

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

BIANCA INGBERMAN

**FATORES ECOLÓGICOS DE INFLUÊNCIA NA DISTRIBUIÇÃO
GEOGRÁFICA DE MURIQUI (*Brachyteles Spix 1823*) E BASES PARA
FORMULAÇÃO DE UMA ESTRATÉGIA DE CONSERVAÇÃO PARA O SUL
DO BRASIL.**

CURITIBA
2015

BIANCA INGBERMAN

FATORES ECOLÓGICOS DE INFLUÊNCIA NA DISTRIBUIÇÃO
GEOGRÁFICA DE MURIQUI (*Brachyteles* Spix 1823) E BASES PARA
FORMULAÇÃO DE UMA ESTRATÉGIA DE CONSERVAÇÃO PARA O SUL
DO BRASIL.

Tese apresentada ao Curso de pós-graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientador: Emygdio Leite de Araujo Monteiro Filho

CURITIBA
2015



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da tese, a que se submeteu **Bianca Ingberman** para fins de adquirir o título de Doutora em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.


Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

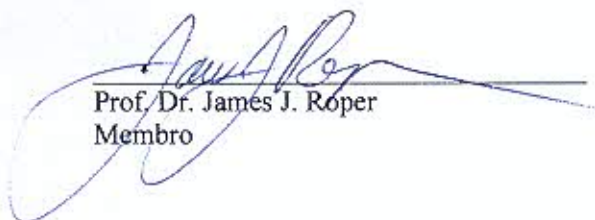
Curitiba, 02 de junho de 2015.

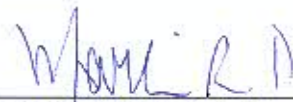
BANCA EXAMINADORA:


Prof. Dr. Emygdio L. A. Monteiro Filho
Orientador e Presidente


Prof. Dr. Fabiano Rodrigues de Melo
Membro


Dr. Leonardo L. Wedekin
Membro


Prof. Dr. James J. Roper
Membro


Prof. Dr. Marcio R. Pie
Membro


Prof. Dra. Isabela Galarda Varassin
Coordenadora do PPG-ECO



Dedico essa tese a todos aqueles “desconhecidos” que possuem o profundo conhecimento da natureza que os rodeia.

AGRADECIMENTOS

Obrigado ao meu orientador, Emygdio Leite de Araujo Monteiro Filho, por ter sido tão paciente e estar sempre disposto a me oferecer uma oportunidade. Nesses últimos 13 anos ao seu lado você tem sido mais que um orientador, tem sido um amigo. Obrigada por até agora me ensinar biologia, ecologia, ética, vida, suas histórias e conselhos me fizeram crescer como profissional e pessoa.

Aos meus pais e a toda a minha família, sem a qual eu não estaria finalizando mais essa etapa. Mesmo sem entender completamente o que eu estava fazendo estavam sempre ao meu lado, apoiando e incentivando. Ao meu companheiro para toda uma vida Roberto, pela parceria, amor, apoio e compreensão. Aos Ingbermans, Fuscus, Costas, Kupersteins, Tabachnicks, Krigners, Hogans, em especial aos novos membros Hugo, Sofi, Betina, Samuca, Liana e logo, logo Benjamim por deixarem a vida mais leve.

Ao pessoal do IPeC e do Laboratório de Biologia e Ecologia de Vertebrados, Caio, Rebe, Eric, Luci, Ariane, Lisa, Dani, Fabi e Gabriel. Ao povo do Moura Lab pelo acolhimento dessa agregada. Aos amigos Nina, Téia, Dandi, Salo, Benão, Fábio, Danny, Aninha, Cris, Eze e Karin, assim como a Maya, Noa e Pietro. Obrigada pessoal pelas risadas, churrascos e amizade, por estarem sempre dispostos a escutar nos momentos difíceis.

Ao Instituto de Pesquisas Cananéia por ter aceitado esse projeto e se responsabilizado pela viabilidade do mesmo. À Fundação Grupo Boticário de Proteção a Natureza e à Rufford Small Grant Foundation pelo financiamento da pesquisa. À CAPES pela bolsa de doutorado.

Aos professores Dr. Fabiano R. Melo, Dr. James J. Roper, Dr. Leonardo Wedekin e Dr. Márcio R. Pie, por terem aceitado serem membros da banca e assim contribuírem para a melhoria deste trabalho.

Essa tese não seria possível se não fossem todos os anônimos que se dispuseram a compartilhar comigo o seu conhecimento de vida. Muito obrigado pela generosidade e o aprendizado que me proporcionaram.

Obrigado a todos que de alguma maneira contribuíram para o sucesso desse trabalho!

“Sometimes, I forget to thank the people who make my life happy in so many ways. Sometimes, I forget to tell them how much I really do appreciate them for being an important part of my life. So thank you, all of you, just for being here for me.” (Unknown)

É egoísmo pensar somente em nós próprios como centro do mundo e construir um mundo fechado que nos isola das oportunidades que a vida pode oferecer.

Rabi Yaacov ben Shimon

RESUMO

O miqui ou mono (*Brachyteles* spp.), é o maior primata do Novo Mundo e endêmico da Floresta Atlântica no Brasil. Atualmente, duas espécies são reconhecidas: o miqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820), e o miqui-do-sul, *B. arachnoides* (É. Geoffroy, 1806), ambas são ameaçadas de extinção principalmente pela perda de habitat e caça. O conhecimento da distribuição histórica e atual de espécies é crucial para delinear seu estado de conservação, no entanto, os limites de distribuição de *B. hypoxanthus* e *B. arachnoides* ainda são insuficientemente conhecidos. Através de dados de literatura e de campo, procuramos compreender os limites da distribuição dessas espécies e avaliar seus status de conservação atual em duas escalas, regional e da Floresta Atlântica. Em escala regional, o estudo foi realizado no Estado do Paraná, limite sul da distribuição de *B. arachnoides*. Por meio de entrevistas com moradores locais, nós coletamos dados de ocorrência atual e histórica desta espécie. Nossos resultados mostraram que a distribuição histórica do mono foi limitada a oeste pelo bioma Campo e a sul pelo Rio Ribeira de Iguape. Nós sugerimos que o status de ocupação atual de *B. arachnoides* nesta região do Estado do Paraná seja reflexo da intensa fragmentação e de um incêndio histórico de larga proporção que ocorreu em 1963, sendo atualmente encontradas populações somente em dois fragmentos. Este cenário mostra que a situação da espécie no Estado do Paraná é muito delicada e se nenhuma ação de conservação for realizada é possível que haja sua extinção local. Estudos com informações detalhadas para a realização de avaliações de conservação em uma escala maior, geralmente são escassos. Ainda assim, frequentemente, tais avaliações se baseiam na restrição ou redução da distribuição histórica das espécies. A Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE) tem se tornado uma ferramenta extremamente útil nesses casos, uma vez que modela a distribuição potencial das espécies mesmo com pouca informação. Neste contexto, nós modelamos a distribuição potencial de *B. hypoxanthus* e *B. arachnoides*, a fim de estimar a sua distribuição geográfica histórica e analisar seu status de conservação frente a fragmentação atual da Floresta Atlântica. Combinando o resultado da MDE com os dados de literatura, nós evidenciamos que, embora a distribuição das duas espécies sejam em grande parte delimitada pela adequabilidade ambiental, os rios representaram importantes barreiras de dispersão. Com base nos ajustes propostos para a definição dos limites de distribuição histórica das espécies de miqui, atualmente, restam 7,6% para *B. hypoxanthus* e 12,9% para *B. arachnoides* de áreas florestadas capazes de suportar uma população. Nossos resultados também identificaram áreas de importância para a conservação onde novas populações de miqui podem ser encontradas. Este estudo oferece um indicativo sólido para encontrar novas populações de miquis. Adicionalmente, ele complementa os dados de ocorrência histórica os quais forneceram novas compreensões relativas à distribuição geográfica destas duas espécies ameaçadas de extinção, implicando diretamente em seu planejamento de conservação.

Palavras-Chave: *Brachyteles*, conservação, distribuição geográfica, Modelagem de Distribuição de Espécies, Brasil.

ABSTRACT

The muriqui or woolly spider monkey (*Brachyteles* spp.) is the largest New World primate and endemic to the Brazilian Atlantic Forest. Currently, there are two recognized species: the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820), and the southern muriqui, *B. arachnoides* (É. Geoffroy, 1806), both threatened due habitat loss and poaching. Learning the current and historical distribution of the species is crucial to outline their conservation status; however, knowledge about the distribution limits of *B. hypoxanthus* or *B. arachnoides* is still uncertain. Through literature and field data, we tried to understand these species distribution limits and assess their conservation status into two scales, regional and Atlantic Forest. In a regional scale, the study was conducted in the Paraná State, which is the southern distribution limit of *B. arachnoides*. By interviews with local residents, we collected current and historical occurrence data of this species. Our results showed that the Campo biome limited the western and the Ribeira de Iguape River limited the southern historical distribution of this species. We suggest that the current occupancy status of *B. arachnoides* in the Paraná State region reflects its encroachment, as well as a large historical fire that occurred in 1963, with populations nowadays found in only two fragments. This scenario shows that in the Paraná State this species is very fragile; if no conservation action is performed, a local extinction event for *B. arachnoides* might occur. Studies with detailed information for carrying out conservation assessments on a wider scale are usually scarce. Nevertheless, such assessments are often conducted based on the restriction or reduction of the historical distribution of species. The Species Distribution Modeling (SDM) has become an extremely useful tool in these cases, since it models the potential distribution of the species, even with little information. Thus, we modeled the potential distribution of *B. hypoxanthus* and *B. arachnoides*, aiming to estimate their historical geographic distribution, as well as to analyze their conservation status across the current fragmentation of the Atlantic Forest. Combining the SDM results with the literature data, we evidenced that although the distribution of the two species is largely bounded by environmental suitability, rivers also represent important dispersion barriers. Based on the proposed adjustments for the definition of the historical distribution limits of the muriqui species, the remaining forested areas capable of supporting viable populations represent 7.6% for *B. hypoxanthus*, and 12.9% for *B. arachnoides*. Our results also identified areas of conservation concern where new populations of muriquis might be found providing a solid indicative for finding new populations. It also complements historical occurrence data, giving new insights regarding the geographical distribution of these two endangered species, which implies directly in their conservation planning.

Key words: *Brachyteles*, conservation, geographic distribution, Species Distribution Modeling, Brazil.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1 - Área de estudo englobando os municípios de ocorrência de *B. arachnoides* segundo Koehler et al. (2005; linha tracejada) mostrando o ponto de ocorrência atual (estrela preta) e possíveis localidades históricas (círculos pretos) sobre áreas de floresta ombrófila densa (verde claro), floresta ombrófila mista (verde escuro), áreas urbanas (preto) e campos/estepe (marrom). Os quadrantes em cinza claro fazem parte da grade amostral e os quadrantes em preto os 51 sítios amostrais selecionados. 25
- Figura 2 - Mapa da área de estudo contendo os quadrantes amostrais referentes à floresta contínua (quadrados pretos) e à floresta fragmentada (quadrados vermelhos) em paisagem composta por áreas de floresta ombrófila densa (verde claro), floresta ombrófila mista (verde escuro), áreas urbanas (preto) e campos/estepe (marrom). Círculos pretos representam o local onde foram realizadas as entrevistas. 28
- Figura 3 - Mapa dos locais dos relatos de ocorrência atual (estrela verde) e histórico (estrela vermelha) do mono no Estado do Paraná em paisagem composta por áreas de floresta ombrófila densa (verde claro), floresta ombrófila mista (verde escuro), áreas urbanas (preto) e campos/estepe (marrom). Setores tracejados correspondem a unidades de conservação e a linha azul corresponde ao Rio Ribeira de Iguape.
1 – Maciço Florestal da Paranapiacaba; 2 – Parque Estadual Caverna do Diabo; 3 - Parque Estadual das Lauráceas; 4 – Parque Estadual do Rio Turvo; 5 – Área de Proteção Ambiental Cananéia-Iguape-Peruibe; 6 – Parque Estadual do Lagamar de Cananéia; 7 – Parque Estadual Ilha do Cardoso; 8 - Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba; 9 – Área de Especial Interesse Turístico do Marumbi; 10 – Parque Nacional dos Campos Gerais. 29

CAPÍTULO 2

- Figure 1 - Environmental suitability map showing modeled presence localities for (a) *B. hypoxanthus* (white triangles) and (b) *B. arachnoides* (white circles).
State abbreviations: PE – Pernambuco, BA – Bahia, GO – Goiás, MG – Minas Gerais, ES – Espírito Santo, RJ – Rio de Janeiro, SP – São Paulo, MS – Mato Grosso do Sul, PR – Paraná, SC – Santa Catarina and RS – Rio Grande do Sul. 56
- Figure 2 - Historical distribution (thick black line) map showing vegetation types and modeled presence localities of (a) *B. hypoxanthus* (black triangles) and (a) *B. arachnoides* (black circles) highlighting the Serra da Mantiqueira region

(thick black dashed line). Rivers: 1 – Paraguaçu River; 2 – Itanhém River; 3 – Doce River; 4 - Paraíba do Sul River; 5 - Paraná River; 6 – Ribeira de Iguape River. State abbreviations, see Fig.1.

* localities out of the historical range (georeferenced points refers to municipality, due to lack of locality information)

Figure 3 - *B. hypoxanthus* (black triangle) potential (medium gray) and historical (hatched area) distribution; *B. arachnoides* (black circles) potential (light gray) and historical (stippled area) distribution, showing range overlap (crosshatch area) of both species. Inset the Serra da Mantiqueira region (thick black dashed line). State abbreviations, see Fig.1. 58

Figure 4 - Historical distribution (thick gray line) of (A) northern muriqui and (B) southern muriqui showing forest remnants above 1 km² (light gray areas) and 115 km² (yellow areas) highlighting the restricted protected areas (green line). Black circles represent current localities and black triangles represent historical localities. Restricted Protected areas: 1 – Wenceslau Guimarães Ecological Station; 2 – Boa Vista National Park; 3 - Una Biological Reserve; 4 - Pau Brasil National Park; 5 – Monte Pascoal National Park and Descobrimento National Park; 6 – Serra Negra State Park; 7 – Sete Salões State Park; 8 – Serra do Rola Moça State Park and Fechos Ecological Station; 9 – Itacolomi State Park; 10 – Serra do Ouro Branco State Park; 11 – Mata das Flores State Park; 12 - Serra do Papagaio State Park; 13 – Tinguá Biological Reserve. * represents others indicated areas to survey. State abbreviations see Fig.1. 60

SUMÁRIO

Introdução Geral.....	11
CAPÍTULO 1.....	19
Distribuição geográfica e ocorrência atual de <i>Brachyteles arachnoides</i> no sul do Brasil.	
Resumo.....	21
Introdução.....	22
Materiais e Métodos.....	23
Área de estudo.....	23
Delineamento amostral.....	24
Coleta de dados.....	25
Resultados.....	27
Discussão.....	29
Referências.....	32
Anexos.....	38
CAPÍTULO 2.....	46
A current perspective on the historical geographic distribution of the endangered muriquis: implications for conservation	
Abstract.....	48
Introduction.....	49
Methods.....	51
Location data.....	51
Variable selection.....	52
Statistical model and validation	52
Post-modeling and interpretation.....	53
Results and discussion.....	54
Potential distribution.....	54
Historical distribution.....	56
Current distribution.....	61
Conclusion.....	65
References.....	65
Supplementary data.....	75
Síntese dos Resultados e Conclusão Geral.....	83

INTRODUÇÃO GERAL

Se há uma unidade básica na biogeografia, esta é a distribuição geográfica das espécies (Brown *et al.*, 1996) sendo fundamental também para o desenvolvimento de estudos de ecologia e planejamentos de conservação (Edwards *et al.*, 1996; Franklin, 2009). A distribuição de uma espécie pode ser limitada por fatores como a capacidade de dispersão, adequabilidade ambiental e inter-relação com outras espécies (Krebs, 2001; Franklin, 2009). Além disso, sua ocorrência atual também é influenciada por fatores antrópicos como a fragmentação de habitat (Cuarón, 2000).

Os primatas do gênero *Brachyteles* Spix 1823, são os maiores das Américas (Nishimura *et al.*, 1988), popularmente conhecidos como Muriqui, Mono Carvoeiro (Auricchio, 1995), Muriquina, Muriquinina (Reis *et al.*, 2008) ou simplesmente Mono (Vieira, 1955; Koehler *et al.*, 2002). São endêmicos da Floresta Atlântica do Brasil (Aguirre, 1971; Nishimura *et al.*, 1988), a qual está reduzida a 11,7% de sua cobertura original dispersa em numerosos fragmentos de diversos tamanhos (Ribeiro *et al.*, 2009). Atualmente, são reconhecidas duas espécies de muriqui: *Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820) e *B. arachnoides* (É. Geoffroy, 1806), (Lemos de Sá *et al.*, 1990; Rylands *et al.*, 1995; Groves, 2001). As espécies apresentam diferenças morfológicas (Lemos de Sá *et al.*, 1990) e genéticas significativas (Pope, 1998). Em *B. hypoxanthus* há despigmentação na face e escroto e um pequeno polegar vestigial, em contraposto, *B. arachnoides* apresenta essas áreas do corpo com a pele inteiramente negra e a inexistência do polegar (Lemos de Sá *et al.*, 1990). Em relação à distribuição geográfica, *Brachyteles hypoxanthus*, ou muriqui-do-norte, distribui-se historicamente pelos Estados da Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro, enquanto *B. arachnoides*, ou muriqui-do-sul, distribui-se pelos Estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná (Aguirre, 1971; Groves, 2001; Cunha *et al.*, 2009; Koehler, *et al.*, 2002).

Em todo o mundo, a perda e degradação de habitat resulta em perda da biodiversidade (Sala *et al.*, 2000; Fahrig, 2003) que são as principais ameaças aos mamíferos (Schipper *et al.*, 2008), em particular para 40% das espécies de primatas neotropicais que estão ameaçadas principalmente devido à perda de habitat e a caça ilegal (Mittermeier *et al.*, 2009) incluindo as duas espécies de

Brachyteles. Na última avaliação feita pela IUCN (2008), havia somente 12 populações de *B. hypoxanthus* conhecidas, aumentando para 14 em 2011 (Talebi *et al.*, 2011), todas vivendo em diferentes fragmentos florestais, de maneira reduzida e isolada (Mendes *et al.*, 2005), o que contribuiu para sua classificação como “criticamente ameaçada” (Mendes *et al.*, 2008a). Já *B. arachnoides*, possui 15 populações remanescentes conhecidas (Talebi *et al.*, 2011), na sua maioria em áreas com grandes remanescentes florestais de difícil acesso, incluindo o maior remanescente de Floresta Atlântica, o “World Heritage site Atlantic Forest Southeast Reserves” composto por 25 áreas protegidas nos Estados de São Paulo e Paraná (UNESCO, 1999). Entretanto, na última avaliação feita pela IUCN (2008) foram estimados somente 1.300 indivíduos, com uma tendência de declínio na população, o que contribuiu para sua classificação como “ameaçada” (Mendes *et al.*, 2008b).

A população mais austral existente de *B. arachnoides* encontra-se no Estado do Paraná, região sul do Brasil, sendo esta a única atualmente conhecida para o Estado (Koehler *et al.*, 2002). Essa população encontra-se isolada em um fragmento, fora de áreas protegidas, classificando essa espécie regionalmente como “Criticamente ameaçada” de extinção no Estado do Paraná (Margarido e Braga, 2004). No entanto, a distribuição e ocupação austral atual da espécie ainda são pouco conhecidas mesmo apresentando uma situação preocupante quanto a sua conservação.

A avaliação da conservação das duas espécies do gênero *Brachyteles*, tem sido feita com base na distribuição geográfica histórica descrita por Aguirre (1971), que considerava o gênero monotípico. Posteriormente foi complementada com novas localidades de ocorrência (Mittermeier *et al.*, 1987; Martuscelli *et al.*, 1994; Strier e Fonseca, 1996/1997; Vaz, 1998; Koehler *et al.*, 2002; Melo *et al.*, 2004; Cunha *et al.*, 2009) e dividida entre as duas espécies atualmente reconhecidas. Contudo, os limites de distribuição das duas espécies de muriqui ainda são pobremente definidos, principalmente onde há a separação destas (Mendes *et al.*, 2008a; Talebi *et al.*, 2011). O conhecimento da distribuição original e atual das espécies é crucial para delinear o estado de conservação, que frequentemente fazem avaliações com base na restrição ou redução da distribuição mesmo quando faltam estudos com informações detalhadas (Mace e Lande, 1991; Mace *et al.*, 2011).

Os modelos de distribuição de espécies (MDE), também conhecidos como modelo de nicho específico e modelo de nicho ecológico, nos permitem testar hipóteses ecológicas ou biogeográficas sobre a distribuição geográfica das espécies (Franklin, 2009). Devido ao avanço tecnológico, com o desenvolvimento de softwares sofisticados, e ao acesso a banco de dados de ocorrência de espécies, a MDE tem despertado uma explosão de interesse nas últimas duas décadas (Soberón e Peterson, 2005; Franklin, 2009; Marco-Júnior e Siqueira, 2009; Soberón e Nakamura, 2009). Diversos algoritmos matemáticos foram desenvolvidos para este fim (e. g. GAM, GLM, Maxent, Random Forest, GARP, SVM, ENFA). Alguns têm demonstrado boa performance com dados de somente presença e número limitados de localidades (Elith *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Pearson *et al.*, 2007; Philips e Dudik, 2008; Wisz *et al.*, 2008; Franklin, 2009; Thorn *et al.*, 2009), tornando a MDE em uma ferramenta extremamente útil no delineamento do estado de conservação das espécies que não apresentam informações detalhadas.

Tendo em vista as falhas de conhecimento relativo à distribuição geográfica histórica das duas espécies de muriqui, as quais estão categorizadas na IUCN nas classes mais ameaçadas de extinção, neste estudo procuramos discutir e testar hipóteses ecológicas sobre os limites de distribuição dessas espécies. No primeiro capítulo, procuramos compreender a distribuição de *B. arachnoides* no Estado do Paraná coletando dados de ocorrência atual e histórica através de entrevista com moradores locais, com o propósito de avaliar o status de conservação da espécie em área contínua e fragmentada, assim como discutir os fatores que limitaram a distribuição austral da espécie. No segundo capítulo, nós utilizamos a Modelagem de Distribuição de Espécies para estimar as áreas de distribuição histórica e atual de *B. hypoxanthus* e de *B. arachnoides*, a fim de discutir a distribuição geográfica das espécies e analisar o status de conservação frente a fragmentação atual.

REFERÊNCIAS

- Aguirre, A.C. (1971) *O mono Brachyteles arachnoides (E. Geoffroy). Situação atual da espécie no Brasil*. Anais da Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, Brasil.
- Auricchio, P. (1995) *Primatas do Brasil*. Terra Brasilis, São Paulo, Brasil.
- Brown, J. H., Stevens, G. C., e Kaufman, D. M. (1996). THE GEOGRAPHIC RANGE : Size , Shape , Boundaries , and Internal Structure. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, 597–623. doi:0066-4162/96/1120-0597
- Cuarón, A. D. (2000). A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology*, 14, 1574–1579. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.01464.x
- Cunha, A.A., Grelle, C.E.V. e Boubli, J.P. (2009) Distribution, population size and conservation of the endemic muriquis (*Brachyteles* spp.) of the Brazilian Atlantic Forest. *Oryx*, 43, 254–257.
- Edwards Jr., T. C., Deshler, E. T., Foster, D., e Moisen, G. G. (1996). Adequacy of Wildlife Habitat Relation Models for Estimating Spatial Distributions of Terrestrial Vertebrates. *Conservation Biology*, 10, 263–270. doi:10.2307/2386961
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC. Overton, J., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M. S. e Zimmermann, N. E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129–151.
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Systemat*, 34, 487–515
- Franklin, J. (2009) *Mapping Species Distribution, Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Groves, C.P. (2001) *Primate taxonomy*. Smithsonian Institution Press ,Washington, DC, USA.

- Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L. e Albert, D.L. (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773–785.
- Koehler, A., Pereira, L.C.M. e Nicola, P.A. (2002) New locality for the woolly spider monkey *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy, 1806) in Parana state and the urgency of strategies for conservation. *Estudos de Biologia*, 24, 25-29.
- Krebs, C. J. (2001) *Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Harper-Collins College Publishers, New York-London.
- Lemos de Sá, R.M., Pope, T.R., Glander, K.E., Struhsaker, T.T. e Fonseca, G.A.B. (1990) A pilot study of genetic and morphological variation in the muriqui (*Brachyteles arachnoides*). *Primate Conservation*, 11, 26-30.
- Mace, G.M. e Lande, R. (1991) Assessing Extinction Threats: Toward a Reevaluation of IUCN Threatened Species Categories. *Conservation Biology*, 5, 148–157.
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H. R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E.J. e Stuart, S. N. (2011) Quantification of Extinction Risk: IUCN's System for Classifying Threatened Species. *Conservation Biology*, 22, 1424–1442.
- Marco-Júnior, P. e Siqueira, M.F. (2009) Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? *Megadiversidade*, 5, 65–76.
- Margarido, T.C.C. e Braga, F.G. 2004. Mamíferos. *In*: Mikich, S.B. e R.S. Bérnils. *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná*. Disponível em: <http://www.pr.gov.br/iap>. Acessado em: 13 jun 2008.
- Martuscelli, P., Petroni, L.M. e Olmos, F. (1994) Fourteen new localities for the muriqui (*Brachyteles arachnoides*). *Neotropical Primates*, 2, 12-15.
- Melo, F.R., Chiarello, A.G., Faria, M.B., Oliveira, P.A., Freitas, R.L.A., Lima, F.S. e Ferraz, D.S. (2004) Novos registros de muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) no Vale do rio Jequitinhonha, Minas Gerais e Bahia. *Neotropical Primates*, 12, 139-142.
- Mendes, S.L., Santos, R.R. e Carmo, L.P. (2005) Conservation of the northern muriqui in Santa Maria do Jequitibá, Espírito Santo. *Neotropical Primates*, 13, 31-36.

Mendes, S.L., Oliveira, M.M., Mittermeier, R.A. e Rylands, A.B. (2008a) *Brachyteles hypoxanthus*. In *The IUCN Red List of Threatened Species*, v. 2012.2. (ed IUCN, 2012). Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em 03 de junho de 2013.

Mendes, S.L., Oliveira, M.M., Mittermeier, R.A. e Rylands, A.B. (2008b) *Brachyteles arachnoides*. In *The IUCN Red List of Threatened Species*, v. 2012.2. (ed IUCN, 2012). Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em 03 de junho de 2013.

Mittermeier, R.A., Valle, C.M.C., Alves, M.C., Santos, I. B., Pinto, C. A. M., Strier, K. B., Young, A.L., Veado, E. M., Constable, I.D., Paccagnella, S.G. e Lemos de Sa, R. M. (1987) Current distribution of the muriqui in the Atlantic forest region of Eastern Brazil. *Primate Conservation*, 8, 143–149.

Mittermeier, R. A., Wallis, J., Rylands, A. B., Ganzhorn, J. U., Oates, J. F., Williamson, E. A., et al. (2009). Primates in peril: the world' s 25 most endangered primates 2008 – 2010. *Primate Conservation*, 24, 1–57, doi:10.1896/052.024.0101

Nishimura, A., Fonseca, G.A.B., Mittermeier, R.A., Young, A.L., Strier, K.B. e Valle, C.M.C. (1988) The muriqui, genus *Brachyteles*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, Vol. 2*. (eds R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho e G.A.B. Fonseca). pp. 577–610. World Wildlife Fund, Washington, DC, USA.

Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M. e Peterson, A.T. (2007) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34, 102–117.

Phillips, S.J., Anderson, R.P. e Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.

Phillips, S.J. e Dudík, M. (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161–175.

Pope, T. R. (1998). Genetic Variation in Remnant Populations of the Woolly Spider Monkey (*Brachyteles arachnoides*). *International Journal of Primatology*, 19, 95–109.

- Reis, N. R.; Andrade, F. R., Talebi, M. (2008) Gênero *Brachyteles* Spix 1823. In: Reis, N. R.; Peracchi, A. L. e Andrade, F. R. (orgs.) *Primates Brasileiros*. Technical books editora. Londrina, p. 175-179.
- Rylands, A.B., Mittermeier, R.A. e Rodriguez-Luna, E. (1995) A species list for the New World primates (Platyrrhini): Distribution by country, endemism, and conservation status according to the Mace-Land system. *Neotropical Primates*, 3, 113-164.
- Sala, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., et al. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774. doi:10.1126/science.287.5459.1770
- Schipper, J., Chanson, J. S., Chiozza, F., Cox, N. A., Hoffmann, M., Katariya, V, et al. (2008). The Status of the World's Land and Marine Mammals: Diversity, Threat, and Knowledge. *Science*, 322, 225–230.
- Soberón, J. e Peterson, A.T. (2005) Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1–10.
- Soberón, J. e Nakamura, M. (2009) Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106, 19644–19650.
- Strier, K.B. e Fonseca, G.A.B. (1996/1997) The Endangered Muriqui in Brazil's Atlantic Forest. *Primate Conservation*, 17, 131–137.
- Talebi, M., Melo, F.R., Dias, G.L., Cunha, A.A., Mendes, S.L.m, Breves, P. e Jerusalinsky, L. (2011) Contextualização sobre *Brachyteles arachnoides* e *Brachyteles hypoxanthus*. In: L. Jerusalinsky, M.G. Talebi e F.R. Melo (orgs.) *Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis. Série Espécies Ameaçadas n° 11.*, pp. 19-62. ICMBio, Brasília, Brasil.
- Thorn, J.S., Nijman, V., Smith, D. e Nekaris, K.A.I. (2009) Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: Nycticebus). *Diversity and Distributions*, 15, 289–298.
- UNESCO (1999) *Convention Concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage*. World Heritage Committee, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Marrakesh, Morocco.

Vaz, S.M. (1998) Sobre a ocorrência do miquiqui, *Brachyteles arachnoides*, em Mambucaba, Rio de Janeiro, Brasil. *Neotropical Primates*, 6, 49-50.

Vieira, C.C. (1955) Lista Remissiva dos Mamíferos do Brasil. *Arquivos de Zoologia* 3, 390.

Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A. T., Graham, C. H., e Guisan, A. (2008) Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 18, 763–773.

CAPÍTULO 1

Distribuição geográfica e ocorrência atual de *Brachyteles arachnoides* no sul do Brasil.

Manuscrito formatado conforme as normas da revista International Journal of Primatology (Fator de Impacto: 1.994)

Distribuição geográfica e ocorrência atual de *Brachyteles arachnoides* no sul do Brasil.

Bianca Ingberman^{a, b, d}, Roberto Fusco-Costa^b e Emygdio Leite de Araujo Monteiro-Filho^{b, c}.

^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, UFPR, Centro Politécnico, Setor de Ciências Biológicas, Caixa Postal 19031, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil; ^b Instituto de Pesquisas Cananéia, Rua Tristão Lobo 199, Centro, CEP 11990-000, Cananéia, São Paulo, Brasil; ^c Laboratório de Biologia e Ecologia de Vertebrados, UFPR, Centro Politécnico, Setor de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, Caixa Postal 19020, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil; ^d ing.bi79@gmail.com .

Distribuição geográfica e ocorrência atual de *Brachyteles arachnoides* no sul do Brasil.

RESUMO

Aproximadamente metade das espécies de primatas do mundo encontra-se na lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção devido a perda de habitat e a caça ilegal. *Brachyteles arachnoides* (muriqui-do-sul ou mono), é uma espécie endêmica da Floresta Atlântica e faz parte dessa lista. O limite sul da distribuição de *B. arachnoides* fica no Estado do Paraná onde o fator limitante de sua distribuição e seu status de ocupação atual é insuficientemente conhecido. Por meio de entrevistas com moradores locais, nós coletamos dados de ocorrência atual e histórica de *B. arachnoides* no Estado do Paraná em paisagem fragmentada e contínua. Com esses dados, procuramos compreender a sua distribuição austral e avaliar o status de conservação atual. Nossos resultados mostraram que a distribuição histórica austral do mono foi limitada pelo Rio Ribeira de Iguape, ficando restrita a norte desse rio, e a oeste pelo bioma Campo. Essa região do Estado do Paraná tem sofrido fragmentação há décadas e foi atingida pelo incêndio de larga proporção que ocorreu em 1963. Essa intensa pressão antrópica resultou na ocupação atual do mono pelos fragmentos remanescentes, sendo encontradas populações somente em dois destes. A situação da espécie no Estado do Paraná é crítica e se nenhuma ação for realizada é possível sua extinção local. Sugerimos a realização de um levantamento complementar a este estudo e o início imediato do monitoramento das duas populações remanescentes. Ainda, é necessária uma avaliação da paisagem visando a recuperação de seu hábitat e a formação de corredores ecológicos.

Palavras-chave: limite de distribuição geográfica, conservação, levantamento de espécies, Paraná.

INTRODUÇÃO

Aproximadamente metade das espécies de primatas do mundo encontra-se na lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção (IUCN 2008; Mittermeier et al. 2009). Na região neotropical, 40% das espécies de primatas fazem parte desta lista, principalmente devido à perda de habitat e a caça ilegal (Mittermeier et al. 2009). *Brachyteles arachnoides* (É. Geoffroy 1806) (muriqui-do-sul ou mono), é uma espécie classificada como “EM PERIGO” de extinção (IUCN 2008; Mendes et al. 2008), e endêmica da Floresta Atlântica do Brasil, da qual restam somente 11,7% de sua cobertura original dispersa em numerosos fragmentos de diversos tamanhos (Ribeiro et al. 2009). A distribuição geográfica de *Brachyteles arachnoides* estende-se desde o Estado do Rio de Janeiro até o Estado do Paraná (Groves 2001; Koehler et al. 2002), com 15 populações confirmadas atualmente. Essas populações encontram-se em grande parte dentro de áreas protegidas nos Estados do Rio de Janeiro e São Paulo (Cunha et al. 2009; Jerusalinsky et al. 2011), entretanto o mesmo não ocorre no Estado do Paraná onde há uma única população conhecida localizada fora de área protegida (Koehler et al. 2002).

Não há registros de exemplares da espécie tombados em museus para o Estado do Paraná, sendo a ocorrência do mono proposta pela primeira vez por Krieg em 1939 (apud Hill 1962) onde afirma que a distribuição da espécie estendia-se ao sul além do Rio Ribeira (Rio Ribeira de Iguape) para a parte norte do Estado. Aguirre (1971) corroborou a proposta de Krieg (1939) e sugeriu que a Floresta de Araucária (floresta ombrófila mista) limitou a distribuição sul da espécie na altura do paralelo 25°S. Mais recentemente, Koehler et al. (2005) definiram os limites atualmente reconhecidos para o Estado do Paraná de acordo com os municípios de ocorrência, os quais apresentam remanescentes contínuos e fragmentados de florestas ombrófila densa e floresta ombrófila mista. No entanto, o status de ocupação atual da espécie dentro dos limites propostos ainda é insuficientemente conhecido.

Pensando em um planejamento de conservação em larga escala, é de fundamental importância o conhecimento da distribuição geográfica e da ocupação atual de uma espécie. Entretanto, um levantamento sistemático de ocorrência de espécies em larga escala nem sempre é possível de ser realizado pelos métodos tradicionais, como busca ativa ou transecções lineares (sensu Buckland et al. 1993), devido às adversidades logísticas comumente encontradas em campo (Cunha et al. 2009). Um método alternativo que tem sido utilizado com êxito é o levantamento de espécies através da

realização de entrevistas com a população local (Andriguetto-Filho et al. 1998; Larivière et al. 2000; Anderson et al. 2007; Raboy et al. 2010; Printes et al. 2011; Zeller et al. 2011), com a vantagem de obter também informações históricas sobre as espécies (White et al. 2005; Anderson et al. 2007). Assim, por meio de entrevistas com moradores locais, nós coletamos dados de ocorrência atual e histórica a fim de compreender a distribuição de *B. arachnoides* no Estado do Paraná e avaliar seu status de conservação atual em paisagem fragmentada e contínua.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A área de distribuição geográfica reconhecida para *B. arachnoides* no Estado do Paraná segundo Koehler et al. (2005) corresponde a porção leste do Estado (23°53' a 25°32'S, 48°06' a 50°27'W), baseado em seus estudos e nos dados existentes em literatura (Aguirre 1971; Marstuschelli et al. 1994; Koehler et al. 2002; Fig. 1). Abrange três regiões geográficas naturais: o litoral, a serra do Mar e o primeiro planalto (Maack 2012). O litoral é composto por uma estreita faixa de planícies litorâneas (10 a 20 m de altitude) com cerca de 10 a 50 km de largura (Bigarella 2001) e uma zona montanhosa litorânea que se encontra com a serra do Mar (Maack 2012). A serra do Mar representa um degrau entre o litoral e o primeiro planalto. É constituída de uma serra marginal que se eleva de 500 a 1.000 metros sobre o nível médio do planalto e nela se encontra a maior elevação do Estado, o Pico Paraná com 1922 metros (Maack 2012). O primeiro planalto é formado por uma paisagem suavemente ondulada oscilando de 890 a 1005 metros acima do nível do mar, com algumas elevações de até 1300 metros, sendo limitada a oeste pela escarpa devoniana (Maack 2012). É caracterizado por floresta ombrófila densa, floresta ombrófila mista, estepe e áreas ecotonais (IBGE 2012), estando atualmente representado por pequenos fragmentos bastante isolados e imersos numa paisagem dominada pela agricultura, pastagens e extensas plantações de *Pinus* spp. (Pereira e Scroccaro 2010). Por outro lado, o litoral e a serra do Mar, compostos por floresta ombrófila densa contínua, estão inseridos em dos maiores remanescentes de Floresta Atlântica costeira do Brasil, conectando florestas preservadas ao longo de uma cadeia de montanhas entre o Estado de São Paulo e o Estado do Paraná (Ribeiro et al. 2009).

Seguindo a classificação de Koeppen, o clima da planície litorânea é do tipo Af(t) (zona tropical de transição, sempre úmida, mata pluvial-tropical e faixas de mangue, sem geada, média do mês mais quente superior a 22°C e no mês mais frio inferior a 18°C) com precipitação anual de 1.976,4 mm. Já a zona montanhosa litorânea e a serra do Mar apresentam o clima Cfa (clima subtropical úmido, sem estação seca, média do mês mais quente superior a 22°C e no mês mais frio inferior a 18°C) até atingir uma elevação de aproximadamente 700 metros onde passa para tipo Cfb (clima pluvial quente-temperado subtropical, sempre úmido, média do mês mais quente inferior a 22°C e no mês mais frio inferior a 18°C, com geadas), mantendo-se assim no primeiro planalto onde a precipitação anual é de 1.451,8 mm (Maack 2012).

Delineamento amostral

O levantamento de ocorrência de *B. arachnoides* em sua distribuição austral foi baseado em suas características biológicas e ecológicas. Para o delineamento amostral nós sobrepusemos no programa ArcMap 10 (Esri 2010), os mapas dos biomas brasileiros (IBGE 2011) e dos remanescentes florestais (SOS Mata Atlântica e INPE 2009). Somente incluímos as áreas pertencentes ao bioma Mata Atlântica, ao qual a espécie é endêmica, e cujos remanescentes florestais fossem capazes de suportar uma população por ao menos 50 anos (≥ 100 ha cf. Jerusalinsky et al. 2011). Sobre a área proposta por Kohler et al. (2005) para a distribuição geográfica do mono no Estado do Paraná, incluindo áreas florestais adjacentes, nós delineamos uma grade com quadrantes de 10.000 ha de área (Fig. 1) visando a avaliação em termos populacionais, visto que a área necessária para manter uma população viável em longo prazo (1.000 anos) é de 11.500 ha (Brito e Grelle 2006).

Devido a grande extensão territorial (14.177 km²) nós selecionamos os quadrantes amostrais de maneira aleatória e estratificada a fim de englobar proporcionalmente a paisagem contínua e a paisagem fragmentada que compõem a área de estudo. Baseado no esforço necessário de amostragem para estimar a probabilidade de ocupação (MacKenzie et al. 2002) para uma espécie com alta detectabilidade (como é o caso de *Brachyteles* spp.) e aceitando um $P=0,05$, são necessários 51 quadrantes com ao menos duas amostragens em cada um para atingir um resultado preciso (ver MacKenzie et al. 2006; pp. 166 e 167). Assim nós selecionamos 31 quadrantes na paisagem fragmentada e 20 na paisagem contínua, compondo o universo amostral de 51 sítios amostrais (Fig. 1).

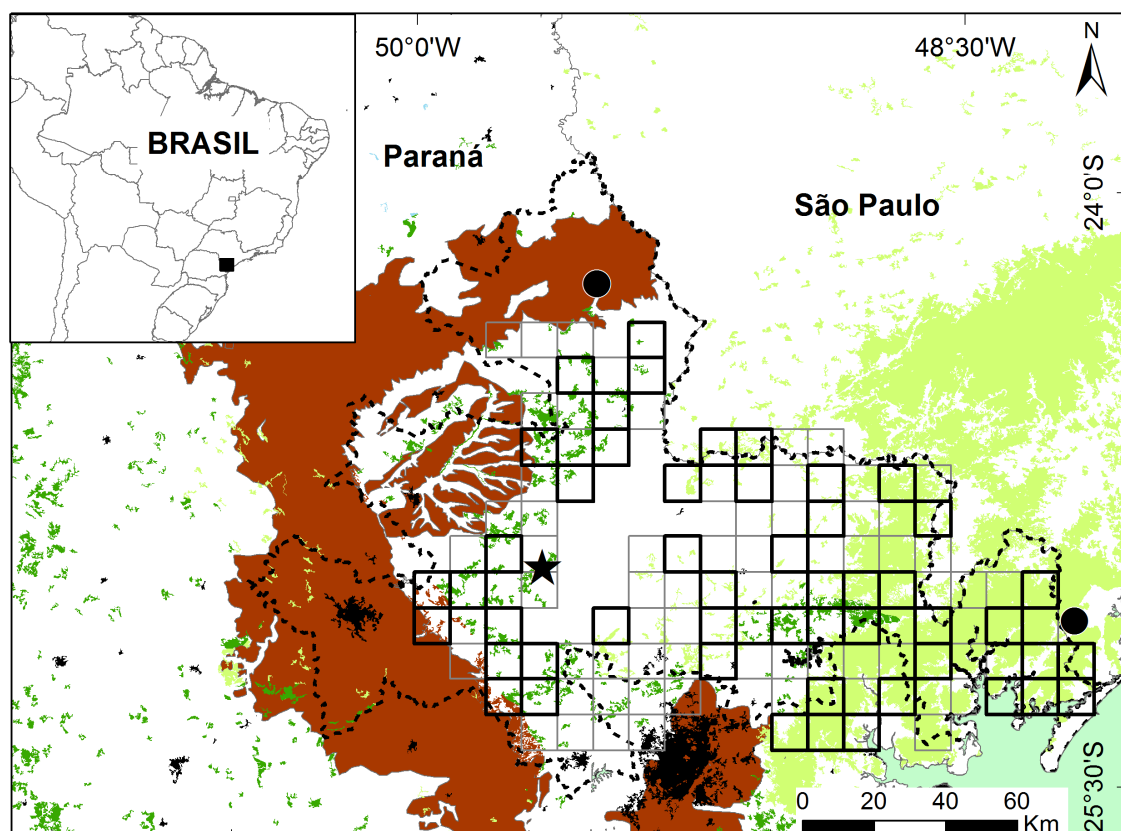


Fig. 1 Área de estudo englobando os municípios de ocorrência de *B. arachnoides* segundo Koehler et al. (2005; linha tracejada) mostrando o ponto de ocorrência atual (estrela preta) e possíveis localidades históricas (círculos pretos) sobre áreas de floresta ombrófila densa (verde claro), floresta ombrófila mista (verde escuro), áreas urbanas (preto) e campos/estepe (marrom). Os quadrantes em cinza claro representam a grade do delineamento amostral e os quadrantes em preto os 51 sítios amostrais selecionados.

Coleta de dados

Os dados foram divididos em ocorrência atual e histórica. Para ocorrência atual arbitrei os últimos cinco anos devido à alta probabilidade da espécie continuar ocorrendo atualmente no quadrante e para ocorrência histórica foram os relatos entre seis até aproximadamente 100 anos atrás. Para a coleta de dados sobre ocorrência atual e histórica do mono nós realizamos entrevistas semiestruturadas com auxílio de planilha fotográfica (Rabinovitz 1997). Foi elaborado um questionário sobre presença/ausência de mamíferos de médio e grande porte contendo 30 espécies das seguintes ordens: Primates, Perissodactyla, Artiodactyla, Carnivora, Rodentia, Cingulata e Lagomorpha (Anexo 1). Na ordem Primates havia as quatro espécies nativas que ocorrem para a

região (*Alouatta clamitans*, *Sapajus nigritus*, *Brachyteles arachnoides* e *Leontopithecus caissara*; ver Passos et al. 2007), uma espécie introduzida (*Callithrix jacchus*; ver Passos et al. 2007) e duas espécies não nativas e conhecidamente ausentes (*Saimiri sciurus* e *Colobus guereza*). Essa riqueza de ordens e espécies foi utilizada para avaliar a confiabilidade do entrevistado sobre seu conhecimento da fauna local e principalmente sobre a fauna de primatas (Rabinovitz 1997).

A identificação e localização dos entrevistados ocorreu de duas maneiras. Primeiro, com o auxílio de um GPS (© Garmin Oregon 550), nós adentramos ao sítio amostral pelas estradas disponíveis e questionamos à residentes locais onde poderíamos encontrar moradores com conhecimento sobre a fauna. Segundo, ao final de cada entrevista, nós solicitamos ao entrevistado o nome de outras pessoas que também fossem conhecedoras da fauna local (Davis e Wagner 2003). Antes do início de cada entrevista, nós nos identificamos como pesquisadores ou alunos da universidade, apresentamos a pesquisa, mostramos o questionário e solicitamos a participação voluntária do entrevistado mantendo sempre o seu anonimato (Rabinovitz 1997). Inicialmente nós coletamos dados do perfil do entrevistado (idade, ocupação e tempo de moradia no local) e de utilização da mata (com que frequência anda na mata, qual distância costuma se afastar da residência e caso não ande mais na mata, há quanto tempo parou com esta atividade). Durante as entrevistas uma planilha fotográfica era entregue aos entrevistados com a solicitação para que identificasse os animais com ocorrência na região. Também solicitamos outras informações como descrição do rastro ou da biologia da espécie como forma de aferir a qualidade da informação. Ainda, questionamos sobre a possibilidade de ocorrência de outro “tipo de macaco” a fim de nos certificar sobre a ocorrência de *B. arachnoides*, localmente denominado mono. Em caso de resposta positiva sobre a existência do mono em determinada localidade, era solicitado uma descrição física do animal (cor da pelagem, cor da face, tamanho, comprimento dos braços, entre outros) e biológica (vocalização, maneira de se deslocar entre as árvores, número de indivíduos), assim como sua diferenciação das outras espécies de primatas da região. As informações foram anotadas junto ao questionário sendo as nomenclaturas locais designadas entre aspas. Dessa maneira foi possível aferir a confiabilidade da informação e as entrevistas que continham informações sobre a presença de espécies não nativas e conhecidamente ausentes ou que continham descrições equivocadas sobre a fauna local foram desconsideradas.

RESULTADOS

Entre janeiro de 2013 e janeiro de 2015, foram identificados 160 entrevistados, todos homens. Destes, cinco entrevistados deram respostas como: nessa mata tem leão daquele da África e a pegada é desse tamanho (mostrando uma peneira estimada por mim em 22 cm); uma vez vi a pegada de um gorila, era maior que o meu pé; ou confundiram espécies como anta e capivara ou ainda não sabiam diferenciar animais selvagens dos domésticos. Estes cinco entrevistados foram desconsiderados da análise. Os relatos de ocorrência atual ou histórica do mono considerados foram daqueles entrevistados que, além de identificar corretamente as espécies de mamíferos, também nos forneceram descrições como: não é o bugio ele é maior e “baio”; eles andam de “buia” de mais de 15. Desta forma, obtivemos 155 entrevistados, entre 22 e 92 anos de idade (Mediana=61 anos) os quais foram agrupados em três categorias conforme o tipo de informação: ocorrência atual (N=70), ocorrência histórica (N=26) ou ambas (N=59). A composição do grupo de entrevistados que forneceu somente informações de ocorrência atual é em sua maioria de lavradores (40%) e de funcionários de fazenda ou RPPN (40%). O grupo que forneceu somente informações de ocorrência histórica era principalmente composto de aposentados (88%). Já o grupo que forneceu ambas informações era o mais eclético composto por lavradores (35%), funcionários de fazenda ou RPPN (34%), aposentados (10%), comerciantes (6%) entre outras ocupações (Anexo 2). Todos os entrevistados residem no local da entrevista entre 3 a 92 anos (Mediana=45 anos), sendo que os que residem a menos de 10 anos (N=8) obrigatoriamente andam semanalmente na mata do referido quadrante. Visto que alguns dos entrevistados apresentaram conhecimento sobre dois quadrantes, estes forneceram duas entrevistas. Assim, foram realizadas 175 entrevistas referentes a 51 sítios (Anexo 3) amostrais em floresta contínua (44%, N=78) e fragmentada (56%, N=97; Fig. 2).

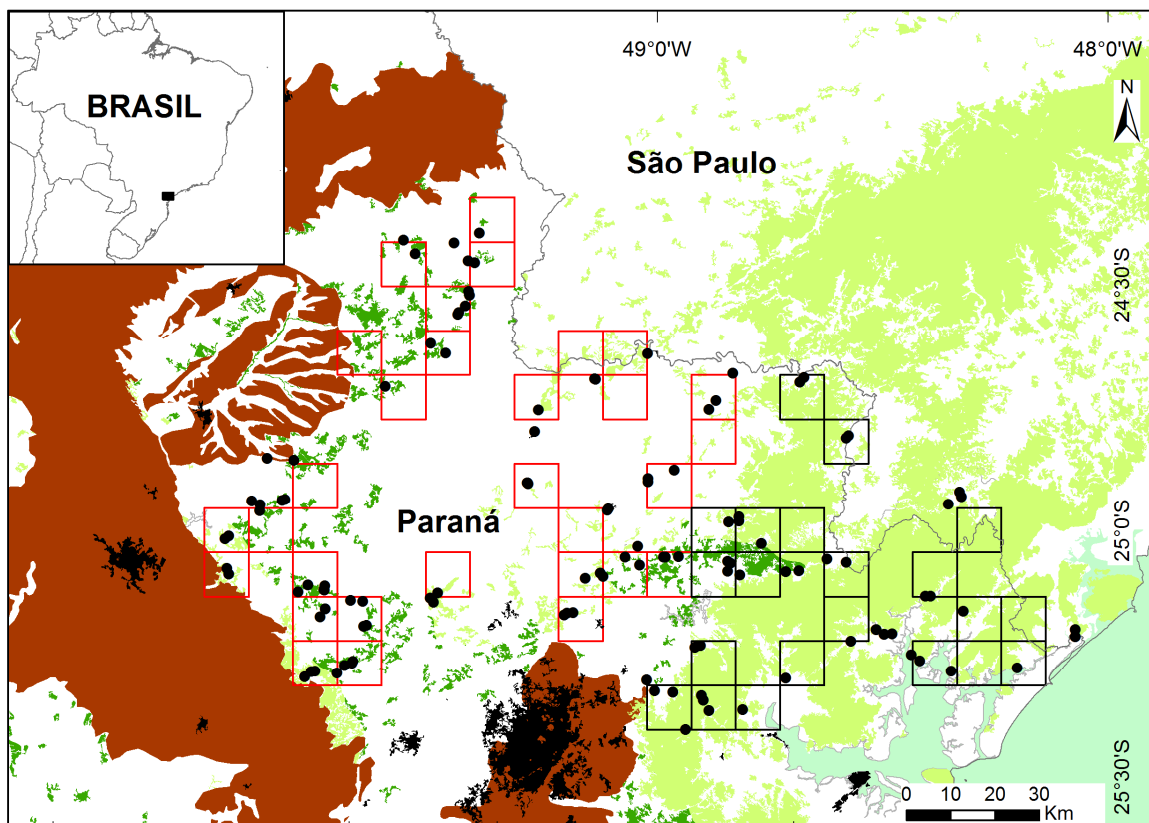


Fig. 2 Mapa da área de estudo contendo os quadrantes amostrais referentes à floresta contínua (quadrados pretos) e à floresta fragmentada (quadrados vermelhos) em paisagem composta por áreas de floresta ombrófila densa (verde claro), floresta ombrófila mista (verde escuro), áreas urbanas (preto) e campos/estepe (marrom). Círculos pretos indicam o local onde foram realizadas as entrevistas.

A ocorrência atual do mono foi confirmada por 2% entrevistados (três indivíduos) em um único quadrante, ao passo que a ocorrência histórica foi relatada por 6% dos entrevistados (nove indivíduos) em diferentes localidades. Todos os relatos de ocorrência atual e histórica ocorreram em áreas de floresta fragmentada e a norte do Rio Ribeira de Iguape (Fig. 3).

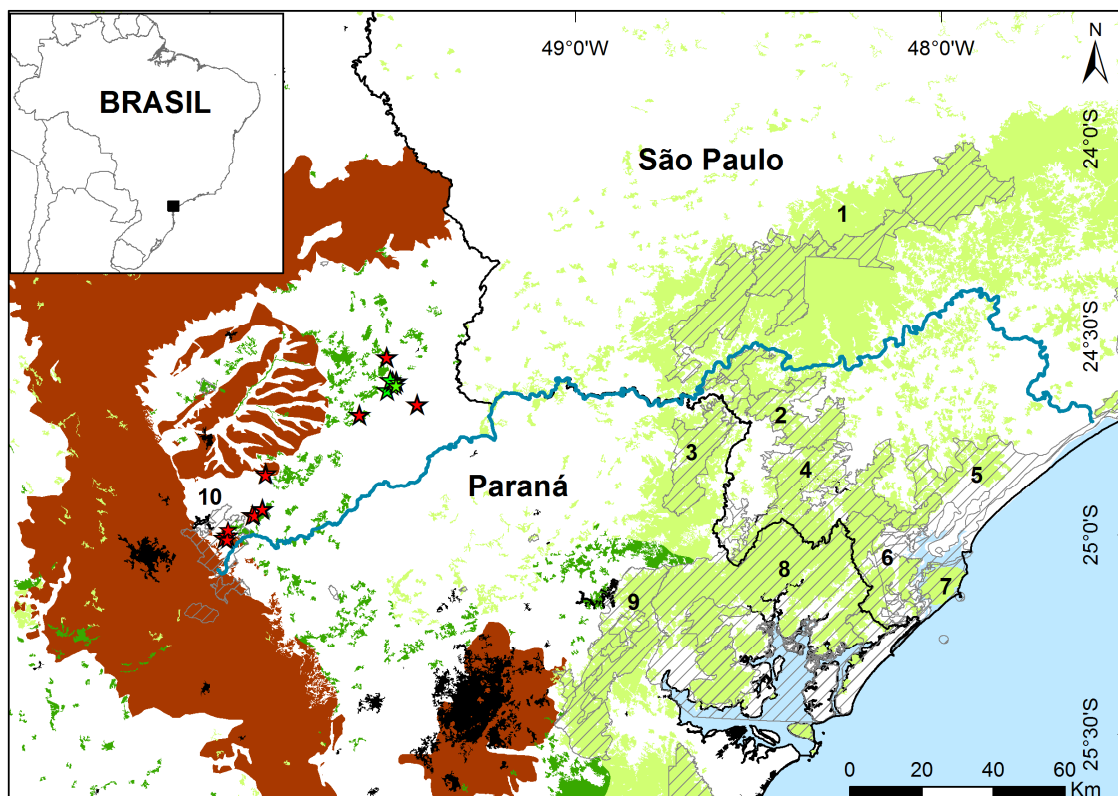


Fig. 3 Mapa dos locais dos relatos de ocorrência atual (estrela verde) e histórico (estrela vermelha) do mono no Estado do Paraná em paisagem composta por áreas de floresta ombrófila densa (verde claro), floresta ombrófila mista (verde escuro), áreas urbanas (preto) e campos/estepe (marrom). Setores tracejados correspondem a unidades de conservação e a linha azul corresponde ao Rio Ribeira de Iguape.

1 – Maciço Florestal da Paranapiacaba; 2 – Parque Estadual Caverna do Diabo; 3 – Parque Estadual das Lauráceas; 4 – Parque Estadual do Rio Turvo; 5 – Área de Proteção Ambiental Cananéia-Iguape-Peruibe; 6 – Parque Estadual do Lagamar de Cananéia; 7 – Parque Estadual Ilha do Cardoso; 8 – Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba; 9 – Área de Especial Interesse Turístico do Marumbi; 10 – Parque Nacional dos Campos Gerais.

DISCUSSÃO

Surpreendentemente, nossos resultados mostraram que os dados de ocorrência histórica e atual de *B. arachnoides* no Estado do Paraná estão restritos a uma paisagem fragmentada, ao norte do Rio Ribeira de Iguape, em uma área muito menor do que a proposta Koehler et al. (2005) e atualmente reconhecida para a espécie (Biodiversitas Brasil 2008). Então, por que *B. arachnoides* não aparece ao sul desse rio? Nós

propomos duas possibilidades que poderiam explicar esse resultado: extinção local pela caça e a do rio como barreira de dispersão. Em relação à primeira possibilidade, é conhecido que a caça diminui a abundância de populações de espécies alvo podendo causar extinção em localidades mais próximas de habitações humanas (Peres 1990; Cowlishaw e Dunbar 2000; Novaro et al. 2000; Brashares et al. 2001). No entanto, parece improvável um evento de extinção local de populações inteiras de monos em grandes blocos de floresta contínua e preservada e sem nenhum relato histórico da espécie, enfraquecendo assim a chance de ter ocorrido uma extinção local causada pela caça. Por outro lado, a restrição dos registros atuais e históricos desse estudo somente ao norte do Rio Ribeira de Iguape fortalece a ideia desse rio como uma barreira física, não permitindo assim a dispersão da espécie para áreas onde ela potencialmente poderia ocorrer. Contudo, na literatura, há um registro de Aguirre (1971) e outro de Martuscelli et al. (1994) sobre a ocorrência histórica para a espécie ao sul do Rio Ribeira de Iguape. Entretanto, em relação à informação apresentada por Aguirre (1971), trata-se de um pressuposto fundamentado em uma extrapolação da ocorrência da espécie devido à tipologia vegetal ser a mesma da região do Maciço Florestal da Paranapiacaba, onde a espécie ocorre até os dias atuais (Jerusalinsky et al 2011). A princípio tal pressuposto parece ser lógico tendo sido sustentado por mais de 40 anos. Já as informações disponibilizadas por Martuscelli et al. (1994) aparentam ser resultado de uma identificação visual equivocada tendo em vista que nenhuma evidência foi apresentada. Este aparente equívoco é reforçado pelo resultado das entrevistas agora obtidas onde mesmo os moradores mais antigos da região da APA de Guaraqueçaba não reconhecem a espécie. Equívoco semelhante já havia sido detectado em relação à presença de *B. arachnoides* no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, também ao sul do Rio Ribeira de Iguape (ver Ingberman et al. 2010). Assim, nossos resultados elucidam a interrupção da distribuição da espécie causada pelo Rio Ribeira de Iguape, que é um rio de grande largura e atuou como uma extensa barreira geográfica física para a espécie. Este tipo de barreira parece não ser incomum visto que rios têm sido relatados como barreiras de dispersão para várias espécies de primatas, moldando seus limites de distribuição (Ayres e Clutton-Brock 1992; Lehman 2004; Harcourt e Wood 2012).

Tendo delimitado o sul da distribuição, a ocorrência a oeste no Estado do Paraná foi limitada pelo bioma Campo o qual nessa região, conhecida como Planalto das Araucárias, é caracterizada pela tipologia vegetacional estepe (IBGE 2012) tornando-a inabitável para uma espécie arborícola como é o mono. Atualmente, a paisagem dentro

dos limites ora propostos para a distribuição histórica do mono no Estado do Paraná, está representada por pequenos fragmentos isolados e imersos numa paisagem dominada pela agricultura, pastagens e extensas plantações de *Pinus* spp. (Pereira e Scroccaro 2010). Essa região sofreu intensa exploração humana principalmente a partir do início do século XX (Pereira e Scroccaro 2010) tendo o processo de fragmentação iniciado há muitas décadas restando atualmente em torno de uma centena de fragmentos capazes de suportar uma população de monos pelos próximos 50 anos (≥ 100 ha cf. Jerusalinky et al. 2011). Além da população já conhecida localizada no município de Castro (Koehler et al. 2002), nós registramos o relato da ocorrência atual de uma população no município de Doutor Ulysses e histórica em outras seis localidades. Nossos resultados não possibilitaram encontrar nenhum padrão na ocorrência da espécie nesses fragmentos, o que torna o encontro das populações remanescentes algo não previsível. Segundo os nossos entrevistados, o mono só ocorre em áreas preservadas que não tenham sofrido intenso grau de alteração e muitos citaram um incêndio de larga proporção que atingiu a região no ano de 1963. Ao final de agosto, o Estado do Paraná viu-se tomado por inúmeros focos de incêndios que se transformaram no maior desastre natural do Estado (Departamento de Geografia, Terras e Colonização 1963; Ribeiro 1984). O incêndio durou aproximadamente um mês, atingiu 128 municípios e consumiu aproximadamente 21.000 km² de pastagens, reservas florestais e plantações, além de sítios, casas, paióis e fazendas (Departamento de Geografia, Terras e Colonização 1963). A região de distribuição histórica de *B. arachnoides* no Estado do Paraná localiza-se na borda leste da ocorrência desse incêndio tendo muitos dos fragmentos atualmente existentes sido parcialmente atingidos e poucos deles permaneceram intactos (Anexo 4). Assim, a ocorrência atual do mono no Estado do Paraná é reflexo não só de sua distribuição geográfica histórica como também resultado da intensa fragmentação e dos danos causados pelo incêndio de 1963.

A distribuição histórica de *B. arachnoides* no Estado do Paraná esta restrita a áreas de Mata Atlântica ao norte do Rio Ribeira de Iguape e a oeste, até o bioma Campo. A ocorrência atual da espécie pelos fragmentos restantes dessa região não é previsível, tendo as populações de mono sofrido com diferentes pressões ao longo de muitas décadas. Este cenário mostra que a situação atual do mono no Estado do Paraná é muito delicada e ainda depende de informações básicas para o planejamento efetivo de ações voltadas à conservação da espécie. Torna-se urgente o aumento do esforço de levantamento nos fragmentos ainda não abordados nesse estudo e a realização de busca

ativa onde houve registro posterior a 1963, como é o caso do registro histórico que obtivemos para o fragmento inserido no Parque Nacional dos Campos Gerais (ver Fig. 3). Ainda por se tratar do limite de distribuição da espécie a densidade populacional tende a ser mais baixa (Brown 1984) onde o efeito deletério do fluxo gênico pode ser mais severo (Kirkpatrick e Barton 1997). As duas populações conhecidas não se encontram em fragmentos florestais com tamanho suficiente capaz de mantê-las em longo prazo (>11.500 ha cf. Brito e Grelle 2006), portanto, seu o monitoramento deve ser iniciado o mais rápido possível, assim como a avaliação da paisagem em que estão inseridas e a recuperação de seu hábitat visando a formação de corredores ecológicos. Por fim, pode ser que haja a necessidade de manejo dessas populações para que o mono não se extinga localmente no Estado do Paraná.

AGRADECIMENTO

A todos os anônimos que contribuíram com seu conhecimento sobre a fauna local. À Fundação Grupo Boticário e à Rufford Small Grants Foundation pelo financiamento da pesquisa. À CAPES pela bolsa de doutorado de B.I.

REFERÊNCIAS

- Aguirre, A.C. (1971). *O mono Brachyteles arachnoides (E. Geoffroy). Situação atual da espécie no Brasil*. Anais da Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, Brasil.
- Anderson, J., Rowcliffe, J. M., & Cowlshaw, G. (2007). Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. *Biological Conservation*, 135(2), 212–222, doi:10.1016/j.biocon.2006.10.022
- Andriguetto-Filho, J.M., Krüger, A.C. & Lange, M.B.R. (1998). Caça, biodiversidade e gestão ambiental na Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Biotemas*, 11, 133–156.
- Ayres, J. M., & Clutton-Brock, T. H. (1992). River boundaries and species range in Amazonian Primates. *The American Naturalist*, 140(3), 531–537.

- Bigarella, J. J. (2001). Contribuição ao Estudo da Planície Litorânea do Estado do Paraná. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, jubilee 1946-2001: 65–110.
- Biodiversitas Brasil (2008). *Brachyteles arachnoides*. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.2 (ed. IUCN 2012). www.iucnredlist.org. Accessed 03 June 2013.
- Brashares, J.S., Arcese, P. & Sam, M.K. (2001). Human demography and reserve size predict wildlife extinction in West Africa. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, 268, 2473–8.
- Brito, D., & Grelle, C. E. V. (2006). Estimating minimum area of suitable habitat and viable population size for the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). *Biodiversity and Conservation*, 15, 4197–4210, doi:10.1007/s10531-005-3575-1
- Brown, J. H. (1984). On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124(2), 255–279.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., & Laake, J. L. (1993). *Distance sampling. Estimating abundance of biological populations*. London: Chapman e Hall. 441p.
- Cowlishaw, G., & Dunbar, R. (2000). Hunting. In G.Cowlishaw & R. Dunbar (eds.), *Primate Conservation Biology* (pp. 242-287). London: The University of Chicago Press.
- Cunha, A. A., Viveiros Grelle, C. E., & Boubli, J. P. (2009). Distribution, population size and conservation of the endemic muriquis (*Brachyteles* spp.) of the Brazilian Atlantic Forest. *Oryx*, 43(2), 254, doi:10.1017/S003060530700230X
- Davis, A., & Wagner, J. R. (2003). Who Knows? On the Importance of Identifying “Expert” When Researching Local Ecological Knowledge. *Human Ecology*, 31(3), 463–489.

- Departamento de Geografia, Terras e Colonização (1963). *O Paraná em flagelo*. Relatório. Governo do Estado do Paraná. 30 p.
- ESRI - Environmental Systems Research Institute, INC. (2010). *ArcMap 10.0*.
- Groves, C. P. (2001). *Primate Taxonomy*. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
- Harcourt, A. H., & Wood, M. A. (2012). Rivers as Barriers to Primate Distributions in Africa. *International Journal of Primatology*, 33, 168–183, doi:10.1007/s10764-011-9558-z
- Hill, W.C.O. (1962). Genus *Brachyteles*. In W.C.O. Hill, *Primates. Comparative anatomy and taxonomy. V Cebidae. Part B*. (pp. 252-356). Edinburgh: The Edinburgh University of Press.
- IBGE (2011). *Mapas interativos, biomas*.
http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm . Acessado em 26 de fevereiro de 2012.
- IBGE (2012). *Manuais Técnicos em Geociências. Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE.
- Ingberman, B., Fusco-Costa, R., Cheida, C. C., Nakano-oliveira, E. C., Rodrigues, R. G., & Monteiro-Filho, E. L. A. (2010). Was there ever a Muriqui (*Brachyteles*) population in the Ilha do Cardoso State Park in Southeastern Brazil ? *Neotropical Primates*, 17(1), 21–24.
- Jerusalinsky, L, Talebi, M, Melo, FR. (2011). *Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis. Série Espécies Ameaçadas no 11*. Brasília: ICMBio.
- Kirkpatrick, M., & Barton, N. H. (1997). Evolution of a Species' Range. *The American Naturalist*, 150(1), 1–23, doi:<http://members.juicyboys.com/feedback/>

- Koehler, A., Pereira, L.C.M., & Nicola, P.A. (2002). New locality for the woolly spider monkey *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy, 1806) in Parana state and the urgency of strategies for conservation. *Estudos de Biologia*, 24, 25-29.
- Koehler, A. B., Pereira, L. C. M., Nicola, P. A., Ângelo, A. C., & Weber, K. S. (2005). The southern miqui , *Brachyteles arachnoides* , in the state of Paraná : current distribution , ecology , and the basis for a conservation strategy. *Neotropical Primates*, 13(suppl.), 67–72.
- Larivière, S., Jolicoeur, H., & Crête, M. (2000). Status and conservation of the gray wolf (*Canis lupus*) in wildlife reserves of Quebec. *Biological Conservation*, 94(2), 143–151, doi:10.1016/S0006-3207(99)00185-8
- Lehman, S. M. (2004). Biogeography of the primates of Guyana: Effects of habitat use and diet on geographic distribution. *International Journal of Primatology*, 25(6), 1225–1242, doi:10.1023/B:IJOP.0000043960.87828.19
- Maack, R. (2012). *Geografia física do Estado do Paraná*. 4ª edição. Ponta Grossa: Editora UEPG.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, J. B., Droege, S., Royle, J. O. & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83, 2248-2255.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L.L. & Hines, J. E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. San Diego: Elsevier Academic Press.
- Martuscelli, P., Petroni, L., & Olmos, F. (1994). Fourteen new localities for the miqui (*Brachyteles arachnoides*). *Neotropical Primates*, 2, 12–15.

- Mendes, S.L., Oliveira, M.M., Mittermeier, R.A., & Rylands, A.B. (2008). *Brachyteles arachnoides*. In IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species, version 2012.2*. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on June 03, 2013.
- Mittermeier, R. A., Wallis, J., Rylands, A. B., Ganzhorn, J. U., Oates, J. F., Williamson, E. A., et al. (2009). Primates in peril: the world's 25 most endangered primates 2008 – 2010. *Primate Conservation*, 24, 1–57, doi:10.1896/052.024.0101
- Novaro, A.J., Redford, K.H. & Bodmer, R.E. (2000) Effect of Hunting in Source-Sink Systems in the Neotropics. *Conservation Biology*, 14, 713–721.
- Passos, F. C., Miranda, J. M. D., Aguiar, L. M., Ludwig, G., Bernardi, I. P., & Mororios, R. F. (2007). Distribuição e ocorrência de primatas no Estado do Paraná, Brasil. In J. C. Bicca-Marques (ed.), *A Primatologia no Brasil 10*. Porto Alegre: EDIPUCRS.
- Pereira, M.C.B., & Scroccaro, J. L. (eds) (2010) *Bacias Hidrográficas do Paraná. Série histórica*. Curitiba: SEMA.
- Peres, C. A. (1990). Effects of Hunting on Western Amazonian Primate Communities. *Biological Conservation*, 54, 47–59.
- Printes, R. C., Rylands, A. B., & Bicca-Marques, J. C. (2011). Distribution and status of the Critically Endangered blond titi monkey *Callicebus barbarabrownae* of north-east Brazil. *Oryx*, 45(03), 439–443, doi:10.1017/S0030605311000111
- Rabinovitz, A.L. (1997). *Wildlife Field Research and Conservation Training Manual*. New York: Wildlife Conservation Society.
- Raboy, B. E., Neves, L. G., Zeigler, S., Saraiva, N. A., Cardoso, N., dos Santos, G. R., et al. (2010). Strength of Habitat and Landscape Metrics in Predicting Golden-Headed Lion Tamarin Presence or Absence in Forest Patches in Southern Bahia, Brazil. *Biotropica*, 42(3), 388–397, doi:10.1111/j.1744-7429.2009.00595.x

- Ribeiro, A.G. (1984). Seca, geada e incêndios no ano de 1963. Uma catástrofe no Paraná e a memória dos Universitários de Maringá vinte anos depois. *Boletim de Geografia UEM*, 2, 24-30.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F., & Hirota, M. M. (2009). Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142, 1141–1153, doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021
- SOS Mata Atlântica & INPE (2009). *Mapa dos remanescentes florestais da Mata Atlântica*. www.mapas.sosma.org.br. Acessado em 15 junho 2014.
- White, P. C. L., Jennings, N. V., Renwick, A. R., & Barker, N. H. L. (2005). Questionnaires in ecology: A review of past use and recommendations for best practice. *Journal of Applied Ecology*, 42(3), 421–430, doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01032.x
- Zeller, K. A., Nijhawan, S., Salom-Pérez, R., Potosme, S. H., & Hines, J. E. (2011). Integrating occupancy modeling and interview data for corridor identification: A case study for jaguars in Nicaragua. *Biological Conservation*, 144(2), 892–901, doi:10.1016/j.biocon.2010.12.003

ANEXOS

ANEXO 1

Questionário elaborado para realização de entrevistas semiestruturadas, contendo 30 espécies das seguintes ordens: Primates, Perissodactyla, Artiodactyla, Carnivora, Rodentia, Cingulata e Lagomorpha.

QUESTIONÁRIO PARA “ENTREVISTADOS”

QUESTIONÁRIO N°: _____

Data: ____/____/2015

QUADRANTE: _____ () contínuo () fragmento

MATA

Dados pessoais do entrevistado:

1. Local onde mora: _____.

2. Sexo: () M; () F. 3. Idade: _____

4. Nasceu em (localidade/Cidade): _____ Estado: _____

5. Local onde vive hoje: está há ____ anos; ____ meses.

6. Por quê veio morar no local? (marcar 1 ou + opções) () pelo emprego; () por melhores condições de vida; () família; () outro:

7. Principal ocupação antiga: () lavrador; () comerciante; () guia; () funcionário público; () outro: _____

8. Principal ocupação atual: () lavrador; () comerciante; () aposentado; () funcionário público; () outro: _____

Dados de utilização da mata:

17. Você ainda anda nessa mata? () sim; () não. 17a. Se não, a quanto tempo parou de andar na mata? _____ anos.

18. Qual a frequência que você anda (ou andava) na mata?
() todos os dias; ____ dias/semana; ____ dias/mês; ____ dias/ano.**Animais silvestres:** Quais animais você vê? Onde? Frequência? (preencher Tabela 1)

Tabela 1. Visualização de animais.

NOME VULGAR NOME CIENTÍF.	Tipo de registro	Frequência	Período/OBS
bugio <i>Alouatta guariba</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Sagui do tufo branco <i>Callithrix jacchus</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Mono-carvoeiro ou Muriqui <i>Brachyteles arachnoides</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Macaco prego <i>Sapajus nigritus</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Mico de cheiro <i>Saimiri sciurus</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Mico-leão caissara <i>Leonthopitecus caissara</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Macaco colobus <i>Colobus guereza</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Anta <i>Tapirus terrestris</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Javaporco <i>Sus spp.</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
porco-do-mato, queixada <i>Tajacu tajassu</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
cateto, tateto <i>Pecari tajacu</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
onça-pintada <i>Panthera onca</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
onça-vermelha, parda, suçuarana <i>Puma concolor</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
veados <i>Mazama americana</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Veado catingueiro <i>Mazama guazoubira</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
cachorro-do-mato <i>Cerdocyon thous</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
jaguatirica, oncinha <i>Leopardus pardalis</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
quati, quati-mundéo <i>Nasua nasua</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
mão-pelada, mangueiro <i>Procyon cancrivorus</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
tamanduá-mirim <i>Tamandua tradactyla</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Lontra <i>Lontra longicaudis</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
irara, papa-mel <i>Eira Barbara</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
cutia <i>Dasyprocta leporina</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Tapiti <i>Sylvilagus brasiliensis</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
paca <i>Cuniculus paca</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
tatu-galinha <i>Dasytus novencictus</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
furão <i>Galictis cuja</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Jeritataca <i>Conepatus chinga</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Tatu-do-rabo-mole <i>Cabassous tatouay</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
gatos-do-mato (em geral) <i>Leopardus spp.</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
Capivara <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
raposinha, gambá <i>Didelphis aurita</i>	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	
	() visualização () pegada () vocalização ()	() + de 1x/mês () de 2 a 12x/ano () 1x/ano () uma vez na vida	

ANEXO 2

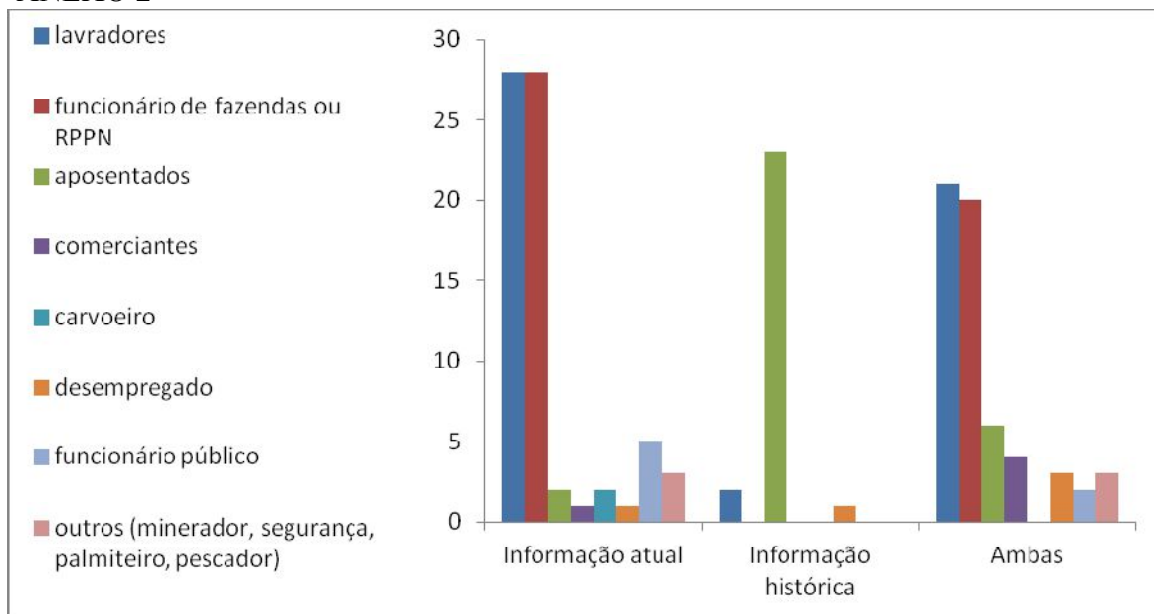


Fig. 4 Ocupação dos entrevistados em cada categoria definida conforme o tipo de informação fornecida sobre a ocorrência da espécie.

ANEXO 3

Tabela 2. Características dos sítios amostrais onde foram realizadas as entrevistas para o levantamento da ocorrência do mono.

Sítio amostral (quadrante)	Tipo de paisagem	Região Fitoecológica	Altitude (m)	Município do Estado do Paraná	Ano de realização da entrevista
4	Fragmentada	Ecótono ¹	1020	Sengés	2013
7	Fragmentada	Ecótono ¹	1000	Sengés / Dr. Ulysses	2013
5	Fragmentada	Ecótono ¹	1020	Jaguariaíva	2013
10	Fragmentada	Ecótono ¹	950	Dr. Ulysses	2013
12	Fragmentada	Ecótono ¹	1080	Castro	2014
13	Fragmentada	Ecótono ¹	879	Dr. Ulysses	2014
15	Fragmentada	Floresta ombrófila densa	592	Cerro Azul	2014
16	Fragmentada	Floresta ombrófila densa	480	Adrianópolis	2014
20	Fragmentada	Ecótono ¹	940	Castro / Cerro Azul	2014
21	Fragmentada	Ecótono ²	540	Dr. Ulysses	2014
23	Fragmentada	Ecótono ²	405	Adrianópolis	2014
25	Fragmentada	Floresta ombrófila densa	560	Adrianópolis	2014
30	Fragmentada	Ecótono ²	660	Adrianópolis / Tunas do Paraná	2014
32	Fragmentada	Ecótono ¹	970	Castro	2014
35	Fragmentada	Ecótono ²	800	Cerro Azul	2014
37	Fragmentada	Ecótono ²	906	Tunas do Paraná	2014
39	Fragmentada	Ecótono ¹	930	Castro	2015
40	Fragmentada	Ecótono ¹	864	Castro / Ponta Grossa	2014/2015
45	Fragmentada	Ecótono ²	823	Cerro Azul	2014
48	Fragmentada	Ecótono ¹	951	Ponta Grossa	2014
50	Fragmentada	Ecótono ¹	830	Ponta Grossa / Campo Largo	2015
51	Fragmentada	Ecótono ¹	800	Itaperuçu / Rio Branco do Sul	2015
53	Fragmentada	Ecótono ²	880	Rio Branco do Sul	2015
54	Fragmentada	Ecótono ²	965	Rio Branco do Sul / Bocaiúva do Sul	2014
55	Fragmentada	Ecótono ²	1003	Bocaiúva do Sul	2014
56	Fragmentada	Ecótono ¹	779	Ponta Grossa / Campo Largo	2015
57	Fragmentada	Ecótono ¹	716	Campo Largo	2015
61	Fragmentada	Ecótono ²	1003	Rio Branco do Sul / Bocaiúva do Sul	2015
64	Fragmentada	Ecótono ¹	778	Campo Largo	2015
65	Fragmentada	Ecótono ¹	676	Campo Largo	2015
2	Contínua	Floresta ombrófila densa	908	Adrianópolis	2015
6	Contínua	Floresta ombrófila densa	440	Adrianópolis	2015
10	Contínua	Ecótono ²	933	Tunas do Paraná / Campina Grande do Sul	2014

11	Contínua	Ecótono ²	844	Tunas do Paraná / Campina Grande do Sul	2014
12	Contínua	Ecótono ²	648	Tunas do Paraná / Campina Grande do Sul	2014
15	Contínua	Floresta ombrófila densa	730	Guaraqueçaba	2015
16	Contínua	Ecótono ²	1117	Bocaiúva do Sul / Campina Grande do Sul	2014
17	Contínua	Ecótono ²	708	Campina Grande do Sul	2014
19	Contínua	Floresta ombrófila densa	928	Campina Grande do Sul / Antonina	2014
21	Contínua	Floresta ombrófila densa	750	Guaraqueçaba	2013
26	Contínua	Floresta ombrófila densa	568	Antonina	2013
29	Contínua	Floresta ombrófila densa	320	Guaraqueçaba	2013
30	Contínua	Floresta ombrófila densa	450	Guaraqueçaba	2013
31	Contínua	Ecótono ²	1004	Antonina	2015
33	Contínua	Floresta ombrófila densa	403	Antonina	2013
36	Contínua	Floresta ombrófila densa	281	Guaraqueçaba	2013
37	Contínua	Floresta ombrófila densa	132	Guaraqueçaba	2013
38	Contínua	Floresta ombrófila densa	29	Guaraqueçaba	2013
39	Contínua	Floresta ombrófila densa	908	Quatro Barras	2015
40	Contínua	Floresta ombrófila densa	560	Quatro Barras / Morretes	2015
41	Contínua	Floresta ombrófila densa	26	Morretes	2013

¹ Ecótono entre floresta ombrófila mista e estepe;

² Ecótono entre floresta ombrófila densa e floresta ombrófila mista.

ANEXO 4

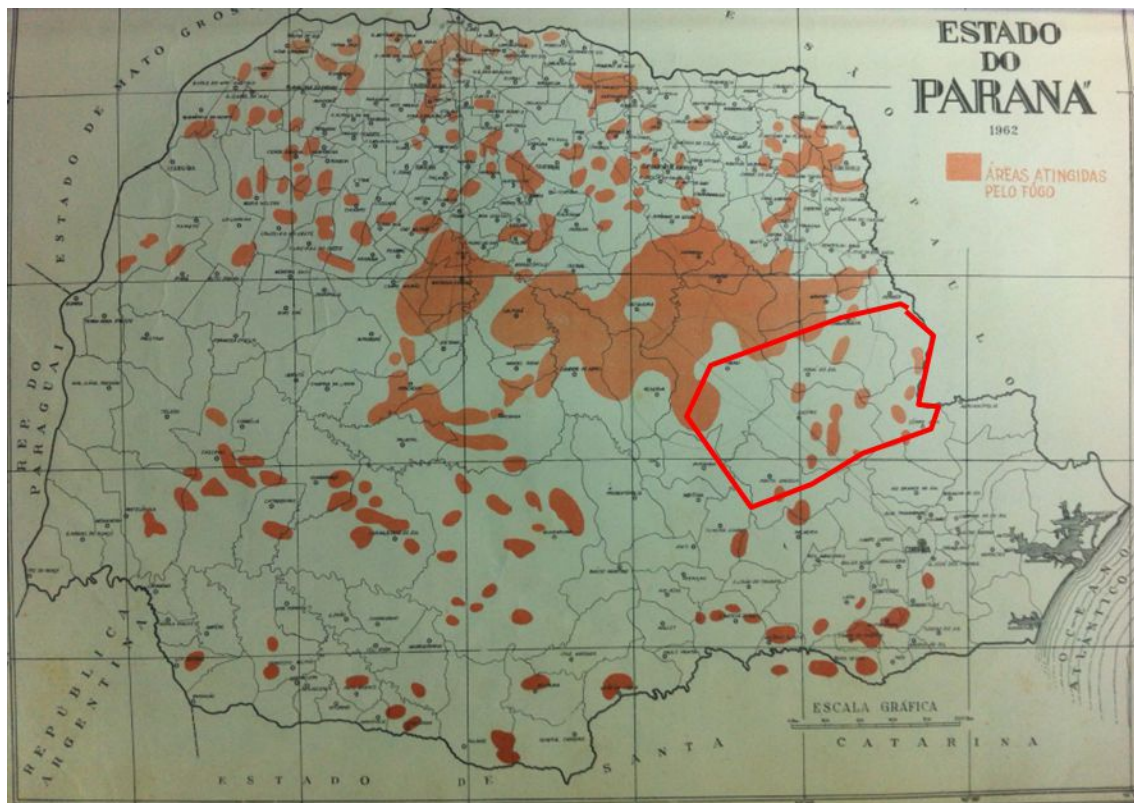


Fig. 5 Mapa das áreas atingidas pelo incêndio de 1963 (Departamento de Geografia, Terras e Colonização 1963) destacando a região de distribuição histórica de *B. arachnoides* no Estado do Paraná (área circulado por linha vermelha).

CAPÍTULO 2

**A current perspective on the historical geographic distribution of the endangered
muriquis: implications for conservation**

Manuscrito formatado conforme as normas da revista Oryx (Fator de impacto: 1.914)

TITLE PAGE

Title: A current perspective on the historical geographic distribution of the endangered muriquis: implications for conservation

Word count: 5,468

Mailing address: Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Setor de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, Laboratório de Biologia e Ecologia de Vertebrados, Caixa Postal 19020, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

e-mail: ing.bi79@gmail.com

ABSTRACT

The miqui (*Brachyteles* spp.), endemic to the Atlantic Forest of Brazil, is the largest primate in South America and is endangered, mainly due to habitat loss. Its distribution limits are still uncertain, which is a question that needs to be resolved in order to determine their true conservation status. Species distribution modeling (SDM) has been used to estimate potential species distributions, even when information is incomplete. Here, we developed an environmental suitability model for the two endangered species of miqui (*Brachyteles hypoxanthus* and *B. arachnoides*) using Maxent software. Due to historical miqui absence, areas with predicted high habitat suitability yet historically never occupied, were excluded from the predicted historical distribution. Combining those information with the model, it is evident the role of the rivers as potential dispersal barrier for the miquis. Moreover, although the species are environmentally separated in a large part of its distribution there is a potential contact zone where the species seems to not overlap. This non-spatial overlapping might be due either a physical (i.e., Serra da Mantiqueira mountains) or a biotic barrier (the species are mutually exclusive). Therefore, besides the environmental characteristics, physical and biotic barriers potentially shaped the limits of the miquis historical range. Based on these considerations, we proposed the adjustment of their historical distributional limits. Currently only 7.6% of the predicted historical distribution of *B. hypoxanthus* and 12.9% of *B. arachnoides* remains forested and able to sustain viable miqui populations. Besides the measurement of habitat loss we also identified areas for conservation concern where new miqui populations might be found.

Keywords: Atlantic Forest, *Brachyteles*, Brazil, Fragmentation, Miqui, Species Distribution Modeling.

Introduction

The miqui (*Brachyteles* Spix, 1823) is the largest New World primate and is endemic to the Atlantic Forest of Brazil (Aguirre, 1971; Nishimura et al., 1988), which itself is considered one of the most endangered biomes in the world (Myers et al., 2000), with only 11.7% remaining, scattered in numerous fragments of varying sizes (Ribeiro et al., 2009). The two currently recognized species are *Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820), the northern miqui, and *B. arachnoides* (E. Geoffroy, 1806), the southern miqui (Lemos de Sá et al., 1990; Rylands et al., 1995; Groves, 2001). Both species are endangered due to habitat loss and poaching – *B. hypoxanthus* is considered “critically endangered” and *B. arachnoides*, “endangered” in IUCN classification (Nishimura et al., 1988; Mendes et al., 2008a; Mendes et al., 2008b).

Evaluation of the conservation status of both was first based on habitat loss, since the historical geographic distribution was described in 1971 (Aguirre, 1971), when the genus *Brachyteles* was considered monotypic. The distribution was posteriorly expanded with new occurrence records (Martuscelli et al., 1994; Koehler et al., 2002; Cunha et al., 2009) and split to match the reclassification in two species (Groves, 2001). However, a more accurate definition of its distribution limits is still lacking, especially where the two species ranges are close together (Mendes et al., 2008a; Talebi et al., 2011). Uncertainties in the historical distributions for both species have important consequences for assessing their current conservation status. These uncertainties must be resolved to determine how much habitat is lost and where the miqui may still potentially be found.

Knowing the original and current distribution records of a species is crucial for determining conservation status, which is often simply based on the restricted or

reduced distribution of a species even when studies with detailed information are lacking (Mace & Lande, 1991; Mace et al., 2011). In the last two decades, interest in species distribution modeling (SDM), based on the Hutchinsonian niche concept (Franklin, 2009), has increased mostly due to software development and access to species occurrence data (Soberón & Peterson, 2005; Franklin, 2009; Marco-Júnior & Siqueira, 2009; Soberón & Nakamura, 2009). Various mathematical algorithms have been developed (e. g. GAM, GLM, Maxent, Random Forest, GARP, SVM, ENFA) with the same objective: to identify areas suitable for the continued survival of species based on environmental variables (Franklin, 2009; Soberón & Nakamura, 2009). These methods have been shown to be valuable in predicting possible habitat, even with presence-only data and a limited number of locality records (Elith et al., 2006; Hernandez et al., 2006; Phillips et al., 2006; Austin, 2007; Pearson et al., 2007; Phillips & Dudik, 2008; Wisz et al., 2008; Franklin, 2009; Thorn et al., 2009; Meyer et al., 2014) and are useful tools for determining distribution of species with little available information (Anderson & Martínez-Meyer, 2004; Hernandez et al., 2006; Thorn et al., 2009; Gray et al., 2010; Mercado & Wallace, 2010; Peck et al., 2011). For several reasons (geographic barriers, biotic interactions, adaptation and anthropogenic changes to environments), few species are likely to occupy all suitable areas (Pulliam, 2000; Anderson & Martínez-Meyer, 2004; Soberón & Peterson, 2005; Phillips et al., 2006). Thus, when research focus is the actual area in which the species occurs, additional information and ecology-based hypotheses or assumptions should be added to the analysis to improve the estimates of both historical and current geographic distributions (Soberón & Peterson, 2005).

The recent development of SDM now provides us with new perspectives on species distribution limits and environmental factors that may influence these limits. Herein, we used SDM to model the potential distribution of *B. hypoxanthus* and *B. arachnoides* populations, and estimate their historical and current distributions. Based on these models, we discuss the geographic distribution of these species and how their conservation status may be better understood in the context of current fragmentation of their Atlantic Forest habitat.

Methods

Location data

We compiled locality data for *B. hypoxanthus* and *B. arachnoides* from the literature and from field and museum specimens, as available in the project “specieslink” (<http://splink.cria.org.br>). When record coordinates were not available we determined it through figures and geographic references available from the source publication. We looked Google earth imagery to double-check location coordinates when needed. Data collection and species observations tend to be grouped (spatial autocorrelation) due to the difficulty of accessing some locations (Pearson et al., 2007; Marco-Júnior & Siqueira, 2009). Spatial autocorrelation is an important source of bias in SDM, which often produces overestimation of the effective sample size, thereby inflating statistical significance and the probability of errors of commission (false positives, Segurado et al., 2006). We minimized potential spatial autocorrelation in our experimental design (Guisan & Zimmermann, 2000; Legendre et al., 2002) by using one locality record for every 115 km², which is based on the area that can support a minimum viable muriqui population over the long term (1,000 years cf. Brito & Grelle, 2006; Guisan &

Zimmermann, 2000; Pearson et al., 2007; Thorn et al., 2009). Within these constraints, we included only the most reliable geographical coordinates measured in the field, from published studies and latter from museum collections.

Variable selection

We selected as predictive variables the altitude and 19 bioclimatic variables from WorldClim (<http://www.worldclim.org>) with a resolution of 2.5 arc-minutes (c. to 5 km² pixels). Bioclimate variables were derived from the interpolation of monthly values of temperature and precipitation observed from 1950 to 2000 (Hijmans et al., 2005).

Initially we compiled bioclimate information and altitude associated with each occurrence location separately by species. We corrected for autocorrelation by excluding one variable from pairs of variables with $R^2 \geq 0.8$. Preference was given to altitude and climate extremes (i.e., Max/Min Temperature of Warmest/Coldest Month rather than Mean Temperature of Warmest Quarter, cf. Marino et al., 2011) because they are the most biologically meaningful for the muriquis (Aguirre, 1971).

Statistical model and validation

While occurrence locations of each species were few, the expected distribution of each species was well-represented. Among the modeling methods, the maximum entropy algorithm is recommended among alternative modeling methods in this situation because presence-only data are used and provide deterministic inferences from incomplete information (Phillips et al., 2006) and is robust with relatively small sample sizes (Elith et al., 2006; Hernandez et al., 2006; Pearson et al., 2007; Phillips & Dudik, 2008; Franklin, 2009; Thorn et al., 2009). Maxent (version 3.3.3k,

<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>) was used to model the potential distribution of each species. The data set was randomly divided into 80% for training and 20% for testing, and modeled over 10,000 points of a background comprising the shape of the Atlantic Forest (Phillips et al., 2009; Elith et al., 2011; IBGE shape biomes, http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm) and part of the Cerrado ecotone in the state of São Paulo, southern Brazil. We used bootstrapping with 500 randomly selected subsets for which model averaging was used. We analyzed the operating characteristic curve (OCC) to determine model performance (Elith et al., 2006; Phillips et al., 2006; Phillips & Dudik, 2008). The area under the OCC curve (AUC) provides a unique probability (0, no discrimination, to 1, perfect discrimination) that indicates the quality of the result (Elith et al., 2006).

As a result of logistic output, the program Maxent generates a continuous prediction probability (0 to 1) of environmental suitability for species presence. We used the minimum training presence threshold (the lowest predicted suitability value at points where the species are found) to generate potential species distribution maps for a more conservative estimate (Pearson et al., 2007; Marco-Júnior & Siqueira, 2009).

Post-modeling and interpretation

We used the geographic information program ArcMap10 to insert the cut-off threshold in the model and create maps. The Maxent output was transformed into raster and maps were interpreted in the context of our hypotheses. Because all SDM methods, including Maxent, do not consider dispersal limitations, results should be interpreted as potential distributions (Soberón & Peterson, 2005). To create the historical distribution maps for the species, we identified areas likely to be distribution barriers (Anderson &

Martínez-Meyer, 2004; Soberón & Peterson, 2005) due to their geological characteristics (e. g. rivers), biotic interactions or areas where the species are known to be absent. Finally, we created a current distribution map by combining the historical distribution map and a map of Atlantic Forest fragments (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2013). The difference (~1%) between the total forest remnant cover (10.6%; Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2008) and the 11.7% of Ribeiro et al. (2009) is likely due to rounding error because the Fundação SOS Mata Atlântica & INPE includes only fragments larger than 0.03 km², while Ribeiro et al. (2009) includes all fragments. Because we used only fragments larger than 1 km² this error did not affect the reliability of the results of our analysis.

Results and Discussion

We found 58 locations for the *B. hypoxanthus* and 44 for the *B. arachnoides*, and, after excluding grouped points to minimize spatial autocorrelation, used 43 independent locations for *B. hypoxanthus* (Supplementary Table S1) and 34 for *B. arachnoides* (Supplementary Table S2). The model included seven variables for *B. hypoxanthus* (Supplementary Table S3) and nine variables for *B. arachnoides* (Supplementary Table S4). Potential distribution maps (Fig. 1) resulted in high significance of results (AUC=0.952 for *B. hypoxanthus* and AUC=0.946 for *B. arachnoides*) and the suitable habitat cut-off thresholds were 0.1 to both species.

Potential distribution

According to SDM (Species Distribution Modeling), suitable habitat for *B. hypoxanthus* is found in several Brazilian states, from southeastern Pernambuco (PE) to

northeastern São Paulo (SP), for a total potential area of occurrence of 329,445 km².

Some suitable patches were identified in southern Mato Grosso do Sul (MS), the border of southeastern Goiás (GO) and southwestern Minas Gerais, and northern and central São Paulo (Fig. 1a).

The SDM results for *B. arachnoides* indicated suitable habitat from central Espírito Santo (ES) to eastern Santa Catarina (SC), for a total potential area of occurrence of 345,760 km². Suitable habitat patches were also found in southern Mato Grosso do Sul (MS), central Paraná (PR) and northeastern Rio Grande do Sul (Fig. 1b), but these are outside the historical range (see below).

Suitable areas for both species overlapped at central and southern Espírito Santo (ES), northern and central Rio de Janeiro (RJ), southeastern Minas Gerais (MG), northeastern São Paulo (SP) and at isolated patches in central São Paulo (SP) and southern Mato Grosso do Sul (MS; Fig. 1).

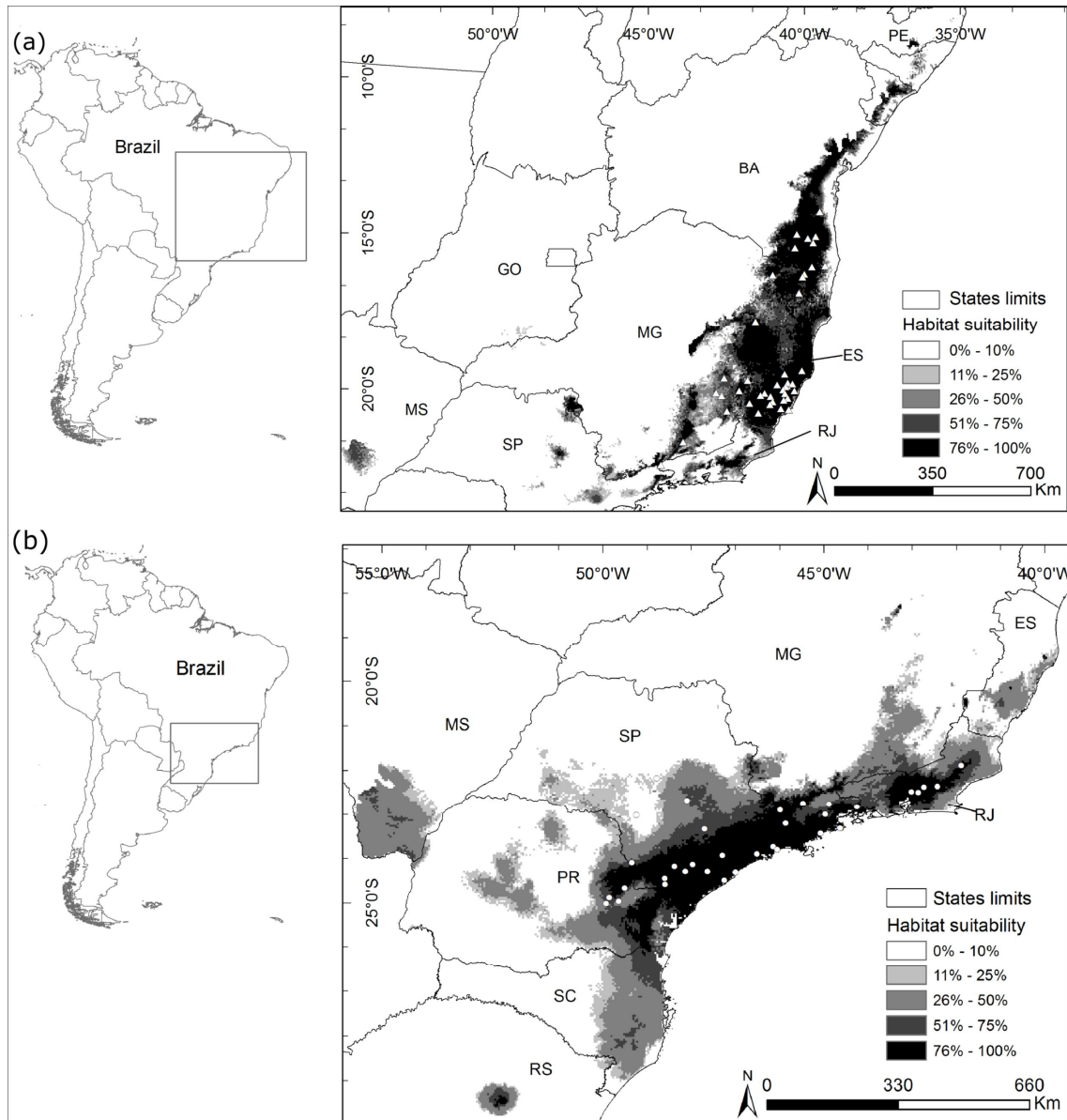


Figure 1 Environmental suitability map showing modeled presence localities for (a) *B. hypoxanthus* (white triangles) and (b) *B. arachnoides* (white circles). State abbreviations: PE – Pernambuco, BA – Bahia, GO – Goiás, MG – Minas Gerais, ES – Espírito Santo, RJ – Rio de Janeiro, SP – São Paulo, MS – Mato Grosso do Sul, PR – Paraná, SC – Santa Catarina and RS – Rio Grande do Sul.

Historical distribution

When combining species locality data with SDM, we observed that historical distribution was not shaped only by environmental factors. Thus, in order to describe the historical distribution of *B. hypoxanthus* and *B. arachnoides*, we considered another

two hypotheses that might have shaped their distribution limits: physical barriers (rivers and mountains), and biotic interactions (close related species may be mutually exclusive).

The suitable habitats range for the *B. hypoxanthus* could potentially extend north to Pernambuco state (PE; Fig. 1A). Since there is no current and historical occurrence records from the center-eastern Bahia (BA), we considered that the northern limit of the historical range for *B. hypoxanthus* was the Paraguaçu River (BA) as suggested by Aguirre (1971; Fig. 2A). The historical range follows the environmental suitability comprising dense, deciduous and semideciduous forests and ecotones extending south to the Paraíba do Sul River at Rio de Janeiro state (RJ; Fig. 2A). Even though the estimated suitable habitat range extends to central Rio de Janeiro (Fig. 1A), occurrence records of the *B. hypoxanthus* are restricted to the northern margin of this river. The historical distribution of *B. hypoxanthus* reaches its southern limit at Serra da Mantiqueira region, a mountain range that crosses the states of Minas Gerais, Rio de Janeiro and São Paulo (Mendes et al., 2005; Fig. 2A). We removed from the potential distribution an unoccupied area between Itanhém River, southern Bahia, and Doce River, northern Espírito Santo (*cf.* Aguirre, 1971) even though the entire region had (and still has) suitable habitat (Fig. 2A). This distribution gap has also been observed for the maned sloth (*Bradypus torquatus*, Xenartha; Moreira et al., 2014); for this mammal, Moreira et al. (2014) associated this pattern based on the vegetation type, as well as a historical process of vegetation changes and retraction that occurred along the Quaternary. The vegetation hypothesis could also explain such gap for *B. hypoxanthus*; however, as there are also competing hypotheses (e.g. riverine barriers and hunting associated to encroachment; Ayres and Clutton-Brock, 1992; Aguirre, 1971), the reason

why the muriqui is absent in this area remains unknown. After the post modeling procedures, *B. hypoxanthus* historical area amounted to 216,330 km².

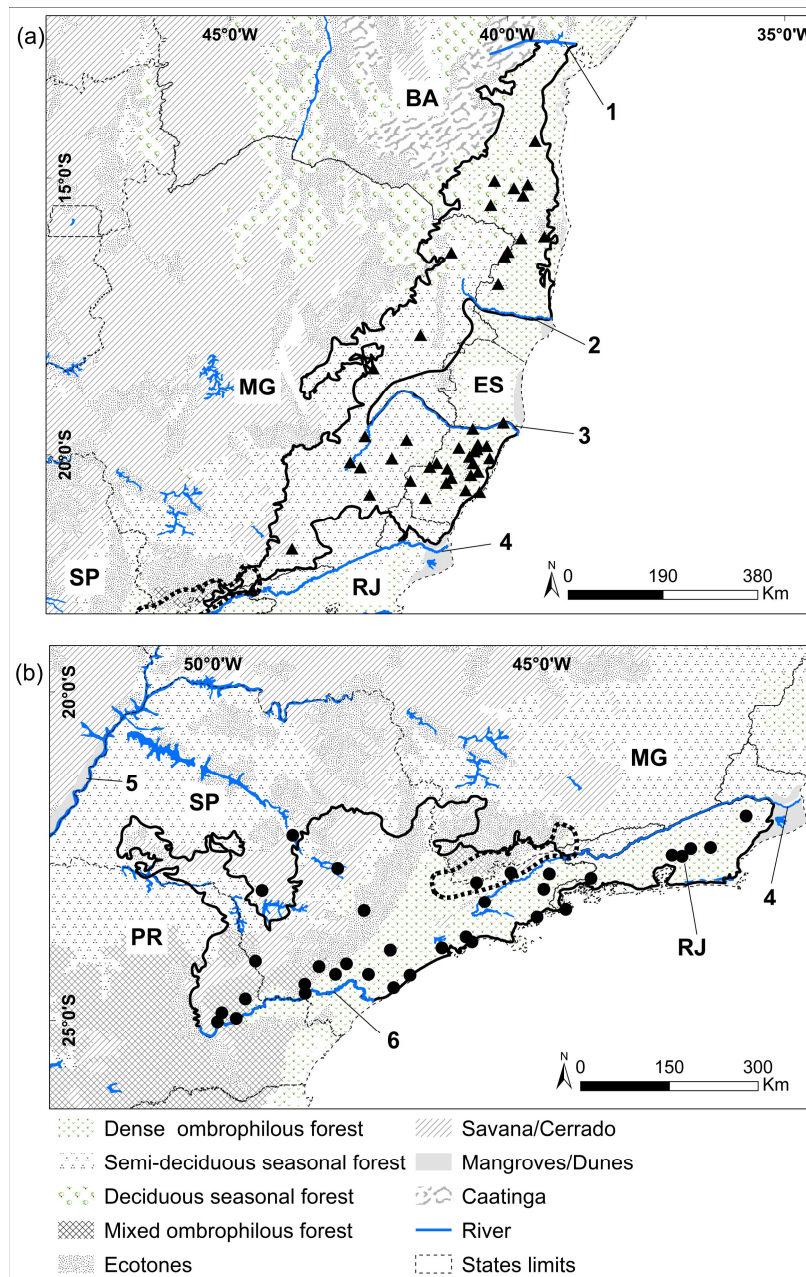


Figure 2 Historical distribution (thick black line) map showing vegetation types and modeled presence localities of (a) *B. hypoxanthus* (black triangles) and (a) *B. arachnoides* (black circles) highlighting the Serra da Mantiqueira region (thick black dashed line). Rivers: 1 – Paraguaçu River; 2 – Itanhém River; 3 – Doce River; 4 – Paraíba do Sul River; 5 - Paraná River; 6 – Ribeira de Iguape River. State abbreviations, see Fig. 1.

* localities out of the historical range (georeferenced points refers to municipality, due to lack of locality information)

According to habitat suitability, the distribution of *B. arachnoides* could have reached the southeastern of Minas Gerais and central Espírito Santo (Fig. 1B). However, *B. arachnoides* location data are restricted to the mountains of the Serra da Mantiqueira and to Rio de Janeiro State, at the southern margin of the Paraíba to Sul River (Figs. 2B and 3). Species Distribution Modeling (SDM) supports Aguirre's (1971) hypothesis of occurrence in western São Paulo, although it does not seem to extend as far as the Paraná River. The historical range extends eastward through Paraná and gradually away from the border of São Paulo to the Ribeira de Iguape River (Fig. 2B). Suitable habitat for the southern muriqui comprehend mixed dense forest at central Paraná state and the south following the coastal dense forest from southern São Paulo to Santa Catarina (Fig. 1B). However, new evidence from field data showed historical muriqui absence in areas south of the Ribeira de Iguape River, which supports the hypothesis that the river was a geographic barrier (Ingberman et al., unpublished result). After the post modeling procedures, the historical area of occurrence was estimated as 159,880 km².

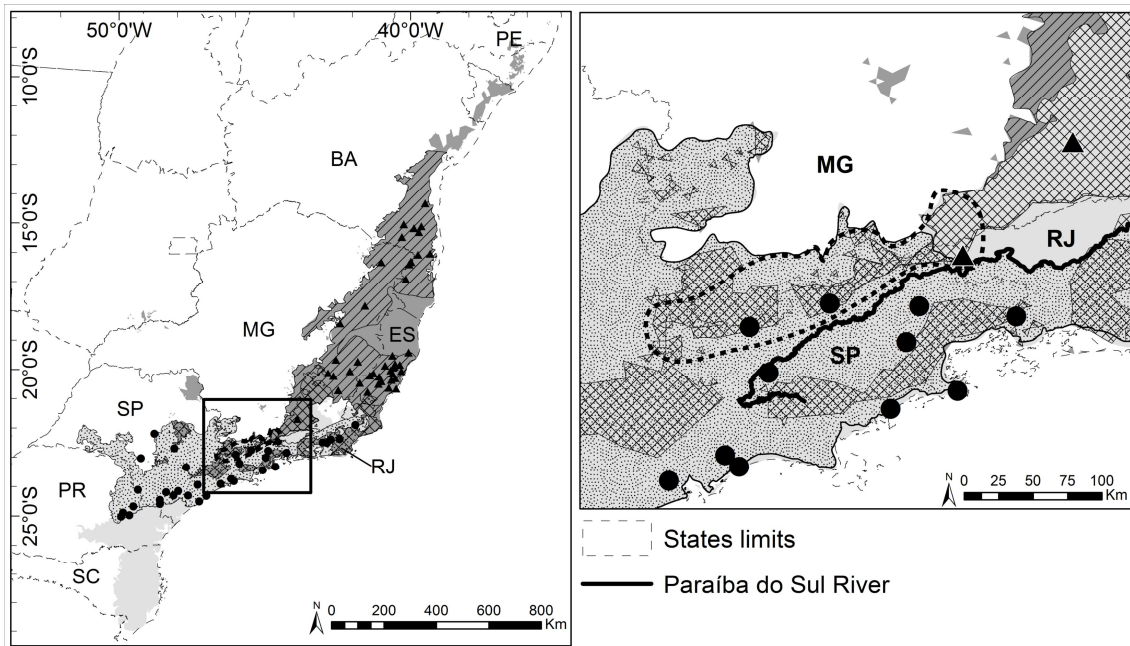


Figure 3 *B. hypoxanthus* (black triangle) potential (medium gray) and historical (hatched area) distribution; *B. arachnoides* (black circles) potential (light gray) and historical (stippled area) distribution, showing range overlap (crosshatch area) of both species. Inset the Serra da Mantiqueira region (thick black dashed line). State abbreviations, see Fig. 1.

Rivers seem to have limited both mურიკი species dispersion, delimiting their northern and southern historical distribution. Riverine barriers shaped distribution limits of several species of primates (Ayres and Clutton-Brock, 1992; Lehman, 2004; Harcourt and Wood, 2012) and it seems the mურიკი was not an exception. Where the species are close together, the Paraiba do Sul River apparently delimited both species ranges. However, this river limited the range for *B. arachnoides* only in the Rio de Janeiro State, since it is likely that this species had circumvented the head of the river at São Paulo State, thus reaching the Serra da Matinqueira.

With the recognition of the two species of *Brachyteles* (Rylands et al., 1995; Groves, 2001), it was thought at first that only the *B. arachnoides* was found throughout the Serra da Mantiqueira region, from São Paulo to Minas Gerais and Rio de Janeiro

(Câmara, 1995; Marroig & Sant'Anna, 2001; Loretto & Rajao, 2005). Once the *B. hypoxanthus* was found in Itatiaia National Park, in Rio de Janeiro (confirmed by more recent evidence; Garcia, 2005; Cunha et al., 2009; Aximoff et al., in prep.), both species are known to occur in Serra da Mantiqueira. However, there is still no evidence of co-occurrence, even within a contact zone predicted by our model (Fig. 3). Herein, we propose two hypotheses to this apparent non-spatial overlapping: i) mountains with peaks up to 2,798 meters in the Serra da Mantiqueira region (IBGE, 2012) had acted as a physical barrier; ii) the complete separation of these close related species are owing to avoidance of conflicting interactions (Peres & Janson, 1999; Cowlsh & Dunbar, 2000; Kamilar & Ledogar, 2011), and consequently the establishment of one muriqui species has limited the spread of the another.

Current distribution

The Atlantic Forest originally comprised 1,315,460 km² (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2008) of which our study suggests that 376,210 km² were inhabited by the genus *Brachyteles*. Because deforestation of the Atlantic Forest has not been uniform and only fragments greater than 1 km² are considered suitable for potentially viable populations of muriqui (for 50 years, Jerusalinsky et al., 2011; pg. 71), we would need more data to determine true habitat loss for these species.

Within the historical range of *B. hypoxanthus*, only 16,450 km² (or 7.6%) of suitable forested habitat remains, scattered in numerous fragments above 1 km². Several studies in forest remnants gradually have found new muriqui populations (Alves, 1986; Mittermeier et al., 1987; Mendes, 1991; Pinto et al., 1993; Fontes et al., 1996; Hirsch et al., 2002; Melo et al., 2004; Mendes et al., 2005a; Mendes et al., 2005b; Vieira &

Mendes, 2005; Strier & Boubli, 2006; Cunha et al., 2009). However, due to constant anthropic pressure, few of these remnants are still inhabited. In the most recent IUCN evaluation, there were only 12 known *B. hypoxanthus* populations living in different isolated forest fragments (Mendes et al., 2005b; Mendes et al., 2008a). Today, 14 localities are known to have *B. hypoxanthus* populations (Talebi et al., 2011), but SDM suggests that it might be found elsewhere, with approximately 14,580 km² divided into 4,152 fragments of more than 1 km², ten of which could support long-term viable populations (> 115 km² cf. Brito & Grelle, 2006). *Brachyteles hypoxanthus* occurs in three of these larger fragments (Itatiaia National Park, Rio Doce State Park and Serra do Brigadeiro State Park) (Mendes et al., 2005a; Cunha et al., 2009), as well as some smaller, closely distributed fragments which together also amount to over 115 km² of forest (Mata Escura Biological Reserve, Alto Cariri State Park and Caparaó National Park) (Talebi et al., 2011), in addition to other isolated populations in smaller fragments (Fig. 4a). Thus, surveys for remnant populations should focus on these seven large fragments and groups of fragments that add up to an area large enough to support viable, long-term (for 1,000 years) populations of muriquis, especially those that are strictly protected areas where local extinction has not been documented (Fig. 4a). Additionally, other, smaller, fragments may contain populations that are not viable over the long term (more than 50 years) and therefore need urgent management (Mendes et al., 2005b; Strier et al., 2011).

Only 20,611 km² (12.9% of its historical distribution) of suitable forest habitat remains for *B. arachnoides*, but in contrast with the *B. hypoxanthus*, large protected forest fragments are still found within its range (Strier & Fonseca, 1996/1997). Today, *B. arachnoides* populations are found in ten large fragments (Talebi et al., 2011;

Supplementary Table S2) and SDM suggests another six locations with suitable habitat larger than 115 km², with four of them inserted in a continuum of restricted protected areas (Paranapiacaba Ecological Continuum and Serra do Mar State Park)(Fig. 4b). Unfortunately, occurrence in a large, continuous forested area does not ensure conservation, because this species usually has a low population density (Strier, 2000; Gozález-Solís et al., 2001; Talebi et al., 2011) and still suffers pressure from poaching (Lane, 1990; Talebi & Soares, 2005; Cunha et al., 2009; Talebi et al., 2011). We identified another 1,801 fragments able to sustain populations, although *B. arachnoides* was found only in seven of them (Talebi et al. 2011; Ingberman et al., unpublished result), three in Paraná State, which is its southern limit of distribution. Therefore, additional and larger-scale surveys are needed, mainly where the occurrence of *B. arachnoides* is uncertain, but especially at its southern distribution limit, where little is known about their current conservation status.

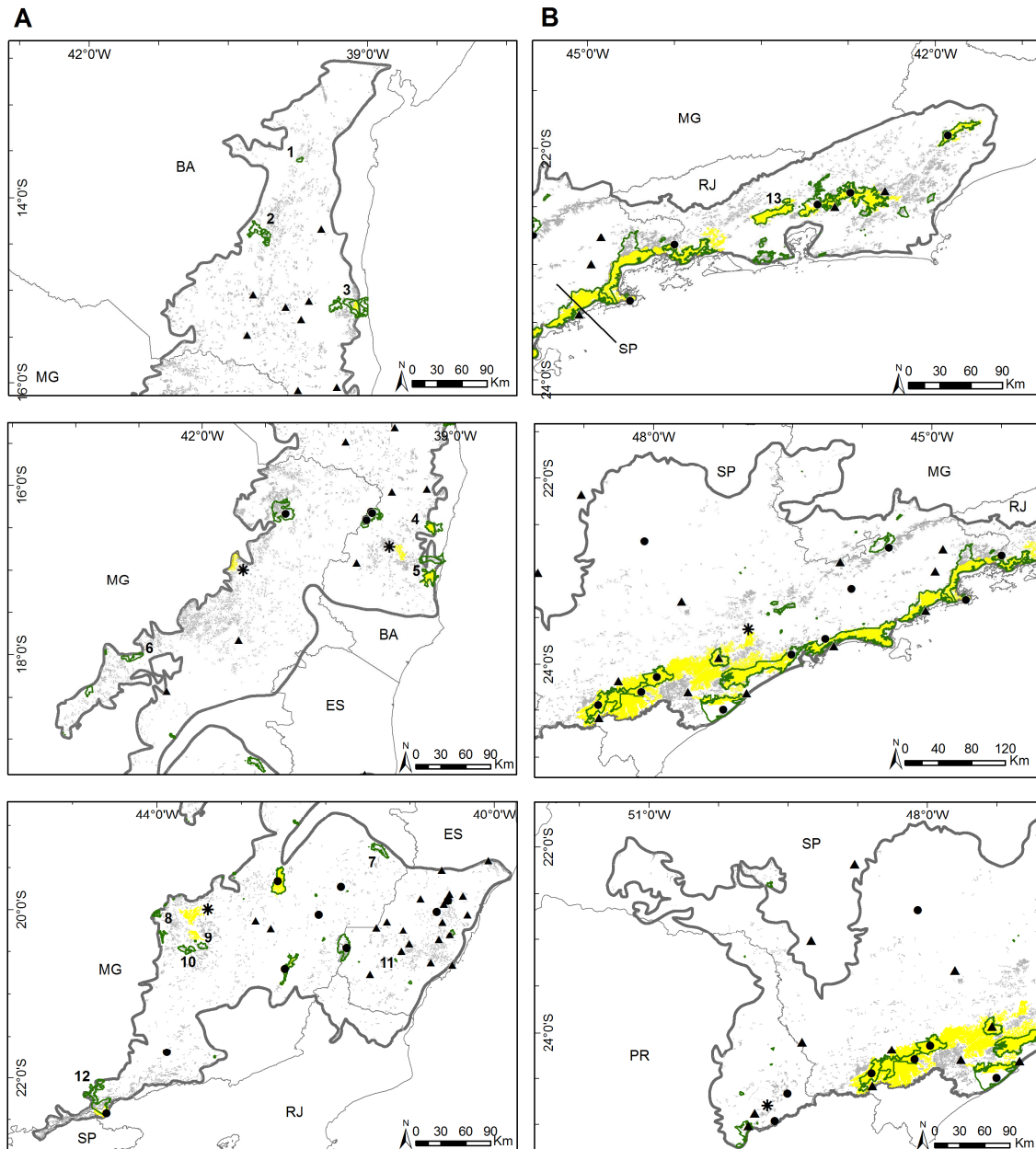


Figure 4 Historical distribution (thick gray line) of (A) northern muriqui and (B) southern muriqui showing forest remnants above 1 km² (light gray areas) and 115 km² (yellow areas) highlighting the restricted protected areas (green line). Black circles represent current localities and black triangles represent historical localities. Restricted Protected areas: 1 – Wenceslau Guimarães Ecological Station; 2 – Boa Vista National Park; 3 – Una Biological Reserve; 4 – Pau Brasil National Park; 5 – Monte Pascoal National Park and Descobrimento National Park; 6 – Serra Negra State Park; 7 – Sete Salões State Park; 8 – Serra do Rola Moça State Park and Fechos Ecological Station; 9 – Itacolomi State Park; 10 – Serra do Ouro Branco State Park; 11 – Mata das Flores State Park; 12 – Serra do Papagaio State Park; 13 – Tinguá Biological Reserve. * represents others indicated areas to survey. State abbreviations see Fig. 1.

Conclusion

Potentially large and widely-distributed areas are suitable habitat for both species of *muriqui*, including areas where the species are known to be absent. By combining the distribution model and data from literature, we adjusted the historical range showing that besides the environmental characteristics other two factors potentially shaped the limits of the historical distribution of *muriqui* species: physical (rivers and mountains as barriers to dispersal) and biotic (the species seems to be mutually exclusive). Based on this new perspective, the historical distribution proposed here was used as a starting point for estimating habitat loss and to identify areas for conservation concern where there is still no information on occurrence or absence (actual or historical). Thus, this study offers a way not just to find new *muriqui* populations but also to complement historical data which can bring new insights on the geographic distribution of these endangered species.

Acknowledgements

To the board and staff of SVPS for help with GIS. Thanks to Dr. Mauricio O. Moura, James J. Roper and Márcio R. Pie for the careful reading of an early version of the manuscript and the useful suggestions. This study received financial support from CAPES (B.I.'s and R.F.C.'s doctoral grant) and CNPQ (ELAMF).

References

Aguirre, A.C. (1971) *O mono Brachyteles arachnoides (E. Geoffroy). Situação atual da espécie no Brasil*. Anais da Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, Brasil.

- Alves, M.C. (1986) Novas localizações do mono carvoeiro, *Brachyteles arachnoides* (Cebidae, Primates) e situação atual do Parque Nacional do Caparaó. In *A Primatologia no Brasil 2* (ed M.T. Mello), pp. 367-368. Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília.
- Anderson, R.P. & Martínez-Meyer, E. (2004) Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation*, 116, 167–179.
- Austin, M. (2007) Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological modeling*, 200, 1-49.
- Ayres, J.M. & Clutton-Brock, T.H. (1992) River boundaries and species range in Amazonian Primates. *The American Naturalist*, 140(3), 531–537.
- Brito, D. & Grelle, C.E.V. (2006) Estimating minimum area of suitable habitat and viable population size for the northern miqui (*Brachyteles hypoxanthus*). *Biodiversity and Conservation*, 15, 4197–4210.
- Câmara, I.G. (1995) Miquis in the Itatiaia National Park. *Neotropical Primates*, 3, 19.
- Cunha, A.A., Grelle, C.E.V. & Boubli, J.P. (2009) Distribution, population size and conservation of the endemic miquis (*Brachyteles* spp.) of the Brazilian Atlantic Forest. *Oryx*, 43, 254–257.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC. Overton, J., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M. S. & Zimmermann, N. E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129–151.

- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43–57.
- Fontes, M.A.L., Oliveira Filho, A.T. & Galetti, M. (1996) The miquiqui in the Parque Estadual de Ibitipoca, Minas Gerais. *Neotropical Primates*, 4, 23-25.
- Franklin, J. (2009) *Mapping Species Distribution, Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (2008) *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período de 2000-2005*. <http://www.sosmatatlantica.org.br>. [accessed 21 April 2011].
- Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (2013) *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período de 2011-2012*. <http://www.sosmatatlantica.org.br>. [accessed 22 October 2013].
- Garcia, V.L.A. (2005) Status of the Miquiqui (*Brachyteles*) Populations Remainings in the State of Rio de Janeiro, Brazil: Projeto Miquiqui-Rio. *Neotropical Primates*, 13, 73-78.
- González-Solís, J., Guix, J.C., Mateos, E. & Llorens, L. (2001) Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic rainforest. *Biodiversity and Conservation*, 10, 1267-1282.
- Gray, T.N.E., Phan, C. & Long, B. (2010) Modelling species distribution at multiple spatial scales: gibbon habitat preferences in a fragmented landscape. *Animal Conservation*, 13, 324–332.
- Groves, C.P. (2001) *Primate taxonomy*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.

- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modeling*, 135, 147–186.
- Harcourt, A.H. & Wood, M.A. (2012) Rivers as Barriers to Primate Distributions in Africa. *International Journal of Primatology*, 33, 168–183.
- Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L. & Albert, D.L. (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773–785.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965–1978.
- Hirsch, A., Martins, W.P. & Porfírio, S. (2002) Rediscovery of *Brachyteles arachnoides hypoxanthus* at the Fazenda Córrego de Areia, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates*, 10, 119-122.
- IBGE. *Anuário Estatístico do Brasil*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileira de Geografia e Estatística; 2012. p. 458.
- Jerusalinsky, L., Talebi, M., Melo, F.R. (2011). *Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis*. Série Espécies Ameaçadas n° 11. ICMBio, Brasília, Brasil.
- Kamilar, J.M. & Ledogar, J.A. (2011) Species co-occurrence patterns and dietary resource competition in primates. *American Journal of Physical Anthropology*, 144, 131–139.
- Koehler, A., Pereira, L.C.M. & Nicola, P.A. (2002) New locality for the woolly spider monkey *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy, 1806) in Parana state and the urgency of strategies for conservation. *Estudos de Biologia*, 24, 25-29.

- Lane, F. (1990) A Hunt for “Monos” (*Brachyteles arachnoides*) in the Foothills of the Serra da Paranapiacaba, São Paulo, Brazil. *Primate Conservation*, 11, 23-25.
- Legendre, P., Dale, M.R.T., Fortin, M.-J., Gurevitch, J., Hohn, M., & Myers, D. (2002) The consequences of spatial structure for the design and analysis of ecological field surveys. *Ecography*, 25, 601–615.
- Lehman, S.M. (2004) Distribution and Diversity of Primates in Guyana : Species-Area Relationships and Riverine Barriers. *International Journal of Primatology*, 25(1), 73–95.
- Lemos de Sá, R.M., Pope, T.R., Glander, K.E., Struhsaker, T.T. & Fonseca, G.A.B. (1990) A pilot study of genetic and morphological variation in the muriqui (*Brachyteles arachnoides*). *Primate Conservation*, 11, 26-30.
- Loretto, D. & Rajao, H. (2005) Novos registros de primatas no Parque Nacional do Itatiaia, com ênfase em *Brachyteles arachnoides* (Primates, Atelidae). *Neotropical Primates*, 13, 28-30.
- Mace, G.M. & Lande, R. (1991) Assessing Extinction Threats: Toward a Reevaluation of IUCN Threatened Species Categories. *Conservation Biology*, 5, 148–157.
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H. R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E.J. & Stuart, S. N. (2011) Quantification of Extinction Risk: IUCN’s System for Classifying Threatened Species. *Conservation Biology*, 22, 1424–1442.
- Marco-Júnior, P. & Siqueira, M.F. (2009) Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? *Megadiversidade*, 5, 65–76.
- Marino, J., Bennett, M., Cossios, D., Iriarte, A., Lucherini, M., Pliscoff, P., Sillero-Zubiri, C., Villalba, L. & Walker, S. (2011). Bioclimatic constraints to Andean cat

distribution: a modelling application for rare species. *Diversity and Distributions*, 17, 311–322.

Marroig, G. & Sant'Anna, A.B.C. (2001) The Occurrence of Muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in the Itatiaia National Park, Brazil. *Neotropical Primates*, 9, 75.

Martuscelli, P., Petroni, L.M. & Olmos, F. (1994) Fourteen new localities for the muriqui (*Brachyteles arachnoides*). *Neotropical Primates*, 2, 12-15.

Melo, F.R., Chiarello, A.G., Faria, M.B., Oliveira, P.A., Freitas, R.L.A., Lima, F.S. & Ferraz, D.S. (2004) Novos registros de muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) no Vale do rio Jequitinhonha, Minas Gerais e Bahia. *Neotropical Primates*, 12, 139-142.

Mendes, S.L. (1991) Situação dos primatas em reservas florestais do estado do Espírito Santo. In *A primatologia no Brasil 3*. (eds A.B., Rylands & A.T Bernardes), PP. 347-356. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, Brasil.

Mendes, S.L., Santos, R.R. & Carmo, L.P. (2005a) Conservation of the northern muriqui in Santa Maria do Jequitibá, Espírito Santo. *Neotropical Primates*, 13, 31-36.

Mendes, S.L., Melo, F.R., Boubli, J.P., Dias, L.G., Strier, K., Pinto, L.P.S., Fagundes, V., Cosenza, B. & Marco-Jr., P. (2005b) Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). *Neotropical Primates*, 13, 7-18.

Mendes, S.L., Oliveira, M.M., Mittermeier, R.A. & Rylands, A.B. (2008a) *Brachyteles hypoxanthus*. In *The IUCN Red List of Threatened Species*, v. 2012.2. (ed IUCN, 2012) <http://www.iucnredlist.org>. [accessed 03 June 2013].

Mendes, S.L., Oliveira, M.M., Mittermeier, R.A. & Rylands, A.B. (2008b) *Brachyteles arachnoides*. In *The IUCN Red List of Threatened Species*, v. 2012.2. (ed IUCN, 2012) <http://www.iucnredlist.org>. [accessed 03 June 2013].

- Mercado, N.I. & Wallace, R.B. (2010) Distribución de primates en Bolivia y áreas prioritarias para su conservación. *Tropical Conservation Science*, 3, 200–217.
- Mittermeier, R.A., Valle, C.M.C., Alves, M.C., Santos, I. B., Pinto, C. A. M., Strier, K. B., Young, A.L., Veado, E. M., Constable, I.D., Paccagnella, S.G. & Lemos de Sa, R. M. (1987) Current distribution of the miqui in the Atlantic forest region of Eastern Brazil. *Primate Conservation*, 8, 143–149.
- Moreira DDO, Leite GR, Ferreira de Siqueira M, Coutinho BR, Zanon MS, Mendes SL.(2014) The distributional ecology of the maned sloth: environmental influences on its distribution and gaps in knowledge. *PLoS One*,9(10),e110929.
- Meyer, A.L.S., Pie, M.R. & Passos, F.C. (2014) Assessing the exposure of lion tamarins (*Leontopithecus* spp.) to future climate change. *American Journal of Primatology*, 76, 551–562.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Nishimura, A., Fonseca, G.A.B., Mittermeier, R.A., Young, A.L., Strier, K.B. & Valle, C.M.C. (1988) The miqui, genus *Brachyteles*. In: *Ecology and Behavior of Neotropical Primates, Vol. 2*. (eds R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, A.F. Coimbra-Filho & G.A.B. Fonseca). pp. 577–610. World Wildlife Fund, Washington, DC, USA.
- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M. & Peterson, A.T. (2007) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34, 102–117.
- Peck, M., Thorn, J., Mariscal, A., Baird, A., Tirira, D., & Kniveton, D. (2011) Focusing Conservation Efforts for the Critically Endangered Brown-headed Spider Monkey

(*Ateles fusciceps*) Using Remote Sensing, Modeling, and Playback Survey Methods.

International Journal of Primatology, 32, 134–148.

Peres, C.A. & Janson, C.H. (1999) Species coexistence, distribution and environmental determinants of neotropical primate richness: a community-level zoogeographic analysis. In *Primate communities* (eds J.G. Fleagle, C.H. Janson & K.E. Reed), pp. 55–74. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.

Phillips, S.J. & Dudík, M. (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161–175.

Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J. & Ferrier, S. (2009) Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19, 181–197.

Pinto, L.P.S., Costa, C.M.R., Strier, K.B. & Fonseca, G.A.B. (1993) Habitats, density, and group size of primates in the Reserva Biológica Augusto Ruschi (Nova Lombardia), Santa Tereza, Brazil. *Folia Primatologica*, 61, 135-143.

Pulliam, H.R. (2000) On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3, 349–361.

Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F. & Hirota, M.M. (2009) Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142, 1141–1153.

Rylands, A.B., Mittermeier, R.A. & Rodriguez-Luna, E. (1995) A species list for the New World primates (Platyrrhini): Distribution by country, endemism, and conservation status according to the Mace-Land system. *Neotropical Primates*, 3, 113-164.

- Segurado, P., Araujo, M.B. & Kunin, W.E. (2006) Consequences of spatial autocorrelation for niche-based models. *Journal of Applied Ecology*, 43, 433–444.
- Soberón, J. & Peterson, A.T. (2005) Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1–10.
- Soberón, J. & Nakamura, M. (2009) Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106, 19644–19650.
- Strier, K.B. & Fonseca, G.A.B. (1996/1997) The Endangered Muriqui in Brazil's Atlantic Forest. *Primate Conservation*, 17, 131–137.
- Strier, K.B. (2000) Population Viabilities and Conservation Implications for Muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica*, 32, 903–913.
- Strier, K.B. & Boubli, J.P. (2006) A History of Long-term Research and Conservation of Northern Muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga / RPPN-FMA. *Primate Conservation*, 20, 53–63.
- Strier, K.B., Melo, F.R., Talebi, M., Paglia, A.P., Tabacow, F. P., Dias, L.G., Ferreira, J.G., Possamai, C.B. & Mendes, S.L. (2011) Protocolo para manejo emergencial de muriquis. In *Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis. Série Espécies Ameaçadas nº 11*. (eds L. Jerusalinsky, M.G. Talebi, F.R. Melo), pp. 84-86. ICMBio, Brasília, Brasil.
- Talebi, M. & Soares, P. (2005) Conservation research on the southern muriqui (*Brachyteles arachnoides*) in São Paulo State, Brazil. *Neotropical Primates*, 13, 53-59.
- Talebi, M., Melo, F.R., Dias, G.L., Cunha, A.A., Mendes, S.L.m, Breves, P. & Jerusalinsky, L. (2011) Contextualização sobre *Brachyteles arachnoides* e *Brachyteles hypoxanthus*. In *Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis. Série*

Espécies Ameaçadas nº 11. (eds L. Jerusalinsky, M.G. Talebi, F.R. Melo), pp. 19-62.

ICMBio, Brasília, Brasil.

Thorn, J.S., Nijman, V., Smith, D. & Nekaris, K.A.I. (2009) Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: Nycticebus). *Diversity and Distributions*, 15, 289–298.

Vaz, S.M. (1998) Sobre a ocorrência do miquiqui, *Brachyteles arachnoides*, em Mambucaba, Rio de Janeiro, Brasil. *Neotropical Primates*, 6, 49-50.

Vieira, L.A. & Mendes, S.L. (2005) Presence of the miquiqui (*Brachyteles hypoxanthus*) in a rural property in the vicinity of the Augusto Ruschi Biological Reserve, Santa Teresa, Espírito Santo. *Neotropical Primates*, 13, 37-39.

Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A. T., Graham, C. H., & Guisan, A. (2008) Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 18, 763–773.

Supplementary data

Table S1. Independent locations of historical and current occurrence of northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) used for species distribution modeling.

ID	Location	Municipality	State	Longitude	Latitude	Reference
1	Congogi river	S. do Palhão Gongongi	BA	-39.5000	- 14.3333	Aguirre (1971)
2	Riacho Barras	Duas Caatiba	BA	-40.233	- 15.0500	Aguirre (1971)
3	Chapori, on the headwaters of Una river	Una	BA	-39.6333	- 15.1167	Aguirre (1971)
4	Serra d'Anta	Couro Itapetinga	BA	-39.8833	- 15.1833	Aguirre (1971)
5	Córrego Novo	Mundo Pau Brasil	BA	-39.7167	- 15.3167	Aguirre (1971)
6	Serra Pateirão	Encruzilhada	BA	-40.3000	- 15.4833	Aguirre (1971)
7	Barreiras	Belmonte	BA	-39.3333	- 16.0500	Aguirre (1971)
8	Serra Gabiarra	Santa Cruz Cabralia	BA	-39.7500	- 16.0833	Aguirre (1971)
9	Alto Cariri Park	Cariri State Salto da Divisa	MG	-39.9951	- 16.3149	Melo et al. (2004)
10	Mata Federal Biological Reserve*	Escura Jequitinhonha, Almenara	MG	-41.0117	- 16.3414	Melo et al. (2004)
11	RPPN Duas Barras	Fazenda Santa Maria do Salto	MG	-40.0543	- 16.4065	Melo et al. (2004)
12	Farinha Lavada e Água Limpa	Guaratinga e Jucuruçu	BA	-40.1667	- 16.9167	Aguirre (1971)
13		Teófilo Otoni	MG	-41.5667	- 17.8333	Aguirre (1971) - MZUSP, tombo 3830
14	Fazenda de Areia	Córrego Peçanha	MG	-42.7500	- 18.4333	Hirsch et al. (2002)
15	Faz. on Rio Doce margin	Pindorama, Linhares	ES	-40.0722	- 19.4222	specieslink (museu UFES)
16	Fazenda Arminda, Córrego dos Monos	Jovem Colatina	ES	-40.6255	- 19.5333	specieslink (museu UFES)
17	Rio Doce Park*	State Mariléia, Timótes	Dionísio, MG	-42.5667	- 19.6667	Mendes et al. (2005a)
18	Augusto Biological	Ruschi Santa Teresa	ES	-40.5500	- 19.9000	Jerusalinsky et al. (2011)

Reserve

19	RPPN Feliciano Miguel Abdalla	Caratinga	MG	-41.8167	-	19.7333	Strier & Boubli (2006)
20	Surroundings of Augusto Ruschi Biological Reserve	Santa Teresa	ES	-40.5333	-	19.8167	Vieira & Mendes (2005)
21	Perobas	Ibiraçu (antiga Pau Gigante)	ES	-40.3750	-	19.8417	specieslink (museu UFES)
22	Jatibocas	Itarana	ES	-40.8333	-	19.8667	specieslink (museu UFES)
23	Sta. Lúcia Biological Station	Santa Teresa	ES	-40.6017	-	19.9361	Mendes (1991)
24	Private areas	Santa Maria do Jetibá	ES	-40.6833	-	20.0333	Mendes et al. (2005b)
25	R. Triunfo, near the headquarters	Santa Leopoldina	ES	-40.3200	-	20.0600	specieslink (museu UFES)
26	RPPN Mata do Sossego	Simonésia	MG	-42.0833	-	20.0667	Mendes et al. (2005a)
27	Faz. Rochedo	Rio Casca	MG	-42.8333	-	20.1333	Aguirre (1971)
28	Brejetuba	Brejetuba	ES	-41.2758	-	20.1458	specieslink (museu UFES)
29	Rio das Pedras	Santa Leopoldina	ES	-40.6167	-	20.1500	specieslink (museu UFES)
30	Brejetuba	Afonso Cláudio	ES	-41.4000	-	20.2167	Aguirre (1971)
31	Secondary Forest	Rio Casca	MG	-42.6506	-	20.2261	specieslink (ZUEC-MAM- Coleção de Mamíferos do Museu de Zoologia da UNICAMP)
32	Fazenda da Serra	Baixo Guandu	ES	-41.0833	-	20.2500	specieslink (museu UFES)
33	Duas Bocas Forest Reserve	Cariacica	ES	-40.5000	-	20.3000	Mendes (1991)
34	Fazenda Belon (4 Km do P. Est. Pedra Azul)	Domingos Martins	ES	-40.6592	-	20.3633	specieslink (museu UFES)
35	Pedra Azul	Domingos Martins e Alfredo Chaves	ES	-41.0117	-	20.4133	Aguirre (1971)
36	Caparaó National Park*	Esperança Feliz do Rio Preto, Divino de São Louranço, Ibitirama	MG / ES	-41.7500	-	20.4667	Mendes et al. (2005a)
37	Forno Grande	Castelo	ES	-41.1028	-	20.5028	specieslink (museu UFES)

38	-	Alfredo Chaves	ES	-40.7528	-	specieslink (museu 20.6361 UFES)
39	Fazenda Muriquioca	Guarapari	ES	-40.5000	-	specieslink (museu 20.6667 UFES)
40	Serra do Brigadeiro Park*	Araponga, Fervedouro, Miradouro, Ervália, Sericita, Pedra Bonita, Muriaé, Divino	MG	-42.4833	-	Mendes et al. (2005a) 20.7167
41	Engenheiro Reeve (= Rive)	Alegre	ES	-41.4750	-	specieslink (museu 20.7750 UFES)
42	Ibitipoca State Park	Lima Duarte	MG	-43.8833	-	Fontes et al. (1996) 21.7000
43	Itatiaia National Park*	Resende, Itatiaia	RJ / MG	-44.6000	-	Cunha et al. (2009) 22.4333

*localities larger than 115 km² [minimum size for supporting a viable population for the long term cf. Brito & Grelle, 2006] with current occurrence of the species.

Table S2. Independent locations of historical and current occurrence of southern muriqui (*Brachyteles arachnoides*) used for species distribution modeling.

ID	Location	Municipality	State	Longitude	Latitude	Reference
1	Desengano State Park (Morumbeca)*	Santa Maria Madalena, São Fidélis, Campos dos Goytacazes	RJ	-41.8925	- 21.8917	Garcia (2005)
2		Boracéia	SP	-48.7833	- 22.1833	Aguirre (1971) - MZUSP, tombo 7411
3	Rio Bonito	Silva Jardim, C. de Macacu, C. de Abreu e Friburgo	RJ	-42.4333	- 22.3667	Aguirre (1971)
4	RPPN Guapiaçu/Rio Guapiaçu*	Cachoeiras de Macacu e Teresópolis	RJ	-42.7333	- 22.3833	Cunha et al. (2009)
5	Serra dos Órgãos National Park*	Teresópolis, Guapimirim, Magé "Rio Soberbo"	RJ	-43.0167	- 22.4833	Cunha et al. (2009)
6	Faz. do Subaio and Faz. do Carmo	Cachoeiras de Macacu	RJ	-42.8667	- 22.5000	Aguirre (1971)
7	Fazenda Barreiro Rico	Anhembi	SP	-48.1000	- 22.6833	Martins (2005)
8	RPPN Fazenda São Sebastião do Rio Grande	Pindamonhangaba	SP	-45.4667	- 22.7500	Oliveira & Manzatti (1996)
9	Faz. do Veado e Serra da Bocaina	S. José do Barreiro e Bananal	SP	-44.8833	- 22.7667	Aguirre (1971)
10	Bocaina National Park*	Paraty, Angra dos Reis, São José do Barreiro, Areias, Cunha, Ubatuba	RJ / SP	-44.2500	- 22.8333	Martuscelli et al. (1994)

11	Fazenda Verde and Fazenda Mandala	Monte São Fracisco Xavier	SP	-45.9908	-	22.9011	Santos (2011)
12	Alto Paraibuna	Ubatuba, S. Luís do Paraitinga e Paraty	SP/RJ	-44.9667	-	23.0000	Aguirre (1971)
13	São Bartolomeu	Cerqueira César	SP	-49.2500	-	23.0167	specieslink (MZUSP)
14	APA Municipal de São Francisco Xavier	São José dos Campos	SP	-45.8667	-	23.2000	Antonietto & Mendes (1994)
15	APA do Cairuçu/ Pico do Cairuçu*	Paraty	RJ	-44.6333	-	23.3167	Cunha et al. (2009)
16		Ipanema (hoje Varnhagem)	SP	-47.7000	-	23.3333	Aguirre (1971)
17		Ubatuba	SP	-45.0708	-	23.4339	specieslink (MZUSP)
18	Parque das Neblinas (RPPN Ecofuturo)	Bertioga	SP	-46.1500	-	23.7333	Jerusalinsky et al. (2011)
19	Paranapiacaba District	Santo André	SP	-46.0594	-	23.8083	specieslink (MZUSP)
20	Serra do Mar State Park (núcleo cubatão)*	Cubatão	SP	-46.5167	-	23.9000	Auricchio & Silva (2000)
21	Jurupará State Park	Ibiúna e Piedade	SP	-47.3000	-	23.9333	Martuscelli et al. (1994)
22	-	Itararé	SP	-49.3500	-	24.1000	specieslink (MZUSP)
23	Fazenda Intervalles	Serra da Paranapiacaba (Vale Carmo)	SP	-48.3833	-	24.1833	Martuscelli et al. (1994)
24	Intervalles State Park*	Guapiara, Ribeirão Grande, Sete Barras, Eldorado e Iporanga	SP	-48.1333	-	24.3000	Talebi & Soares (2005)
25	Juréia - Itatins	Peruíbe	SP	-47.0008	-	24.3131	specieslink
26	Fazenda Grande	Poço Juquiá	SP	-47.6333	-	24.3000	specieslink (MZUSP)
27	Alto Tourist Park*	Ribeira Apiaí, Iporanga	SP	-48.6000	-	24.4500	Jerusalinsky et al. (2011)
28	Carlos Botelho State Park*	São Miguel do Arcanjo, Capão Bonito, Sete Barras, Tapiraí	SP	-47.9667	-	24.1412	Talebi (1996)
29	Juréia Ecological Station - Itatins*	Iguape, Miracatu, Itariri, Perúíbe	SP	-47.2500	-	24.5000	Martuscelli et al. (1994)
30	-	Iporanga	SP	-48.5928	-	24.5858	specieslink (MZUSP)
31	Fazenda Olho	Doutor Ulysses	PR	-49.5044	-		B. Ingberman e

	D'água				24.6703	N. Kaminski, pers. comm.
32	Abapã	Castro	PR	-49.8611	-	Ingberman et al, unpublished data
33	Fazenda Paulo II	João Castro	PR	-49.6422	-	Koehler et al. (2002)
34	Fazenda Santana	Castro	PR	-49.9286	-	Ingberman et al., unpublished data

*localities larger than 115 km² [minimum size for supporting a viable population for the long term cf. Brito & Grelle, 2006] with current occurrence of the species.

REFERENCES

- Aguirre, AC. 1971. O mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy). Situação atual da espécie no Brasil. Anais da Academia Brasileira de Ciências: 1-51.
- Antonietto, LA, Mendes, FDC. 1994. São Francisco Xavier: A new site for primatological research and conservation in the Brazilian Atlantic Forest. Neotropical Primates 2: 3-4.
- Brito, D, Grelle, CEV. 2006. Estimating minimum area of suitable habitat and viable population size for the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). Biodiversity and Conservation 15: 4197-4210.
- Cunha, AA, Grelle, CEV, Boubli, JP. 2009. Distribution, population size and conservation of the endemic muriquis (*Brachyteles* spp.) of the Brazilian Atlantic Forest. Oryx 43: 254-257.
- Fontes, MAL, Oliveira Filho, AT, Galetti, M. 1996. The muriqui in the Parque Estadual de Ibitipoca, Minas Gerais. Neotropical Primates 4: 23-25.
- Garcia, VLA. 2005. Status of the Muriqui (*Brachyteles*) Populations Remainings in the State of Rio de Janeiro, Brazil: Projeto Muriqui-Rio. Neotropical Primates 13: 73-78.

- Hirsch, A, Martins, WP, Porfirio, S. 2002. Rediscovery of *Brachyteles arachnoides hypoxanthus* at the Fazenda Córrego de Areia, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates* 10: 119-122.
- Jerusalinsky, L, Talebi, M, Melo, FR. 2011. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis. Série Espécies Ameaçadas nº 11. Brasília: ICMBio. 141 p.
- Koehler, A, Pereira, LCM, Nicola, PA. 2002. New locality for the woolly spider monkey *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy, 1806) in Parana state and the urgency of strategies for conservation. *Estudos de Biologia* 24: 25-29.
- Martins, MM. 2005. Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of São Paulo, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 14: 2321-2329.
- Martuscelli, P, Petroni, LM, Olmos, F. 1994. Fourteen new localities for the miqui (*Brachyteles arachnoides*). *Neotropical Primates* 2: 12-15.
- Melo, FR, Chiarello, AG, Faria, MB, et al. 2004. Novos registros de miqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) no Vale do rio Jequitinhonha, Minas Gerais e Bahia. *Neotropical Primates* 12:139-142.
- Mendes, SL. 1991. Situação dos primatas em reservas florestais do estado do Espírito Santo. In: Rylands, AB, Bernardes, AT, editors. *A primatologia no Brasil* 3. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. p 347-356.
- Mendes, SL, Santos, RR, Carmo, LP. 2005a. Conservation of the northern miqui in Santa Maria do Jequitibá, Espírito Santo. *Neotropical Primates* 13: 31-36.
- Mendes, SL, Melo, FR, Boubli, JP, et al. 2005b. Directives for the conservation of the northern miqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). *Neotropical Primates* 13: 7-18.

Oliveira, MF, Manzatti, L. 1996. New location for the miquiqui (*Brachyteles arachnoides*) in the state of São Paulo, Brazil. *Neotropical Primates* 4: 84-85.

Pinto, LPS, Costa, CMR, Strier, KB, Fonseca, GAB. 1993. Habitats, density, and group size of primates in the Reserva Biológica Augusto Ruschi (Nova Lombardia), Santa Tereza, Brazil. *Folia Primatologica* 61: 135-143.

Santos, ASR. 2011. Encontros com os miquiquis, *Brachyteles arachnoides* (E.Geoffroy,1806), de São Francisco Xavier, Serra da Mantiqueira, São Paulo, Brasil.

In: <<http://www.ultimaarcadenoe.com.br/wp-content/uploads/2011/06/Encontros-com-os-miquiquis-SFX-AS.pdf>> . Downloaded on January 12, 2012.

Specieslink. < <http://slink.cria.org.br> >.

Strier, KB, Boubli, JP. 2006. A History of Long-term Research and Conservation of Northern Miquiquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga / RPPN-FMA. *Primate Conservation* 20: 53–63.

Talebi, M. G. 1996. Field study of miquiquis in the Carlos Botelho State Park, Brazil. *Neotropical Primates* 4(2): 62 – 63.

Talebi, M, Soares, P. 2005. Conservation research on the southern miquiqui (*Brachyteles arachnoides*) in São Paulo State, Brazil. *Neotropical Primates* 13: 53-59.

Vieira, LA, Mendes, SL. 2005. Presence of the miquiqui (*Brachyteles hypoxanthus*) in a rural property in the vicinity of the Augusto Ruschi Biological Reserve, Santa Teresa, Espírito Santo. *Neotropical Primates* 13: 37-39.

Table S3. Environmental variables used in the species distribution modeling of northern muriqui, *B. hypoxanthus*.

Environmental variable	Percent contribution to the model
Temperature Seazonality	56.1
Isothermality	13.7
Altitude	11.8
Mean diurnal range	6.5
Precipitation of Driest Month	6
Annual Precipitation	3.1
Precipitation of Wettest Month	2.8

Table S4. Environmental variables used in the species distribution modeling of southern muriqui, *B. arachnoides*.

Environmental variable	Percent contribution to the model
Precipitation of Driest Month	17.7
Isothermality	17.3
Mean Diurnal Range	14.4
Precipitation of Wettest Month	13
Annual Precipitation	11.7
Temperature Seazonality	10.8
Altitude	10
Annual Mean Temperature	4.6
Temperature Annual Range	0.5

SÍNTESE DOS RESULTADOS E CONCLUSÃO GERAL

Nossos resultados auxiliaram na elucidação da lacuna de conhecimento relativo à distribuição geográfica histórica de *B. hypoxanthus* e *B. arachnoides* propondo limites de distribuição e assim permitindo discutir o status de conservação atual das duas espécies.

Nossos dados mostraram que o limite da distribuição austral de *B. arachnoides* encontra-se no Estado do Paraná e foi moldada pelo Rio Ribeira de Iguape, o qual atuou como uma barreira de dispersão ao sul para a espécie. Surpreendentemente, nossos resultados mostraram que os dados de ocorrência histórica e atual de *B. arachnoides* no Estado do Paraná estão restritos a uma área muito menor do que a atualmente reconhecida para espécie (Koehler *et al.*, 2005; IUCN, 2008). Sua distribuição histórica restringe-se a áreas de Mata Atlântica ao norte do Rio Ribeira de Iguape e a oeste até o bioma Campo, excluindo toda porção de paisagem contínua que ocorre no litoral do Estado. Essa região de distribuição histórica, esta atualmente representada por pequenos fragmentos bastante isolados (Pereira e Scroccaro, 2010), restando em torno de uma centena capazes de suportar uma população de *B. arachnoides* pelos próximos 50 anos (≥ 100 ha *cf.* Jerusalinky *et al.*, 2011). Nós sugerimos que a ocorrência atual da espécie pelos fragmentos restantes dessa região é reflexo não só da intensa fragmentação, mas também dos danos causados por um incêndio em larga escala ocorrido em 1963. As populações de mono no Estado do Paraná têm sofrido com diferentes pressões ao longo de muitas décadas, e atualmente são conhecidas em somente dois remanescentes, sendo possível a sua extinção local caso não seja realizadas ações para reverter essa situação. Este cenário mostra a urgência da realização de mais levantamentos, do início imediato do monitoramento das duas populações remanescentes e da avaliação da paisagem em que estão inseridas visando a recuperação de seu hábitat e a formação de corredores ecológicos.

A Modelagem de Distribuição de Espécies realizada para *B. hypoxanthus* e *B. arachnoides* mostrou que potencialmente essas espécies poderiam ocupar uma ampla área, incluindo algumas onde são conhecidamente ausentes. Combinando o resultado da modelagem com os

dados de literatura, ficou evidente que, embora a distribuição das duas espécies sejam em grande parte separada pela adequabilidade ambiental, outros fatores também influenciaram os limites de distribuição. Os rios representaram importantes barreiras de dispersão moldando os limites norte de *B. hypoxanthus* (Rio Paraguaçu; Aguirre, 1971) e sul de *B. arachnoides* (Rio Ribeira de Iguape). O modelo evidenciou uma potencial zona de contato entre essas espécies nessa região onde elas aparentemente não se sobrepõem. Assim, nessa região, conhecida como Serra da Mantiqueira, propomos duas hipóteses para a separação das espécies: barreira física (montanhas com picos de até 2.798 metros) e barreira biótica (onde a presença de uma espécie barrou a dispersão da outra). Baseado nos ajustes propostos para a definição dos limites de distribuição histórica das espécies de muriqui foi possível avaliar a real perda de habitat sofrido por cada uma das espécies. Atualmente, restam somente 7,6% para *B. hypoxanthus* e 12,9% para *B. arachnoides* de áreas florestadas capazes de suportar uma população (≥ 100 ha *cf.* Jerusalinky *et al.*, 2011). Além de quantificação de perda de habitat, nossos resultados indicaram localidades de importância para a conservação onde novas populações de muriqui podem ser encontradas.

Este estudo oferece um indicativo sólido para encontrar novas populações de muriquis e adicionalmente complementam os dados de ocorrência histórica, os quais forneceram novas compreensões relativas à distribuição geográfica para essas duas espécies ameaçadas de extinção, que implicam diretamente em seu planejamento de conservação.

REFERÊNCIAS

Aguirre, A.C. (1971) *O mono Brachyteles arachnoides (E. Geoffroy). Situação atual da espécie no Brasil*. Anais da Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, Brasil.

IUCN (2008) *The IUCN Red List of Threatened Species, v. 2012.2*. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em 03 de junho de 2013.

Jerusalinsky, L., Talebi & F.R. Melo, F.R. (2011) *Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis. Série Espécies Ameaçadas n° 11*. ICMBio, Brasília, Brasil.

Koehler, A. B., Pereira, L. C. M., Nicola, P. A., Ângelo, A. C., & Weber, K. S. (2005). The southern muriqui , *Brachyteles arachnoides* , in the state of Paraná : current distribution , ecology , and the basis for a conservation strategy. *Neotropical Primates*, 13(suppl.), 67–72.

Pereira, M.C.B., & Scroccaro, J. L. (2010) *Bacias Hidrográficas do Paraná. Série histórica*. Curitiba: SEMA.