

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE BIOCÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

**INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS E VEGETACIONAIS
DE FRAGMENTOS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA
NA OCORRÊNCIA DE *Alouatta guariba clamitans***

Autora: Gabriela Pacheco Hass

Orientador: Prof. Dr. Júlio César Bicca-Marques

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

PORTO ALEGRE - RS - BRASIL

2014

GABRIELA PACHECO HASS

**Influência das características estruturais e vegetacionais
de fragmentos de Floresta com Araucária na ocorrência
de *Alouatta guariba clamitans***

Dissertação apresentada como requisito
para a obtenção do grau de Mestre pelo
Programa de Pós-Graduação em Zoologia
da Faculdade de Biociências da Pontifícia
Universidade Católica do Rio Grande do
Sul.

Orientador: Prof. Dr. Júlio César Bicca-Marques

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

PORTO ALEGRE - RS - BRASIL

2014

SUMÁRIO

Índice de Figuras	iv
Índice de Tabelas	v
Dedicatória	vii
Agradecimentos	viii
Resumo	xi
Abstract	xii
APRESENTAÇÃO	1
INTRODUÇÃO GERAL	2
Referências	13
CAPÍTULO I	
Página de Título	22
Resumo	23
Introdução	24
Métodos	29
Resultados	40
Discussão	42
Agradecimentos	47
Referências	48

ÍNDICE DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1. Processo de fragmentação ao longo do tempo. (1) Tempo inicial, com o habitat contínuo e intacto; (2) tempo intermediário, após o início da perda e isolamento de parcelas do habitat original; (3) tempo posterior, quando já ocorreu uma perda severa de área de habitat original, restando apenas fragmentos de habitat inseridos em uma matriz singular. Pixels pretos: áreas de habitat; pixels brancos: áreas substituídas por uma matriz diferente da original [Adaptado de Fahrig, 2003]..... 4

CAPÍTULO I

Figura 1. Imagem de satélite da paisagem de estudo em zona limítrofe dos municípios Caxias do Sul e São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul mostrando a área de estudo delimitada em branco (adaptado de Google EarthTM)..... 72

Figura 2. Imagem de satélite da paisagem de estudo em zona limítrofe dos municípios Caxias do Sul e São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul mostrando a área de estudo delimitada em branco. Em detalhe, as áreas abrangidas pelos buffers de 100 m para cada fragmento estudado (adaptado de Google EarthTM)..... 73

ÍNDICE DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Atributos da paisagem e da vegetação avaliados quanto à sua influência (Sim ou Não) no padrão de presença/ausência de *Alouatta* spp. em fragmentos florestais e elementos da matriz (modificada de Arroyo-Rodríguez & Dias, 2010).....62

Tabela 2. Características espaciais dos fragmentos de Floresta com Araucária (N=26) e daqueles com ocorrência (N=13) ou sem ocorrência (N=13) de *Alouatta guariba clamitans*. Diferenças entre fragmentos com registro e sem registro de bugios avaliados pelo teste da Soma de Postos de Wilcoxon. Significância: * $P_{\text{protegido}} < 0,0029$ 63

Tabela 3. Características da estrutura da vegetação dos fragmentos de Floresta com Araucária (N=26) e daqueles com ocorrência (N=13) e sem ocorrência (N=13) de *Alouatta guariba clamitans*. Diferenças entre fragmentos com registro e sem registro de bugios avaliados pelo teste da Soma de Postos de Wilcoxon. Significância: * $P_{\text{protegido}} < 0,0029$ 64

Tabela 4. Resultados dos modelos de regressão logística multivariada com maior poder de predição para avaliar a influência das características espaciais e da estrutura da vegetação na probabilidade da ocorrência de *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos de Floresta com Araucária. K: número de variáveis; AICc: Critério de Informação de Akaike Corrigido; Δ_i AICc: Delta do Akaike Corrigido; e, w_i : probabilidade de seleção do modelo (peso da evidência). Abreviaturas dos nomes das variáveis inseridas no modelo: AREA: área; IP.100: Índice de Proximidade (*buffer* 100 m); ESTRADA: distância para a estrada mais próxima; D.ARAUC: densidade de árvores de araucárias (ind./ha); e, D.CORTE: densidade de árvores cortadas (ind./ha). *Modelos que compõem o conjunto de modelos com 95% de confiança.....65

Tabela 5. Parâmetros médios das cinco variáveis preditoras gerados pela regressão logística multivariada composta por uma série de 32 modelos candidatos a apresentar maior poder de previsão da ocorrência de *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos de Floresta com Araucária. β : estimativa dos parâmetros médios (representa a média dos coeficientes gerados em todos os modelos, ponderada pelas probabilidades de seleção); *: o sinal (positivo ou negativo) da estimativa indica a direção do efeito da variável preditora sobre a variável resposta (presença/ausência). Variância incondicional: representa a variância da média dos coeficientes; N° de modelos: número de modelos contendo cada variável sobre todos os 32 modelos da série de modelos candidatos; e, Σw_i : probabilidade de seleção da variável (peso da evidência). Abreviaturas dos nomes das variáveis inseridas no modelo: AREA: área; IP.100: Índice de Proximidade (*buffer* 100 m); ESTRADA: distância para a estrada mais próxima; D.ARAUC: densidade de árvores de araucárias (ind./ha); e, D.CORTE: densidade de árvores cortadas (ind./ha).....66

Tabela 6. Análise de Componente Principal (PCA): pesos fatoriais de cinco variáveis da estrutura da vegetação (não-colineares) no primeiro (PCI) e segundo (PCII) principais componentes. *Variáveis com maior peso explicativo do componente.....	67
Tabela 7. Análise de relação entre a área dos fragmentos e a qualidade de habitat (representada pelas PCI, PCII, PCIII e PCIV) avaliados por meio de Regressão Linear Generaliza (GLM). Significância: *P _{protegido} <0,025.....	68
Tabela 8. Composição social das subpopulações de bugios-ruivos encontrados em 13 fragmentos florestais de Floresta com Araucária no sul do Brasil. ID: Número de identificação do fragmento; Ni: indivíduos não identificados; SRR: taxa de sucesso reprodutivo; e IFR: taxa de proporção de imaturos por fêmea.....	69
Tabela 9. Análise de relação entre área dos fragmentos e a saúde e sucesso reprodutivo da população dos fragmentos avaliados por meio de Regressão Linear Generaliza (GLM com Erro de Poisson). Significância: *P _{protegido} <0,0125.....	70
Tabela S1. Esforço de levantamento amostral de <i>Alouatta guariba clamitans</i> em 26 fragmentos de habitat de Floresta com Araucária no sul do Brasil.....	74

*Dedico ao meu irmão e inspirador
Daniel, pois, como o nome sugere, foi
em terra e sempre será, onde quer que
esteja, o meu anjo da guarda.
Obrigada por me guiar, sempre...*

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Dr. Júlio César Bicca-Marques, por abrir as portas de seu laboratório e oportunizar a realização deste sonho e, mais que isso, por toda a sua dedicação, transmissão de conhecimentos e amizade.

Ao Dr. Rodrigo Cambará Printes pelos primeiros ensinamentos na primatologia e acompanhamento de campo, pelo encorajamento e incentivo inicial indispensáveis.

Ao Dr. Regis Alexandre Lahm, do Laboratório de Tratamento de Imagens e Geoprocessamento (LTIG) da PUCRS, pela parceria e ao seu funcionário, Everton Quadros por toda a atenção e empenho no desenvolvimento das métricas da paisagem.

Ao CNPq pela bolsa de estudo, sem a qual este sonho não teria sido realizado e à PUCRS pela disponibilização de toda a sua estrutura.

Ao Dr. Nelson Ferreira Fontoura pelas contribuições nas análises estatísticas.

A toda família Murialdo pela acolhida, especialmente, às cozinheiras Mari e também amiga Suzana, aos queridos padres Lauri, Ricardo, Ari e ao irmão Valderêz.

A todos os proprietários que permitiram a minha entrada em suas terras, especialmente, aqueles que foram acolhedores e interessados na causa: Dona Ieda e Seu Marino, Seu Oridiz e Silvano, família Perini, Seu Antônio, Dona Suzana e Seu Fernando, Seu Arceu e Dona Arlete, Géverson, Seu Vilmar, Seu Luiz, Luciano e Rubi.

Aos caseiros das propriedades, em especial, aqueles mais queridos que me trataram com carinho e cuidado: Dona Norma e Seu Enio, Ancelmo, Seu José, Dona Marli e seu Claudinir e a Mari e todo o pessoal da Fazenda Minuano.

À colaboração do pessoal do Camping Vila Verde, em especial, ao Pedro.

Aos colegas do Laboratório de Primatologia pelo companheirismo, apoio e descontração no dia-a-dia, principalmente nos intervalos do cafezinho e *happy hours*, os quais permitiram que a escrita deste trabalho fosse muito mais produtiva e feliz!

À amiga e companheira para todas as horas Fabiana Muller por compartilhar dos momentos de pavor aos de risadas em campo, desde a fase de mapeamento até o último levantamento dos bugios, mantendo-se sempre alegre e positiva, até mesmo quando perdida no mato ou atacada por vacas.

Ao tailandês Cauã pelo acompanhamento em campo e, principalmente, por continuar mesmo após todos os “causos” ocorridos.

À Karine Galisteo Diemer Lopes por sempre estar disposta a ajudar, mesmo que de uma hora para outra, quando não havia mais ninguém disponível. Obrigada pelo apoio para superar o pavor com cobras e motivação nos momentos de desânimo.

À colega e amiga Anamélia de Souza Jesus pela ajuda e repasse de conhecimentos em campo, e, além disso, pela persistência mesmo depois do cansaço por carregar cachorros por 1,5 km ou quase se quebrar ao tentar ver fezes de lontra. Obrigada pelos papos-cabeça, e os nem tanto, e cantorias dentro do mato.

À ex-colega Márcia Oliveira pelo acompanhamento e perseverança em campo.

À querida amiga e sempre solícita Karen Dias pela força, tanto em campo quanto diariamente, ao longo desses dois anos.

À bugia Elisa Brod Decker pelo apoio nos momentos difíceis, pelas divertidas idas a campo e pela parceria nas “comilanças”. Obrigada por ter tornado meus campos momentos muito mais felizes e, principalmente, pela nova grande amizade.

À colega Rhaysa Ávila Trindade pelo auxílio no levantamento botânico e disposição de, mesmo doente, continuar tentando me ajudar.

Ao meu amigo camarada Ítalo Mourthé por toda ajuda essencial nas análises estatísticas, por sempre contribuir de forma crítica e construtiva em todos os aspectos do trabalho e pelas risadas diárias.

À colega Valeska Martins da Silva por todo o carinho e ajuda nos dias de estudo no laboratório. A tua alegria e companheirismo foram muito importantes e especiais nesta caminhada, principalmente, nos almoços e nas escapadas para um cafezinho ou uma ceva no fim do dia.

À minha querida colega Erika Patrícia Quintino por compartilhar da mesma loucura que é fazer um Mestrado. Pela convivência, pelos socorros nas disciplinas, pelas trocas de “choradeiras” (pelo Skype na época dos campos e no telefone às 5 da manhã durante a escrita), mas principalmente, pela amizade mais que especial.

Aos amigos caninos pela alegria e afagos incondicionais durante os campos.

Às cobras por terem se comportado e pouco terem aparecido para mim.

Ao Blue pela resistência em todas as andanças, tanto no asfalto quanto nas estradas de chão batido, nunca me deixando na mão.

A todos os amigos, amigas e familiares que sempre estiveram na torcida ou que de alguma forma contribuíram e fizeram parte deste sonho. E também pela compreensão em diversos momentos especiais e felizes em que não pude estar presente.

Ao Ingo, Leni e Yuri por todo o envolvimento, compreensão e apoio durante este período e, principalmente, por terem me recebido de portas abertas quando precisei.

Às minhas grandes amigas Francis Ramos, Janaína Castanha, Mariana Lannes e Gabriela Ferreira por toda a preocupação, interesse e torcida ao longo deste período, fundamentais para esta conquista. Obrigada por sempre acreditarem em mim!

Ao meu namorado lindo, Gabriel Muller, simplesmente pelo companheirismo desde o estudo para a prova de seleção do Mestrado até a última linha escrita desta dissertação. Por ter me acompanhado ativamente mapeando, procurando, contando, medindo, pensando e revisando, sempre preocupado e disposto a ajudar, me dando força (até por Skype), incentivo (até financeiro) e carinho (até na hora da chatice). Obrigada por sempre acreditar em mim e subir mais este degrau ao meu lado!

Aos meus pais, cuja dedicação e estímulo, desde o início da minha formação, possibilitaram a realização deste sonho. Obrigada pelo apoio diário, confiança e amor durante mais esta nossa conquista!

Aos bugios-ruivos pelo espetáculo de beleza e fofura e, simplesmente, pela inspiração...

RESUMO

Os processos de perda e fragmentação das florestas causam a redução e o isolamento dos fragmentos florestais remanescentes e a alteração da estrutura de suas comunidades, comprometendo sua qualidade para os primatas. Neste estudo, avaliou-se se atributos espaciais da paisagem e da estrutura da vegetação são bons preditores da ocorrência do bugio-ruivo, *Alouatta guariba clamitans*, em fragmentos de Floresta com Araucária. Além disso, inferiu-se o modelo metapopulacional que melhor se ajusta ao conjunto de subpopulações da região de estudo. O estudo foi realizado em uma paisagem agrossilvopastoril na região serrana do nordeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Levantamentos mensais da ocorrência de bugios-ruivos foram realizados em 26 fragmentos de habitat potencial (0,2-28,2 ha) de janeiro a junho de 2013 por meio de busca ativa e registro direto (visualizações). A ocorrência de bugios foi confirmada em 50% dos fragmentos. O modelo de regressão logística múltipla que melhor explicou o padrão de ocorrência da espécie nos fragmentos foi composto pela inter-relação entre a área do fragmento, a distância para a estrada mais próxima e o índice de proximidade. Contudo, o tamanho dos fragmentos parece ser o principal fator limitante para a permanência em longo-prazo do bugio-ruivo na região de estudo. A área do fragmento e a densidade de *Araucaria angustifolia* diferiram entre os fragmentos habitados e inabitados pelo bugio-ruivo. O conjunto de subpopulações de bugios-ruivos se ajusta ao modelo metapopulacional fonte-sumidouro. Embora os fragmentos <7 ha possam ser colonizados por grupos isolados, sua persistência em longo prazo é menos viável do que em áreas maiores. Portanto, a conservação em longo prazo dos bugios-ruivos em Florestas com Araucária depende da conservação de florestas contínuas ou grandes fragmentos florestais, da prevenção da perda de habitat nos fragmentos remanescentes e do aumento de sua conectividade a fim de viabilizar o fluxo gênico entre as subpopulações.

Palavras-chave: bugio-ruivo, fragmentação, metapopulação, paisagem, perda de habitat, primatas.

ABSTRACT

Forest loss and fragmentation promote the reduction, isolation and change in the community structure of remaining patches, thereby affecting habitat quality for arboreal primates. In this study, we evaluated whether spatial and vegetation characteristics of Araucaria forest fragments immersed in an agrosilvopastoral landscape in south Brazil are good predictors of the occurrence of brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*). We also used this information to fit the set of subpopulations into a metapopulation model. Twenty-six forest fragments (0.2-28.2 ha) were surveyed on a monthly basis (January-June 2013) for the presence of howler monkeys. Howler monkeys were found in 13 fragments (50%). Multiple logistic regression analyses showed that the best model for explaining the occurrence of howler monkeys is the set of interrelationships including fragment size, distance to the nearest road and the proximity index. However, fragment size appears to be the major factor limiting the long-term permanence of howler monkeys in the study region. Fragment size and density of *Araucaria angustifolia* differed significantly between occupied and unoccupied fragments. Because fragment size influenced the presence of howlers, but the distance to neighboring forests did not, we believe that this set of subpopulations best fits a source-sink metapopulation model. Although Araucaria forest fragments <7 ha are capable of sustaining isolated groups of brown howler monkeys, we suggest that the long-term persistence of their small populations has a lower viability than populations inhabiting larger habitat patches. Therefore, the long-term conservation of brown howlers in Araucaria forests requires the maintenance of continuous forests or large forest tracts, the prevention of habitat loss in the remaining fragments, and an increase in the connection between remaining habitat patches to enable or facilitate gene flow among discrete subpopulations.

Keywords: brown howler monkey, fragmentation, metapopulation, landscape, habitat loss, primates.

APRESENTAÇÃO

A presente dissertação é apresentada na forma de artigo científico, composta por esta apresentação, uma introdução geral e um capítulo intitulado “‘Quando tamanho é documento’: área prevê a ocorrência de *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos de Floresta com Araucária” redigido na forma de artigo segundo as normas da American Journal of Primatology. Considerando a necessidade de conhecermos os fatores que influenciam a ocorrência de *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos florestais para propor estratégias de manejo que permitam a sua sobrevivência em longo prazo, propõe-se, no presente estudo, testar se e quais características espaciais (*e.g.*, área, forma, grau de isolamento e índice de proximidade) e da estrutura da vegetação dos fragmentos (*e.g.*, densidade de árvores, de araucárias, de árvores de grande porte, de árvores mortas/caídas e cortadas e de área basal total e total de araucária) predizem a presença destes primatas nestas áreas de habitat potencial. O estudo foi desenvolvido em 26 fragmentos de Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária) na serra gaúcha, Rio Grande do Sul, Brasil.

INTRODUÇÃO GERAL

O processo de perda de habitat ocasionado pela presença humana e sua dinâmica de uso da terra é a maior causa do declínio da diversidade biológica global [Fahrig, 2003; Mittermeier et al., 2009], sendo a taxa de perturbação antrópica milhares de vezes maior do que a da capacidade de regeneração natural dos ecossistemas [Tabarelli & Gascon, 2005; Dobson et al., 2006]. O impacto deste processo no tamanho e isolamento das populações amplifica o risco de extinção por efeitos estocásticos genéticos, demográficos e ambientais (*e.g.*, endogamia, proporção sexual de nascimentos e queimadas), além de torná-las mais suscetíveis a efeitos determinísticos (*e.g.*, morte por doenças e caça). Estes fatos estimularam a elaboração de programas de conservação em várias partes do mundo. Para o Brasil, temos como exemplo o Projeto de Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade dos Biomas Brasileiros [MMA, 2007] e os Planos de Prevenção e Controle do Desmatamento nos Biomas [Brasil, 2009], ambos instituídos pelo Governo Federal.

As zonas tropicais se destacam neste sentido devido ao acelerado desaparecimento de suas florestas e o declínio associado de sua biodiversidade. Inserido nestas zonas, o bioma Floresta Tropical apresentou altas taxas de desmatamento, sem precedente histórico, durante as últimas décadas [Whitmore, 1997; FAO, 2012]. Cobrindo originalmente cerca de 15% da superfície terrestre [Whitmore, 1997], as florestas tropicais perderam cerca de 325 milhões de hectares no período de 1980 a 2010 [FAO, 2012]. Segundo Hansen et al. [2013], a perda de florestas tropicais tem apresentado uma taxa de incremento de 2.101 km² por ano desde o ano 2000. As florestas tropicais úmidas representam 32% da perda de cobertura florestal global e

aproximadamente metade desta perda ocorreu nas Américas [Hansen et al., 2013]. Estes dados são considerados alarmantes, já que nenhuma comunidade terrestre rivaliza as florestas tropicais em diversidade de espécies e complexidade ecológica [Whitmore, 1997], as quais abrigam pelo menos metade da biodiversidade terrestre mundial [Myers, 1988]. A região Neotropical é uma das regiões biogeográficas mais megadiversas do mundo, concentrando aproximadamente 36% dos táxons animais descritos, além de apresentar níveis excepcionais de riqueza e altas taxas de endemismo [Olson & Dinerstein, 2002; IUCN, 2011].

A preservação das florestas tropicais úmidas é crucial para a sobrevivência das espécies de primatas do Novo Mundo [Marsh, 2003; Estrada et al., 2006]. A redução e a fragmentação de suas originalmente extensas áreas florestais, além da caça, são as principais causas de aproximadamente 40% das espécies de macacos Neotropicais ser enquadrada nas categorias Vulnerável, Em Perigo e Criticamente em Perigo da IUCN [Mittermeier et al., 2009; IUCN, 2013]. De acordo com Mittermeier et al. [2009], a suscetibilidade de cada táxon à perda e degradação de seu habitat depende de um conjunto de fatores: (1) o tamanho da área geográfica de ocorrência do táxon, (2) a área de ocupação efetiva atual do táxon, (3) o padrão de perda e fragmentação do habitat, (4) a extensão e as formas de degradação do habitat e (5) a resiliência intrínseca do táxon à fragmentação e à alteração estrutural do habitat.

A fragmentação do habitat é um processo temporal - em escala de paisagem - onde uma grande extensão de habitat original contínuo é transformada em porções menores de habitat (fragmentos/manchas), inseridos em uma matriz diferente da original [Wilcove et al., 1986; Fahrig, 2003]. Este processo tem como consequências o aumento no número de fragmentos de habitat de tamanhos reduzidos, mais isolados e

afetados pelos efeitos de borda, os quais inevitavelmente provocam a redução na quantidade de habitat adequado [Andrén, 1994; Fahrig, 2003; Figura 1].

Considerando que a paisagem é uma área geográfica - definida pelo homem - composta por elementos originais ou antropogênicos, sua delimitação depende do processo ecológico ou grupo taxonômico em estudo [Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009]. No caso de uma paisagem florestal, os elementos mais comuns são os fragmentos, os quais consistem em porções florestais não lineares imersos em uma matriz mais homogênea que desempenha um papel fundamental nos fluxos de energia e dinâmica da paisagem [Forman & Godron, 1986].

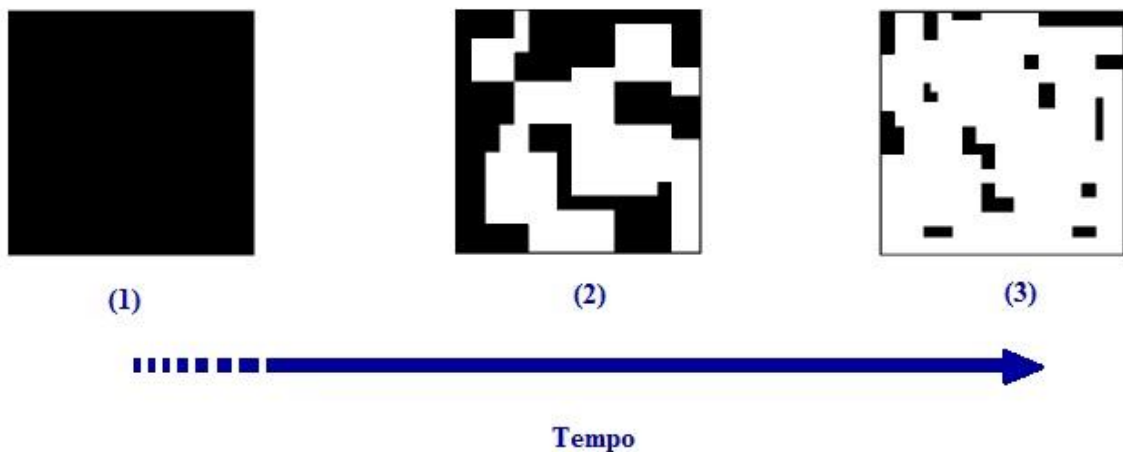


Figura 1. Processo de fragmentação ao longo do tempo. (1) Tempo inicial, com o habitat contínuo e intacto; (2) tempo intermediário, após o início da perda e isolamento de parcelas do habitat original; (3) tempo posterior, quando já ocorreu uma perda severa de área de habitat original, restando apenas fragmentos de habitat inseridos em uma matriz singular. Pixels pretos: áreas de habitat; pixels brancos: áreas substituídas por uma matriz diferente da original [Adaptado de Fahrig, 2003].

Os processos de perda e fragmentação de habitat também estão associados a mudanças nos fatores abióticos (*e.g.*, umidade, temperatura, radiação e velocidade do vento) e bióticos (*e.g.*, riqueza, abundância, comportamento e distribuição de espécies) no interior e entorno das florestas, o que também afeta a sua qualidade [Saunders et al., 1991; FAO, 2012; Marsh et al., 2013]. Neste sentido, alguns autores alertam que mudanças na temperatura e precipitação das florestas podem afetar tanto o padrão de atividades dos primatas [Korstjens et al., 2006; González-Zamora et al., 2011] quanto a sua distribuição geográfica [Dunbar, 1998]. Uma recente revisão sobre o padrão de atividades de macacos-aranha (*Ateles geoffroyi*) na América Central verificou que o tempo de descanso apresentou uma relação inversa significativa com a precipitação média das áreas de estudo [González-Zamora et al., 2011]. Além disso, os autores constataram que os primatas habitantes de fragmentos florestais (<31 ha) gastaram mais tempo se alimentando e menos tempo descansando do que aqueles que habitam florestas contínuas, provavelmente devido às alterações na abundância de recursos alimentares causados pelas variações climáticas.

Chamadas de efeitos de borda, as alterações nas condições próximas às bordas do habitat florestal resultam na modificação da sua composição e estrutura florística. Essas mudanças em geral causam o aumento da taxa de mortalidade de árvores de grande porte, gerando uma redução da área basal total e favorecendo a proliferação de espécies vegetais pioneiras [Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2006b]. Estas alterações podem ser críticas para os primatas herbívoros, pois afetam a disponibilidade qualitativa de espécies vegetais importantes na dieta [Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2006a]. Estes fatores podem induzir os primatas a buscarem suplementação de recursos na matriz [Anderson et al., 2007; Asensio et al., 2009; Martins et al., 2011; Pozo-

Montuy et al., 2013], o que aumenta a sua suscetibilidade a outras ameaças, tais como a caça, a predação e o contato com agentes patogênicos [Bicca-Marques, 2003; Anderson et al., 2007]. Por outro lado, o uso de elementos da matriz (*e.g.*, manchas de habitat desocupadas, árvores isoladas e plantações de árvores frutíferas) em busca de recursos que se encontram escassos no fragmento, pode favorecer a sobrevivência da população. Este processo, chamado de suplementação da paisagem [Dunning et al., 1992], pode proporcionar a complementação alimentar, além de servir para o deslocamento e dispersão dos indivíduos entre as manchas de habitat ou como local de descanso e refúgio [Bicca-Marques & Calegari-Marques, 1994; Calegari-Marques & Bicca-Marques, 1996; Estrada & Coates-Estrada, 1996; Anderson et al., 2007; Asensio et al., 2009; Martins et al., 2011; Pozo-Montuy et al., 2011; Bonilla-Sánchez et al., 2012]. Laurance [1991] relatou que as populações de mamíferos que utilizavam frequentemente a matriz em uma floresta tropical úmida na Austrália apresentaram tamanhos populacionais estáveis ou gradualmente crescentes, enquanto que as populações das espécies que evitavam a matriz diminuíram ou desapareceram.

Estudos que identifiquem as variáveis capazes de prever a suscetibilidade (possibilidade de ocorrência e/ou a probabilidade de permanência em longo prazo) das populações em ambientes fragmentados são fundamentais [Boyle & Smith, 2010]. Os estudos nesse sentido vêm sendo baseados nas teorias de Biogeografia de Ilhas, Metapopulações e Ecologia da Paisagem [Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009]. Proposta por MacArthur & Wilson [1967], a teoria da Biogeografia de Ilhas foi desenvolvida com a intenção de determinar a riqueza de espécies em ilhas (habitats isolados pelo oceano). Essa teoria usa como critérios a migração, a colonização e a extinção, os quais são avaliados levando em consideração o tamanho da ilha e a

distância até o continente; ou seja, ilhas maiores e mais próximas ao continente deveriam ser mais ricas em espécies em comparação a ilhas menores e mais isoladas [Cook et al., 2002; Haila, 2002].

Posteriormente, a teoria Metapopulacional, estabelecida por Levins em 1969, passou a ser utilizada para estratégias conservacionistas em populações de “ilhas” continentais imersas em um ambiente inadequado (a matriz), criadas pelo processo de fragmentação. De acordo com essa teoria, os processos de dispersão ou migração têm o papel de conectar as subpopulações isoladas em uma rede de interações (uma metapopulação), enquanto os padrões de colonização e extinção são responsáveis por moldar a sua dinâmica [Stith et al., 1996; Elmhagen & Angerbjörn, 2001]. Assim, a persistência da metapopulação depende criticamente do equilíbrio dos parâmetros que influenciam as taxas de colonização e extinção, tais como o número de fragmentos de habitat e populações, o tamanho das populações, a permeabilidade da matriz e a habilidade da espécie de dispersar ou colonizar um fragmento [Harrison, 1991; Elmhagen & Angerbjörn, 2001]. Neste contexto, existem pelo menos quatro modelos de metapopulação: (1) clássica: considera que todas as subpopulações têm a mesma probabilidade de extinção e que a recolonização garante a persistência da metapopulação; (2) continente-ilha e fonte-sumidouro: nas quais a persistência depende da existência de uma ou mais populações de origem (continente ou fonte), resistente(s) à extinção e fornecedora(s) de migrantes, além de habitats secundários habitados por populações locais reduzidas cuja probabilidade de extinção é maior (ilha ou sumidouro). A diferença entre esses dois modelos reside no fato de a ilha ser diferente do continente apenas em relação ao tamanho, enquanto o sumidouro difere da fonte em relação à qualidade do habitat; (3) em manchas: a dispersão entre fragmentos ou subpopulações é

tão elevada que o sistema é eficaz como uma única população resistente à extinção; e (4) em desequilíbrio: a taxa de extinção local excede a taxa de recolonização, o que leva à redução populacional e ao desaparecimento da metapopulação ao longo do tempo [Harrison, 1991; Elmhagen & Angerbjörn, 2001; veja, também, Silva & Bicca-Marques, 2013].

Por fim, estudos de Ecologia da Paisagem examinam os efeitos do padrão espacial de distribuição e características das manchas de habitat nos processos ecológicos (*e.g.*, dispersão de sementes e regeneração florestal). Esta abordagem destaca que além desses processos atuarem nas populações em escala local (*e.g.*, alterando a estrutura da vegetação e a disponibilidade de recursos alimentares), eles também podem influenciá-las em escala de paisagem (*e.g.*, influenciando o deslocamento e a dispersão entre áreas de habitat e aumentando potenciais ameaças de predação) [Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009].

Estas teorias proporcionaram um maior entendimento sobre o comportamento de populações constituídas por subpopulações espacialmente estruturadas. Elas também reforçaram a necessidade de mais estudos que avaliem como a perda e a fragmentação do habitat e as características da paisagem na qual os fragmentos estão inseridos influenciam a distribuição e permanência das espécies em longo prazo [Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009].

Apesar da área e do grau de isolamento de remanescentes de habitat ainda serem variáveis utilizadas como importantes preditoras da riqueza e abundância de primatas Neotropicais em fragmentos florestais, muitos autores têm identificado outras características das espécies (*e.g.*, área de vida e proporção de frutos na dieta), dos fragmentos (*e.g.*, altura do estrato florestal e forma) e da paisagem (*e.g.*, permeabilidade

da matriz e proporção de cobertura florestal) que podem influenciar o padrão de presença/ausência destes primatas em habitats fragmentados [Arroyo-Rodríguez et al., 2007, 2008; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009; Boyle & Smith, 2010; Pyritz et al., 2010]. Em recente estudo com seis espécies de primatas (*Alouatta macconnelli*, *Ateles paniscus*, *Sapajus apella*, *Chiropotes satanas chiropotes*, *Pithecia pithecia chrysocephala* e *Saguinus midas*), Boyle & Smith [2010] constataram que a área dos fragmentos florestais influenciou a riqueza de espécies e que o tamanho da área de vida e a proporção de frutos na dieta das espécies também foram fatores que influenciaram significativamente a probabilidade de ocorrência das espécies nos fragmentos. As espécies altamente frugívoras, tal como o macaco-aranha (*Ateles paniscus*, 89% de frutos na dieta), foram menos comuns nos fragmentos em comparação àquelas que consomem menos frutos. Além disso, espécies que necessitam de áreas de vida maiores, como o macaco-prego (*Sapajus apella*, área de vida média=429 ha) também foram menos prevalentes nos fragmentos. Em outro estudo, Pyritz et al. [2010] verificaram que a densidade do sub-bosque nos fragmentos tem uma influência negativa na riqueza de espécies de primatas e na densidade de registros de *Callithrix melanura* na Bolívia. Ainda neste sentido, Arroyo-Rodríguez & Mandujano [2009] justificam a importância de analisar as áreas de estudo por meio de uma abordagem em nível de paisagem, principalmente por este tipo de enfoque permitir a avaliação dos efeitos da fragmentação nas espécies independente dos efeitos da perda de habitat. Outros autores ressaltam que os estudos nesta escala permitem considerar a história da paisagem, o uso da terra e a conformação e estrutura da matriz, atributos que podem ter grande influência na riqueza de espécies presentes nas manchas de habitat, bem como no tamanho de suas populações residentes [Ribeiro & Bicca-Marques, 2005; Estrada et al.,

2006; Arroyo-Rodríguez et al., 2008, 2013a, 2013b; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009; Asensio et al., 2009; Pyritz et al., 2010; Pozo-Montuy et al., 2011; Silva & Bicca-Marques, 2013].

Dentre os primatas do Novo Mundo, os bugios (gênero *Alouatta*) são considerados bastante tolerantes a habitats fragmentados por apresentarem uma plasticidade ecológica que lhes permite ajustar a dieta à vegetação disponível [Bicca-Marques, 2003]. Por este motivo, ocorrem em fragmentos florestais onde outras espécies de primatas Neotropicais não conseguem persistir [Pyritz et al., 2010]. Ainda assim, quatro dos 19 táxons [Rylands & Mittermeier, 2009] constam na Lista Vermelha da IUCN, dois na categoria Vulnerável e dois na Em Perigo, devido à perda de habitat e à caça [IUCN, 2013].

Os efeitos da perda e fragmentação de habitat nas populações são normalmente estudados apenas indiretamente por meio da comparação de grupos habitantes de áreas com diferentes características (*e.g.*, área, forma, estrutura vegetacional, isolamento e conformação da matriz). Apesar disso e dos bugios serem os primatas Neotropicais mais estudados em fragmentos florestais [Marsh, 2003; Estrada et al., 2006], poucas espécies do gênero foram suficientemente estudadas com a finalidade de identificar quais fatores apresentam maior influência na sua ocorrência nestes ambientes [Cristóbal-Azkarate & Arroyo-Rodríguez, 2007; Arroyo-Rodríguez & Dias, 2010]. Segundo Arroyo-Rodríguez & Dias [2010], os estudos sobre os efeitos da alteração do habitat na presença e permanência dos bugios em paisagens fragmentadas estão concentrados em somente quatro espécies (*A. arctoidea*, *A. caraya*, *A. palliata* e *A. pigra*). Contudo, outras espécies do gênero também são consideravelmente pesquisadas neste sentido, porém muitos trabalhos não são publicados (J.C. Bicca-Marques, com. pess.). A insuficiência

de informações sobre alguns táxons, bem como a falta de compreensão de quais fatores e como esses influenciam a sua ocupação e permanência em habitats modificados [Cristóbal-Azkarate & Arroyo-Rodríguez, 2007] dificultam ou inviabilizam a definição e implementação de medidas de conservação [Haila, 2002; Boyle & Smith, 2010].

Em geral, os estudos com bugios em ambientes fragmentados avaliam a relação entre a presença e a ausência de populações com as características dos fragmentos [Arroyo-Rodríguez e Dias, 2010; veja Tabela 1 do Capítulo I]. Muitos destes estudos têm indicado que a área dos fragmentos de habitat influencia a probabilidade de sua ocupação por estes primatas devido à sua relação com a abundância de recursos importantes para a dieta dos bugios [Chiarello, 2003; Anzures-Dadda & Manson, 2007; Arroyo-Rodríguez et al., 2008; Arroyo-Rodríguez & Dias, 2010; Boyle & Smith, 2010]. Outra variável que influencia a presença destes macacos nas manchas de habitat é o seu grau de isolamento, pois a proximidade das manchas de outros remanescentes ou florestas contínuas, bem como a presença de elementos vegetais circundantes (*e.g.*, árvores isoladas, cercas-vivas e plantios de árvores de grande porte), facilitam o seu uso e a dispersão pela matriz [Mandujano et al., 2006].

Dois métodos têm sido utilizados com mais frequência para avaliar o grau de isolamento de um fragmento de habitat. Enquanto um deles considera a distância linear do fragmento até o habitat vizinho ou outro elemento da matriz mais próximo, o outro envolve o cálculo de um índice de proximidade, o qual leva em consideração todo elemento vegetal circundante do fragmento dentro de um raio pré-determinado [Bender et al., 2003; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009]. De acordo com Mandujano et al. [2006], a probabilidade de encontrar bugios em um fragmento aumenta quando a sua distância de outros elementos florestais é inferior a 200 m.

Ainda que escassos, estudos com o objetivo de prever a presença/ausência de bugios por meio de variáveis pouco exploradas e/ou em um escopo em nível de paisagem têm sido mais comuns. Neste sentido, analisando os elementos da matriz de uma paisagem florestal fragmentada, Pozo-Montuy et al. [2011] verificaram que os elementos vegetacionais que possuíam uma copa mais alta, uma maior abundância de recursos alimentares e uma maior proximidade de fragmentos florestais apresentavam uma relação positiva com a ocorrência e a abundância de *A. pigra*. Verificando os efeitos da fragmentação na ocupação de fragmentos florestais por *A. palliata mexicana*, Arroyo-Rodríguez et al. [2008] constataram que paisagens com maior cobertura florestal apresentam um maior percentual de ocupação de seus fragmentos. Além disso, a ocupação de um fragmento apresentou relação direta com o seu tamanho.

Em estudo similar, Arroyo-Rodríguez et al. [2013b] avaliaram a influência de três métricas em escala de fragmento (área, forma e grau de isolamento) e cinco em escala de paisagem (cobertura florestal, fragmentação, densidade de borda, distância média entre fragmentos e permeabilidade da matriz) no tamanho e na estrutura populacional de *A. pigra* no México. Os autores verificaram que as populações de *A. pigra* são mais fortemente afetadas pelas características em nível de fragmento, especificamente pela área e o grau de isolamento. Portanto, visto que os bugios são influenciados tanto pelas alterações nas características estruturais da vegetação quanto espaciais dos fragmentos ocasionadas pelo processo de fragmentação, estudos em escala local são necessários para identificar como e quais variáveis afetam a ocupação e permanência destes primatas em longo prazo em paisagens fragmentadas [Estrada et al., 2006; Azares-Dadda & Manson., 2007; Arroyo-Rodríguez et al., 2013a, 2013b].

REFERÊNCIAS

- Anderson J, Rowcliffe JM, Cowlishaw G. 2007. Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. *Biological Conservation* 135:212-222.
- Andrén H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- Anzures-Dadda A, Manson RH. 2007. Patch- and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation* 10:69-76.
- Arroyo-Rodríguez V, Cuesta-del Moral E, Mandujano S, Chapman CA, Reyna-Hurtado R, et al. 2013a. Assessing habitat fragmentation effects on primates: the importance of evaluating questions at the correct scale. In: Marsh LK, Chapman CA, editors. *Primates in fragments: complexity and resilience*. New York: Springer Science+Business Media. p. 13-28.
- Arroyo-Rodríguez V, Dias PAD. 2010. Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. *American Journal of Primatology* 72:1-16.
- Arroyo-Rodríguez V, González-Perez IM, Garmendia A, Solà M, Estrada A. 2013b. The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landscape Ecology* 28:1717-1727.
- Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S. 2006a. Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology* 27:1079-1096.
- Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S. 2006b. The importance of tropical rain forest fragments to the conservation of plant species diversity in Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 15:4159-4179.

- Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S. 2009. Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. *International Journal of Primatology* 30:497-514.
- Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S, Benítez-Malvido J. 2008. Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology* 70:69-77.
- Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S, Benítez-Malvido J, Cuende-Fanton C. 2007. The influence of large tree density on howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*) presence in very small rain forest fragments. *Biotropica* 39:760-766.
- Asensio N, Arroyo-Rodríguez V, Dunn JC, Cristóbal-Azkarate J. 2009. Conservation value of landscape supplementation for howler monkeys living in forest patches. *Biotropica* 41:768-773.
- Bender DJ, Tischendorf L, Fahrig L. 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18:17-39.
- Bicca-Marques JC. 2003. How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: Marsh LK, editor. *Primates in fragments: ecology and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p 283-303.
- Bicca-Marques JC, Calegario-Marques C. 1994. Exotic plant species can serve as staple food sources for wild howler populations. *Folia Primatologica* 63:209-211.
- Bonilla-Sánchez YM, Serio-Silva JC, Pozo-Montuy G, Chapman CA. 2012. Howlers are able to survive in *Eucalyptus* plantations where remnant and regenerating vegetation is available. *International Journal of Primatology* 33:233-245.

- Boyle SA, Smith AT. 2010. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? *Biological Conservation* 143:1134-1143.
- Brasil. 2009. Lei nº 12.187. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. *Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]*, Brasília, DF, n. 248, 29 dez. 2009. Seção 1, p 109-110.
- Calegario-Marques C, Bicca-Marques JC. 1996. Emigration in a black howling monkey group. *International Journal of Primatology* 17:229-237.
- Chiarello AG. 2003. Primates of the Brazilian Atlantic forest: the influence of forest fragmentation on survival. In: Marsh LK, editor. *Primates in fragments: ecology and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p 99-122.
- Cook WM, Lane KT, Foster BL, Holt RD. 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5:619-623.
- Cristóbal-Azkarate J, Arroyo-Rodríguez V. 2007. Diet and activity pattern of howler monkeys (*Alouatta palliata*) in Los Tuxtlas, Mexico: effects of habitat fragmentation and implications for conservation. *American Journal of Primatology* 69:1013-1029.
- Dobson A, Lodge D, Alder J, Cumming GS, Keymer J, et al. 2006. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology* 87:1915-1924.
- Dunbar RIM. 1998. Impact of global warming on the distribution and survival of the gelada baboon: a modelling approach. *Global Change Biology* 4:293-304.
- Dunning JB, Danielson BJ, Pulliam HR. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175.

- Elmhagen B, Angerbjörn A. 2001. The applicability of metapopulation theory to large mammals. *Oikos* 94:89-100.
- Estrada A, Coates-Estrada R. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology* 17:759-783.
- Estrada A, Saenz J, Harvey C, Naranjo E, Muñoz D, et al. 2006. Primates in agroecosystems: conservation value of some agricultural practices in Mesoamerican landscapes. In: Estrada A, Garber P, Pavelka M, Luecke L, editors. *New perspectives in the study of Mesoamerican primates: distribution, ecology, behavior and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p 437-470.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487-515.
- FAO. 2012. *State of the world's forests 2012*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 47 p.
- Forman RTT, Godron M. 1986. *Landscape ecology*. New York: John Wiley & Sons. 619 p.
- González-Zamora A, Arroyo-Rodríguez V, Chaves OM, Sánchez-López S, Aureli F, et al. 2011. Influence of climatic variables, forest type, and condition on activity patterns of Geoffroy's Spider Monkeys throughout Mesoamerica. *American Journal of Primatology* 73:1189-1198.
- Haila Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12:321-334.
- Hansen MC, Potapov PV, Moore R, Hancher M, Turubanova SA, et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342:850-853.

- Harrison S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* 42:73-88.
- IUCN. 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1. <www.iucnredlist.org>. Acessado em 05 de maio de 2012.
- IUCN. 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <www.iucnredlist.org>. Acessado em 26 de dezembro de 2013.
- Korstjens AH, Verhoeckx IL, Dunbar RIM. 2006. Time as a constraint on group size in spider monkeys. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 60:683-694.
- Laurance WF. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5:79-89.
- Levins RA. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15:237-240.
- MacArthur RH, Wilson EO. 1967. *The theory of island biogeography*. New Jersey: Princeton University Press. 205 p.
- Mandujano S, Escobedo-Morales LA, Palacios-Silva R, Arroyo-Rodríguez V, Rodríguez-Toledo EM. 2006. A metapopulation approach to conserving the howler monkey in a highly fragmented landscape in Los Tuxtlas, Mexico. In: Estrada A, Garber PA, Pavelka MSM, Luecke L, editors. *New perspectives in the study of Mesoamerican primates: distribution, ecology, behavior, and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p 513-538.
- Marsh LK. 2003. *Primates in fragments: ecology and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. 405 p.

- Marsh LK, Chapman CA, Arroyo-Rodríguez V, Cobden AK, Dunn JC, et al. 2013. Primates in fragments 10 years later: once and future goals. In: Marsh LK, Chapman CA, editors. Primates in fragments: complexity and resilience. New York: Springer Science+Business Media. p 503-523.
- Martins JN, Printes RC, Schäfer AE. 2011. Área de vida e dinâmica do uso do espaço por um grupo de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 (Primates, Atelidae), num fragmento de mata com espécies alóctones na Serra Gaúcha. In: Miranda JMD, Hirano, ZMB, editors. A Primatologia no Brasil. Curitiba: UFPR/SBPr. p 85-101.
- Mittermeier RA, Wallis J, Rylands AB, Ganzhorn JU, Oates JF, et al. 2009. Primates in peril: the world's 25 most endangered primates 2008-2010. Primate Conservation 24:1-57.
- MMA. 2007. Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 301 p.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: "hot spots" in tropical forests. The Environmentalist 8:187-208.
- Olson DM, Dinerstein E. 2002. The Global 200: priority ecoregions for global conservation. Annals of the Missouri Botanical Garden 89:199-224.
- Pozo-Montuy G, Serio-Silva JC, Bonilla-Sánchez YM. 2011. Influence of the landscape matrix on the abundance of arboreal primates in fragmented landscapes. Primates 52:139-147.

- Pozo-Montuy G, Serio-Silva JC, Chapman CA, Bonilla-Sánchez YM. 2013. Resource use in a landscape matrix by an arboreal primate: evidence of supplementation in black howlers (*Alouatta pigra*). *International Journal of Primatology* 34:714-731.
- Pyritz LW, Büntge ABS, Herzog SK, Kessler M. 2010. Effects of habitat structure and fragmentation on diversity and abundance of primates in tropical deciduous forests in Bolivia. *International Journal of Primatology* 31:796-812.
- Ribeiro S, Bicca-Marques JC. 2005. Características da paisagem e sua relação com a ocorrência de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940; Primates, Atelidae) em fragmentos florestais no Vale do Taquari, RS. *Natureza & Conservação* 3:65-78.
- Rylands AB, Mittermeier RA. 2009. The diversity of the New World Primates (Platyrrhini): an annotated taxonomy. In: Garber PA, Estrada A, Bicca-Marques JC, Heymann EW, Strier KB, editors. *South american primates: comparative perspectives in the study of behavior, ecology, and conservation*. New York: Springer Science+Business Media. p 23-54.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- Silva FE, Bicca-Marques JC. 2013. Do patch size and interpatch distance influence the distribution of brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*) in a fragmented landscape in south Brazil? In: Marsh LK, Chapman CA, editors. *Primates in fragments: complexity and resilience*. New York: Springer Science+Business Media. p 137-145.
- Stith BM, Fitzpatrick JW, Woolfenden GE, Pranty B. 1996. Classification and conservation of metapopulations: a case study of the Florida Scrub Jay. In:

McCullough DR, editor. Metapopulations and wildlife conservation. Washington: Island Press. p 187-215.

Tabarelli M, Gascon C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 19:734-739.

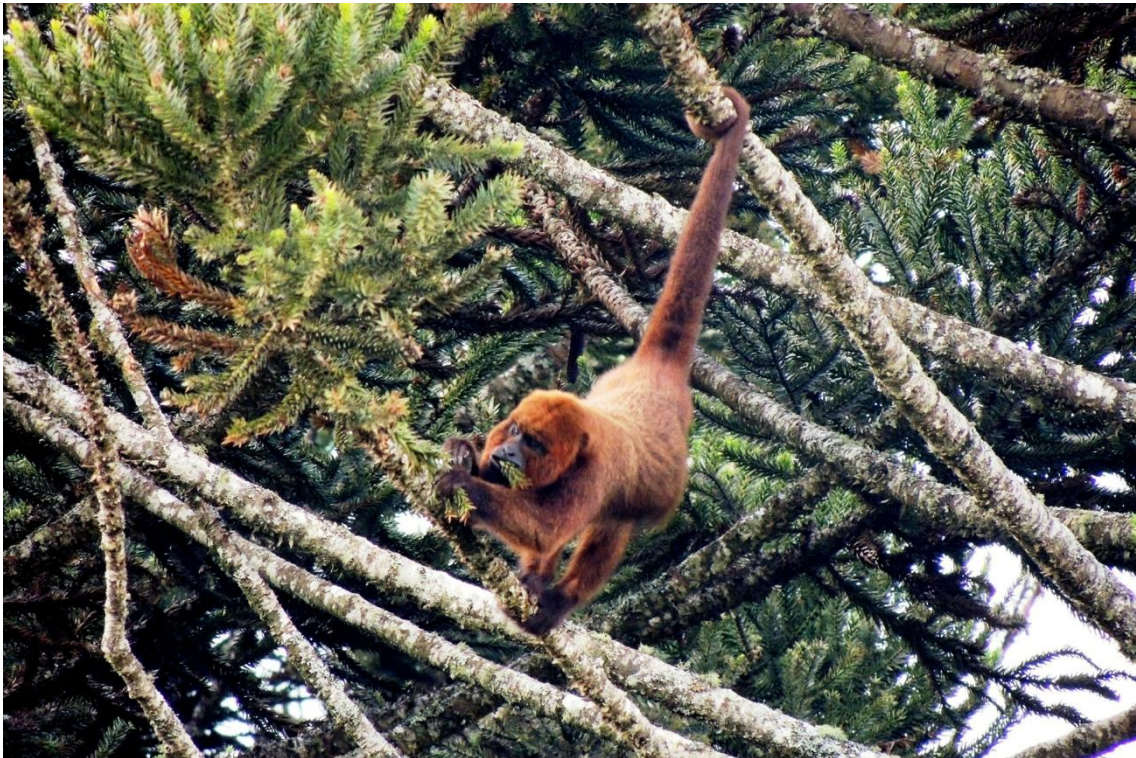
Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé ME, editor. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity* Sunderland: Sinauer Associates, INC. p 237-256.

Whitmore TC. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: Laurance WF, Bierregaard RO Jr, editors. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago Press. p 03-12.

CAPÍTULO I

“QUANDO TAMANHO É DOCUMENTO”:

ÁREA PREVÊ A OCORRÊNCIA DE *Alouatta guariba clamitans*
EM FRAGMENTOS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA



24 **RESUMO**

25 Os processos de perda e fragmentação das florestas causam a redução e o isolamento
26 dos fragmentos florestais remanescentes e a alteração da estrutura de suas comunidades,
27 comprometendo sua qualidade para os primatas. Neste estudo, avaliou-se se atributos
28 espaciais da paisagem e da estrutura da vegetação são bons preditores da ocorrência do
29 bugio-ruivo, *Alouatta guariba clamitans*, em fragmentos de Floresta com Araucária.
30 Além disso, inferiu-se o modelo metapopulacional que melhor se ajusta ao conjunto de
31 subpopulações da região de estudo. O estudo foi realizado em uma paisagem
32 agrossilvopastoril na região serrana do nordeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil.
33 Levantamentos mensais da ocorrência de bugios-ruivos foram realizados em 26
34 fragmentos de habitat potencial (0,2-28,2 ha) de janeiro a junho de 2013 por meio de
35 busca ativa e registro direto (visualizações). A ocorrência de bugios foi confirmada em
36 50% dos fragmentos. O modelo de regressão logística múltipla que melhor explicou o
37 padrão de ocorrência da espécie nos fragmentos foi composto pela inter-relação entre a
38 área do fragmento, a distância para a estrada mais próxima e o índice de proximidade.
39 Contudo, o tamanho dos fragmentos parece ser o principal fator limitante para a
40 permanência em longo-prazo do bugio-ruivo na região de estudo. A área do fragmento e
41 a densidade de *Araucaria angustifolia* diferiram entre os fragmentos habitados e
42 inabitados pelo bugio-ruivo. O conjunto de subpopulações de bugios-ruivos se ajusta ao
43 modelo metapopulacional fonte-sumidouro. Embora os fragmentos <7 ha possam ser
44 colonizados por grupos isolados, sua persistência em longo prazo é menos viável do que
45 em áreas maiores. Portanto, a conservação em longo prazo dos bugios-ruivos em
46 Florestas com Araucária depende da conservação de florestas contínuas ou grandes
47 fragmentos florestais, da prevenção da perda de habitat nos fragmentos remanescentes e
48 do aumento de sua conectividade a fim de viabilizar o fluxo gênico entre as
49 subpopulações.

50

51 **Palavras-chave:** bugio-ruivo, fragmentação, metapopulação, paisagem, perda de
52 habitat, primatas.

53 1. INTRODUÇÃO

54

55 O processo de perda de habitat é a maior ameaça à diversidade biológica global
56 [Fahrig, 2003]. Esse processo transforma as paisagens florestais, forçando as
57 populações destes ambientes a sobreviverem em manchas de habitat degradadas de área
58 reduzida, mais isoladas e imersas em uma matriz diferente da original [Saunders et al.,
59 1991; Andrén, 1994; Fahrig, 2003; Marsh, 2003; Arroyo-Rodríguez & Mandujano,
60 2009]. Consequentemente, o impacto no tamanho e isolamento destas populações, além
61 de torná-las mais suscetíveis a efeitos determinísticos (*e.g.*, morte por doenças e caça),
62 amplifica o risco de extinção por efeitos estocásticos genéticos, demográficos e
63 ambientais (*e.g.*, endogamia, proporção sexual de nascimentos e queimadas). Segundo
64 Mittermeier et al. [2009], o grau de suscetibilidade de cada táxon à perda de habitat e
65 suas consequências depende, entre outros fatores, da extensão e do tipo de degradação
66 do habitat e da resiliência intrínseca do táxon à fragmentação e alteração estrutural de
67 seu habitat.

68 Os paradigmas das teorias de Biogeografia de Ilhas [MacArthur & Wilson,
69 1967] e de Metapopulação [Levins, 1969] têm sido empregados em estratégias
70 conservacionistas de populações em remanescentes de habitat. Ambas têm muito em
71 comum, uma vez que consideram os mesmos processos ecológicos populacionais
72 fundamentais, salientando a importância do tamanho e isolamento dos fragmentos de
73 habitat [Andrén, 1994; Cook et al., 2002; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009].
74 Contudo, a dinâmica metapopulacional vem sendo mais frequentemente aplicada para a
75 compreensão de como os efeitos do processo de perda e fragmentação de habitat afetam
76 as populações de primatas [Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009]. Essa teoria

77 considera que os processos de dispersão têm o papel de conectar as subpopulações
78 isoladas em uma rede de interações. A permanência em longo prazo desta
79 metapopulação depende do equilíbrio entre a taxa de colonização de manchas de habitat
80 desocupadas e a taxa de extinção de populações discretas de forma análoga ao equilíbrio
81 entre as taxas de natalidade e mortalidade na dinâmica de populações tradicionais [Stith
82 et al., 1996; Elmhagen & Angerbjörn, 2001]. Neste contexto, existem ao menos quatro
83 modelos de metapopulação tradicionais nos quais as populações podem ser ajustadas:
84 (1) clássica, (2) continente-ilha e fonte-sumidouro, (3) em manchas e (4) em
85 desequilíbrio [Harrison, 1991].

86 As altas taxas de desmatamento das florestas tropicais durante as últimas
87 décadas [FAO, 2012] colocam em risco a sobrevivência dos primatas Neotropicais
88 [Marsh, 2003; Estrada et al., 2006]. Neste sentido, os bugios (gênero *Alouatta*) são
89 considerados bastante tolerantes a habitats fragmentados por apresentarem uma
90 plasticidade ecológica que lhes permite ajustar a dieta à vegetação disponível [Bicca-
91 Marques, 2003]. Por este motivo, ocorrem em fragmentos florestais onde outras
92 espécies de primatas Neotropicais não conseguem persistir [Pyritz et al., 2010].
93 Contudo, a suscetibilidade à fragmentação e suas consequências e a capacidade de
94 permanência dos bugios em habitats alterados em longo prazo ainda são
95 insuficientemente conhecidas, o que dificulta a definição de medidas de conservação
96 [Haila, 2002; Boyle & Smith, 2010].

97 Grande parte dos estudos com bugios em ambientes fragmentados são
98 desenvolvidos em escala local e visam identificar quais características das manchas de
99 habitat e/ou da paisagem em que estão inseridos apresentam maior influência na sua
100 ocorrência [Arroyo-Rodríguez & Dias, 2010]. Esses estudos têm indicado que

101 características espaciais dos remanescentes de habitat (principalmente a área e o grau de
102 isolamento) e da estrutura da vegetação (principalmente a abundância de recursos
103 alimentares) são importantes preditoras da presença/ausência destes primatas nesses
104 habitats (Tabela 1). Contudo, além da importância de se conhecer os fatores limitantes
105 da ocorrência destes primatas em fragmentos, é de grande relevância avaliar o estado de
106 conservação (“saúde”) e o sucesso reprodutivo das populações. Estas informações são
107 fundamentais para se compreender a capacidade de permanência dos bugios em nível
108 populacional nestes habitats e planejar a sua conservação em longo prazo.

109 Eventos recentes da história de populações de bugios (*e.g.*, alterações no habitat,
110 caça, doenças e redução de recursos alimentares) podem provocar instabilidades no
111 padrão demográfico de seus grupos [Chapman & Balcomb, 1998]. A consequente
112 redução da qualidade de habitat resultante da perda de área dos fragmentos [Arroyo-
113 Rodríguez & Dias, 2010], por exemplo, pode influenciar negativamente a composição
114 dos grupos remanescentes. A insuficiência na disponibilidade de alimento restringe o
115 tamanho populacional, intensificando a ocorrência de acasalamento entre indivíduos
116 aparentados. Este endocruzamento pode propiciar a expressão de genes recessivos
117 deletérios e reduzir o *fitness* dos indivíduos, comprometendo a estabilidade e a
118 sobrevivência da população em longo prazo [Clark et al., 2002; Estrada et al., 2002].
119 Desta forma, parâmetros populacionais, tais como o tamanho do grupo e a proporção de
120 infantes ou imaturos por fêmea são comumente utilizados como uma medida de
121 situação da “saúde” e sucesso reprodutivo das populações [Rumiz, 1990; Chapman &
122 Balcomb, 1998; Clark et al., 2002; Jardim, 2005; Fortes, 2008].

123 Pesquisas com bugios-ruivos, *Alouatta guariba clamitans*, constataram que
124 fragmentos maiores [Chiarello, 2003] e menos isolados de outros habitats florestais

125 [Ribeiro & Bicca-Marques, 2005], apresentam uma maior probabilidade de ocupação
126 pela espécie em paisagens fragmentadas. Silva & Bicca-Marques [2013] sugerem que a
127 falta de influência significativa da área e distância do fragmento para o fragmento e para
128 a floresta contínua mais próximos no padrão de ocorrência de bugios-ruivos em
129 fragmentos florestais no sul do Brasil é compatível com o modelo de metapopulação em
130 desequilíbrio, no qual as subpopulações tendem a diminuir e desaparecer ao longo do
131 tempo. Visto isso, acredita-se que avaliar se as populações estudadas se ajustam a
132 modelos metapopulacionais auxilia na análise de como as subpopulações interagem e a
133 quais fatores de ameaça estão mais propensas.

134 Segundo Bicca-Marques [2005], o sucesso na permanência do bugio-ruivo em
135 paisagens fragmentadas parece estar relacionado à sua flexibilidade alimentar, à
136 semelhança do descrito para outras espécies do gênero. Entretanto, visto que algumas
137 espécies vegetais apresentam grande importância em sua dieta [Bicca-Marques, 2003;
138 Chaves & Bicca-Marques, 2013], sua presença e abundância nos fragmentos florestais
139 podem ser bons indicadores da qualidade do habitat para os bugios-ruivos. A relevância
140 da *Araucaria angustifolia* como espécie importante na dieta de *A. g. clamitans* em áreas
141 de Floresta com Araucária, por exemplo, é bastante relatada. Essa gimnosperma está
142 entre as espécies mais consumidas e entre as poucas utilizadas pelos bugios como
143 recurso alimentar durante todos os meses do ano, embora seu consumo varie
144 sazonalmente [Marques, 1996; Jardim & Oliveira, 2000; Bicca-Marques, 2003; Guzzo,
145 2009; Chaves & Bicca-Marques, 2013].

146 Apesar dos bugios-ruivos responderem bem em nível individual à perda e a
147 alterações na estrutura do habitat devido à sua plasticidade ecológica entre outros
148 fatores, a conservação da espécie em longo prazo em florestas alteradas depende de sua

149 capacidade de permanência em nível de população, a qual tende a ser negativamente
150 influenciada por níveis mais altos de caça, doenças, predação, escassez de recursos
151 alimentares e depressão por endocruzamento [Bicca-Marques, 2003]. Neste sentido,
152 cabe ressaltar que o táxon encontra-se na categoria Vulnerável de ameaça em nível
153 nacional e nos estados do Rio Grande do Sul, Paraná e Minas Gerais, tendo como
154 principal critério para esta classificação, justamente, a perda de habitat [Mikich &
155 Bérnils, 2004; Drummond et al., 2008; ICMBio, 2014; Rio Grande do Sul, 2014].

156 Considerando a importância de conhecermos os fatores que influenciam a
157 ocorrência de *A. guariba clamitans* em fragmentos florestais para propor estratégias de
158 manejo que permitam a sua sobrevivência em longo prazo, este estudo visou a análise
159 do seu padrão de ocorrência em manchas de habitat potencial em uma paisagem de
160 Floresta com Araucária (Floresta Ombrófila Mista) fragmentada. Foram avaliadas oito
161 características da estrutura da vegetação e nove características espaciais dos fragmentos
162 florestais como potenciais preditores do seu padrão de presença-ausência.
163 Especificamente, (1) fragmentos habitados e inhabitados por *A. guariba clamitans* foram
164 comparados em relação a essas 17 características; (2) foi testada a existência de relação
165 entre a área dos fragmentos e a sua qualidade como habitat para os bugios (conjunto de
166 características vegetacionais); (3) foi avaliada a ocorrência de relação entre a área dos
167 fragmentos habitados e a saúde e sucesso reprodutivo de suas populações; e (4) os
168 resultados da modelagem dos preditores do padrão de presença-ausência foram
169 empregados para identificar a qual modelo de metapopulação o conjunto de
170 subpopulações melhor se enquadra. Por fim, os resultados foram discutidos à luz de
171 suas implicações para a conservação de populações de bugios-ruivos em Florestas com
172 Araucária.

173 **2. MÉTODOS**

174

175 **Área de estudo**

176 Esta pesquisa foi desenvolvida em uma zona limítrofe entre os municípios de
177 Caxias do Sul e São Francisco de Paula, região serrana no nordeste do estado do Rio
178 Grande do Sul (29°04'27"-29°08'33"S, 50°49'26"-50°53'42"O; *ca.* 816 m a.n.m). A
179 paisagem é montanhosa e caracterizada pela transição entre a região de serra, com
180 aclives e declives, e a de campos, com superfície mais regular [Caxias do Sul, 2011;
181 IBGE, 2013; São Francisco de Paula, 2013]. O clima da região é subtropical do tipo Cfb
182 - mesotérmico sempre úmido com verões brandos, conforme classificação de Köppen-
183 Geiger. A temperatura média anual é de 15,9°C e a precipitação anual média é de 2.100
184 mm [Caxias do Sul, 2011; Embrapa, 2012].

185 Inserida no Bioma Mata Atlântica, a cobertura vegetal da região é formada
186 predominantemente por Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária) e Campos
187 de Cima da Serra. Uma área considerável da cobertura florestal original foi desmatada e
188 convertida em agroecossistemas constituídos principalmente por cultivos de árvores
189 frutíferas, árvores de interesse madeireiro, hortaliças e grãos. As áreas campestres
190 originais também são utilizadas para atividades agrossilvopastoris, tais como apicultura,
191 avicultura, bovinocultura, piscicultura e suinocultura [Caxias do Sul, 2011; Emater,
192 2012].

193 A área de estudo possui cerca de 3.332 ha, dos quais apenas 20% (674 ha)
194 corresponde à cobertura florestal original remanescente (considerando manchas de
195 vegetação $\geq 0,2$ ha). É composta por áreas de floresta contínua de mata ciliar, manchas
196 de vegetação original com diferentes tamanhos e graus de conectividade, uma extensa

197 área de cultivo de *Pinus* spp., um povoado (Zona Apanhador), fazendas, além de outros
198 elementos originais e antrópicos (*e.g.*, estradas, represas e plantios de espécies exóticas)
199 inseridos em uma matriz agroecossistêmica com predomínio de atividades
200 agrossilvopastoris. A área é limitada ao norte pela rodovia estadual Rota do Sol
201 (RS-453), a leste predominantemente por campos e em suas porções sul e oeste pelos
202 rios Caí e Piaí e suas matas ciliares, respectivamente (Figura 1).

203 Com base nas características dos menores fragmentos habitados por *Alouatta*
204 spp. definiu-se um fragmento de habitat potencial como qualquer elemento de vegetação
205 original que apresentasse uma copa contínua com área $\geq 0,2$ ha e altura de copa média
206 ≥ 10 m, estimada visualmente [Mandujano et al., 2006; Azures-Dadda & Manson, 2007;
207 Pozo-Montuy et al., 2011]. Em relação ao distanciamento mínimo para outro fragmento
208 ou floresta contínua seguiu-se o critério de 50 m proposto por Onderdonk & Chapman
209 [2000]. O elemento vegetal original com qualquer área e altura de dossel que estivesse a
210 menos de 50 m de um fragmento foi considerado área florestal pertencente ao mesmo.
211 Os elementos da paisagem que não se enquadrassem nestes critérios, tais como árvores
212 isoladas, cultivos de árvores exóticas, cercas vivas, pastagem, pomares, corpos d'água,
213 estradas vicinais e rodovias, foram considerados elementos da matriz [Anderson et al.,
214 2007; Pozo-Montuy et al., 2011].

215 Trinta remanescentes de Floresta com Araucária identificados em uma avaliação
216 prévia da paisagem utilizando os programas de análise de imagens de satélite ArcGis
217 versão 10.2 [ESRI, 2013] e QGis versão 2.0.1-Dufour e observações de campo
218 apresentaram as características necessárias para serem classificados como fragmentos
219 de habitat. Contudo, não foi possível realizar o estudo em quatro fragmentos devido ao
220 acesso às áreas não ter sido autorizado pelos proprietários. As coordenadas geográficas

221 dos fragmentos foram registradas com um equipamento de GPS (*Global Positioning*
222 *System*) modelo Garmin Etrex Legend HCx. Foi utilizado o sistema de coordenadas
223 geográficas baseado em valores angulares e expressos em graus (Datum WGS 84). Os
224 fragmentos selecionados se encontram em propriedades particulares (23 com atividade
225 pecuária e três com plantio de *Pinus* spp.).

226

227 **Características espaciais dos fragmentos**

228 A caracterização espacial dos fragmentos foi realizada com a utilização do
229 programa *FRAGSTATS* [McGarigal et al., 2002], calculando-se as seguintes variáveis:

230 (1) área total (ha): visto que o tamanho do fragmento está diretamente relacionado à
231 qualidade do habitat, afetando, principalmente, a disponibilidade de recursos
232 alimentares [Ribeiro & Bicca-Marques, 2005; Boyle & Smith, 2010; Silva &
233 Bicca-Marques, 2013]. A área dos fragmentos variou de 0,2 a 28,2 ha (Tabela
234 2);

235 (2) forma: em função de que a irregularidade dos fragmentos aumenta a extensão do
236 efeito de borda, com potencial intensificação das alterações na estrutura da
237 floresta e da suscetibilidade das populações a outras ameaças (*e.g.*, caça,
238 predação e contato com agentes patogênicos) [Arroyo-Rodríguez et al., 2007,
239 2008]. Um índice de forma foi atribuído para cada fragmento pela fórmula
240 $IF = P / 2\sqrt{A\pi}$, onde P é o perímetro do fragmento (em m) e A é a sua área (em m²).
241 Este índice (adimensional) varia entre 1 (forma mais circular) e 5 (forma
242 altamente irregular) [Forman & Godron, 1986]. O índice de forma variou de 1,2
243 a 4,0 (Tabela 2);

244 (3) grau de isolamento: o qual foi avaliado de duas formas: (1) distância linear para o
245 elemento vizinho mais próximo (o elemento dependerá da variável de interesse
246 da análise) e (2) índice de proximidade [Bender et al., 2003]. Na primeira
247 métrica foram utilizadas seis variáveis: menor distância entre a borda do
248 fragmento analisado e (a) a borda do fragmento ou floresta contínua (mata ciliar)
249 mais próxima, (b) a borda do fragmento ou floresta contínua (mata ciliar)
250 habitada por bugios mais próxima, (c) a borda da floresta contínua (mata ciliar)
251 mais próxima, (d) o povoado mais próximo, (e) a estrada secundária mais
252 próxima e (f) a rodovia mais próxima. Estas variáveis foram selecionadas porque
253 a proximidade de parcelas potenciais de habitat, ocupadas ou não por bugios,
254 permite que estes primatas transitem entre as mesmas na busca por recursos
255 alimentares ou parceiros reprodutivos e, desta forma, aumentem as chances de
256 dispersão bem-sucedida e trocas gênicas, diminuindo a probabilidade de
257 extinção de grupos isolados [Ribeiro & Bicca-Marques, 2005; Boyle & Smith,
258 2010; Silva & Bicca-Marques, 2013]. Da mesma forma, a proximidade de
259 povoamentos humanos, estradas vicinais e rodovias tende a aumentar a
260 probabilidade de acidentes, tais como choques nas redes elétricas ou
261 atropelamentos, predação por animais domésticos e caça [Galetti & Sazima,
262 2006; Mourthé et al. 2007; Printes et al., 2010]. A segunda métrica utilizada foi
263 o índice de proximidade, que compreende a soma das razões (área total do
264 elemento de vegetação dividido pela sua distância até o fragmento em questão)
265 de todos os elementos de vegetação (árvores isoladas, cultivos de árvores ou
266 porções florestais de qualquer tamanho) que se apresentem, mesmo que
267 parcialmente, dentro do raio pré-definido [Bender et al., 2003; Mandujano et al.,

268 2006; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009]. O índice de proximidade foi
269 calculado com base em um raio de dispersão potencial de bugios de 100 m, pois
270 os buffers de vários fragmentos gerados por raios superiores apresentavam
271 sobreposição, violando o princípio da independência entre as variáveis utilizadas
272 nos modelos de regressão. Quanto maior a abundância e proximidade desses
273 elementos circundantes ao fragmento, maior o índice de proximidade; ou seja,
274 menos isolados eles se encontram na paisagem [Bender et al., 2003; Mandujano
275 et al., 2006; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009]. Estas variáveis foram
276 avaliadas porque a proximidade de outro elemento vegetacional (habitat
277 potencial ou não) do fragmento florestal em análise pode facilitar o
278 deslocamento dos bugios entre manchas de habitat (Figura 2), fornecendo locais
279 de descanso, refúgio e alimentação. Os fragmentos distam entre 113 e 4.893 m
280 do povoado mais próximo e entre 58 e 751 m do fragmento ou floresta contínua
281 mais próxima (Tabela 2).

282

283 **Características da estrutura da vegetação dos fragmentos**

284 Para a caracterização da estrutura da vegetação dos fragmentos com área ≤ 1 ha,
285 todas as árvores ou arbustos com CAP (circunferência à altura do peito) $\geq 31,5$ cm
286 (=DAP ≥ 10 cm) foram registradas e medidas. Nos fragmentos com área > 1 ha esta
287 análise foi realizada por meio do método do Quadrante Centrado em um Ponto (QCP)
288 descrito por Cottam & Curtis [1956]. Os pontos de amostragem em cada fragmento
289 foram definidos utilizando-se imagens de satélite disponíveis no programa Google
290 EarthTM. Uma transecção sul-norte (ou duas, se possível) foi(ram) plotada(s) na zona
291 central da imagem de cada fragmento. Ao longo de toda a transecção principal foram

292 adicionadas subtransecções perpendiculares leste-oeste com até 100 m de comprimento
293 separadas por uma distância de 30 m das subtransecções adjacentes. Sempre que
294 possível, as extremidades externas das subtransecções também distavam, no mínimo, 30
295 m da borda do fragmento. Ao longo das subtransecções foram pré-demarcados pontos a
296 cada 10 m, dentre os quais foram sorteados os pontos amostrais. Os pontos sorteados
297 que distassem <30 m de outro sorteado previamente foram descartados. A quantidade de
298 pontos sorteados em cada fragmento variou de 13 (fragmento com 1,8 ha) a 72
299 (fragmento com 28,2 ha) ($\bar{x} \pm d.p.=40 \pm 20$, n=18 fragmentos >1 ha).

300 Foi registrada a árvore ou arbusto mais próximo ao ponto central (distância
301 ponto-planta) com $CAP \geq 31,5$ cm em cada subquadrante, totalizando quatro indivíduos
302 por ponto amostral. De cada indivíduo amostrado foram registrados o CAP e a distância
303 ponto-planta, além da sua identificação quando tratava-se de um indivíduo de *Araucaria*
304 *angustifolia*. Os valores de CAP foram transformados para DAP (diâmetro à altura do
305 peito) pela fórmula $DAP = CAP/\pi$. Além disso, o número de árvores mortas, caídas e
306 cortadas foi registrado em toda a área dos fragmentos ≤ 1 ha e dentro de um raio de 15 m
307 a partir do centro dos quadrantes amostrados nos fragmentos >1 ha. Estes dados foram
308 utilizados para o cálculo das variáveis de densidade de árvores caídas/mortas e cortadas
309 [Peres, 1997; Chiarello, 2003].

310 As seguintes variáveis da estrutura da vegetação dos fragmentos foram
311 estimadas/calculadas:

312 (1) densidade (n° indiv./ha) de: (a) árvores; (b) indivíduos de *A. angustifolia*; (c) árvores
313 com $DAP \geq 32$ cm; (d) árvores com $DAP \geq 60$ cm; (e) árvores caídas e mortas; (f)
314 árvores cortadas. A densidade de árvores variou de 425 a 1.045 ind./ha e a
315 densidade de araucárias de 13 a 258 ind./ha.;

316 (2) área basal (m²): (g) total e (h) total de *A. angustifolia*. A área basal total variou de 50
317 a 10.800 m², enquanto a área basal total de araucárias variou de 3 a 5.484 m²
318 (Tabela 3).

319 Estas variáveis foram selecionadas porque alterações na estrutura da assembleia
320 vegetal afetam diretamente a qualidade dos fragmentos como habitat para os bugios
321 [Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2006a, 2006b; Arroyo-Rodríguez et al., 2007].
322 *Araucaria angustifolia* é um recurso alimentar importante para as populações de bugios-
323 ruivos que habitam Florestas com Araucária [Marques, 1996; Jardim & Oliveira, 2000;
324 Bicca-Marques, 2003; Guzzo, 2009; Chaves & Bicca-Marques, 2013]. As densidades de
325 árvores caídas e mortas e cortadas são métricas que podem fornecer uma perspectiva de
326 degradação e alteração da qualidade do habitat e de impacto antrópico no interior dos
327 fragmentos [Peres, 1997; Chiarello, 2003].

328

329 **Levantamento de *Alouatta guariba clamitans***

330 O levantamento da ocorrência do bugio-ruivo foi realizado nos 26 fragmentos de
331 habitat potencial durante o verão (janeiro-março/2013) e o outono (abril-junho/2013).
332 Todos os levantamentos foram realizados com auxílio de um assistente de campo.

333 O método empregado para o registro da espécie foi o levantamento por busca
334 ativa e registro direto (visualização) com o auxílio de binóculos. O registro da
335 ocorrência de *A. g. clamitans* em cada fragmento foi confirmado somente quando houve
336 a visualização de, no mínimo, um indivíduo, como sugerido por Rodríguez-Toledo et al.
337 [2003] e empregado por outros autores [Grande, 2012; Silva & Bicca-Marques, 2013].
338 As coordenadas geográficas foram registradas em cada encontro com a espécie e os
339 pesquisadores acompanhavam os primatas por aproximadamente 30 min para contagem

340 do número de indivíduos do grupo e sua classificação sexo-etária, a qual seguiu os
341 critérios propostos por Mendes [1989].

342 Cada fragmento foi visitado uma vez por mês, totalizando seis levantamentos ao
343 longo do estudo. A duração do levantamento mensal em cada fragmento variou de
344 acordo com a sua área (Tabela S1). Foram utilizadas trilhas pré-existentes e outros
345 caminhos [Cullen Jr & Valladares-Padua, 1997] com o auxílio de bússola e GPS a fim
346 de que a busca abrangesse a maior área possível do fragmento. Além disso, foram
347 realizadas observações no entorno dos fragmentos, visto que no início da manhã e final
348 de tarde é comum a observação de bugios nas bordas das matas.

349 A fim de avaliar o tamanho, a saúde e o sucesso reprodutivo das populações de
350 cada fragmento foram calculados quatro parâmetros demográficos [Jones, 1996;
351 Chapman & Balcomb, 1998]:

352 (1) número estimado de indivíduos por grupo;

353 (2) número total de indivíduos estimado no fragmento;

354 (3) taxa de sucesso reprodutivo dos grupos (SRR), a qual consiste na razão entre o
355 número médio de infantes e o número de fêmeas adultas; e

356 (4) proporção de imaturos por fêmea adulta dos grupos (IFR), a qual consiste na razão
357 entre a soma do número de juvenis e infantes pelo número de fêmeas adultas.

358

359 **Análise dos dados**

360 Os dados foram logaritmizados (logaritmo natural) para eliminar os efeitos das
361 diferenças de escala, quando necessário. Este tratamento foi realizado para sete
362 variáveis espaciais (todas as variáveis de distância e o índice de proximidade) e duas
363 variáveis da estrutura da vegetação (área basal total e área basal total de araucária). Para

364 comparar a qualidade do habitat de fragmentos habitados e inabitados por *A. g.*
365 *clamitans* as variáveis preditoras dos fragmentos habitados e inabitados foram
366 comparadas pelo teste da Soma de Postos de Wilcoxon (teste análogo ao Mann-
367 Whitney).

368 Modelos lineares generalizados (GLM) por meio de regressões logísticas
369 múltiplas (*link*=Logit) foram utilizados para identificar o conjunto de variáveis espaciais
370 da paisagem e da estrutura da vegetação capaz de prever o padrão de ocorrência de
371 bugios-ruivos nos fragmentos florestais. Optou-se pela distribuição binomial porque a
372 variável resposta (presença/ausência) é binária [Arroyo-Rodríguez et al., 2008; Grande,
373 2012]. Fatores de inflação de variância (VIF) foram calculados para detectar a
374 existência de multicolinearidade entre as 17 variáveis e excluir potenciais redundâncias.
375 Variáveis com $VIF > 3$ sugerem forte colinearidade [Zuur et al., 2010]. Inicialmente, o
376 cálculo do VIF foi realizado considerando todas as variáveis. Em seguida, a variável
377 com maior VIF (e, conseqüentemente, maior colinearidade) foi retirada e a análise
378 repetida. Este processo foi repetido até que restassem apenas variáveis com $VIF \leq 3$, as
379 quais compuseram o modelo completo das análises de regressão logística [Zuur et al.,
380 2010]. Ao final desta análise restaram apenas três métricas espaciais (área: $VIF=1,1$;
381 distância para a estrada mais próxima: $VIF=1,1$; índice de proximidade: $VIF=2,1$) e
382 duas da estrutura da vegetação (densidade de árvores cortadas: $VIF=1,5$; densidade de
383 indivíduos de *A. angustifolia*: $VIF=1,6$).

384 O modelo mais parcimonioso foi identificado utilizando-se a versão corrigida do
385 Critério de Informação de Akaike (*Akaike Information Criterion Second-Order Bias*
386 *Correction*, AICc). O modelo foi a combinação das variáveis independentes (sem
387 considerar suas interações) que melhor explicou a probabilidade de um fragmento ser

388 ocupado por bugios. O AICc é mais apropriado para os casos em que o valor da razão
389 entre o tamanho da amostra (n) e o número de variáveis (K) é relativamente baixo (≤ 40)
390 [Burnham & Anderson, 2002, 2004; Motulsky & Christopoulos, 2003], como no caso
391 do presente estudo ($n=26$ e $K=17$). Como os valores brutos de AICc são de difícil
392 interpretação por conterem constantes arbitrárias e serem afetados pelo tamanho
393 amostral, foi necessário redimensioná-los calculando os valores de Δ_i . Este cálculo foi
394 realizado para cada modelo pela fórmula $\Delta_i = AICc_i - AICc_{\min}$, onde $AICc_i$ é o valor de
395 AICc estimado pelo modelo e $AICc_{\min}$ é o valor de AICc mais parcimonioso entre a
396 série de modelos candidatos testados (aquele que apresentar o menor escore) [Motulsky
397 & Christopoulos, 2003]. Esta correção faz com que o melhor modelo apresente $\Delta=0$,
398 enquanto os demais apresentam valores positivos. Burnham & Anderson [2004]
399 sugerem que os modelos que apresentam $\Delta_i AICc < 2$ possuam forte suporte (altamente
400 viáveis), aqueles com $\Delta_i AICc$ entre 4 e 7 possuam suporte consideravelmente menor,
401 enquanto aqueles com $\Delta_i AICc > 10$ não são suportados.

402 Os pesos de Akaike (w_i) foram calculados a fim de comparar a série de modelos
403 candidatos, onde w_i é considerado o peso da evidência em favor do modelo i . O w_i do
404 conjunto de modelos da série soma 1 e tem uma interpretação probabilística: para cada
405 modelo da série, o w_i é a probabilidade de que o modelo i seja selecionado como o
406 melhor modelo real, caso os dados sejam coletados novamente sob circunstâncias
407 idênticas. Além disso, foi calculado o menor subconjunto de modelos candidatos cuja
408 soma de seus w_i é 0,95. Isto representa um conjunto de modelos com 95% de confiança
409 de que ele contenha o modelo mais aproximado do verdadeiro melhor modelo na
410 análise. O w_i também foi utilizado para ordenar a importância das variáveis e produzir
411 as estimativas dos parâmetros. A probabilidade de seleção de uma variável k compor um

412 modelo aproximado do melhor modelo (ou seja, a sua importância relativa) é dada pela
413 soma do w_i de cada modelo candidato ($\sum w_i$) em que a variável k aparece [Whittingham
414 et al., 2005].

415 Para criar um índice único de qualidade de habitat que refletisse a magnitude
416 relativa de cada variável da estrutura da vegetação, um índice estrutural dos fragmentos
417 foi derivado utilizando-se uma Análise de Componentes Principais (PCA). O objetivo
418 dessa técnica é reduzir um conjunto de muitas (e, possivelmente, redundantes) variáveis
419 para um novo conjunto de poucas (e ortogonais) variáveis, mas que ainda contenha uma
420 quantidade substancial de informações. Optou-se pelo uso de uma PCA ao invés de uma
421 matriz de correlação, pois as variáveis apresentavam escalas diferentes [Neff & Marcus,
422 1980 apud August, 1983]. Inicialmente, excluíram-se as variáveis colineares por meio
423 de uma matriz de correlações. Então, as cinco variáveis não-colineares da estrutura da
424 vegetação foram incluídas na PCA: (1) densidade de árvores (ind./m²), (2) densidade de
425 *A. angustifolia* (ind./m²), (3) densidade de árvores com DAP \geq 32 cm (ind./m²),
426 (4) densidade de árvores cortadas e (5) área basal total (m²). Os quatro primeiros
427 componentes principais (PCI, PCII, PCIII e PCIV) foram considerados como um índice
428 representativo da qualidade do habitat na tentativa de capturar pelo menos 70% da
429 variância da PCA. A relação entre a área dos fragmentos e esses índices de qualidade do
430 habitat foi testada por modelos de regressão linear.

431 A relação entre a área do fragmento e (1) o número estimado de indivíduos por
432 grupo, (2) o número total de indivíduos estimado no fragmento, (3) a taxa de sucesso
433 reprodutivo dos grupos (SRR) e (4) a proporção de imaturos por fêmeas adultas dos
434 grupos (IFR) foi avaliada por análises de Regressão Linear Generalizada (GLM),

435 utilizando a distribuição Poisson porque os resíduos não apresentaram distribuição
436 normal.

437 Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R versão 3.0.2 [R
438 Core Team, 2013] utilizando os pacotes *base*, *car* [Fox & Weisberg, 2011] e *glmulti*
439 [Calcagno, 2013]. O *glmulti* facilita inferências de multimodelos baseados em todas as
440 possibilidades de combinações de primeira-ordem das variáveis preditoras [Calcagno,
441 2013].

442 A fim de evitar erros do tipo I nas análises foi considerado um nível de
443 significância mais conservador. Isto foi realizado utilizando-se um p crítico protegido,
444 onde o valor de 0,05 foi dividido pelo número de comparações envolvendo cada
445 variável (*e.g.*, teste de comparação individual entre fragmentos habitados e desabitados
446 e as 17 variáveis preditoras da estrutura da vegetação e espaciais do fragmento:
447 $p_{\text{protegido}}=0,05/17=0,0029$), conforme sugerido por Leigh & Jungers [1994].

448

449

450 **3. RESULTADOS**

451

452 Grupos (ou indivíduos solitários) de bugios-ruivos foram registrados em 13 dos
453 26 fragmentos amostrados (Figura 1) em, pelo menos, três levantamentos mensais em
454 cada fragmento ($\bar{x} \pm d.p.=4,5 \pm 1,1$, $n=13$). Apenas um fragmento habitado apresentou
455 área <7 ha. Em geral, os fragmentos habitados apresentaram maior área e densidade de
456 *A. angustiolia* mais alta do que os fragmentos inabitados (Tabelas 2 e 3).

457 Dois modelos apresentaram maior poder de predição da presença de *A. g.*
458 *clamitans* nos fragmentos de Floresta com Araucária. O melhor modelo ($\Delta_i AICc=0$;

459 $w_i=0,37$) foi composto pela área (relação direta) e pela distância para a estrada mais
460 próxima e o índice de proximidade (relações inversas). O segundo melhor modelo
461 ($\Delta_iAICc=0,7$; $w_i=0,26$) incluiu somente a área (relação direta) e a distância para a
462 estrada mais próxima (relação inversa). Um subconjunto de apenas cinco dos 32
463 modelos gerados atingiu o limiar de 95% de confiança (Tabela 4). A probabilidade de
464 seleção das variáveis área do fragmento e distância da estrada foi alta ($\Sigma w_i>0,99$),
465 indicando forte suporte. Por sua vez, o índice de proximidade apresentou uma
466 probabilidade de seleção menor ($\Sigma w_i=0,56$; Tabela 5).

467 Os quatro primeiros componentes principais explicaram, em conjunto, 80% da
468 variância da PCA (20% da variância cada). O PCI incluiu as cinco variáveis testadas
469 nos modelos, três das quais apresentaram um maior peso explicativo do componente. Os
470 PCII e PCIII incluíram quatro variáveis, contudo apenas uma apresentou um alto peso
471 explicativo em cada componente. O PCIV incluiu apenas três variáveis, das quais,
472 novamente, apenas uma apresentou maior peso explicativo (Tabela 6). A área dos
473 fragmentos apresentou relação significativa positiva apenas com o PCII ($R^2=0,26$,
474 $P=0,007$; PCI: $R^2=0,08$, $P=0,645$; PCIII: $R^2=0,07$, $P=0,203$; PCIV: $R^2=0,02$, $P=0,457$),
475 no qual, a variável densidade de indivíduos de *A. angustifolia* foi a que apresentou o
476 maior peso explicativo (Tabela 7).

477 O número total de indivíduos estimado por fragmento (3 a 27) apresentou
478 relação positiva com sua área ($R^2=0,68$, $P<0,0001$). No entanto, o número estimado de
479 indivíduos por grupo ($R^2=0,15$, $P=0,166$), a taxa de sucesso reprodutivo (SRR; $R^2=0,06$,
480 $P=0,761$) e a proporção de imaturos por fêmea (IFR; $R^2=0,10$, $P=0,601$) não
481 apresentaram relação significativa com a área dos fragmentos (Tabelas 8 e 9).

482

483 4. DISCUSSÃO

484

485 Esta pesquisa indicou que o bugio-ruivo é encontrado em metade dos fragmentos
486 de Floresta com Araucária da região de estudo. Ela também demonstrou que a área dos
487 fragmentos, a distância até a estrada mais próxima e, em menor grau, a quantidade de
488 floresta em um raio de 100 m no entorno dos fragmentos (índice de proximidade) são
489 bons preditores do padrão de ocorrência da espécie nas manchas de habitat potencial.

490 A área do fragmento foi o elemento mais importante na ocorrência do bugio-
491 ruivo segundo os principais modelos, reforçando a sua contribuição na ocorrência de
492 primatas em geral [Chapman et al., 2003; Wieczkowski, 2004; Harcourt & Doherty,
493 2005; Boyle & Smith, 2010; Da Silva et al., 2015], *A. palliata*, *A. macconelli* e *A.*
494 *arctoidea* em outras fisionomias florestais (veja Tabela 1) e outros mamíferos em áreas
495 de habitat potencial [e.g., Thornton et al., 2011; Garmendia et al., 2013]. É possível que
496 este resultado seja uma consequência direta do efeito positivo da área na qualidade do
497 fragmento em termos de diversidade de espécies vegetais [Laurance et al., 2002;
498 Benítez-Malvido & Martínez-Ramos, 2003; Hill & Curran, 2003] potenciais fontes de
499 alimento para os primatas, conforme relatado para primatas do Velho Mundo [e.g.,
500 Medley, 1993] e Novo Mundo, como os bugios [Lopez et al., 2005; Rivera & Calmé,
501 2006; Cristóbal-Azkarate & Arroyo-Rodríguez, 2007; veja, também, Arroyo-Rodríguez
502 & Dias, 2010]. A redução prevista na disponibilidade de recursos alimentares em áreas
503 menores decorre de efeitos de borda, tais como um aumento nas taxas de queda e
504 mortalidade de árvores de grande porte [Coates-Estrada & Estrada, 1986, Shanahan et
505 al., 2001].

506 Apesar da reconhecida flexibilidade alimentar de *A. g. clamitans* [Chaves &
507 Bicca-Marques, 2013], o papel da densidade de araucárias na relação significativa entre
508 a área do fragmento e sua qualidade e a diferença dessa variável entre fragmentos
509 habitados e inabitados são compatíveis com a importância dessa conífera na dieta dos
510 bugios-ruivos em florestas com araucária [Chaves & Bicca-Marques, 2013], em cujos
511 remanescentes ela parece representar um recurso alimentar crítico para a sobrevivência
512 desses primatas em longo prazo. A ausência de influência significativa da área do
513 habitat na riqueza da dieta de *A. g. clamitans* [Chaves & Bicca-Marques, 2013] é
514 condizente com essa hipótese.

515 Por outro lado, o valor das variáveis distância até a estrada mais próxima e
516 índice de proximidade nos modelos pode ser questionado. Ambas variáveis
517 apresentaram uma relação inversa à esperada em decorrência das características da
518 configuração espacial da paisagem estudada (Figura 1). Enquanto os fragmentos
519 maiores (*i.e.*, com maior probabilidade de ocorrência da espécie) estão localizados
520 próximos às sedes das fazendas e, portanto, às estradas de acesso, a maioria das
521 manchas florestais menores (*i.e.*, com menor probabilidade de ocorrência), utilizadas
522 principalmente para descanso do gado, está localizada mais próxima das matas ciliares e
523 mais distante das sedes. Consequentemente, ao contrário de outros estudos com
524 primatas (Valladares-Pádua et al., 1995; Printes et al., 2010), a proximidade das estradas
525 não parece aumentar o risco de morte de bugios na região de estudo.

526 A existência de fragmentos habitados e inabitados, a importância da área como
527 variável preditora da ocorrência do bugio-ruivo e a ausência de influência das distâncias
528 lineares para as florestas mais próximas permitem sugerir que o conjunto de
529 subpopulações de bugios-ruivos estudado se enquadre em um modelo metapopulacional

530 do tipo fonte-sumidouro [Harrison, 1991]. A relação inversa encontrada pelo melhor
531 modelo entre a ocorrência de bugios e o índice de proximidade também é compatível
532 com este tipo de metapopulação. Neste cenário, as matas ciliares provavelmente
533 desempenham a função de áreas-fonte, onde a extinção é menos provável e o
534 crescimento populacional pode disponibilizar migrantes para os fragmentos de habitat.
535 Por outro lado, os fragmentos menores funcionam como sumidouros, onde as
536 subpopulações conseguem persistir por um determinado tempo, embora sejam mais
537 suscetíveis à extinção decorrente do tamanho populacional reduzido [Dunning et al.,
538 1992]. A relação direta entre o tamanho populacional estimado e a área dos fragmentos
539 e a ausência de relação significativa entre as taxas de imaturos por fêmea (IFR) e de
540 sucesso reprodutivo (SRR) e a área reforçam esta hipótese. Apesar de sua maior
541 proximidade das matas ciliares, os fragmentos <7 ha parecem carecer das condições
542 necessárias para a sobrevivência da espécie em longo prazo.

543 Contudo, se consideradas apenas as manchas de habitat capazes de suportar
544 populações viáveis de bugios-ruivos em longo prazo de forma independente, é razoável
545 inferir que nenhum fragmento estudado (todos <30 ha) pode ser considerado como
546 habitat de longo prazo para o bugio-ruivo. É possível que as subpopulações dos
547 fragmentos >7 ha da região de estudo (todos habitados durante a coleta de dados) sejam
548 viáveis em longo prazo apenas se apresentarem um fluxo gênico capaz de tamponar os
549 efeitos deletérios do isolamento espacial. Em uma ocasião durante o estudo, GPH
550 observou um bugio-ruivo solitário cruzando a matriz entre fragmentos, além de outros
551 relatos de avistamentos idênticos por moradores locais. Portanto, independente de sua
552 capacidade de sustentar populações discretas viáveis em longo prazo, a existência de
553 manchas de floresta de qualquer dimensão distribuídas na paisagem é importante para a

554 viabilização de uma dinâmica metapopulação funcional ao servirem como trampolins
555 (*stepping stones*) durante o processo de dispersão [Glander, 1992; Bicca-Marques &
556 Calegari-Marques, 1994; Pozo-Montuy et al., 2011].

557 Simulações de viabilidade populacional de *A. palliata mexicana* indicam que o
558 número esperado de indivíduos sofre drástica redução 30 anos após a fragmentação do
559 habitat e o isolamento das populações, resultando em uma probabilidade de extinção
560 >60% em fragmentos <15 ha [Mandujano & Escobedo-Morales, 2008]. Esta alta
561 probabilidade de extinção é compatível com a ausência de *A. g. clamitans* na maioria
562 dos fragmentos <7 ha no presente estudo, de *A. macconnelli* em fragmentos <10 ha
563 [Boyle & Smith, 2010] na Amazônia Central e de *A. palliata* em fragmentos <20 ha
564 [Mandujano et al., 2006] e <32 ha [Arroyo-Rodríguez et al., 2008] no México. O
565 drástico declínio do número de fragmentos florestais ocupados e do tamanho
566 populacional de duas espécies de primatas folívoro-frugívoros africanos (*Procolobus*
567 *rufomitratu*s e *Colobus guereza*) também reforça esse risco. Segundo Chapman et al.
568 [2013], a ocupação de fragmentos sofreu uma redução >80% em apenas 15 anos na
569 região de estudo em Uganda, onde estes colobíneos podem ser encontrados atualmente
570 somente nos fragmentos maiores.

571 Conseqüentemente, apesar dos bugios-ruivos conseguirem sobreviver em
572 pequenos fragmentos florestais [0,5-2,2 ha, Silva & Bicca-Marques, 2013; Fortes, 2008;
573 Ribeiro & Bicca-Marques, 2005; Guzzo, 2009] e da proporção de imaturos por fêmea
574 das subpopulações de estudo (acima da média descrita para o gênero [$\bar{x} \pm d.p.=0,9 \pm$
575 $0,3$, $n=63$; Chapman & Balcomb, 1998] e condizente com a observada em outros
576 estudos com a espécie [Jardim, 2005]) sugerir um desempenho reprodutivo estável, sua
577 persistência em longo prazo em nível de população pode ser comprometida. A

578 influência de fatores determinísticos [*e.g.*, doenças, caça e predação; Bicca-Marques,
579 2003; Bicca-Marques & Freitas, 2010] e estocásticos ambientais (*e.g.*, ciclones e
580 queimadas), demográficos (*e.g.*, desequilíbrio na proporção de nascimentos de machos e
581 fêmeas) e/ou genéticos [*e.g.*, endogamia; Fortes & Bicca-Marques, 2008] é
582 particularmente séria em pequenas populações residentes em áreas restritas.

583 Apesar das limitações existentes nas analogias entre populações reais e modelos
584 metapopulacionais, suas perspectivas fornecem elementos úteis para a gestão das
585 populações animais em paisagens fragmentadas [Chapman et al., 2003]. A análise da
586 paisagem fornece informações relevantes para compreender a resiliência das espécies
587 aos processos de perda e fragmentação do habitat, dando subsídios às ações de manejo e
588 conservação [Arroyo-Rodríguez et al., 2013a, 2013b]. A diferença entre os tipos de
589 metapopulação propostos para conjuntos de subpopulações de bugios-ruivos em
590 diferentes regiões e fisionomias florestais por Silva & Bicca-Marques [2013]
591 (metapopulação em desequilíbrio) e o presente estudo (fonte-sumidouro), por exemplo,
592 salienta a necessidade de estudos locais para qualificar o processo de tomada de
593 decisões de manejo para a conservação adequadas a paisagens distintas.

594 Em suma, demonstramos neste trabalho a importância da área das manchas de
595 habitat remanescentes de Floresta Ombrófila Mista para a sua ocupação por
596 subpopulações de bugios-ruivos. Consequentemente, a implementação de medidas para
597 frear a sua redução, assim como a conservação dos grandes fragmentos florestais, matas
598 ciliares e outras áreas contínuas são primordiais para garantir a permanência desta
599 espécie em longo prazo na região de estudo. Uma importante estratégia de manejo seria
600 impedir que as manchas de floresta nativa sejam usadas como refúgio para o gado, já
601 que o pastejo e o pisoteio frequentes comprometem o crescimento do sub-bosque,

602 impedindo a sua regeneração e expansão [Trimble & Mendel, 1995; Dunne et al., 2011].
603 Estratégias visando o enriquecimento de espécies e a expansão da área dos fragmentos
604 [e.g., reflorestamento por meio de plantio de árvores nativas de crescimento rápido e
605 importantes para a dieta dos bugios; Bicca-Marques & Calegari-Marques, 1994]
606 também seriam bem-vindas. Estas mudanças na paisagem também tenderiam a
607 beneficiar a agricultura (e.g., conservação do solo e dos recursos hídricos e aumento na
608 diversidade e densidade de polinizadores; De Marco Jr. & Coelho, 2004), o que pode
609 estimular o engajamento dos produtores rurais em programas de conservação. A
610 expansão da área dos fragmentos também aumentaria a sua proximidade de outros
611 fragmentos e áreas-fonte, facilitando a dispersão (i.e., fluxo gênico) e aumentando a
612 probabilidade de persistência das subpopulações em longo prazo [Arroyo-Rodríguez &
613 Mandujano, 2009]. Estudos futuros deveriam considerar o contexto histórico-cultural e
614 econômico [Silva & Bicca-Marques, 2013] e avaliar os efeitos da fragmentação
615 independentes da perda do habitat [Arroyo-Rodríguez et al., 2013a] na persistência das
616 espécies em paisagens fragmentadas.

617

618

619 **5. AGRADECIMENTOS**

620

621 Ao Gabriel Muller pelo apoio e companheirismo em todas as etapas e auxílio
622 teórico de campo e financeiro. Ao Everton Quadros do Laboratório de Tratamento de
623 Imagens e Geoprocessamento da PUCRS pela disponibilidade, assistência e realização
624 das medidas da paisagem. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e

625 Tecnológico (CNPq) pelas bolsas concedidas (GPH: Mestrado; JCBM: Produtividade
626 em Pesquisa, Procs. 303154/2009-8 e 303306/2013-0).

627

628

629 **6. REFERÊNCIAS**

630

631 Anderson J, Rowcliffe JM, Cowlishaw G. 2007. Does the matrix matter? A forest
632 primate in a complex agricultural landscape. *Biological Conservation* 135:212-222.

633 Andrén H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes
634 with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.

635 Anzures-Dadda A, Manson RH. 2007. Patch- and landscape-scale effects on howler
636 monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation*
637 10:69-76.

638 Arroyo-Rodríguez V, Cuesta-del Moral E, Mandujano S, Chapman CA, Reyna-Hurtado
639 R, et al. 2013a. Assessing habitat fragmentation effects on primates: the importance
640 of evaluating questions at the correct scale. In: Marsh LK, Chapman CA, editors.
641 *Primates in fragments: complexity and resilience*. New York: Springer
642 Science+Business Media. p 13-28.

643 Arroyo-Rodríguez V, Dias PAD. 2010. Effects of habitat fragmentation and disturbance
644 on howler monkeys: a review. *American Journal of Primatology* 72:1-16.

645 Arroyo-Rodríguez V, González-Perez IM, Garmendia A, Solà M, Estrada A. 2013b.
646 The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler
647 monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landscape*
648 *Ecology* 28:1717-1727.

649 Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S. 2006a. Forest fragmentation modifies habitat
650 quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology* 27:1079-1096.

651 Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S. 2006b. The importance of tropical rain forest
652 fragments to the conservation of plant species diversity in Los Tuxtlas, Mexico.
653 *Biodiversity and Conservation* 15:4159-4179.

654 Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S. 2009. Conceptualization and measurement of
655 habitat fragmentation from the primates' perspective. *International Journal of*
656 *Primatology* 30:497-514.

657 Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S, Benítez-Malvido J. 2008. Landscape attributes
658 affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los
659 Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology* 70:69-77.

660 Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S, Benítez-Malvido J, Cuende-Fanton C. 2007. The
661 influence of large tree density on howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*)
662 presence in very small rain forest fragments. *Biotropica* 39:760-766.

663 August P. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical
664 mammal communities. *Ecological Society of America* 64:1495-1507.

665 Bender DJ, Tischendorf L, Fahrig L. 2003. Using patch isolation metrics to predict
666 animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18:17-39.

667 Benítez-Malvido J, Martínez-Ramos M. 2003. Impact of forest fragmentation on
668 understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17:389-400.

669 Bicca-Marques JC. 2003. How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In:
670 Marsh LK, editor. *Primates in fragments: ecology and conservation*. New York:
671 Kluwer Academic/Plenum Publishers. p 283-303.

672 Bicca-Marques JC. 2005. “Shrinking home”: how does habitat fragmentation affect
673 brown howler monkeys’ (*Alouatta guariba clamitans* CABRERA, 1940) lifestyle?
674 In: XIX Annual Meeting of the Society for Conservation Biology. Brasília:
675 Universidade de Brasília. p 20-21.

676 Bicca-Marques JC, Calegari-Marques C. 1994. Exotic plant species can serve as staple
677 food sources for wild howler populations. *Folia Primatologica* 63:209-211.

678 Bicca-Marques JC, Freitas DS. 2010. The role of monkeys, mosquitoes, and humans in
679 the occurrence of a yellow fever outbreak in a fragmented landscape in south
680 Brazil: protecting howler monkeys is a matter of public health. *Tropical*
681 *Conservation Science* 3:78-89.

682 Boyle SA, Smith AT. 2010. Can landscape and species characteristics predict primate
683 presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? *Biological Conservation*
684 143:1134-1143.

685 Burnham KP, Anderson DR. 2002. Model selection and multimodel inference: a
686 practical information-theoretic approach. New York: Springer-Verlag. 488 p.

687 Burnham KP, Anderson DR. 2004. Multimodel Inference: understanding AIC and BIC
688 in model selection. *Sociological Methods & Research* 2:261-304.

689 Calcagno. 2013. glmulti: Model selection and multimodel inference made easy. R
690 package version 1.0.7. <<http://CRAN.R-project.org/package=gmulti>>. Acessado em
691 16 de junho de 2014.

692 Caxias do Sul. 2011. Diagnóstico para elaboração do plano de desenvolvimento
693 sustentável para o distrito de Fazenda Souza. Caxias do Sul: Secretaria Municipal
694 do Planejamento. 32 p.

695 Chapman CA, Balcomb SR. 1998. Population characteristics of howlers: ecological
696 conditions or group history. *International Journal of Primatology* 19:385-403.

697 Chapman CA, Lawes MJ, Naughton-Treves L, Gillespie T. 2003. Primate survival in
698 community-owned forest fragments: are metapopulation models useful amidst
699 intensive use? In: Marsh LK, editor. *Primates in fragments: ecology and*
700 *conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p 63-78.

701 Chapman CA, Ghai R, Jacob A, Koojo SM, Reyna-Hurtado R, et al. 2013. Going,
702 going, gone: a 15-year history of the decline of primates in forest fragments near
703 Kibale National Park, Uganda. In: Marsh LK, Chapman CA, editors. *Primates in*
704 *fragments: complexity and resilience*. New York: Springer Science+Business
705 Media. p 89-103.

706 Chaves OM, Bicca-Marques JC. 2013. Dietary flexibility of the brown howler monkey
707 throughout its geographic distribution. *American Journal of Primatology* 75:16-29.

708 Chiarello AG. 2003. Primates of the Brazilian Atlantic forest: the influence of forest
709 fragmentation on survival. In: Marsh LK, editor. *Primates in fragments: ecology*
710 *and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p 99-122.

711 Clark MR, Crockett CM, Zucker EL, Zaldivar M. 2002. Mantled howler population of
712 Hacienda La Pacifica, Costa Rica, between 1991 and 1998: effects of deforestation.
713 *American Journal of Primatology* 56:155-163.

714 Coates-Estrada R, Estrada A. 1986. Fruiting and frugivores at a strangler fig in the
715 tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 2:349-357.

716 Cook WM, Lane KT, Foster BL, Holt RD. 2002. Island theory, matrix effects and
717 species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5:619-623.

- 718 Cottam G, Curtis JT. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling.
719 Ecology 37:451-460.
- 720 Cristóbal-Azkarate J, Arroyo-Rodríguez V. 2007. Diet and activity pattern of howler
721 monkeys (*Alouatta palliata*) in Los Tuxtlas, Mexico: effects of habitat
722 fragmentation and implications for conservation. American Journal of Primatology
723 69:1013-1029.
- 724 Cristóbal-Azkarate J, Veà JJ, Asensio N, Rodríguez-Luna E. 2005. Biogeographical and
725 floristic predictors of the presence and abundance of mantled howlers (*Alouatta*
726 *palliata mexicana*) in rainforest fragments at Los Tuxtlas, Mexico. American
727 Journal of Primatology 67:209-222.
- 728 Cullen JrL, Valladares-Padua C. 1997. Métodos para estudos de ecologia, manejo e
729 conservação de primatas na natureza. In: Valladares-Padua C, Bodmer RE, editors.
730 Manejo e conservação da vida silvestre no Brasil. Brasília: MCT-CNPq e
731 Sociedade Civil Mamirauá. p 239-269.
- 732 Da Silva LG, Ribeiro MC, Hasui É, Da Costa CA, Da Cunha RGT. 2015. Patch size,
733 functionalisolation, visibility and matrix permeability influences Neotropical
734 Primate occurrence within highly fragmented landscapes. PlosOne 10(2):e0114025.
- 735 De Marco Jr P, Coelho FM. 2004. Services performed by the ecosystem: forest
736 remnants influence agricultural cultures' pollination and production. Biodiversity &
737 Conservation 13:1245-1255.
- 738 Drummond GM, Machado ABM, Martins CS, Mendonça MP, Stehmann JR. 2008.
739 Lista de espécies da fauna e da flora ameaçadas de extinção em Minas Gerais. Belo
740 Horizonte: Fundação Biodiversitas.

741 Dunne T, Western D, Dietrich WE. 2011. Effects of cattle trampling on vegetation,
742 infiltration, and erosion in a tropical rangeland. *Journal of Arid Environments*
743 75:58-69.

744 Dunning JB, Danielson BJ, Pulliam HR. 1992. Ecological processes that affect
745 populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175.

746 Elmhagen B, Angerbjörn A. 2001. The applicability of metapopulation theory to large
747 mammals. *Oikos* 94:89-100.

748 EMATER. 2012. Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural.
749 <www.emater.tche.br/site/regionais/caxiasdosul>. Acessado em 25 de maio de
750 2012.

751 EMBRAPA. 2012. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
752 <www.cpact.embrapa.br/agromet>. Acessado em 19 de maio de 2012.

753 ESRI. 2013. Environmental System Research Institute, Inc., USA. ArcGis Professional
754 GIS for desktop, versão 10.2.

755 Estrada A, Coates-Estrada R. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild
756 populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of*
757 *Primates* 17:759-783.

758 Estrada A, Mendoza A, Castellanos L, Pacheco R, Belle SV, et al. 2002. Population of
759 the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in a fragmented landscape in Palenque,
760 Chiapas, Mexico. *American Journal of Primatology* 58:45-55.

761 Estrada A, Saenz J, Harvey C, Naranjo E, Muñoz D, et al. 2006. Primates in
762 agroecosystems: conservation value of some agricultural practices in Mesoamerican
763 landscapes. In: Estrada A, Garber P, Pavelka M, Luecke L, editors. *New*

764 perspectives in the study of Mesoamerican primates: distribution, ecology, behavior
765 and conservation. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p 437-470.

766 Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of
767 Ecology, Evolution, and Systematics 34:487-515.

768 FAO. 2012. State of the world's forests 2012. Rome: Food and Agriculture
769 Organization of the United Nations. 47 p.

770 Forman RTT, Godron M. 1986. Landscape ecology. New York: John Wiley & Sons.
771 619 p.

772 Fortes VB. 2008. Ecologia e comportamento do bugio-ruivo (*Alouatta guariba*
773 *clamitans* CABRERA, 1940) em fragmentos florestais na depressão central do Rio
774 Grande do Sul, Brasil [thesis]. Porto Alegre (RS): Pontifícia Universidade Católica
775 do Rio Grande do Sul. 145 p.

776 Fortes VB, Bicca-Marques JC. 2008. Abnormal pelage color in an isolated population
777 of *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 in south Brazil. International Journal
778 of Primatology 29:717-722.

779 Fox J, Weisberg S. 2011. An R companion to applied regression. Thousand Oaks:
780 SAGE Publications, Inc. 472 p.

781 Galetti M, Sazima I. 2006. Impacto of feral dogs in an urban Atlantic forest fragment in
782 southeastern Brazil. Natureza & Conservação 4:146-151.

783 Garmendia A, Arroyo-Rodríguez V, Estrada A, Naranjo EJ, Stoner K. 2013. Landscape
784 and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a
785 fragmented rain forest. Journal of Tropical Ecology 29:331-344.

786 Gilbert KA. 2003. Primates and fragmentation of the Amazon forest. In: Marsh LK,
787 editor. Primates in fragments: ecology and conservation. New York: Kluwer
788 Academic/Plenum Publishers. p 145-157.

789 Glander KE. 1992. Dispersal patterns in Costa Rica mantled howling monkeys.
790 International Journal of Primatology 13:415-436.

791 Grande TO. 2012. Ocupação de fragmentos florestais e uso da matriz por primatas na
792 paisagem urbanizada de Goiânia, Goiás. [dissertation]. Goiânia (GO): Universidade
793 Federal de Goiás. 77 p.

794 Guzzo GB. 2009. Ecologia e comportamento de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera,
795 1940, em um fragmento de Mata de Araucária na Serra Gaúcha [dissertation]. Porto
796 Alegre (RS): Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 53 p.

797 Haila Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island
798 biogeography to landscape ecology. Ecological Applications 12:321-334.

799 Harcourt AH, Doherty DA. 2005. Species-area relationships of primates in Tropical
800 Forest fragments: a global analysis. Journal of Applied Ecology 42:630-637.

801 Harrison S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation.
802 Biological Journal of the Linnean Society 42:73-88.

803 Hill JL, Curran PJ. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects
804 on tree species diversity and implications for conservation. Journal of
805 Biogeography 30:1391-1403.

806 ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Natureza). 2014. Diagnóstico da
807 fauna: avaliação do estado de conservação de espécies da fauna brasileira. Brasília:
808 Instituto Chico Mendes de Conservação da Natureza. 352 p.

809 IBGE. 2013. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
810 <www.ibge.gov.br/home/geociencias/areaterritorial/area>. Acessado em 18 de
811 dezembro de 2013.

812 Jardim MMA. 2005. Ecologia populacional de bugios-ruivos (*Alouatta guariba*) nos
813 municípios de Porto Alegre e Viamão, RS, Brasil [thesis]. Campinas (SP):
814 Universidade Estadual de Campinas. 114 p.

815 Jardim MMA, Oliveira LFB. 2000. Aspectos ecológicos e do comportamento de
816 *Alouatta fusca clamitans* (GEOFFROY, 1912) na Estação Ecológica de Aracuri,
817 RS, Brasil. In: Alonso C, Langguth A, editors. A Primatologia no Brasil. João
818 Pessoa: SBPr/Editora Universitária. p 151-169.

819 Jones CB. 1996. Relative reproductive success in the mantled howler monkey:
820 implications for conservation. *Neotropical Primates* 4:21-23.

821 Kowalewski MM, Zunino GE. 1999. Impact of deforestation on a population of
822 *Alouatta caraya* in northern Argentina. *Folia Primatologica* 70:163-166.

823 Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Bruna EM, Didham RK, et al. 2002.
824 Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation.
825 *Conservation Biology* 16:605-618.

826 Leigh SR, Jungers WL. 1994. Brief Communication: a re-evaluation of subspecific
827 variation and canine dimorphism in woolly spider monkeys (*Brachyteles*
828 *arachnoids*). *American Journal of Physical Anthropology* 95:435-442.

829 Levins RA. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental
830 heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of*
831 *America* 15:237-240.

- 832 Lopez GO, Terborgh J, Ceballos N. 2005. Food selection by a hyperdense population
833 of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*). *Journal of Tropical Ecology*
834 21:445-450.
- 835 MacArthur RH, Wilson EO. 1967. *The theory of island biogeography*. New Jersey:
836 Princeton University Press. 205 p.
- 837 Mandujano S, Escobedo-Morales LA. 2008. Population viability analysis of howler
838 monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in a highly fragmented landscape in Los
839 Tuxtlas, Mexico. *Tropical Conservation Science* 1:43-62.
- 840 Mandujano S, Escobedo-Morales LA, Palacios-Silva R, Arroyo-Rodríguez V,
841 Rodríguez-Toledo EM. 2006. A metapopulation approach to conserving the howler
842 monkey in a highly fragmented landscape in Los Tuxtlas, Mexico. In: Estrada A,
843 Garber PA, Pavelka MSM, Luecke L, editors. *New perspectives in the study of*
844 *Mesoamerican primates: distribution, ecology, behavior, and conservation*. New
845 York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p 513-538.
- 846 Mandujano S, Estrada A. 2005. Detección de umbrales de área y distancia de
847 aislamiento para la ocupación de fragmentos de selva por monos aulladores,
848 *Alouatta palliata*, en Los Tuxtlas, Mexico. *Universidad y Ciencia* II:11-21.
- 849 Marques AAB. 1996. O bugio-ruivo *Alouatta fusca clamitans* (Cabrera, 1940)
850 (Primates, Cebidae) na Estação Ecológica de Aracuri, RS: variações sazonais de
851 forrageamento. [disertation]. Porto Alegre (RS): Pontifícia Universidade Católica
852 do Rio Grande do Sul. 132 p.
- 853 Marsh LK. 2003. *Primates in fragments: ecology and conservation*. New York: Kluwer
854 Academic/Plenum Publishers. 405 p.

855 McGarigal K, Cushman AS, Neel MC, Ene E. 2002. FRAGSTATS: spatial pattern
856 analysis program for categorical maps. Computer software program produced by
857 the authors at the University of Massachusetts. Amherst.
858 <www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats>. Acessado em 11 de
859 outubro de 2013.

860 Medley K. 1993. Primate conservation along the Tana River, Kenya: an examination of
861 the forest habitat. *Conservation Biology* 7:109-121.

862 Mendes SL. 1989. Estudo ecológico de *Alouatta fusca* (Primates, Cebidae) na Estação
863 Biológica de Caratinga, MG. *Revista Nordestina de Biologia* 6:71-104.

864 Mittermeier RA, Wallis J, Rylands AB, Ganzhorn JU, Oates JF, et al. 2009. Primates in
865 peril: the world's 25 most endangered primates 2008-2010. *Primate Conservation*
866 24:1-57.

867 Mikich SB, Bérnils RS. 2004. Livro vermelho da fauna ameaçada no estado do Paraná.
868 <www.pr.gov.br/iap>. Acessado em 07 de janeiro de 2014.

869 Motulsky HJ, Christopoulos A. 2003. Fitting models to biological data using linear and
870 nonlinear regression: a practical guide to curve fitting. San Diego: GraphPad
871 Software Inc. 351 p.

872 Mourthé IMC, Guedes D, Fidelis J, Boubli JP, Mendes SL, et al 2007. Ground use by
873 northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*). *American Journal of Primatology*
874 69:706-712.

875 Onderdonk DA, Chapman CA. 2000. Coping with forest fragmentation: the primates of
876 Kibale National Park, Uganda. *International Journal of Primatology* 21:587-611.

877 Peres CA. 1997. Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore
878 densities in Neotropical forests: a case study of howler monkeys (*Alouatta* spp.).
879 *Folia Primatologica* 68:199-222.

880 Pozo-Montuy G, Serio-Silva JC, Bonilla-Sánchez YM. 2011. Influence of the landscape
881 matrix on the abundance of arboreal primates in fragmented landscapes. *Primates*
882 52:139-147.

883 Printes RC, Buss G, Jardim MMA, Fialho MS, Dornelles SS, et al. 2010. The urban
884 monkeys program: a survey of *Alouatta clamitans* in the south of Porto Alegre and
885 its influence on land use policy between 1997 and 2007. *Conservation International*
886 25:11-19.

887 Pyritz LW, Büntge ABS, Herzog SK, Kessler M. 2010. Effects of habitat structure and
888 fragmentation on diversity and abundance of primates in tropical deciduous forests
889 in Bolivia. *International Journal of Primatology* 31:796-812.

890 R Development Core Team. 2013. R: a language and environment for statistical
891 computing reference index version 3.0.2. R Fondation for Statistical Computing.
892 Austria.

893 Ribeiro S, Bicca-Marques JC. 2005. Características da paisagem e sua relação com a
894 ocorrência de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940; Primates,
895 Atelidae) em fragmentos florestais no Vale do Taquari, RS. *Natureza &*
896 *Conservação* 3:65-78.

897 Rio Grande do Sul. 2014. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da
898 União nº 245, 1 de dezembro de 2014.

899 Rivera A, Calmé S. 2006. Forest fragmentation and its effects on the feeding ecology of
900 black howlers (*Alouatta pigra*) from the Calakmul área in Mexico. In: Estrada A,

901 Garber P, Pavelka M, Luecke L, editors. New perspectives in the study of
902 Mesoamerican primates: distribution, ecology, behavior and conservation. New
903 York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p 189-213.

904 Rodríguez-Toledo EM, Mandujano S, Garcia-Orduña F. 2003. Relationships between
905 forest fragments and howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in southern
906 Veracruz, Mexico. In: Marsh LK, editor. Primates in fragments: ecology and
907 conservation. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p 79-97.

908 Rumiz DI. 1990. *Alouatta caraya*: Population density and demography in northern
909 Argentina. American Journal of Primatology 21:279-294.

910 São Francisco de Paula. 2013. Prefeitura Municipal de São Francisco de Paula.
911 <www.saofranciscodepaula.rs.gov.br>. Acessado em 10 de dezembro de 2013.

912 Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR. 1991. Biological consequences of ecosystem
913 fragmentation: a review. Conservation Biology 5:18-32.

914 Shanahan M, So S, Compton SG, Corlett R. 2001. Fig-eating by vertebrate frugivores: a
915 global review. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society, 76:529-
916 572.

917 Silva FE, Bicca-Marques JC. 2013. Do patch size and interpatch distance influence the
918 distribution of brown howler monkeys (*Alouatta guariba clamitans*) in a
919 fragmented landscape in south Brazil? In: Marsh LK, Chapman CA, editors.
920 Primates in fragments: complexity and resilience. New York: Springer
921 Science+Business Media. p 137-145.

922 Stith BM, Fitzpatrick JW, Woolfenden GE, Pranty B. 1996. Classification and
923 conservation of metapopulations: a case study of the Florida Scrub Jay. In:

924 McCullough DR, editor. Metapopulations and wildlife conservation. Washington:
925 Island Press. p 187-215.

926 Thornton DH, Branch LC, Sunquist ME. 2011. The relative influence of habitat loss and
927 fragmentation: do tropical mammals meet the temperate paradigm? Ecological
928 Applications 21:2324-2333.

929 Trimble SW, Mendel AC. 1995. The cow as a geomorphic agent - a critical review.
930 Geomorphology 13:233-253.

931 Wiczowski J. 2004. Ecological correlates of abundance in the tana mangabey
932 (*Cercocebus galeritus*). American Journal of Primatology 63:125-138.

933 Whittingham MJ, Swetnam RD, Wilson JD, Chamberlain DE, Freckleton RP. 2005.
934 Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at
935 two spatial scales: implications for conservation management. Journal of Applied
936 Ecology 42:270-280.

937 Valladares-Pádua CL, Cullen Jr L, Pádua S. 1995. A pole bridge to avoid primate road
938 kills. Neotropical Primates 3:13-15.

939 Zunino GE, Gonzalez V, Kowalewski MM, Bravo SP. 2001. *Alouatta caraya*. Relations
940 among habitat, density and social organization. Primate Report 61:37-46.

941 Zuur AF, Ieno EN, Elphick CS. 2010. A protocol for data exploration to avoid common
942 statistical problems. Methods in Ecology & Evolution 1:03-14.

943 Tabela 1. Atributos da paisagem e da vegetação avaliados quanto à sua influência (Sim ou Não) no padrão de presença/ausência de
 944 *Alouatta* spp. em fragmentos florestais e elementos da matriz (modificada de Arroyo-Rodríguez & Dias, 2010).
 945

ATRIBUTOS	<i>A. palliata</i>	<i>A. g. clamitans</i>	<i>A. pigra</i>	<i>A. macconnelli</i>	<i>A. caraya</i>	<i>A. arctoidea</i>
Área do fragmento	Sim ¹⁻⁵ Não ⁶	Não ⁸⁻¹⁰	Não ¹¹	Sim ¹³	Não ¹⁴	Sim ¹⁶
Forma do fragmento	Sim ⁴ Não ^{1, 6}					
Grau de isolamento (índice de proximidade)	Sim ^{3, 5, 7} Não ^{2, 4, 6}					
Distância para o fragmento mais próximo	Não ^{1, 4}	Não ^{8, 10}	Sim ¹²	Sim ¹³		
Distância para a floresta contínua		Não ^{8, 10}				
Distância para a floresta ciliar		Sim ⁸				
Distância para aldeias, vilarejos e povoados	Sim ⁴	Não ⁸				
Distância para estradas e rodovias	Não ⁴					
Abundância de recursos alimentares	Sim ^{1-3, 7}		Sim ¹²		Sim ¹⁵	
Densidade de árvores de grande porte	Sim ⁶					
Composição florística		Não ⁸				
Altura do dossel ou média dos espécimes arbóreos	Não ¹	Não ⁸	Sim ¹²			
Área basal	Sim ⁶ Não ¹		Não ¹²			

946 1. Anzures-Dadda & Manson [2007]; 2. Cristóbal-Azkarate et al. [2005]; 3. Mandujano et al. [2006]; 4. Arroyo-Rodríguez et al. [2008]; 5.
 947 Mandujano & Estrada [2005]; 6. Arroyo-Rodríguez et al. [2007]; 7. Estrada & Coates-Estrada [1996]; 8. Ribeiro & Bicca-Marques
 948 [2005]*; 9. Chiarello [2003]*; 10. Silva & Bicca-Marques [2013]*; 11. Estrada et al. [2002]; 12. Pozo-Montuy et al. [2011]*; 13. Boyle &
 949 Smith [2010]*; 14. Kowalewski & Zunino [1999]; 15. Zunino et al. [2001]; 16. Gilbert [2003].
 950

951 * Referências não incluídas na tabela original de Arroyo-Rodríguez & Dias [2010].

952 Tabela 2. Características espaciais dos fragmentos de Floresta com Araucária (N=26) e daqueles com ocorrência (N=13) ou sem ocorrência
 953 (N=13) de *Alouatta guariba clamitans*. Diferenças entre fragmentos com registro e sem registro de bugios avaliados pelo teste da Soma de
 954 Postos de Wilcoxon. Significância: * $P_{\text{protegido}} < 0,0029$.

955

Características espaciais	Todos os fragmentos (n=26)		Fragmentos com bugios (n=13)		Fragmentos sem bugios (n=13)		Wilcoxon	
	Mín. - Máx.	Média±d.p. (mediana)	Mín. - Máx.	Média±d.p. (mediana)	Mín. - Máx.	Média±d.p. (mediana)	W	P
Área total (ha)	0,2 - 28,2	8,4±8,6 (4,8)	3,0 - 28,2	15,0±7,5 (12,2)	0,2 - 5,0	1,8±1,6 (0,9)	3,0	<0,0001*
Índice de forma	1,2 - 4,0	2,0±0,7 (2,0)	1,4 - 3,1	2,1±0,5 (2,1)	1,2 - 4,0	1,8±0,8 (1,6)	53,0	0,111
Distância para fragmento/floresta contínua mais próxima (m)	58 - 751	232±187 (159)	62 - 482	228±150 (196)	58 - 751	236±224 (156)	78,0	0,758
Distância para fragmento/floresta contínua mais próxima com bugios (m)	58 - 778	327±241 (279)	62 - 778	297±243 (224)	58 - 751	356±244 (434)	91,5	0,738
Distância para a mata ciliar mais próxima (m)	58 - 4509	1221±1248 (653)	62 - 3496	1319±1206 (937)	58 - 4509	1123±1331 (523)	72,0	0,545
Distância para a estrada mais próxima (m)	0 - 1282	185±280 (51)	0 - 1282	159±369 (12)	5 - 532	208±174 (166)	129,0	0,024
Distância para a rodovia mais próxima (m)	2 - 5327	1734±1595 (1314)	106 - 4068	1355±1245 (1278)	2 - 5327	2112±1855 (1432)	100,0	0,442
Distância para o povoado mais próximo (m)	113 - 4893	2185±1365 (1920)	504 - 3818	2052±1195 (1680)	113 - 4893	2319± 1554 (2011)	92,5	0,701
Índice de proximidade 100 m	0,1 - 1355,6	100,2±274,0 (23,9)	0,1 - 498,3	73,0±132,5 (40,7)	0,1 - 1355,6	127,4±370,5 (19,7)	70,0	0,479

956 Tabela 3. Características da estrutura da vegetação dos fragmentos de Floresta com Araucária (N=26) e daqueles com ocorrência (N=13) e
 957 sem ocorrência (N=13) de *Alouatta guariba clamitans*. Diferenças entre fragmentos com registro e sem registro de bugios avaliados pelo
 958 teste da Soma de Postos de Wilcoxon. Significância: * $P_{\text{protegido}} < 0,0029$.

Características da vegetação	Todos os fragmentos (n=26)		Fragmentos com bugios (n=13)		Fragmentos sem bugios (n=13)		Teste Wilcoxon	
	Mín. - Máx.	Média±d.p. (mediana)	Mín. - Máx.	Média±d.p. (mediana)	Mín. - Máx.	Média±d.p. (mediana)	W	P
Densidade de árvores (ind/ha)	425 - 1045	720±177 (710)	478 - 948	680±151 (704)	425 - 1045	759±197 (744)	108,0	0,243
Densidade de araucárias (ind/ha)	13 - 258	95±73 (75)	18 - 258	141±74 (131)	13 - 99	48±31 (49)	20,0	0,001*
Densidade árvores com DAP≥32 cm (ind/ha)	48 - 247	134±51 (124)	77 - 247	155±56 (152)	48 - 209	113±38 (110)	52,5	0,106
Densidade de árvores com DAP≥60 cm (ind/ha)	0 - 45	12±12 (9)	0 - 45	15±13 (14)	0 - 26	8±10 (14)	58,0	0,178
Densidade de árvores mortas/caídas (ind/ha)	7 - 523	145± 127 (112)	22 - 263	149±76 (151)	7 - 523	142±167 (49)	61,5	0,249
Densidade de árvores Cortadas (ind/ha)	0 - 496	63±107 (35)	7 - 137	48±41 (37)	0 - 496	78±147 (20)	65,0	0,330
Área basal total estimada (m ²)	50 - 10800	3264±3590 (1658)	1627 - 10800	5888±3396 (6982)	50 - 1688	639±629 (529)	83,5	0,980
Área basal total estimada de araucárias (m ²)	3 - 5484	945±1437 (244)	243 - 5484	1815±1629 (1257)	3 - 245	74±81 (48)	80,0	0,840

959 Tabela 4. Resultados dos modelos de regressão logística multivariada com maior poder
 960 de predição para avaliar a influência das características espaciais e da estrutura da
 961 vegetação na probabilidade da ocorrência de *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos
 962 de Floresta com Araucária. K: número de variáveis; AICc: Critério de Informação de
 963 Akaike Corrigido; Δ_i AICc: Delta do Akaike Corrigido; e, w_i : probabilidade de seleção
 964 do modelo (peso da evidência). Abreviaturas dos nomes das variáveis inseridas no
 965 modelo: AREA: área; IP.100: Índice de Proximidade (*buffer* 100 m); ESTRADA:
 966 distância para a estrada mais próxima; D.ARAUC: densidade de árvores de araucárias
 967 (ind./ha); e, D.CORTE: densidade de árvores cortadas (ind./ha). *Modelos que
 968 compõem o conjunto de modelos com 95% de confiança.
 969

Posição dos modelos	Modelo*	K	AICc	Δ_i AICc	w_i
1	AREA + IP.100 + ESTRADA	3	7.80	0,00	0,37*
2	AREA + ESTRADA	2	8.53	0,73	0,26*
3	AREA + IP.100 + ESTRADA + D.CORTE	4	10.50	2,70	0,10*
4	AREA + ESTRADA + D.CORTE	3	10.65	2,85	0,09*
5	AREA + IP.100 + ESTRADA + D.ARAUC	4	10.97	3,17	0,08*
6	AREA + ESTRADA + D.ARAUC	3	11.40	3,60	0,06
7	AREA + ESTRADA + D.ARAUC + D.CORTE	4	13,99	6,20	0,02
8	AREA + IP.100 + ESTRADA + D.ARAUC + D.CORTE	5	14.19	6,39	0,01

970

971 Tabela 5. Parâmetros médios das cinco variáveis preditoras gerados pela regressão
 972 logística multivariada composta por uma série de 32 modelos candidatos a apresentar
 973 maior poder de previsão da ocorrência de *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos de
 974 Floresta com Araucária. β : estimativa dos parâmetros médios (representa a média dos
 975 coeficientes gerados em todos os modelos, ponderada pelas probabilidades de seleção);
 976 *: o sinal (positivo ou negativo) da estimativa indica a direção do efeito da variável
 977 preditora sobre a variável resposta (presença/ausência). Variância incondicional:
 978 representa a variância da média dos coeficientes; N° de modelos: número de modelos
 979 contendo cada variável sobre todos os 32 modelos da série de modelos candidatos; e,
 980 Σw_i : probabilidade de seleção da variável (peso da evidência). Abreviaturas dos nomes
 981 das variáveis inseridas no modelo: AREA: área; IP.100: Índice de Proximidade (*buffer*
 982 100 m); ESTRADA: distância para a estrada mais próxima; D.ARAUC: densidade de
 983 árvores de araucárias (ind./ha); e, D.CORTE: densidade de árvores cortadas (ind./ha).
 984

Variáveis	β^*	Variância incondicional	N° de modelos	Σw_i
INTERCEPTO	0,537	0,023	32	1,000
AREA	0,046	0,000	16	0,999
ESTRADA	-0,094	0,000	16	0,993
IP.100	-0,029	0,001	16	0,567
D.CORTE	-0,000	0,000	16	0,221
D.ARAUC	0,000	0,000	16	0,176

985

986

987 Tabela 6. Análise de Componente Principal (PCA): pesos fatoriais de cinco variáveis da
 988 estrutura da vegetação (não-colineares) no primeiro (PCI) e segundo (PCII) principais
 989 componentes. *Variáveis com maior peso explicativo do componente.
 990

Variável	PCI	PCII	PCIII	PCIV
Densidade de árvores (indiv./m ²)	- 0,533*	-	- 0,240	0,807*
Densidade de <i>A. angustifolia</i> (indiv./m ²)	- 0,107	0,763*	0,284	-
Densidade de árvores com DAP \geq 32 cm (indiv./m ²)	- 0,518*	0,415	-	-0,420
Densidade de árvores cortadas (indiv./m ²)	- 0,533*	- 0,301	-0,412	-0,413
Área basal total estimada (m ²)	- 0,390	- 0,393	0,832*	-
Explicação da variância do componente (%)	0,2	0,2	0,2	0,2

991

992

993 Tabela 7. Análise de relação entre a área dos fragmentos e a qualidade de habitat
 994 (representada pelas PCI, PCII, PCIII e PCIV) avaliados por meio de Regressão Linear
 995 Generaliza (GLM). Significância: * $P_{\text{protegido}} < 0,025$.
 996

Variável	Parâmetro	Erro Padrão	Valor de <i>t</i>	P
Intersepto	0,13	039	0,33	0,75
PCI	-0,02	0,03	-0,47	0,65
Intersepto	-0,59	0,28	-2,06	0,05
PCII	0,07	0,03	2,92	0,007*
Intersepto	-0,22	0,24	-0,92	0,37
PCIII	0,03	0,02	1,31	0,20
Intersepto	0,12	0,23	0,53	0,60
PCIV	-0,015	0,02	-0,76	0,46

997 Tabela 8. Composição social das subpopulações de bugios-ruivos encontrados em 13 fragmentos florestais de Floresta com Araucária no
 998 sul do Brasil. ID: Número de identificação do fragmento; Ni: indivíduos não identificados; SRR: taxa de sucesso reprodutivo; e IFR: taxa
 999 de proporção de imaturos por fêmea.

1000

Nº do fragmento	Área (ha)	Macho adulto	Fêmea adulta	Macho subadulto	Fêmea subadulto	Juvenis	Infantes	Ni	Nº total estimado de indivíduos	Densidade Indv./ha	Nº de grupos	SRR	IFR
11	3,0	1	1				1		3	1	1	1,00	1,00
15	7,1	1	2	1	1	2	2	1	10	1,4	1	1,00	2,00
16	9,8	1	3			1	1	1	7	0,7	1	0,33	0,67
17	9,9	1	2			1	1	2	7	0,7	1	0,50	1,00
18	10,1	1	2	1	1	1	2	1	9	0,9	1	1,00	1,50
19	12,0	1	3			1	1		6	0,5	1	0,33	0,67
20	12,2	3	3	1	1	2	2	1	13	1,1	2	0,67	1,33
21	16,4	2	4		2	4	4	1	17	1,0	2	1,00	2,00
22	18,0	2	7	1		2	3		15	0,8	2	0,43	0,71
23	20,1	2	3			1	2		8	0,4	2	0,67	1,00
24	22,1	3	9	2	1	3	8	1	27	1,2	3	0,89	1,22
25	25,7	2	5	1	1	3	4	3	19	0,7	2	0,80	1,40
26	28,2	2	6	3		6	8		25	0,9	2	1,33	2,33
Total		22	50	10	7	27	39	11	166		21		
Média±d.p.		1,7±0,7	3,8±2,3	1,4±0,8	1,2±0,4	2,2±1,5	3,0±2,4	1,4±0,7	12,8±7,4	0,9±0,3		0,8±0,3	1,3±0,5

1001 Tabela 9. Análise de relação entre área dos fragmentos e a saúde e sucesso reprodutivo
 1002 da população dos fragmentos avaliados por meio de Regressão Linear Generaliza (GLM
 1003 com Erro de Poisson). Significância: * $P_{\text{protegido}} < 0,0125$.
 1004

Variável	Parâmetro	Erro Padrão	Valor de Z	P
Intersepto	1,81	0,23	7,80	<0,0001
Nº estimado de indivíduos/grupo	0,02	0,01	1,39	0,17
Intersepto	1,51	0,21	7,21	<0,0001
Nº estimado de indivíduos/fragmento	0,06	0,01	5,85	<0,0001*
Intersepto	-0,47	0,75	-0,63	0,53
SRR	0,01	0,04	0,30	0,76
Intersepto	-0,01	0,58	-0,02	0,99
IFR	0,02	0,03	0,52	0,60

1005

1006

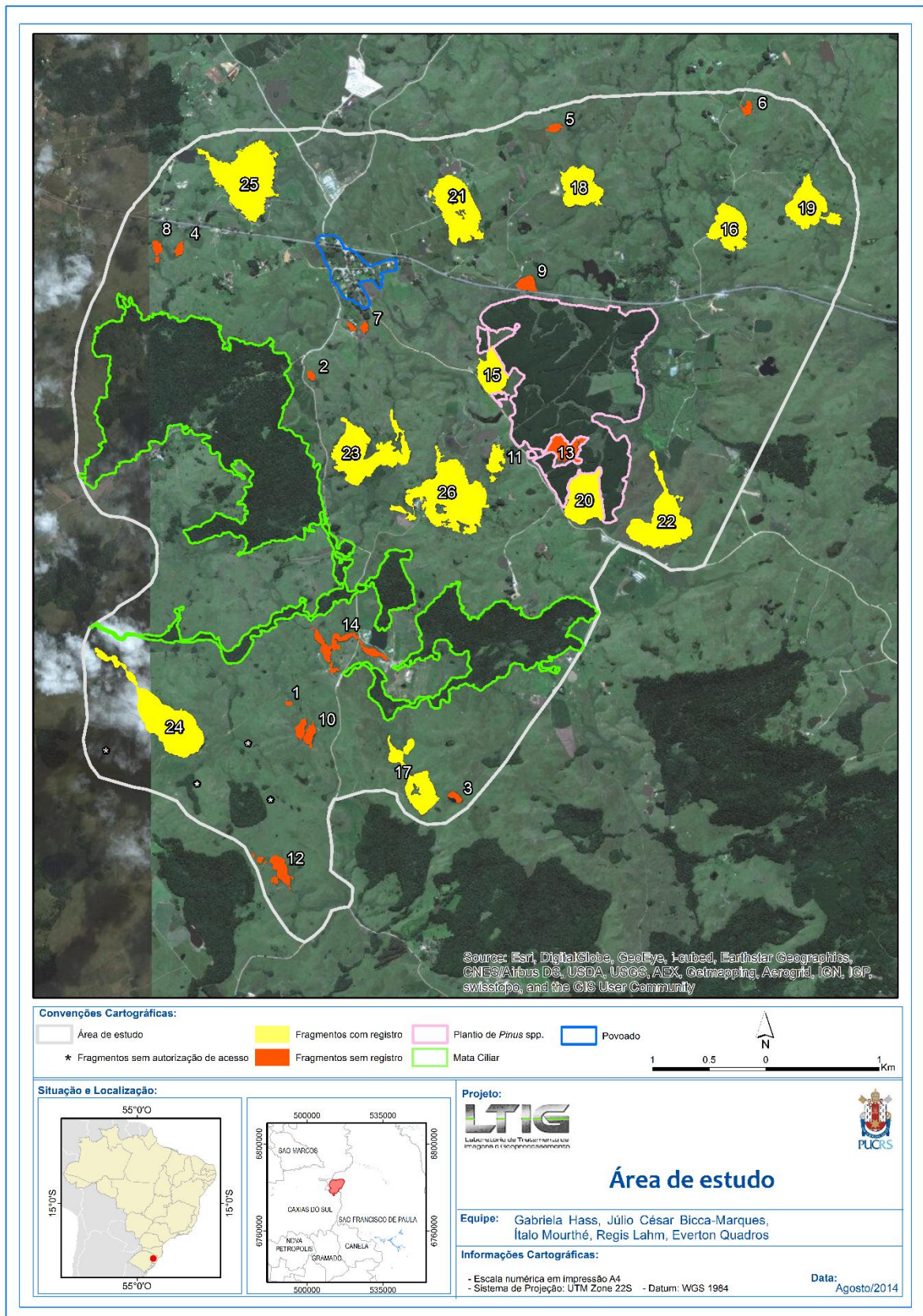
Título das figuras

1007

1008 Figura 1. Imagem de satélite da paisagem de estudo em zona limítrofe dos municípios
1009 Caxias do Sul e São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul mostrando a área de estudo
1010 delimitada em branco (adaptado de Google EarthTM).

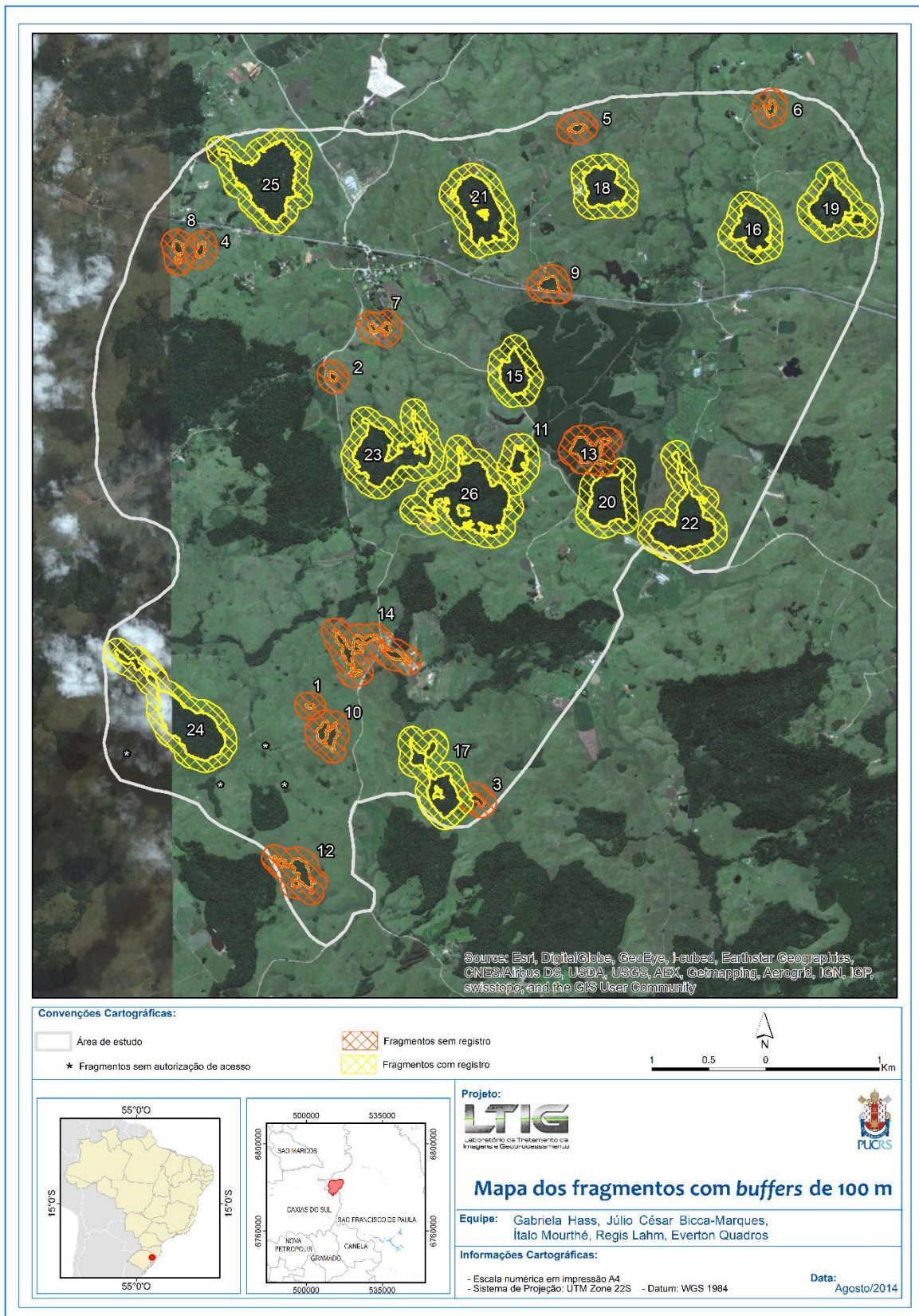
1011

1012 Figura 2. Imagem de satélite da paisagem de estudo em zona limítrofe dos municípios
1013 Caxias do Sul e São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul mostrando a área de estudo
1014 delimitada em branco. Em detalhe, as áreas abrangidas pelos buffers de 100 m para cada
1015 fragmento estudado (adaptado de Google EarthTM).



1016

1017 Figura 1. Hass et al.



1018

1019 Figura 2. Hass et al.

1020 Tabela S1. Esforço de levantamento amostral de *Alouatta guariba clamitans* em 26
 1021 fragmentos de habitat de Floresta com Araucária no sul do Brasil.
 1022

Área (ha)	Nº do fragmento	Total de esforço amostral/fragmento (h)	Esforço médio/mês (h)	Média ± Desvio padrão (h)
0,2	1	6,3	1,1	1,2±0,2, n=8
0,4	2	10,1	1,7	
0,7	3	6,2	1,0	
0,7	4	6,5	1,1	
0,8	6	7,9	1,3	
0,8	5	7,8	1,3	
0,9	7	7,3	1,2	
1,0	8	6,3	1,1	
1,8	9	9,8	1,6	2,6±0,8, n=6
2,6	10	17	2,8	
3,0	11	8,8	1,5	
3,4	12	16,3	2,7	
4,6	13	20,5	3,4	
5,0	14	19,7	3,3	
7,1	15	26	4,3	4,5±0,3, n=6
9,8	16	25,1	4,2	
9,9	17	26	4,3	
10,1	18	25,4	4,2	
12,0	19	30,3	5,1	
12,2	20	27,8	4,6	
16,4	21	24,3	4,1	5,0±0,5, n=6
18,0	22	29,9	5,0	
20,1	23	32,3	5,4	
22,1	24	29,4	4,9	
25,7	25	30,1	5,0	
28,2	26	31,8	5,3	
Total de esforço amostral (h)				932,7

1023