

# ANÁLISE DA VIABILIDADE POPULACIONAL DE BUGIOS-RUIVOS *ALOUATTA GUARIBA CLAMITANS* (CABRERA, 1940), EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA NO SUDESTE DO BRASIL

Anne Sophie de Almeida e Silva<sup>1</sup>, Vanessa Barbisan Fortes<sup>2</sup> e Julio Cesar Voltolini<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Primatologia, PPG em Ciências Biológicas (Zoologia), Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP. [annesophie.as@hotmail.com](mailto:annesophie.as@hotmail.com)

<sup>2</sup> Laboratório de Primatologia, Departamento de Zootecnia e Ciências Biológicas/CESNORS, Universidade Federal de Santa Maria, Palmeira das Missões, RS. [barbisan.vanessa@gmail.com](mailto:barbisan.vanessa@gmail.com)

<sup>3</sup> Departamento de Biologia, ECOTROP (Grupo de Pesquisa e Ensino em Biologia da Conservação), Universidade de Taubaté, Taubaté, SP. [jcvoltol@uol.com.br](mailto:jcvoltol@uol.com.br)

## Resumo

Estudos de análise de viabilidade populacional em áreas sujeitas a fortes pressões antrópicas são de grande importância para a conservação, auxiliando no manejo focado em fatores que ameaçam as populações. Os objetivos deste estudo foram: (1) obter a probabilidade de extinção em 100 anos de populações de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*) em fragmentos de Mata Atlântica, (2) identificar o tamanho populacional mínimo viável (PMV) e (3) a área mínima dos remanescentes para manter a PMV. Entre agosto de 2014 e julho de 2015, foram percorridas trilhas, das 8h às 17h, em 21 fragmentos florestais remanescentes, utilizando-se o levantamento extensivo, totalizando um esforço amostral de 84 dias de campo (672 horas). A presença do bugio foi confirmada em 12 fragmentos. Foram simulados cenários com migração entre fragmentos distantes até 50 m entre si e sem migração acima dessa distância, por meio de 1,000 iterações no VORTEX v. 10.1. Foram considerados diferentes tipos e frequências de catástrofes, como fragmentação (de 1 a 3% ao ano), eletrocussão (0-1%), ataque de cães domésticos (0-1%), atropelamento (0-0.5%) e caça (0-1%). Foi obtida uma probabilidade de extinção menor do que 10% para 50% (n=6) dos remanescentes, configurando um sistema metapopulacional. Os resultados sugerem que é essencial um manejo que garanta a conectividade e a proteção dos fragmentos contra catástrofes. Se as taxas dessas perturbações, como a fragmentação não aumentarem, pode-se esperar uma relativa estabilidade da metapopulação de bugios na região, com exceção de um remanescente isolado, de 37 ha, no qual a probabilidade de extinção atingiu 89%. Particularmente, para esse fragmento, o reforço populacional ou a translocação dos indivíduos é necessária, uma vez que a extinção dessa população é iminente.

**Palavras-chave:** *Alouatta*, AVP, modelagem, população mínima viável, VORTEX.

## Abstract

Analyses of population viability in areas under strong anthropic pressures are of great value to conservation, assisting in the management focused on factors that harm the populations. The aims of this study were: (1) obtain the extinction probability, in 100 years, for populations of brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*) inhabiting remnants of Atlantic Rainforest in Taubaté, Southeast Brazil, (2) identify the minimum viable population size (MVP), and (3) the minimum dynamic area (MDA). Between August 2014 and July 2015, from 8h until 17h, we carried out broad surveys in 21 forest fragments, totalizing 84 field days (672 hours) of sampling effort. The presence of brown howler monkeys was confirmed in 12 fragments. Using the software Vortex v.10.1, through 1,000 iterations, we then simulated scenarios considering the existence of migration between fragments distant up to 50 m from each other, and no migration above this distance. We considered different types and frequencies of catastrophes: fragmentation (1 to 3% per year), electrocution (0 to 1%), attacks by domestic dogs (0 to 1%), running over (0 to 0.5%), and hunting (0 to 1%). We obtained a probability of extinction smaller than 10% for 50% (n=6) of the forest remnants, configuring a metapopulation system. The results suggest that is essential ensuring connectivity and protection the fragments against catastrophes. If the rate of disorders, such as fragmentation, doesn't increase, we can expect a relative stability of the brown howler monkeys metapopulation in the region. The exception is the local population inhabiting an isolated fragment of 37 ha, for which the extinction seems to be imminent (89% of probability), unless some management measure (assuring population reinforcement) is taken.

**Keywords:** *Alouatta*, PVA, modeling, minimum viable population, VORTEX.

## Introdução

O tamanho populacional é o resultado de fatores extrínsecos naturais, como predação, competição e doenças e fatores intrínsecos, como fecundidade, mortalidade e migração, os quais ajudam a determinar a tendência de longo prazo da dinâmica populacional (Hernández-Pacheco *et al.*, 2013). No entanto, fatores antrópicos como a fragmentação afetam negativamente a dinâmica populacional das espécies, ao alterar a configuração da paisagem, tanto pela diminuição do tamanho dos remanescentes como pelo aumento do grau de isolamento entre manchas (Dias *et al.*, 2015; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017). Algumas espécies de primatas encontram dificuldades em deslocar-se por matrizes homogêneas e pouco permeáveis ou por matrizes heterogêneas compostas por um mosaico de fragmentos pouco favoráveis (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2017). A diminuição de áreas nativas faz com que as populações de primatas concentrem-se em áreas pequenas, nas quais o tamanho é frequentemente um fator limitante para sua sobrevivência (Ordóñez-Gómez *et al.*, 2015; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017). Em paisagens fragmentadas, observa-se uma relação entre a redução de habitat e a diminuição da probabilidade de dispersão entre remanescentes (Da Silva *et al.*, 2015). O isolamento reduz o fluxo gênico e aumenta o grau de parentesco entre indivíduos residentes de uma mesma mancha, tornando a população suscetível à extinção devido à endogamia (De Vleeschouwer e Raboy, 2013; Puig-Lagunes *et al.*, 2016).

No entanto, não raramente em paisagens fragmentadas as espécies estabelecem-se em sistemas metapopulacionais nos quais embora as populações vivam em manchas distintas, interagem entre si, por meio de eventos de migração (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017). A partir desse contexto, a Análise de Viabilidade Populacional (AVP), surge como uma valiosa abordagem analítica para propor recomendações de gestão, a fim de aumentar a persistência das populações de primatas (Volampeno *et al.*, 2015). Por meio da análise de viabilidade, é possível avaliar o efeito de diferentes variáveis em populações pequenas e contribuir no estabelecimento de estratégias que reduzam a chance de extinção de uma dada população (Da Silva *et al.*, 2016).

A utilização da AVP em estudos com primatas tem explorado diferentes abordagens. Em particular, o efeito dos parâmetros demográficos sobre o crescimento da população tem sido usado como um índice, para avaliar a importância de certas fases da vida para a conservação. Em um estudo no México, utilizou-se a AVP para obter a contribuição de parâmetros demográficos no crescimento de populações de *Alouatta palliata mexicana* e para comparar a probabilidade de extinção local da espécie em dois cenários, um de populações isoladas e outro metapopulacional (Mandujano e Escobedo-Morales, 2008). Na Costa Rica, a AVP também foi utilizada para comparar populações de *A. palliata* em

cenários com metapopulações e populações isoladas (Rodríguez-Matamoros *et al.* 2012). Na Argentina, um estudo de AVP buscou examinar o impacto da febre amarela como uma catástrofe que afeta *A. guariba clamitans* (Agostini *et al.*, 2013). Já no Brasil, a maioria das análises de viabilidade em primatas foram realizadas com o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) (Paglia, 2003) e com o miquiqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) (Strier e Ives, 2012).

O bugio-ruivo, *Alouatta guariba clamitans*, é um primata arborícola, endêmico da Mata Atlântica e de ampla distribuição, sendo encontrado desde o sul da Bahia até o Rio Grande do Sul (Bicca-Marques *et al.*, 2015). Devido a sua alimentação frugívora-folívora, a pequena área de vida e a capacidade de explorar a matriz, suas populações têm persistido em fragmentos de tamanho reduzido, nos quais outras espécies de primatas não conseguem sobreviver (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009; Silva *et al.*, 2017). Apesar dos bugios serem citados como táxons relativamente tolerantes à perda e fragmentação das florestas tropicais, estes têm se tornado localmente extintos em diversas paisagens fragmentadas, o que ressalta a influência negativa da perda de habitat sobre suas populações (Puig-Lagunes *et al.*, 2016).

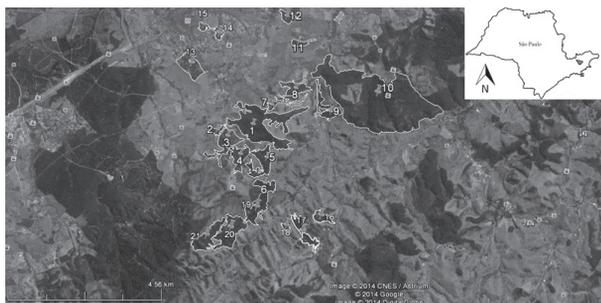
Atualmente, *A. guariba clamitans*, na classificação nacional encontra-se vulnerável (VU) (Portaria MMA nº 444, 2014) e ameaçada para o estado de São Paulo (São Paulo/Decreto nº 60,133, 2014). Esse cenário faz com que sejam urgentes ações de conservação, que forneçam informações sobre o atual estado das populações, e as principais ameaças as quais a espécie está sujeita (Agostini *et al.*, 2013).

Este estudo teve por objetivo geral produzir estimativas de probabilidade de persistência de populações de bugios-ruivos em remanescentes florestais em Taubaté, SP. Os objetivos específicos foram: (1) Estimar as chances de persistência dessas populações; (2) Identificar o tamanho populacional mínimo viável (PMV) para a manutenção da espécie nos diferentes fragmentos; (3) Estimar a área mínima dos remanescentes para manter a PMV. A principal hipótese testada neste estudo foi que fragmentos pequenos e/ou isolados não apresentam populações mínimas viáveis e estas devem apresentar baixa probabilidade de persistência para os próximos 100 anos.

## Material e métodos

### Área de estudo

O trabalho de campo foi conduzido em 21 fragmentos de Mata Atlântica, localizados no município de Taubaté (23° 01' 30" S e 45° 33' 31" W), Vale do Paraíba, SP (Fig. 1). A região apresenta temperatura média de 22°C e 1,335 mm de precipitação anual, tendo duas estações bem definidas: uma chuvosa que corresponde ao verão e outra seca que corresponde ao inverno (Fisch, 1995).



**Figura 1.** Localização de Taubaté em relação ao estado de São Paulo. Em destaque os remanescentes amostrados. Fonte: Google Earth, 2014

### Planejamento da amostragem

As amostragens foram realizadas entre agosto de 2014 e julho de 2015, nos quais, foram percorridas trilhas das 8 às 12 h e das 13 às 17 h, utilizando-se o método do levantamento extensivo (*broad surveys*) (NRC, 1981). Esse método assim como a transecção linear busca amostrar todo o remanescente, mas diferencia-se do anterior por possibilitar ao observador sair das trilhas durante a amostragem, caso julgue necessário. O levantamento extensivo é ideal para amostrar grandes áreas geográficas em um curto período de tempo. As observações são realizadas frequentemente em trilhas pré-existentes ou estradas, sendo possível obter a distribuição de uma espécie ao longo da paisagem, a abundância relativa em diferentes áreas e informações básicas sobre a composição e a idade das populações (NRC 1981; Fortes, 2008; Silva *et al.*, 2017).

O número de visitas dependeu do tamanho do fragmento, de modo que, remanescentes com até 11 ha foram amostrados em 3 dias, os de tamanho entre 12 e 35 ha em 4 dias, e os maiores que 35 ha em 5 dias. O número de trilhas percorridas por fragmento variou de 3 a 10, com um tamanho médio de 1 km por trilha. O esforço amostral por área também variou de acordo com o tamanho do remanescente, de 30 km a 80 km percorridos em cada mancha. Ao todo foram 84 dias de campo, 7 por mês e um esforço de 672 horas em campo. Para a etapa inicial, de presença/ausência da espécie, esta foi considerada presente no fragmento quando houve registro direto (visual ou auditivo) ou indireto (fezes). Quando a presença da espécie foi confirmada em um remanescente, a etapa seguinte foi a de levantamento populacional, na qual a cada avistamento era anotado o número de indivíduos e sua classificação sexo-etária segundo Mendes (1989).

Para caracterizar a paisagem foram consideradas como métricas a área do remanescente e o grau de isolamento. Foram selecionadas estas duas métricas após um estudo prévio realizado na região. Apesar desse estudo ter encontrado relação apenas entre a presença do bugio-ruivo com a área do fragmento (Regressão logística múltipla;  $\chi^2 = 1.16$ ;  $P = 0.00$ ;  $N = 21$ ) e não ter obtido relação entre a ocupação

dos remanescentes com outras métricas da paisagem, tais como índice de forma e grau de isolamento (Silva *et al.*, 2017) optamos por manter essa última métrica neste estudo. Como eram necessárias informações sobre a possibilidade de migração de indivíduos entre manchas para executar as análises de viabilidade, utilizou-se o fragmento mais próximo (DFP) como métrica representativa do grau de isolamento. As análises da paisagem foram realizadas no *software* ArcGIS 9.3 (ESRI, 2008).

Foram realizadas análises de viabilidade populacional para as populações de cada uma das manchas. A população foi considerada extinta quando restavam indivíduos de apenas um sexo sem possibilidade de migração. O tamanho inicial da população foi estabelecido a partir do cálculo de abundância (número de indivíduos avistados/10 km percorridos) para cada remanescente. Já à capacidade suporte foi considerada como um pouco mais do que o dobro da população inicial (Agostini *et al.*, 2013). Quanto à depressão por endogamia (número de equivalentes letais), o valor médio citado na literatura para populações de mamíferos em cativeiro é de 3.14 equivalentes letais (LE) (Ralls *et al.*, 1988). No entanto, as populações selvagens que vivem em ambientes potencialmente mais hostis, são mais vulneráveis à endogamia do que as populações cativas. Assim, o impacto de endogamia para este estudo foi modelado como 6 equivalentes letais sobre a mortalidade juvenil, com 50% do efeito devido a alelos recessivos letais (O'Grady *et al.*, 2006).

A população de bugios foi modelada por um período de 100 anos (cerca de 15 gerações) para que as tendências populacionais de longo prazo pudessem ser observadas (Agostini *et al.*, 2013). A fim de obter um cenário mais completo da simulação da população foram realizadas 1,000 repetições no programa VORTEX v. 10.1 (Lacy e Pollak, 2015). Parte dos parâmetros utilizados para gerar os modelos foram retirados de Agostini *et al.* (2013). Os demais parâmetros foram obtidos de estimativas geradas a partir dos dados de Silva (2013) e dos dados coletados em campo (Tabela 1).

Para obter a viabilidade da metapopulação foi simulado um modelo com todos os fragmentos em um cenário com migração a uma taxa de 1%/número de remanescentes ao ano, entre fragmentos distantes até 50 m e sem migração acima dessa distância. O valor de 50 m foi estabelecido a partir das distâncias máximas de deslocamento observadas ( $n = 3$ ) em campo na região. Apesar de haver registros na literatura para *Alouatta* spp. de 656 m (Mandujano *et al.*, 2004), sabe-se que a distância de deslocamento terrestre é bastante variável entre populações e dependente da configuração espacial dos remanescentes. Como para a região, temos 7 anos de monitoramento e nenhum registro de deslocamento terrestre acima dos 50 m optamos por manter essa distância.

**Tabela 1.** Valores utilizados nas análises de viabilidade. \*Valores retirados de Agostini *et al.* (2013); \*\* Valores calculados a partir dos dados de Silva (2013); \*\*\* Valores obtidos das observações em campo.

Parâmetros	Valores
Número de iterações	1,000
Número de anos	100
Duração de cada ano (em dias)	365
Número de populações	12
Definição de extinção	Resta somente 1 sexo
Depressão por endogamia (Número de equivalentes letais)*	6
Efeito de endogamia devido a alelos recessivos letais (%)*	50
Sistema de cruzamento*	Poligínica
Idade da primeira reprodução para fêmeas (anos)*	5
Idade da primeira reprodução para machos (anos)*	6
Idade máxima de reprodução para fêmeas e machos (anos)*	16
Idade máxima (em vida livre)*	16
Número máximo de reprodução por ano*	1
Número de prole por reprodução*	1
Proporção sexual no nascimento*	1:1
Fêmeas adultas reprodutivas no grupo (%)**	Varia para cada fragmento
Taxa de mortalidade nos primeiros quatro anos de vida (%)**	Varia para cada fragmento
Probabilidade de catástrofes/ano tipo I: Fragmentação (%)**	Varia para cada fragmento
Probabilidade de catástrofes/ano tipo II: Eletrocussão (%)**	Varia para cada fragmento
Probabilidade de catástrofes/ano tipo III: Ataque de cães (%)**	Varia para cada fragmento
Probabilidade de catástrofes/ano tipo IV: Atropelamento (%)**	Varia para cada fragmento
Monopolização de cópulas por parte dos machos (%)*	100
Tamanho inicial da população***	5 a 40
Capacidade suporte (K)	15 a 100
Probabilidade de mudança na capacidade suporte em 10 anos (%)**	-5
Caça***	Não
Simulação de reforço genético por translocação de indivíduos	Não

## Resultados

Dos 21 fragmentos amostrados, o bugio-ruivo esteve presente em 57.14% (n = 12) dos remanescentes. A espécie

ocupou fragmentos com tamanho médio de 73.5 ha (6.9 ha a 460 ha) e a as distâncias do fragmento mais próximo variaram entre 10 e 1,000 m (Tabela 2).

**Tabela 2.** Métricas da paisagem e distância total percorrida em cada fragmento cuja presença dos bugios foi confirmada (N = 12).

Fragmento	Tamanho do fragmento (ha)	Distância do fragmento mais próximo (m)	Distância percorrida (km)
1	140	26	80
2	6.9	11	30
3	36.4	12	60
4	26.1	15	50
5	38	15	60
6	14.3	36	40
8	22.9	22	48
10	460	42	80
13	37	1,000	55

Fragmento	Tamanho do fragmento (ha)	Distância do fragmento mais próximo (m)	Distância percorrida (km)
19	33	10	55
20	52	10	68
21	37.2	12	60

As probabilidades de extinção em 100 anos para as doze populações simuladas variaram de <0.01% a 89%, e a taxa de crescimento populacional, de 0.011 a 0.53. A probabilidade de extinção foi menor do que 10% para 50% (n=6) dos fragmentos. O remanescente 10 foi o que apresentou menor probabilidade de extinção, e uma população final estimada de  $75 \pm 2$  indivíduos. Em contrapartida, o fragmento

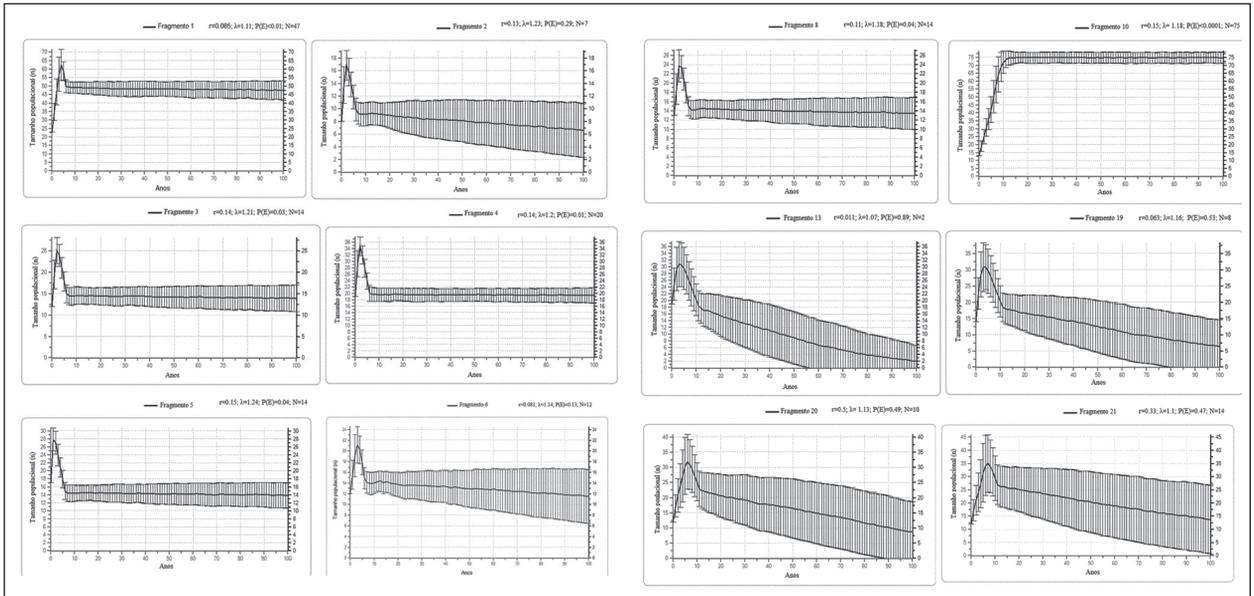
13 apresentou a maior probabilidade média de extinção, estimando-se que a população diminua de 19 para 2 indivíduos em 100 anos. O fragmento 19 foi o segundo com maior probabilidade média de extinção, de 53%, seguido dos remanescentes 20 e 21, com 49% e 47% de chance das populações se extinguirem, respectivamente (Tabela 3).

**Tabela 3.** Resultado das 1,000 iterações para as populações de bugios na região.

Fragmento	Taxa de crescimento populacional (r)	Probabilidade de extinção (PE)	Tamanho inicial da população (N)	Tamanho final esperado da população (N)
1	0.085	<0.01	23	47±5
2	0.13	0.29	8	7±4
3	0.14	0.03	12	14±3
4	0.14	0.01	19	20±2
5	0.15	0.04	17	14±3
6	0.081	0.13	12	12±5
8	0.11	0.04	13	14±3
10	0.15	<0.0001	13	75±2
13	0.011	0.89	19	2±2
19	0.063	0.53	14	7±6
20	0.53	0.49	12	9±8
21	0.33	0.47	13	14±13

A capacidade suporte estimada variou de 20 a 80 indivíduos/fragmento. A maioria das populações locais nesta simulação apresentou um breve crescimento inicial seguido de declínio, porém evidenciando uma tendência ao equilíbrio em longo prazo no contexto metapopulacional simulado. Poucas delas mostraram tendência a um declínio gradual, com o passar do tempo, e apenas uma (no maior fragmento) apresentou tendência de crescimento até atingir um tamanho estável (Fig. 2).

Os resultados das 1,000 repetições para os doze fragmentos sugerem que a população mínima viável (PMV) para a região estudada, em um período de 100 anos, é de cerca de 140 indivíduos, desde que haja migração entre os fragmentos e, catástrofes não previstas no modelo, como epidemias, não acometam os animais. A PMV por fragmento, quando há migração de bugios entre as manchas, é de  $12 \pm 2$  indivíduos, na qual a probabilidade de extinção é inferior a 10%, em um intervalo de 100 anos. A área mínima viável é  $18 \pm 3$  ha por fragmento, novamente quando há deslocamento de indivíduos entre os remanescentes.



**Figura 2.** Análise de viabilidade para as populações dos 12 remanescentes. A curva mostra o tamanho populacional esperado (média  $\pm$  desvio padrão) em um intervalo de 100 anos. Legenda: r: taxa de crescimento populacional; lambda ( $\lambda$ ): taxa de crescimento determinístico; P(E): probabilidade de extinção; N: tamanho esperado da população em 100 anos.

## Discussão

A baixa probabilidade de extinção para a maior parte das populações de bugios deste estudo (<10% para 6 populações), por um lado, poderia ser considerado um bom indicativo para a conservação da espécie na região. A ausência de efeitos marcantes do isolamento dos fragmentos sobre as populações locais indica que a configuração da paisagem e possivelmente a permeabilidade da matriz não oferecem limitações severas à dispersão, configurando um sistema metapopulacional (Silva *et al.*, 2017). Por outro lado, o gênero *Alouatta* é relativamente resistente às fases iniciais da fragmentação, beneficiando-se da falta de grandes predadores e da proliferação da vegetação secundária, de modo que a resposta temporal do gênero às modificações ambientais pode ser lenta (Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017). Em um estudo populações de *A. caraya* mantiveram-se estáveis, tanto em número de indivíduos, quanto em densidade ao longo de 22 anos de fragmentação e retirada de madeira (Zunino *et al.*, 2007).

Embora haja uma tendência das simulações apresentarem probabilidade de extinção associada ao tamanho inicial das populações, a extinção esteve mais relacionada à conectividade dos remanescentes do que ao tamanho populacional inicial. O que sugere que fragmentos isolados não conseguem manter populações mínimas viáveis corroborando com nossa hipótese. Uma das explicações é que à medida que o tamanho populacional diminui e o isolamento aumenta, surgem novas ameaças (catástrofes) que comprometem a estabilidade e a persistência das populações (Vollampeno *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2017). Catástrofes são eventos raros e difíceis de serem observados que, no entanto, comprometem a sobrevivência das populações (Agostini *et al.*, 2013). Como exemplo, a ocorrência de epidemias

de febre amarela tem sido apontada como uma das principais ameaças para a conservação dos bugios (Moreno *et al.*, 2015; Oklander *et al.*, 2017). Em um estudo de AVP na Argentina, com *A. guariba clamitans* simulações mostraram que se a febre amarela tivesse uma probabilidade de ocorrência de 6% ao ano, o efeito nas populações seria grave, matando até 80% dos indivíduos em um período de surto (Agostini *et al.*, 2013).

Outro estudo comparou a estrutura genética e os padrões de dispersão de duas populações de *A. caraya*, uma em uma floresta contínua e outra em uma floresta fragmentada. Os resultados mostraram uma recente diferenciação genética entre os grupos residentes na floresta fragmentada. Em contraste, os grupos da floresta contínua não apresentaram qualquer diferenciação (Oklander *et al.*, 2010). Diferenças entre habitats podem refletir em um reduzido fluxo gênico fornecendo evidências genéticas que sustentam que o isolamento limita a capacidade do bugio de se dispersar (Fortes, 2008; Silva, 2013; Oklander *et al.*, 2017). Em remanescentes isolados há uma perda genética ainda maior do que aquela originada pela redução do tamanho populacional. Uma situação ainda mais grave é que o isolamento pode promover a fixação de alelos deletérios ao longo das gerações, levando-as rapidamente à extinção (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017). Ainda que para o fragmento 13 haja uma população significativa de bugios, sua sobrevivência não está assegurada em longo prazo, devido aos endocruzamentos e à consequente perda da variabilidade genética.

Além disso, a endogamia provoca um aumento da susceptibilidade a flutuações estocásticas que podem levar à extinção (Oklander *et al.*, 2017). Desse modo, medidas de conservação como a translocação dos indivíduos, podem ser realizadas, tendo em vista tanto a extrema vulnerabilidade da população, quanto o isolamento, dificultando, assim,

a criação de um corredor ecológico. Outra possível solução seria o reforço populacional, por meio da introdução de indivíduos na área, o que poderia contribuir para o aumento da variabilidade genética da espécie na região e a redução das chances de extinção (Marsh, 2003).

A área do fragmento é citada como um fator chave nas simulações de viabilidade populacional para *Alouatta*. Alguns estudos têm encontrado elevadas probabilidades de extinção para o gênero quando os remanescentes considerados apresentam tamanho reduzido, abaixo de 15 ha (Agostini *et al.*, 2013). Isso pode ser explicado pelo fato de que fragmentos pequenos suportam um baixo número de indivíduos, além de que com a redução da área, diminui a qualidade do habitat (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017), o número de alelos e a diversidade genética, conforme observado para os primatas neotropicais (Oklander *et al.*, 2017).

Os resultados da AVP sugerem direções importantes para o manejo das populações (Volampeno *et al.*, 2015; Da Silva *et al.*, 2016) indicando que são essenciais medidas que assegurem a manutenção da conectividade das áreas e a proteção dos remanescentes, contra catástrofes previstas no modelo, como a fragmentação, e não previstas, como um surto de febre amarela ou incêndios. Se as taxas dessas catástrofes não aumentarem, com base nos resultados, pode-se esperar uma relativa estabilidade da metapopulação de bugios na região, com exceção do fragmento 13, no qual a extinção local da população é iminente.

## Referências

- Agostini, I., Desbiez A. L. J. and Miller, P. (Eds.). 2013. *Brown Howler Monkey Conservation Workshop IUCN/SSC*. Conservation Breeding Specialist Group (CBSG), Brasil. 70 p.
- Arroyo-Rodríguez, V. and Dias, P. A. D. 2009. Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. *Am. J. Primatol.* 72(1): 1–16.
- Arroyo-Rodríguez, V. and Fahrig, L. 2014. Why is a landscape perspective important in studies of primates? *Am. J. Primatol.* 76(10): 901–909.
- Arroyo-Rodríguez, V., Galán-Acedo, C. and Fahrig, L. 2017. Habitat Fragmentation. *The International Encyclopedia of Primatology* 1–10.
- Bicca-Marques, J. C., Alves, S. L., Ingberman, B., Buss, G., Fries, B. G., Alonso, A., Cunha, R. G. T. and Miranda, J. M. D. 2015. Avaliação do risco de extinção de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira, Brasília.
- Da Silva, L. G., Ribeiro, M. C., Hasui, É., da Costa, C. A., and da Cunha, R. G. T. 2015. Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences Neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. *PLoS One*, 10(2). doi: 10.1371/journal.pone.0114025.
- Da Silva, F. A., Canale, G. R., Kierulff, M. C., Duarte, G. T., Paglia, A. P., and Bernardo, C. S. 2016. Hunting, pet trade, and forest size effects on population viability of a critically endangered neotropical primate, *Sapajus xanthosternos* (Wied-Neuwied 1826). *Am. J. Primatol.* 78(9): 950–960.
- De Vleeschouwer, K. M. and Raboy, B. E. 2013. Multi-level and transdisciplinary approaches to understanding endangered primates in complex landscapes: Golden-headed lion tamarins in Southern Bahia, Brazil. In: Marsh, L. & Chapman, C. A. (Eds.), *Primates in fragments. Developments in Primatology: Progress and Prospects.* (v.2, pp. 275–297). New York: Springer Science + Business Media.
- Dias, P. A. D., Coyohua-Fuentes, A., Canales-Espinosa, D., and Rangel-Negrín, A. 2015. Group structure and dynamics in black howler monkeys: a 7-year perspective. *Int. J. Primatol.* 36: 311–331.
- Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2008. *ArcGis Professional Gis for the desktop*. Versão 9.3.
- Fisch, G. 1995. Caracterização climática e balanço hídrico de Taubaté (SP). *Revista Biociências* 1(1): 81–90.
- Fortes, V. B. 2008. *Ecologia e comportamento do bugio-ruivo Alouatta guariba clamitans (Cabrera, 1940) em fragmentos florestais na depressão central do Rio Grande do Sul, Brasil*. 145p. Tese (Doutorado em Zoologia) - PUC, Porto Alegre, 2008.
- Hernández-Pacheco, R., Rawlins, R. G., Kessler, M. J., Williams, L. E., Ruiz-Maldonado, T. M., González-Martínez, J., Ruiz-Lambides, A. V. and Sabat., A. M. 2013. Demographic variability and density-dependent dynamics of a free-ranging rhesus macaque population. *Am. J. Primatol.* 75: 1152–1164.
- Lacy, R. C. and Pollak, J. P. (2015). *VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process*. Version 10.1.1.0 Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA. 203 p.
- Mandujano, S., L. A. Escobedo-Morales, & R. Palacios-Silva. 2004. Movements of *Alouatta palliata* among forest fragments in Los Tuxtlas, Mexico. *Neotrop. Primates* 12(3): 126–131.
- Mandujano, S. and Escobedo-Morales, L. A. 2008. Population viability analysis of howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*) in a highly fragmented landscape in Los Tuxtlas, Mexico. *Trop. Cons. Science* 1: 43–62.
- Marsh, L. 2003. The nature of fragmentation. In: Marsh, L. (Ed.), *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. (pp. 1–10). New York, Kluwer.
- Mendes, S. L. 1989. Estudo ecológico de *Alouatta fusca* (Primates, Cebidae) na Estação Biológica de Caratinga, MG. *Rev. Nordestina Biol.* 6(2): 71–104.
- Moreno, E. S., Agostini, I., Holzmann, I., Di Bitetti, M. S., Oklander, L. I., Kowalewski, M. M., Beldomenico, P. M., Goenaga, S., Martínez, M., Lestani, E., Desbiez, A. L. J. and Miller, P. S. 2015. Yellow fever impact on brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*) in Argentina: a metamodeling approach based on population viability analysis and epidemiological dynamics. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*.

- National Research Council (NRC). 1981. *Techniques for the Study of Primate Population Ecology*. Washington, National Academy Press. 233 p.
- O'Grady, J. J., Brook, B. W., Reed, D. H., Ballou, J. D., Tonkyn, D. W. and Frankham, R. 2006. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biol. Conserv.* 133: 42–51.
- Oklander, L. I., Miño, C. I., Fernández, G., Caputo, M. and Corach, D. 2017. Genetic structure in the southernmost populations of black-and-gold howler monkeys (*Alouatta caraya*) and its conservation implications. *PLoS ONE* 12(10): e0185867.
- Oklander, L. I., Kowalewski, M. M. and Corach, D. 2010. Genetic consequences of habitat fragmentation in black-and-golden Howler (*Alouatta caraya*) populations from northern Argentina. *Int. J. Primatol.* 31(5): 813–832.
- Ordóñez-Gómez, J. D., Arroyo-Rodríguez, V., Nicasio-Arzeta, S. and Cristóbal-Azkarate, J. 2015. Which is the appropriate scale to assess the impact of landscape spatial configuration on the diet and behavior of spider monkeys? *Am. J. Primatol.* 77(1): 56–65.
- Paglia, A. P. 2003. Análises de viabilidade populacional: Quantos indivíduos? Serão eles suficientes? Estudo de caso para espécies ameaçadas da Mata Atlântica do Sul da Bahia. In: Prado P. I., Landau E. C., Moura R. T., Pinto L. P. S., Fonseca G. A. B., Alger K. (orgs.) *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia*. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP.
- Portaria MMA, Nº 444. 2014. Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. Disponível em: [http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/faunabrasileira/avaliacao-do\\_risco/PORTARIA\\_N%C2%BA\\_444\\_DE\\_17\\_DE\\_DEZEMBRO\\_DE\\_2014.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/faunabrasileira/avaliacao-do_risco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf). Acessado em: 10 de abril de 2014.
- Puig-Lagunes, Á. A., Canales-Espinosa, D., Rangel-Negrín, A. and Dias, P. A. D. 2016. *Int. J. Primatol.* 37(6): 656–670.
- Ralls, K., Ballou, J. D. and Templeton, A. R. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conserv. Biol.* 10: 769–775.
- Rodríguez-Matamoros, J., Villalobos-Brenes, F. and Gutiérrez-Espeleta, G. A. 2012. Population viability of *Alouatta palliata* (Primates: Atelidae) and *Cebus capucinus* (Primates: Cebidae) at Refugio de Vida Silvestre Privado Nogal, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 60(2): 809–32.
- Silva, A. S. A. 2013. *Ecologia e conservação do bugio-ruivo (Alouatta guariba clamitans) em um fragmento pequeno de Floresta Atlântica*. 56 p. Trabalho de Conclusão de Curso. (Bacharelado em Ciências Biológicas) - UNITAU, Taubaté, 2013.
- Silva, A. S. A., Fortes, V. B. and Voltolini, J. C. 2017. Influência da paisagem na presença e abundância do bugio-ruivo *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos florestais no Sudeste do Brasil. *Mastozool. Neotrop.* 24(2): 323–331.
- Strier, K. B. and Ives, A. R. 2012. Unexpected demography in the recovery of an endangered primate population. *PLoS One*, 7(9): e44407. doi: 10.1371/journal.pone.0044407.
- Volampeno, M. S. N., Randriatahina, G. H., Kalle, R., Wilson, A. L., and Downs, C. T. 2015. A preliminary population viability analysis of the critically endangered blue-eyed black lemur (*Eulemur flavifrons*). *Afr. J. Ecol.* 53: 419–427.
- Zunino, G. E., Kowalewski, M. M., Oklander, L. I. and González, V. 2007. Habitat fragmentation and population size of the black and gold howler monkey (*Alouatta caraya*) in a Semideciduous Forest in Northern Argentina. *Am. J. Primatol.* 69(9): 966–975.