenas uma população, como neste estudo, e sim de várias. Mesmo assim, consideramos que o programa poderia ser utilizado nesse caso em especial, dada a importância de estimar a viabilidade dessas populações.

Tabela 1 – Cenários e variáveis utilizados no programa *Vortex*.

	Cenários	Variáveis
1	Caça/retirada de fêmeas imaturas	a) retirada de uma fêmea jovem a cada ano b) retirada de uma fêmea jovem a cada 5 anos c) retirada de uma fêmea jovem a cada 10 anos.
2	Caça/retirada de fêmeas adultas	a) retirada de uma fêmea adulta a cada ano b) retirada de uma fêmea adulta a cada 5 anos c) retirada de uma fêmea adulta a cada 10 anos.
3	Varição na capacidade de suporte (K)	a) redução de K de 1% ao ano b) redução de K de 2% ao ano c) aumento de K de 1% ao ano d) aumento de K de 2% ao ano.
4	Varição da razão sexual para machos	a) Variação de 50% para machos b) variação de 60% para machos
5	Percentual de fêmeas engravidando	a) 25% de fêmeas grávidas por ano b) 30% de fêmeas grávidas por ano c) 35% de fêmeas grávidas por ano
6	Varição da mortalidade em adultos	a) mais 10% ao ano b) mais 20% ao ano c) c) menos 10% ao ano d) mais 20% ao ano
7	Depressão endogâmica (equivalente letal 6,29)	

A AVP de *B. hypoxanthus* terá como base, principalmente, o grupo da Lagoa Preta, único que foi estudado detalhadamente pela equipe da PROBIO. Segundo os dados fornecidos por eles, a composição do grupo era a seguinte (Tabela 2):

Tabela 2 – Composição do grupo de *Brachyteles hypoxanthus* da Lagoa Preta (Fundação Biodiversitas, 2006)

Classe sexo etária	PERD
Machos adultos	10
Machos sub adultos	1
Fêmeas adultas	14
Fêmeas sub adultas	4
Machos jovens	4
Fêmeas jovens	4
Jovens c/ sexo indeterminados	
Filhotes machos	5
Filhotes fêmeas	2
Infantes	8
Total	52
Razão sexual (adultos)	0.71
Razão sexual (todos)	0.83
Adultos imaturos	0.86

As informações sobre a história natural de *B. hypoxanthus* utilizadas como base para modelar os cenários no Vortex, bem como suas taxas de mortalidade foram retiradas de Lanna (2015), e estão especificadas na Tabela 3:

Tabela 3 – Taxas de mortalidade utilizados na modelagem dos cenários de *Brachyteles hypoxanthus* (Lanna, 2015).

Parâmetros		Valor
Sistema reprodutivo		Polígamo
Idade reprodutiva de machos/fêmeas (anos)		7 b/8,82e
Número máximo de nascimento por ano		1
Número máximo de filhotes por ano		2
Fêmeas produzindo filhotes por ano (%)		28,6 (± 11,4)
Idade reprodutiva máxima (anos)		35b
Idade de dispersão de fêmeas (anos)		6c
Idade	Fêmeas	Machos
Mortalidade anual com idade entre 0 e 1 ano (%)	6,11 (± 1,5)d	13,56 (± 1,5)d
Mortalidade anual com idade entre 1 e 2 anos (%)	12,68 (± 2)d	10,42 (± 2)d
Mortalidade anual com idade entre 2 e 3 anos (%)	12,15 (± 2,2)d	6,06 (± 2,5)d
Mortalidade anual com idade entre 3 e 4 anos (%)	4,14 (± 2)d	9,09 (± 2,2)d
Mortalidade anual com idade entre 4 e 5 anos (%)	1,45 (± 1,2)d	3,31 (± 1,2)d
Mortalidade anual com idade entre 5 e 6 anos (%)	6,02 (± 0,8)d	0,0 (± 0,7)d
Mortalidade anual com idade entre 6 e 7 anos (%)	4,23 (± 0,8)d	1,8 (± 0,7)d
Mortalidade anual com idade entre 7 e 8 anos (%)	0,0 (± 1)d	-
Mortalidade anual com idade entre 8 e 9 anos (%)	0,0 (± 1)d	-
Mortalidade anual adultos (%)	1,25 (± 1,1)d	1,23 (± 0,9)d

Já as taxas de mortalidade de *A. g. clamitans* foram retiradas de Agostini et al. (2013), conforme Tabela 4:

Tabela 4 – Taxas de mortalidade utilizadas na modelagem dos cenários de *A. g. clamitans* (AGOSTINI et al., 2013)

Mortalidade por idade	% para machos (EV)	% para fêmeas (EV)
De 0 a 1 ano	25 (5)	25 (5)
De 1 a 2 anos	15 (5)	15 (5)
De 2 a 3 anos	10 (2.5)	10 (2.5)
De 3 a 4 anos	5 (2)	5 (2)
De 4 a 5 anos	10 (2.5)	10 (2.5)
De 5 a 6 anos	5 (2)	1 (0.5)
Depois dos 6 anos	1 (0.5)	1 (0.5)

3 RESULTADOS

3.1 Densidade populacional

3.1.1 *Brachytelles hypoxanthus*

Para realizar as análises, os dados obtidos no relatório da PROBIO foram filtrados de maneira a evitar possíveis vieses, excluindo os registros incompletos, que inviabilizavam o cálculo da distância perpendicular (sem distância S ou ângulo de avistamento). Ao final, restaram 66 registros, dos quais 53 foram efetivamente utilizados pelo *Distance* para fazer o cálculo da densidade.

Os dados foram analisados com todas as combinações de configurações possíveis definidas pelo próprio software, que escolheu, dentre os vários modelos testados, o modelo *Half-normal* com ajuste *Cosine* como o mais preciso, com base no menor valor de AIC. *Akaike Information Criterion*, em português, é o Critério de Informação de Akaike, um algoritmo que estima os erros de previsão de um modelo estatístico, escolhendo como melhor modelo para um determinado conjunto de dados aquele que possui menos erros. Foi estimado um N total de 314 animais no parque, com média de 54 indivíduos por grupo, e densidade populacional de 0,88 ind./km². O valor de ESW (largura efetiva da trilha) foi de 22,6 metros, como demonstrado na tabela abaixo (tabela 5).

3.1.2 *Alouatta guariba clamitans*

De forma semelhante ao *B. hypoxanthus*, diversas análises foram feitas até chegar aos resultados mais congruentes. Eles foram encontrados ao filtrar os dados de forma a excluir os registros com distância perpendicular acima de 200m, que eram poucos (cerca de cinco), mas suficientes para enviesar o resultado final.

Após a filtragem, restaram 37 registros, dos quais 33 foram efetivamente utilizados pelo *Distance*. O modelo escolhido foi o número 4, *Half-normal* com ajuste *Cosine*, e resultou na estimativa de 52 animais no parque, com média de 15 indivíduos por grupo e densidade populacional de 0.14 ind./km². O valor de ESW (largura efetiva da trilha) foi de 43,6 metros (Tabela 5).

Tabela 5 – Valores de densidade e tamanho populacional estimados pelo programa *Distance*.

Espécie	Área	Densidade estimada ind/km² (IC 95%)	Coef. de variação	Tamanho populacional estimado (IC 95%)
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	PERD	0,87472 (0.63 – 1.22)	16.79	314 (226 - 437)
<i>Alouatta guariba clamitans</i>	PERD	0,14554 (0.10 – 1.21)	18.74	52 (36 - 76)

3.2 Análise de Viabilidade Populacional

3.2.1 *Brachyteles hypoxanthus*

No censo realizado pela PROBIO, foram encontrados 12 grupos de muiquês no PERD. Porém, neste trabalho, foram considerados somente os grupos com mais de 10 indivíduos, pois grupos muito reduzidos não fornecem dados populacionais suficientes para uma análise confiável no *Vortex*. Dessa forma, os cenários descritos acima foram aplicados aos seguintes grupos de *B. hypoxanthus* (Tabela 6):

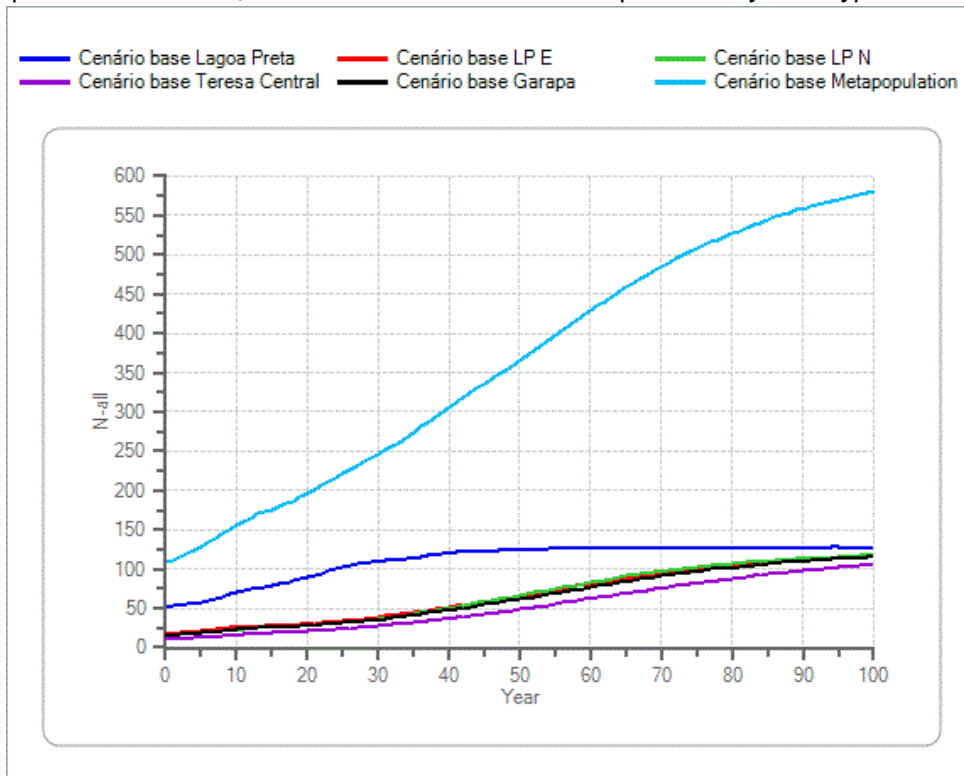
Tabela 6 – Quantidade de indivíduos em cada grupo de *Brachyteles hypoxanthus* utilizado na AVP.

Grupos	Quantidade de indivíduos
Lagoa Preta	52
Teresa Central	10
LP E	17
LP N	15
Garapa	15

Dentre todos os cenários avaliados, apenas quatro apresentaram decaimento dos grupos ao longo de 100 anos, dentre os quais 2 chegaram à extinção local: cenário 1: caça/retirada de uma fêmea jovem por ano (figura 7) e cenário 2: caça/retirada de uma fêmea adulta por ano (figura 8); cenário 3: redução de K de 1% ao ano (figura 9) e redução de K de 2% ao ano (figura 10). Nos demais cenários, incluindo o cenário base (figura 6) os grupos continuaram crescendo numa

curva lenta, porém contínua, até atingirem a capacidade de suporte estimada para o habitat ($K = 129,4$).

Figura 6 – Gráfico representando a relação entre o número de animais por grupo e quantidade de anos, de acordo com o cenário-base para *Brachyteles hypoxanthus*.



Fonte: A autora, 2022.

Figura 7 – Gráfico representando o cenário 1 a) - Decaimento da população com a retirada de uma fêmea jovem a cada ano.

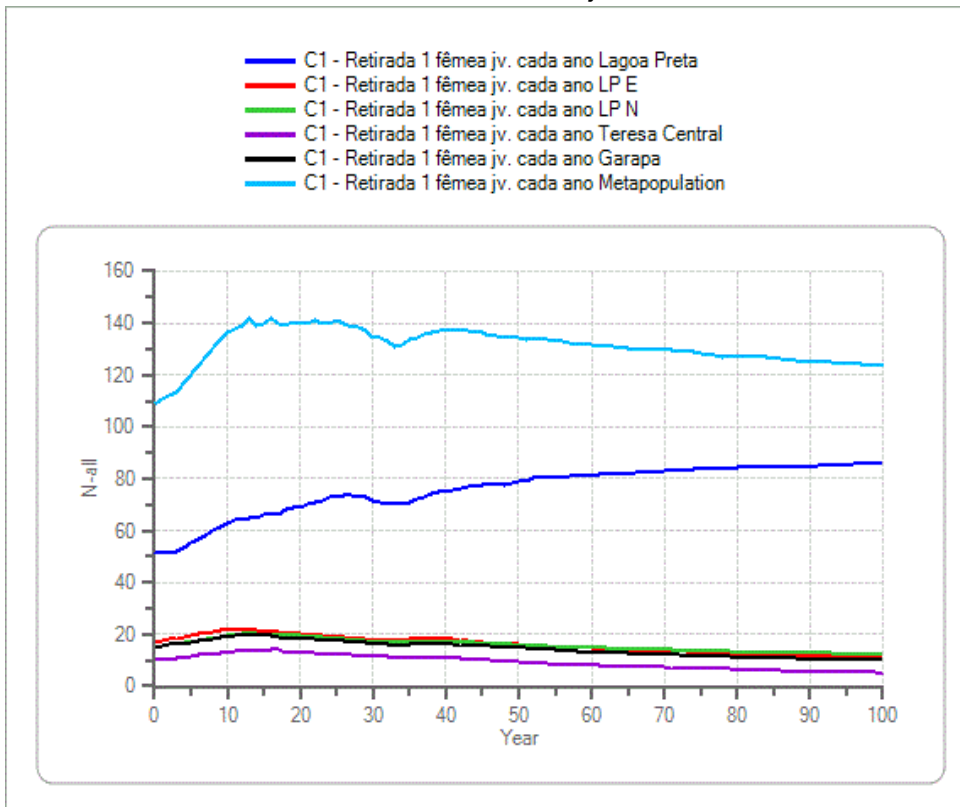
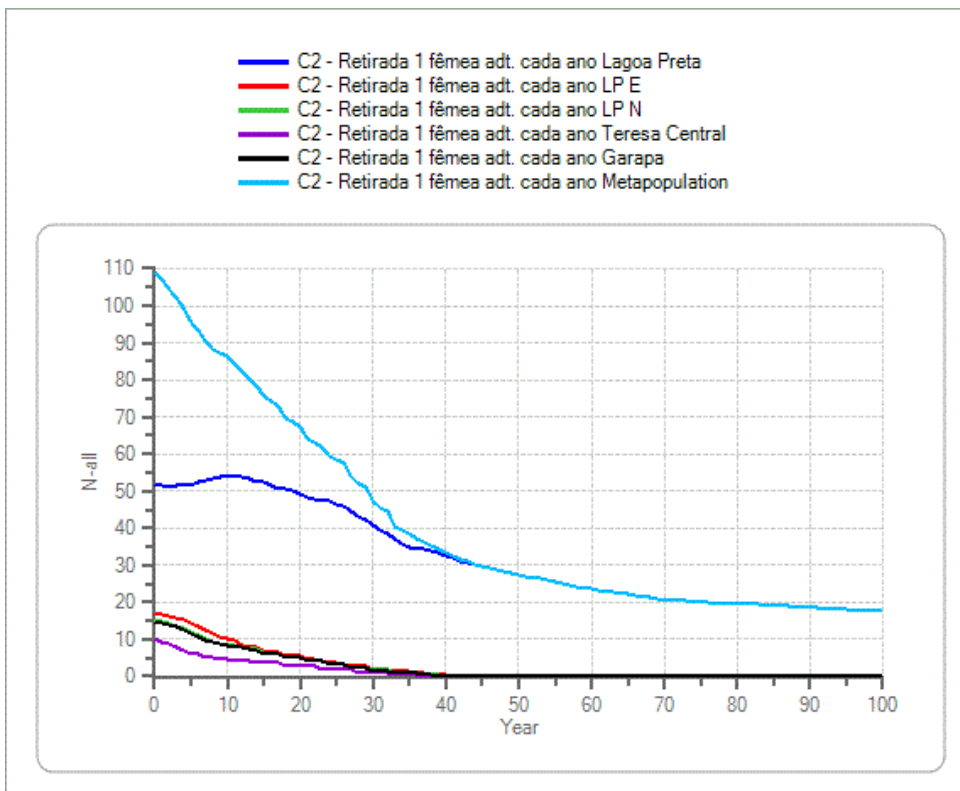
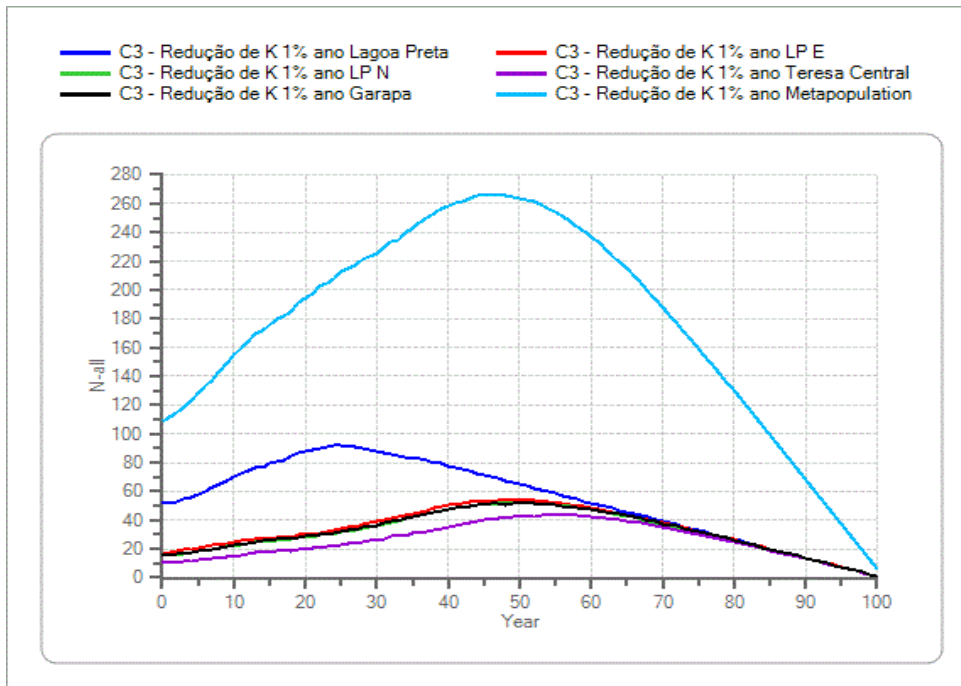


Figura 8 – Gráfico representando o cenário 2 – a) - Decaimento da população com a retirada de uma fêmea adulta a cada ano.



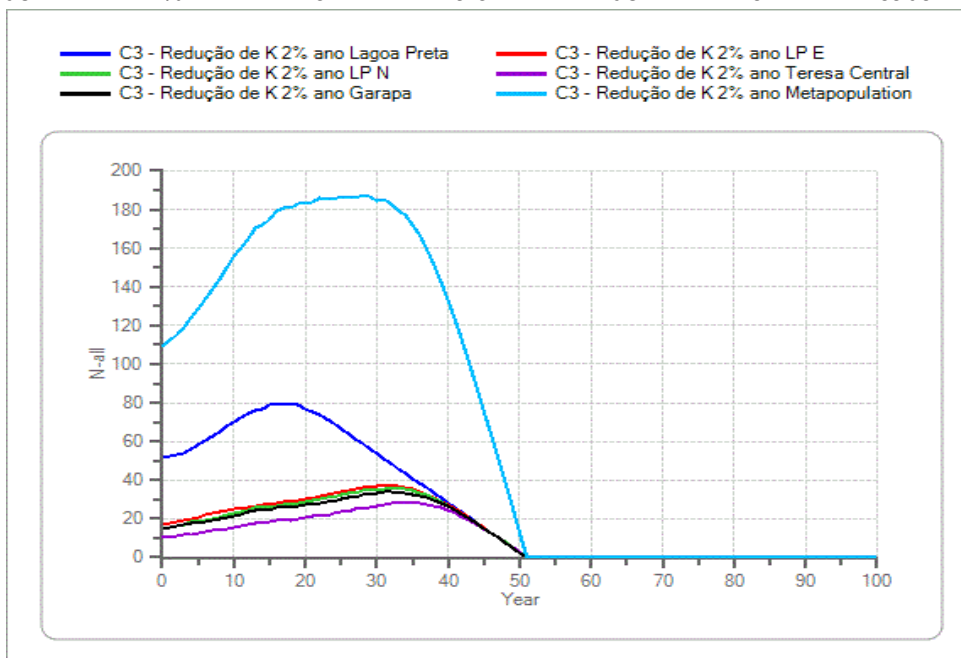
Fonte: A autora, 2022.

Figura 9 – Gráfico representando o cenário 3 – a) - decaimento da população com redução de 1% no valor de a cada ano.



Fonte: A autora, 2022.

Figura 10 – Gráfico representando o cenário 3 – b) - decaimento da população com redução de 2% no valor de a cada ano.



Fonte: A autora, 2022.

O programa Vórtex fornece diversas métricas pelas quais é possível mensurar a evolução da população ao longo do tempo, sendo as principais a taxa de crescimento populacional (r), o desvio padrão (SDr), a probabilidade de extinção

(PE), o tamanho médio da população (N) e o declínio da variabilidade genética (GeneDiv). Na tabela 7, estão especificadas todas as métricas obtidas para *B. hypoxanthus*.

Tabela 7 – Métricas obtidas no Vórtex a partir da análise de cada cenário.

Cenários	stoch-r	SD(r)	PE	N-all	SD(N-all)	GeneDiv
Cenário base	0,0285	0,0382	0,0000	579,80	65,15	0,9725
C1 - Retirada 1 fêmea jv. cada ano	0,0018	0,0531	0,0040	123,89	60,17	0,9291
C1 - Retirada 1 fêmea jv. cada 5 anos	0,0254	0,0396	0,0000	528,81	78,97	0,9705
C1 - Retirada 1 fêmea jv. cada 10 anos	0,0270	0,0389	0,0000	562,92	72,65	0,9713
C2 - Retirada 1 fêmea adt. cada ano	-0,0293	0,0673	0,8120	17,44	39,77	0,9056
C2 - Retirada 1 fêmea adt. cada 5 anos	0,0204	0,0443	0,0000	327,98	112,64	0,9545
C2 - Retirada 1 fêmea adt. cada 10 anos	0,0246	0,0414	0,0000	471,93	101,47	0,9650
C3 - Aumento de K 1% ano	0,0289	0,0375	0,0000	1026,73	168,69	0,9752
C3 - Aumento de K 2% ano	0,0289	0,0377	0,0000	1329,47	262,70	0,9760
C3 - Redução de K 1% ano	0,0276	0,0493	0,0800	6,15	1,74	0,8802
C3 - Redução de K 2% ano	0,0272	0,0508	1,0000	0,00	0,00	0,0000
C4 - Variação r. sexual p machos 40%	0,0287	0,0383	0,0000	581,22	62,64	0,9726
C4 - Variação r. sexual p machos 50%	0,0216	0,0374	0,0000	489,02	85,86	0,9702
C4 - Variação r. sexual p machos 60%	0,0132	0,0380	0,0000	328,76	86,06	0,9656
C5 - Fêmeas engravidando 25%	0,0218	0,0406	0,0000	491,95	88,35	0,9688
C5 - Fêmeas engravidando 30%	0,0313	0,0381	0,0000	605,85	46,29	0,9734
C5 - Fêmeas engravidando 32%	0,0344	0,0376	0,0000	616,28	44,13	0,9742
C6 - Mortalidade adultos +10%	0,0279	0,0385	0,0000	576,11	66,65	0,9715
C6 - Mortalidade adultos +20%	0,0273	0,0391	0,0000	566,01	68,61	0,9713
C6 - Mortalidade adultos -10%	0,0297	0,0381	0,0000	591,25	56,36	0,9731
C6 - Mortalidade adultos -20%	0,0299	0,0383	0,0000	591,34	54,16	0,9727
C7 - Depressão endogâmica	0,0209	0,0378	0,0000	423,66	90,63	0,9727

3.2.2 *Alouatta guariba clamitans*

O fato do censo da PROBIO ter sido feito com foco em *B. hypoxanthus* limitou as possibilidades de análise em relação à população de *A. g. clamitans*, já que o relatório do qual os dados base desse trabalho foram retirados apresentam apenas a quantidade total de bugios encontrados no censo, sem especificações como quantidade de grupos existentes no parque, número de indivíduos por grupo, sexo ou idade dos animais.

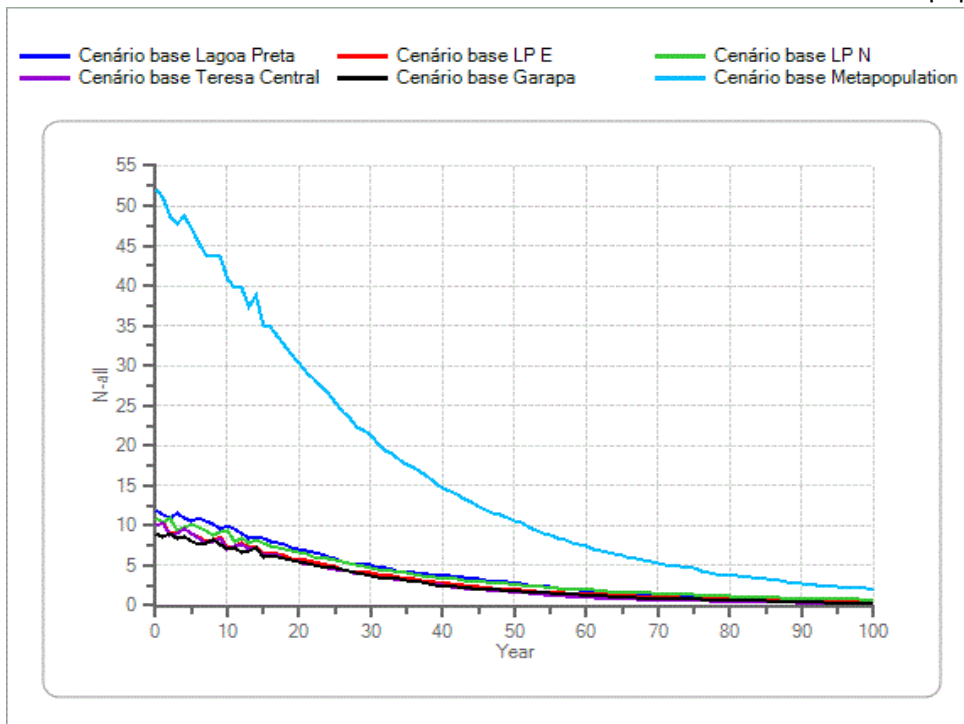
Dessa forma, a AVP foi realizada com base nos dados do censo e também em informações já conhecidas sobre a história natural da espécie, como, por exemplo, o fato de que seus grupos não costumam ter mais do que dez indivíduos, com um macho, quatro fêmeas e sua prole (Reis et al, 2015). Então, considerando o resultado da densidade populacional e do número estimado de 52 indivíduos em todo o parque, dividimos esses espécimes em 5 grupos hipotéticos (Tabela 8), realizando as análises utilizando os mesmos cenários e parâmetros já descritos.

Tabela 8 – Quantidade de indivíduos em cada grupo de *A. g. clamitans* utilizado na AVP.

Grupos	Quantidade de indivíduos
Lagoa Preta	12
Teresa Central	10
LP E	10
LP N	11
Garapa	9

Conforme é possível perceber na figura 11, o cenário base já apresentou um decaimento considerável do tamanho da população nos próximos 100 anos ($r = -0,04$), indicando que ela é pouco viável no longo prazo. Diferente de *B. hypoxanthus*, a grande maioria dos cenários avaliados para *A. g. clamitans* resultaram na extinção dos grupos entre os próximos 50 a 100 anos. Os resultados mais extremos ocorreram na retirada de uma fêmea jovem por ano, com extinção em 30 anos (figura 12); uma fêmea adulta por ano, com extinção em 20 anos (figura 13); e redução de K em 2% ao ano, com uma extinção brusca aos 50 anos.

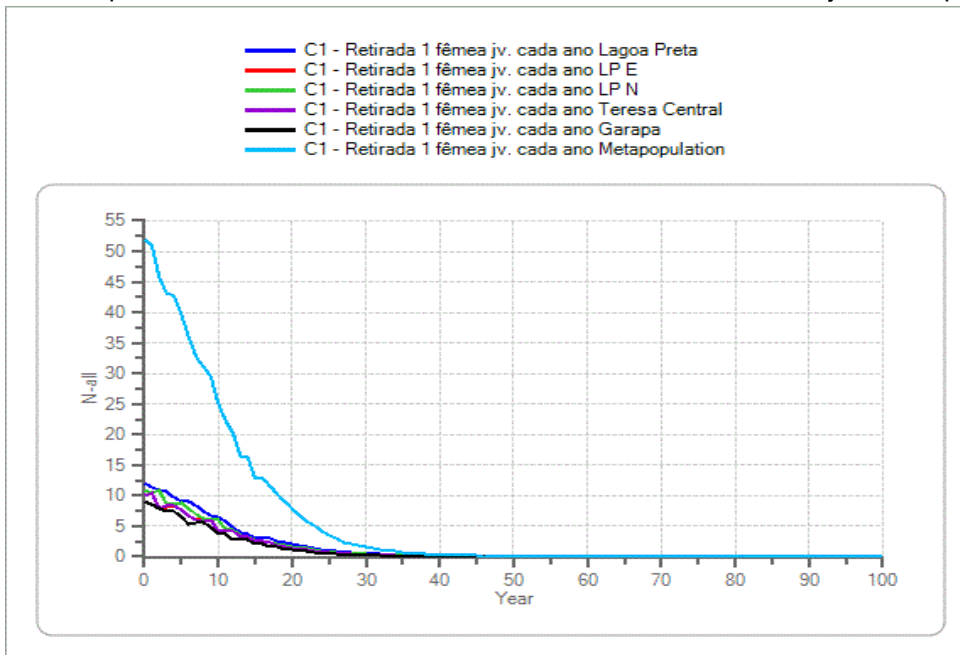
Figura 11 – Gráfico representando o cenário base modelado para *A. g. clamitans*, indicando decaimento acentuado da população.



Fonte: A autora, 2022

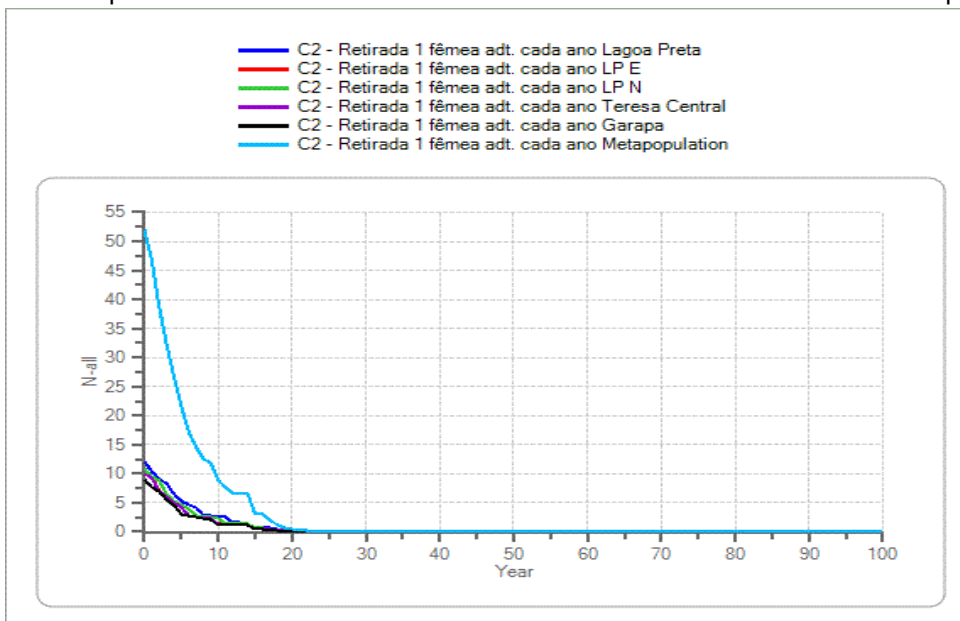
Não houve crescimento populacional ($r > 0$) em nenhum dos cenários avaliados. Porém, alguns apresentaram uma queda menos acentuada da população, mantendo ainda cerca de 5 indivíduos no grupo após os 100 anos: o C5 - c) 32% de fêmeas engravidando (figura 14) ; e o C6 - b) diminuição de 20% da mortalidade em adultos (Figura 15).

Figura 12 – Gráfico representando o cenário 1 - decaimento da população até a extinção local quando ocorre a retirada de uma fêmea jovem por ano.



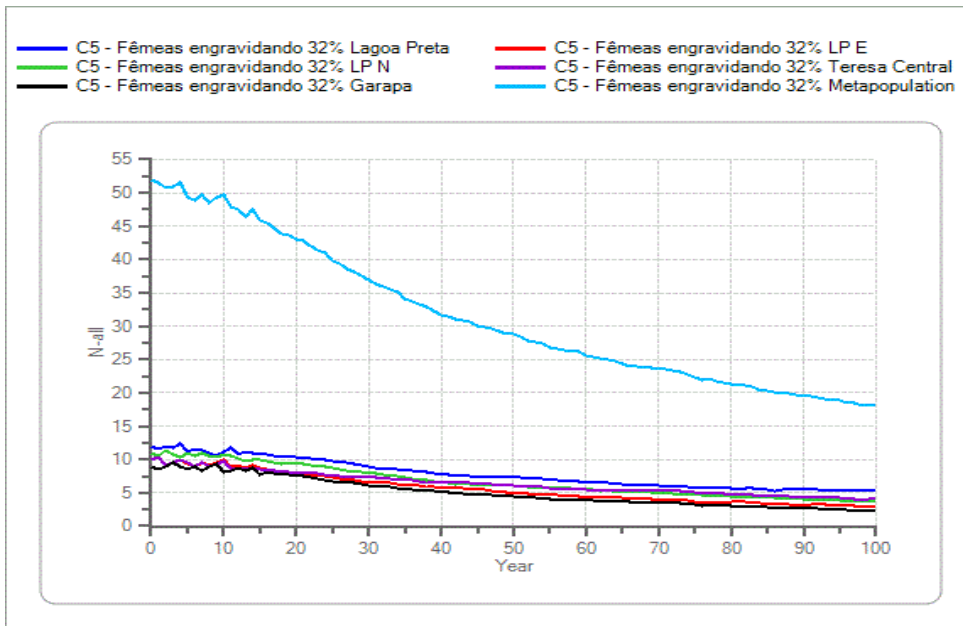
Fonte: A autora, 2022

Figura 13 – Gráfico representando o cenário 1 - decaimento da população até a extinção local quando ocorre a retirada de uma fêmea adulta por ano.



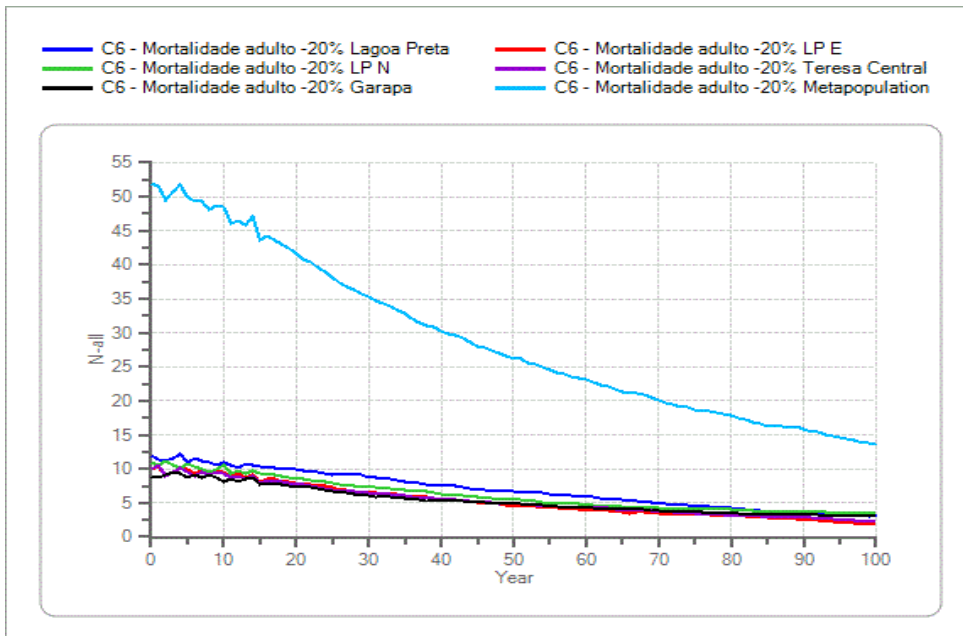
Fonte: A autora, 2022

Figura 14 – Gráfico representando o cenários 5 apresentaram decaimento populacional mais lento nas variáveis com 32% de fêmeas engravidando.



Fonte: A autora, 2022

Figura 15 – Gráfico representando o cenários 6 apresentando decaimento populacional mais lento nas variáveis com mortalidade de adultos 20% menor.



Fonte: A autora, 2022

Na tabela 9, estão especificadas as principais métricas obtidas pelo Vórtex em cada cenário.

Tabela 9 – Principais métricas de *A.g. clamitans* obtidas pelo Vórtex.

Cenário	stoch-r	SD(r)	PE	N-all	SD(N-all)	GeneDiv
Cenário base	-0,0391	0,1462	0,8480	1,96	6,12	0,3988
C1 - Retirada 1 fêmea jv. cada ano	-0,1026	0,1653	1,0000	0,00	0,00	0,0000
C1 - Retirada 1 fêmea jv. cada 5 anos	-0,0538	0,1378	0,9580	0,57	3,18	0,3701
C1 - Retirada 1 fêmea jv. cada 10 anos	-0,0644	0,1609	0,9900	0,20	2,01	0,5798
C2 - Retirada 1 fêmea adt. cada ano	-0,1790	0,0950	1,0000	0,00	0,00	0,0000
C2 - Retirada 1 fêmea adt. cada 5 anos	-0,0788	0,1674	0,9920	0,09	0,98	0,4356
C2 - Retirada 1 fêmea adt. cada 10 anos	-0,0605	0,1583	0,9580	0,57	3,25	0,4097
C3 - Redução de K 1% ano	-0,0415	0,1491	0,9840	0,18	0,56	0,3160
C3 - Redução de K 2% ano	-0,0426	0,1344	1,0000	0,00	0,00	0,0000
C3 - Aumento de K 1% ano	-0,0414	0,1489	0,8680	1,76	5,66	0,4774
C3 - Aumento de K 2% ano	-0,0418	0,1481	0,8580	1,72	5,76	0,4414
C4 - Variação r. sexual para machos 40%	-0,0403	0,1483	0,8520	2,11	6,62	0,4191
C4 - Variação r. sexual para machos 50%	-0,0543	0,1594	0,9700	0,25	1,72	0,3016
C4 - Variação r. sexual para machos 60%	-0,0714	0,1579	1,0000	0,00	0,00	0,0000
C5 - Fêmeas engravidando 25%	-0,0692	0,1576	0,9940	0,06	0,76	0,3076
C5 - Fêmeas engravidando 30%	-0,0345	0,1432	0,7880	3,59	9,42	0,4553
C5 - Fêmeas engravidando 32%	-0,0201	0,1257	0,4940	18,10	28,08	0,5803
C6 - Mortalidade adultos +10%	-0,0478	0,1536	0,9200	1,12	4,79	0,4573
C6 - Mortalidade adultos +20%	-0,0574	0,1546	0,9760	0,15	0,96	0,3455
C6 - Mortalidade adultos -10%	-0,0312	0,1386	0,6960	6,15	13,16	0,4488
C6 - Mortalidade adultos -20%	-0,0221	0,1290	0,4940	13,61	21,28	0,5365
C7 - Depressão endogâmica	-0,0672	0,1444	1,0000	0,00	0,00	0,0000

4 DISCUSSÃO

A densidade populacional e o número total de indivíduos estimados de *B. hypoxanthus* no PERD (cerca de 314 indivíduos) mostram que essa população é uma das maiores conhecidas atualmente para a espécie, ao lado de outras mais constantemente estudadas, como a da RPPN Feliciano Miguel Abdala (ALMEIDA-SILVA et al., 2005). Isso indica que há um grande potencial não explorado no Parque Estadual do Rio Doce, no que tange a conservação de primatas, já que há poucos estudos realizados na região sobre o tema.

A análise de viabilidade populacional indicou boas perspectivas para os grupos de *B. hypoxanthus* no médio prazo, com a população crescendo de forma estável até atingir a capacidade de suporte da área nos próximos 100 anos, na maioria dos cenários. Contudo, os cenários que indicaram decaimento e extinção da população merecem uma atenção especial: eles mostram a fundamental necessidade de ações de conservação focadas, principalmente, em proteger as fêmeas jovens e adultas, que são as peças-chave de uma população saudável e viável a longo prazo, tanto pelo fator evidente de serem elas a engravidarem e cuidarem da prole, quanto pelo fato de serem também elas a migrarem para outros grupos quando atingem a idade reprodutiva (STRIER et al., 2015).

Essa característica inata da espécie – a dispersão das fêmeas – torna-as ainda mais suscetíveis às agressões antrópicas, como a caça, por exemplo, além do risco de não encontrarem um novo grupo no qual possam se instalar, ficando isoladas por meses e até anos (OLIVEIRA et al., 2020). Como indicado nos cenários analisados, um aumento no número de mortes ou retiradas das fêmeas de um grupo social pode levá-lo à extinção local em poucos anos.

Em relação ao *A. g. clamitans*, os resultados da AVP foram menos otimistas, já que, dos 22 cenários analisados, 5 deles culminaram na extinção dos grupos antes de 100 anos (PE = 1) e 9 na diminuição até uma quantidade extremamente baixa de indivíduos (PE = 0,9). Como mencionado anteriormente, as análises de *A. g. clamitans* foram feitas a partir de dados preliminares, já que o censo no qual esse trabalho baseou-se foi feito com enfoque em *B. hypoxanthus*. Dessa forma, o ideal é que sejam feitos novos levantamentos no PERD focados integralmente em *A. g. clamitans*, fornecendo assim um melhor embasamento para a realização de estimativas de densidade e AVP mais precisas.

Uma característica importante de *A. g. clamitans*, que pode colaborar para uma maior suscetibilidade à extinção local é o tamanho médio de seus bandos, que costuma ser em torno de 10 indivíduos. Assim, pequenas intercorrências como a morte de um filhote, por exemplo, acabam gerando um grande impacto na estabilidade do grupo. A espécie, assim como todo o gênero *Alouatta*, também é bastante suscetível à febre amarela, doença que já impactou fortemente populações de diversos locais em períodos de epidemia (ALMEIDA et al., 2012). Portanto, considerando a alta probabilidade de extinção local encontrada para os grupos do PERD, um novo surto da doença seria ainda mais perigoso para essa população, fator que demonstra a importância de prevenir as ocorrências da doença no parque.

Os cenários onde a população teve um decaimento menor, mantendo-se com pouco mais de cinco indivíduos por grupo ao final de 100 anos, foram os com menores taxas de mortalidade entre adultos, e com maior porcentagem de fêmeas engravidando. Em contrapartida, a retirada de uma fêmea adulta por ano causou a extinção mais rápida da população, em 20 anos. Isso demonstra a fundamental importância de proteger as fêmeas dentro das estratégias de conservação, garantindo que elas tenham os recursos necessários para se reproduzirem dentro da frequência esperada, tanto *in situ* quanto *ex situ*.

A redução da capacidade de suporte foi outro cenário que impactou diretamente na viabilidade dos grupos de ambas as espécies, levando-os à extinção local no cenário 3 - redução de K de 2% ao ano, após apenas 50 anos. A densidade do gênero *Alouatta* é fortemente influenciado pela abundância de recursos alimentares do habitat (BUSS, 2001), o que reafirma a importância de cuidar do equilíbrio dos recursos naturais do parque, garantindo assim que a população não só de *B. hypoxanthus* e *A. g. clamitans*, mas de todos os primatas do PERD tenham recursos disponíveis o suficiente para se manterem estáveis ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINI I., et al. **Brown Howler Monkey Conservation Workshop: Status Review and Population Viability Assessment (PVA): A first step in building a species Conservation Strategy.** Missões: IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group (CBSG), Brasil, 2013. Disponível em: <http://www.cbsg.org/sites/cbsg.org/files/documents/FINAL%20REPORT%20-%20I%20Brown%20Howler%20Monkeys%20Conservation%20Workshop.pdf>. Acesso em: 23 jul. 2021.
- ALMEIDA-SILVA B. et al. Population density and vertical stratification of four primate species at the Estação Biológica De Caratinga/RPPN-FMA, Minas Gerais, Brazil, 2005. **Neotropical Primates**, v. 13, n. Suppl., p. 25-29, dez. 2005. Disponível em: http://static1.1.sqspcdn.com/static/f/1200343/18198074/1337026343237/NP13.S.caratinga_populations.pdf?token=2lbb15PRjWRrmxxYyGpCR2zqXvk%3D. Acesso em: 30 jul. 2021.
- ALMEIDA, M. A. B. et al. Yellow fever outbreak affecting *Alouatta* populations in southern Brazil (Rio Grande do Sul State), 2008–2009. **American Journal of Primatology**, v. 74, n. 1, p. 68-76, jan. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1002/ajp.21010>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ajp.21010>. Acesso em: 21 ago. 2020.
- ALARCON, G. G.; FANTINI, A. C.; SALVADOR, C. H. Local benefits of the atlantic forest: evidences from rural communities in Southern Brazil. **Ambiente Sociedade**, São Paulo, v. 19, n.3, p. 87-112, jul./set. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC136361V1932016>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/Zs4tSRXJt8zrNbY7gqTz9hL/abstract/?lang=en>. Acesso em: 05 mai. 2022.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, dez. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppens_climate_classification_map_for_Brazil. Acesso em: 08 mai. 2022.
- BRITO, D.; GRELE, C. E. V.; BOUBLI, J. P. Is the Atlantic Forest protected area network efficient in maintaining viable populations of *Brachyteles hypoxanthus*? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 13, p. 3255-3268, jul. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9427-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-008-9427-z>. Acesso em 03 mai. 2022.
- BUCKLAND, S.T. et al. **Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations.** Chapman and Hall, London. 446pp. 1993.
- BUSS, G. **Estudo da densidade populacional do bugio-ruivo *Alouatta guariba clamitans* (Cabrera, 1940) (Primates, Atelidae) nas formações florestais do**

morro do campista, Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, fev. 2001. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/3439/000338176.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 14 ago. 2022.

ESCARLATE-TAVARES, F.; MELO, F. R.; JERUSALINSKY, L. *Alouatta guariba guariba* (Humboldt, 1812). In: ESCARLATE-TAVARES, F.; VALENÇA-MONTENEGRO, M. M.; JERUSALINSKY, L. (org.) **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central**. 1. ed. Brasília, DF: ICMBio, 2016. v. 1, p. 199-204.

FERRAZ, D. S. et al. *Brachyteles hypoxanthus*. **The IUCN Red List of Threatened Species**: e.T2994A17927482, 2019. Disponível em <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T2994A17927482.en>. Acesso em 30 jun. de 2020.

FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. **Conservação e Manejo do Muriqui em Minas Gerais**: Relatório Final. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2006. 166p.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. **Vegetação do Parque Florestal do Rio Doce**: Programa de Pesquisas Ecológicas no Parque Florestal Estadual do Rio Doce. Belo Horizonte: CETEC, p. 277, 1981.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**, São Paulo: SOS Mata Atlântica, 2018. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/dados-mais-recentes>. Acesso em: 18 mai. 2020.

GREGORIN, R. Taxonomia e variação geográfica das espécies do gênero *Alouatta Lacépède* (Primates, Atelidae) no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 1, p. 64-144, mar. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000100005>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbzool/a/TMzTcKJS6rFYnqNjKrsFNRz/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 05 out. 2021.

GUEDES, D.; YOUNG, R. J.; STRIER, K. B. Energetic costs of reproduction in female northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*, Primates, Platyrrhini). **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 25, n. 4, p. 587-593, dec. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752008000400002>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbzool/a/cdNPDYT5VPcVVwC7z5J5Bjc/?format=html&lang=en>. Acesso em: 28 abr. 2022.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**: Manuais Técnicos em Geociências. 1. ed. Rio de Janeiro: IBGE, p. 92, 1992.

IBGE; MMA. **Mapa da Área de Aplicação da Lei nº 11.428 de 2006**. Brasília: IBGE, 2020. Disponível em: https://www.mma.gov.br/images/arquivos/biomas/mata_atlantica/mapa_mata_atlantica_lei_11428_2006_e_decreto6660_2008.pdf. Acesso em: 23. mai. 2020.

ICMBIO. **Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-Coleira**, Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dez. 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan/pan-primatas-ma-e-preguica-de-coleira/1-ciclo/pan-primatas-e-preguica-da-ma-sumario.pdf>.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. **Parque Estadual Do Rio Doce**. Belo Horizonte, 2020. Disponível em: <http://www.ief.mg.gov.br/component/content/195?task=view>. Acesso em: 26. jun. 2020.

LANNA, A. M. **Viabilidade populacional do Muriqui-do-Norte, *Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820) em área fraLacher Jr., T.E. 2003. Primate Monitoring Protocol. Tropical Ecology, Assessment, and Monitoring (TEAM) Initiative. www.teaminitiative.orgmentada**. 2015. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Centro e Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 2015.

LACHER JR., T.E. 2003. **Primate Monitoring Protocol**. Tropical Ecology, Assessment, and Monitoring (TEAM) Initiative.

LEMOS DE SÁ, R. M.; GLANDER, K. E. Capture techniques and morphometrics for the woolly spider monkey, or muriqui (*Brachyteles arachnoides*, E. Geoffroy 1806). **American Journal of Primatology**, v. 29, n. 2, p. 145-153, 1993. DOI: <https://doi.org/10.1002/ajp.1350290206>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ajp.1350290206>. Acesso em: 27 nov. 2021.

MARQUES, C. Conheça o Parque Estadual do Rio Doce. **Blog Raízes do Mundo**. 2006. Disponível em: <https://raizesdomundo.com/conheca-o-parque-estadual-do-rio-doce/>. Acesso em: 23 set. 2022.

MARSH, L. K. The Nature of Fragmentation. In: MARSH, L. K. (ed.) **Primates in Fragments: Ecology and Conservation**. Boston, MA: Springer US, 2003. p. 1-10.

MENDES, S. L. et al. ***Alouatta guariba ssp. guariba*. The IUCN Red List of Threatened Species**: e.T39916A10284881, 2008. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39917A10285635.en>. Acesso em: 05 jul. 2020.

MENDES, S. L.; STRIER, K. B.; MELO, F. R. *Brachyteles hypoxanthus* (kuhl, 1820). In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (ed.) **Livro Vermelho da Fauna brasileira Ameaçada de Extinção**. 1 ed. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas, 2018. v. 2, p. 733-735.

MILLER, P. S.; LACY, R. C. **Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process**. Version 8 User's Manual. IUCN/SSC CBSG, Apple Valley, 1999. Software.

MELO, F. R. et al. **Avaliação do Risco de Extinção de *Callithrix aurita* (É. Geoffroy, 1812) no Brasil**. Brasília: ICMBio, 2015. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-deconservacao/7198-mamiferos-callithrix-aurita-sagui-da-serra-escuro.html>. Acesso em: 30. jun. 2020.

NEVES, L.; JERUSALINSKY, L.; MELO, F. **Avaliação do Risco de Extinção de *Alouatta guariba guariba* (Humboldt, 1812) no Brasil**. Brasília: ICMBio, 2020. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/7182-mamiferos-alouatta-guariba-guariba-bugio-marrom>. Acesso em: 26. jun. 2020.

NOGUEIRA, D. F.; FERRAZ, D. S.; MELO, F. R. Situação atual do muriqui-do-norte - *Brachyteles hypoxanthus* Kuhl, (1820) no entorno do Parque Estadual do Ibitipoca, Lima Duarte, Minas Gerais. **MG. Biota**, Belo Horizonte, v. 1, n. 6, p. 04-17, fev./mar. 2009. Disponível em: <https://mgbiota.ief.mg.gov.br/ojs3/index.php/MB/article/view/79/50> Acesso em: 30 out. 2021

OLIVEIRA et al. Relato de caso envolvendo a translocação de uma fêmea de *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae) para um recinto semi-natural, como estratégia de conservação da espécie em Minas Gerais, Brasil. **Neotropical Primates**, v. 26 n. 2, p. 56-63, dez. 2020. Disponível em: http://static1.1.sqspcdn.com/static/f/1200343/28480450/1636244379727/NP26_2_Oliveira_et_al_pp.56-63.pdf?token=h8cgZhXOm69qsGq3SDI9WHvXUJM%3D. Acesso em: 30 jul. 2021.

PINTO, L. P. et al. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um *hotspot* mundial. In: ROCHA et al. (ed.) **Biologia da Conservação**: essências. São Carlos: RiMa, 2006. c. 4, p. 91-118.

POSSAMAI, C. **Figura 1 – *Brachyteles hypoxanthus* (muriqui-do-norte)**. s/d. 1 fotografia.

REED, D. et al. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. **Biological Conservation**, v. 113, n. 1, p. 23-34, set. 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00346-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00346-4). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320702003464>. Acesso em: 03 mar. 2021.

REIS, N.R. et al. **Primatas do Brasil**. Guia de Campo. 1ªed. Rio de Janeiro. Technical Books Editora. 2015.

RYLANDS, A.B. et al. ***Alouatta guariba ssp. guariba*. The IUCN Red List of Threatened Species**: e. T39916A10285145, 2003. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/39916/10285145>. Acesso em: 5 jul. 2020

RYLANDS, A. B.; MITTERMEIER, R. A.; RODRIGUEZ-LUNA, E. A species list for the New World primates (Platyrrhini): Distribution by country, endemism, and conservation status according to the Mace-Land system. **Neotropical Primates**, v.

3., n. (suppl.), p. 113-164, set. 1995. Disponível em:

<http://static1.1.sqspcdn.com/static/f/1200343/18197354/1337025536577/NP3.suppl.pdf?token=uFcJjPsFkqaOVCfZBhWvUxcwdZE%3D>. Acesso em: 04 abr. 2021.

RYLANDS, A. B. et al. An assessment of the diversity of New World primates.

Neotropical Primates, v. 8, n. 2, p. 61-93, 2000. Disponível em:

<http://static1.1.sqspcdn.com/static/f/1200343/18197706/1337026096653/NP8.2.pdf?token=82hBaUAm60Z8l%2F4xZ6lvst2v5Vk%3D> Acesso em: 05 mai. 2022.

SANTANA, B. E. M. M. et al. Densidade, tamanho populacional e abundância dos primatas em um fragmento de floresta atlântica em Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32., n. 6, p. 1009-1117, dez. 2008. DOI:

<https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000600016>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rarv/a/PXDY5PqrCjhTNm5jnYcbtZM/abstract/?lang=pt>.

Acesso em: 25 abr. 2022.

SCHOEN, P. Figura 3 – *Alouatta guariba clamitans* (bugio-ruivo). 2010. 1 fotografia:

Disponível em: <https://pt.wikipedia.org/wiki/Bugio-ruivo>. Acesso em: 23 mar. 2022.

SHAFFER, M. L. Minimum population sizes for species conservation. **BioScience**, v.

31, n. 2, p. 131-134, fev. 1981. DOI: <https://doi.org/10.2307/1308256>. Disponível em:

<https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/31/2/131/223836>. Acesso em:

22 ago. 2021.

STALLINGS, J. et al. Mamíferos do Parque Florestal Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 7, n. 4, p. 663-677, 1990.

DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-81751990000400022>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rbzool/a/bPCRS6JMtTn6gXP75NLmLCB/abstract/?lang=pt>.

Acesso em: 23 abr. 2021

STRIER, K. B.; IVES, A. R. Unexpected Demography in the Recovery of an Endangered Primate Population. **PLoS One**, San Francisco, v. 7, n. 2, p. e44407,

set. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044407>. Disponível em:

<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0044407>. Acesso

em: 05 fev. 2022.

STRIER, K. B.; POSSAMAI, C. B.; MENDES S. L. Patterns of female northern muriquis: implications for social dynamics, life history, and conservation. *In*: T.

FURUICHI, T.; AURELI F.; YAMAGIWA J. (ed.). **Dispersal Primate Female**. Tokyo:

Springer, 2015, p. 3-22.

STRIER, K. B. et al. Demographic monitoring of wild muriqui populations: Criteria for defining priority areas and monitoring intensity. **PLoS One**, San Francisco, v.12, n.

12, p.0188922, dec. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188922>.

Disponível em:

<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0188922>. Acesso

em: 03 abr. 2022.

TABACOW, F. P. et al. New sightings of northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) females in forest fragments surrounding the Estação Biológica de Caratinga – RPPN

Feliciano Miguel Abdala, Minas Gerais, Brasil. **Neotropical Primates**, v .16, n. 2, p. 67-69, dec. 2009. Disponível em:
http://static1.1.sqspcdn.com/static/f/1200343/18197793/1337026106647/NP162_B.+hypoxanthus_Tabacow+et+al.pdf?token=OLTMYx9BrRNg7YO8I3ZTmBUS6r8%3D.
Acesso em: 13 jun. 2022.

TALEBI, M. et al. Contextualização sobre *Brachyteles arachnoides* e *Brachyteles hypoxanthus*. In: JERUSALINSKY, L.; TALEBI, M.; MELO, F.R. (orgs). **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis**: Série Espécies Ameaçadas nº 11 . Brasília: ICMBio, 2011. Parte I, p. 19-64

THOMAS, L. et al. Distance sampling. in: EL-SHAARAWI; A. H.; PIEGORSCH, W. W. (ed.) **Encyclopedia of Environmetrics**, 1. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2002. v.1, p. 544-552.

ANEXO A – Resultado dos modelos determinados pelo Distance Software para cada espécie

6.1 *Brachyteles hypoxanthus*

Model 1

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(1)**2))$

Results:

Convergence was achieved with 5 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -254.94009

Akaike information criterion = 511.88016

Bayesian information criterion = 514.06982

AICc = 511.94266

Final parameter values: 23.323765

Model 2

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(1)**2))$

Cosine adjustments of order(s) : 2

Results:

Convergence was achieved with 10 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -251.03236

Akaike information criterion = 506.06473

Bayesian information criterion = 510.44403

AICc = 506.25522

Final parameter values: 26.686039 0.51536733

Likelihood ratio test between models 1 and 2

Likelihood ratio test value = 7.8154

Probability of a greater value = 0.005180

*** Model 2 selected over model 1 based on minimum AIC

Model 3

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(1)**2))$

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3

Results:

Convergence was achieved with 12 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -251.01036

Akaike information criterion = 508.02072

Bayesian information criterion = 514.58966

AICc = 508.40781

Final parameter values: 26.519586 0.48661483 0.43700216E-01

Likelihood ratio test between models 2 and 3

Likelihood ratio test value = 0.0440

Probability of a greater value = 0.833846

*** Model 2 selected over model 3 based on minimum AIC

Detection Fct/Global/Parameter Estimates

6.2 *Alouatta guariba clamitans*

Model 1

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(1)**2))$

Results:

Convergence was achieved with 8 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -184.57702

Akaike information criterion = 371.15405

Bayesian information criterion = 372.76495

AICc = 371.26834

Final parameter values: 74.293148

Model 2

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(1)**2))$

Cosine adjustments of order(s) : 2

Results:

Convergence was achieved with 13 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -175.75736

Akaike information criterion = 355.51471

Bayesian information criterion = 358.73654

AICc = 355.86765

Final parameter values: 74.883714 0.58355095

** Warning: Parameters are being constrained to obtain monotonicity. **

Likelihood ratio test between models 1 and 2

Likelihood ratio test value = 17.6393

Probability of a greater value = 0.000027

*** Model 2 selected over model 1 based on minimum AIC

Model 3

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(1)**2))$

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3

Results:

Convergence was achieved with 11 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -173.65688

Akaike information criterion = 353.31375

Bayesian information criterion = 358.14651

AICc = 354.04102

Final parameter values: 75.909275 0.60464253 0.11320480

** Warning: Parameters are being constrained to obtain monotonicity. **

Likelihood ratio test between models 2 and 3

Likelihood ratio test value = 4.2010

Probability of a greater value = 0.040401

*** Model 3 selected over model 2 based on minimum AIC

Model 4

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(1)**2))$

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3, 4

Results:

Convergence was achieved with 23 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -168.69722

Akaike information criterion = 345.39444

Bayesian information criterion = 351.83810

AICc = 346.64444

Final parameter values: 77.832859 0.85898505 0.16076757
0.25179865

** Warning: Parameters are being constrained to obtain monotonicity. **

Likelihood ratio test between models 3 and 4

Likelihood ratio test value = 9.9193

Probability of a greater value = 0.001635

*** Model 4 selected over model 3 based on minimum AIC

Model 5

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(1)**2))$

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3, 4, 5

Results:

Convergence was achieved with 36 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -167.71189

Akaike information criterion = 345.42380

Bayesian information criterion = 353.47836

AICc = 347.35928

Final parameter values: 71.642018 0.60643966 0.32206570
0.21287853

0.26260424

** Warning: Parameters are being constrained to obtain monotonicity. **

Likelihood ratio test between models 4 and 5

Likelihood ratio test value = 1.9706

Probability of a greater value = 0.160379

*** Model 4 selected over model 5 based on minimum AIC