

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Fragmentação florestal, perda de habitat e
ocorrência de primatas na Mata Atlântica**

Flávia Silva Martinelli

Vitória, ES

Abril, 2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Fragmentação florestal, perda de habitat e
ocorrência de primatas na Mata Atlântica**

Flávia Silva Martinelli

Orientador: Dr. Sérgio Lucena Mendes

Dissertação submetida ao Programa de Pós- Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Biologia Animal.

Vitória, ES

Abril, 2014

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

Martinelli, Flávia Silva, 1988-

M385f Fragmentação florestal, perda de habitat e ocorrência de primatas na Mata Atlântica / Flávia Silva Martinelli. – 2014.

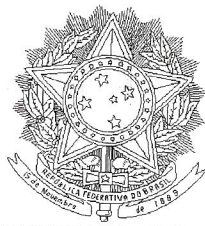
60 f. : il.

Orientador: Sérgio Lucena Mendes.

Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Ecologia das paisagens. 2. Primata. 3. Conservação da natureza. 4. Mata Atlântica - Conservação. I. Mendes, Sérgio Lucena, 1960-. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. III. Título.

CDU: 57



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
MESTRADO E DOUTORADO EM BIOLOGIA ANIMAL

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "Fragmentação florestal, perda de habitat e ocorrência de primatas na Mata Atlântica"

AUTORA: **FLÁVIA SILVA MARTINELLI**

ORIENTADORA: Prof. Dr. SÉRGIO LUCENA MENDES

Aprovada como parte das exigências para obtenção do título de MESTRA EM BIOLOGIA ANIMAL, ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL, pela comissão examinadora:

Assinatura manuscrita de Sérgio Lucena Mendes em tinta azul.

Dr. SÉRGIO LUCENA MENDES
Orientador

Assinatura manuscrita de Valéria Fagundes em tinta azul.

Dra. VALÉRIA FAGUNDES
Membro Interno

Assinatura manuscrita de Adriano Pereira Paglia em tinta azul.

Dr. ADRIANO PEREIRA PAGLIA
Membro Externo

DATA DA REALIZAÇÃO: Vitória, 29 de abril de 2014.

AGRADECIMENTOS

À CAPES pela bolsa e recursos, que viabilizaram a construção desse trabalho. Ao meu professor e orientador, Dr. Sérgio Lucena Mendes, pela paciência! Aos membros da banca, Dr. Adriano Paglia e Dra. Valéria Fagundes, obrigada desde já pelas contribuições e por terem aceitado participar desse momento. A Dra. Karen Strier, pelas pertinentes contribuições.

A Luana Centoducatte, pelas revisões, ajuda em campo e por ter sido minha professora em muitos momentos. A Bruna Pacheco Pina, por ter me ajudado nas coletas de dados. Meu agradecimento especial a Maria Otávia, pelo apoio (e muitas risadas) em campo. Ao Gabriel, por enfrentar os desafios estatísticos comigo!

Ao Dr. Ismal Tressmann e a todas as famílias pomeranas que compartilharam dos seus conhecimentos comigo. Obviamente esse trabalho não existiria se não fossem vocês.

A Karoline Marques e Joana Zorzal, pelas contribuições teóricas, mas mais importante, pelo apoio e companheirismo. A Cintia Corsini, por ter sido minha referência em *Callicebus personatus*!

A Angélica Scaldaferrri pelas contribuições teóricas. A todos os amigos extra-UFES que foram pacientes na minha ausência. A Bruna dos Santos por dividir comigo as angústias e alegrias. A todos membros e ex-membros do LBCV, Arthur, Jardel, André, Cacs, Andressa, Dani e Nathi pela convivência diária muito inspiradora.

Meu muitíssimo obrigado a minha família, pelo apoio incondicional em todos os âmbitos da vida.

SUMÁRIO

RESUMO.....	V
ABSTRACT.....	VI
1. INTRODUÇÃO	1
2. MÉTODOS	6
2.1. ÁREA DE ESTUDO.....	6
2.2. COLETA DE DADOS.....	9
2.3. CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM	12
2.4. ANÁLISE DE DADOS	15
2.4.1. <i>Teste de Mantel e Teste de Correlação de Pearson</i>	15
2.4.2. <i>Regressão simples, múltipla e Seleção de modelos pelo Critério de Informação de Akaike</i>	15
2.4.3. <i>Curva espécie-área</i>	16
3. RESULTADOS.....	17
3.1. CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM	17
3.2. A INFLUÊNCIA DE CARACTERÍSTICAS ESPACIAIS NA OCORRÊNCIA DE PRIMATAS	20
3.2.1. <i>Teste de Mantel e Teste de Correlação de Pearson</i>	20
3.2.2. <i>Curva espécie-área</i>	21
3.2.3. <i>Regressão simples, múltipla e Seleção de modelos pelo Critério de Informação de Akaike</i>	22
4. DISCUSSÃO	28
4.1. RIQUEZA DE ESPÉCIES DE PRIMATAS NA REGIÃO	28
4.1.1. <i>Fragmentos maiores e com forma mais circular contêm maior número de espécies de primatas?</i>	28
4.1.2. <i>A disponibilidade de habitat no entorno de um fragmento influencia positivamente na ocorrência dessas espécies?</i>	28
4.1.3. <i>Elevada fragmentação no entorno de um fragmento possui efeito negativo na ocorrência de primatas?</i>	30
4.2. CONSIDERAÇÕES A RESPEITO DA OCORRÊNCIA DE PRIMATAS NA REGIÃO: ESPÉCIE A ESPÉCIE.....	31
4.2.1. <i>Alouatta guariba</i>	31
4.2.2. <i>Sapajus nigritus</i>	32
4.2.3. <i>Callicebus personatus</i>	33
4.2.4. <i>Callithrix sp.</i>	34
4.2.5. <i>Brachyteles hypoxanthus</i>	35
4.3. CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM	36
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	39
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Primatas da região de estudo e categoria de ameaça de acordo com a Lista Vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza e Recursos Naturais (UICN).....	10
Tabela 2. Métricas calculadas em nível dos fragmentos e da paisagem.	14
Tabela 3. Variáveis da paisagem com os valores da mediana, mínimo e máximo. ..	17
Tabela 4. Relação das características espaciais com dados de ocorrência de espécies de primatas.	18
Tabela 5. Ocorrência dos primatas na região de estudo.....	20
Tabela 6. Valores do coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis preditoras. O asterisco (*) indica as correlações significativas.....	21
Tabela 7. Critério de informação de Akaike para cada modelo de regressão simples e múltipla. Destacados com asterisco (*) os modelos com $\Delta AIC < 2$	25

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização da área de estudo: Santa Maria de Jetibá (ES) ao centro e os municípios vizinhos, onde se concentram os fragmentos de estudo em verde.....8
- Figura 2. Fragmentos florestais da área de estudo e os locais de entrevista. A cor diferente dos fragmentos representa o método de coleta de dados.....11
- Figura 3. Exemplo de *buffer* de 2 km para um dos fragmentos-alvos da área de estudo.14
- Figura 4. Relação entre o tamanho do fragmento e número de espécies de primatas em Santa Maria de Jetibá, seguindo uma função logarítmica $\log(S)=0.06325+0.22861*\log(A)$, sendo A a área dos fragmentos (ha) e S o número de espécies de primatas. $P < 0.05$; $R^2: 0.44$22
- Figura 5. Relação entre número de espécies e porcentagem de habitat na paisagem (%MATA) ($p < 0.05$; $R^2 = 0.46$).....26
- Figura 6. Relação entre tamanho do fragmento-alvo e a ocorrência dos primatas (macaco-prego: $p = 0.040$; saguis: $p = 0.025$; miquiqui: $p = 0.012$; guigó: $p = 0.050$).26
- Figura 7. Relação entre porcentagem de habitat da paisagem e a ocorrência dos primatas (macaco-prego: $p = 0.002$; saguis: $p = 0.020$; guigó: $p = 0.018$).27
- Figura 8. Relação entre número de fragmentos na paisagem e a ocorrência dos miquiquis-do-norte ($p = 0.0528$) e dos saguis ($p = 0.044$).27

RESUMO

Perda de habitat e fragmentação representam ameaças à biodiversidade, responsáveis pela extinção de muitas espécies, e trazem preocupações à conservação global. As espécies possuem uma resposta diversificada a essas ameaças e muitos estudos se propõem em investigar como a biodiversidade é afetada, a fim de propor soluções a esses desafios, apesar de utilizarem poucas variáveis. Pouco se sabe sobre as relações entre características da paisagem e ocorrência de primatas na Mata Atlântica. Para investigar essas relações foram coletados dados de ocorrência em 35 fragmentos florestais através de entrevistas com pomeranos de Santa Maria de Jetibá e dados do Projeto Muriqui – ES para seis espécies: *Alouatta guariba*, *Callicebus personatus*, *Callithrix flaviceps*, *Callithrix geoffroyi*, *Brachyteles hypoxanthus* e *Sapajus nigritus*. Foram levantadas variáveis como tamanho e forma do fragmento florestal, porcentagem de habitat no entorno, área total da paisagem e número de fragmentos totais, dentro de um *buffer* de 2 km, utilizando fotos aéreas de 2008 e Sistema de Informações Geográficas (SIG). Para tentar entender como que essas características influenciam na presença de primatas foram realizadas regressões simples e múltiplas. O número de espécies está positivamente relacionado ao tamanho do fragmento, o que é esperado em estudos de relação espécie-área (SAR). Porcentagem de habitat ao redor do fragmento também contribui para a riqueza no fragmento, enquanto não se obteve nenhuma relação com o número de fragmentos da paisagem. *A. guariba* ocorre em todos os fragmentos, revelando sua plasticidade ecológica, e sua ocorrência não pôde ser correlacionada com nenhuma das variáveis do estudo. A probabilidade de encontrar *B. hypoxanthus* aumenta quanto maior for o tamanho do fragmento e quanto maior for a porcentagem de habitat no entorno. O mesmo foi encontrado para outras espécies que ocorrem na região: *S. nigritus*, *C. personatus* e *Callithrix* spp., por diferentes razões, já que são espécies com características comportamentais e biológicas distintas. Este estudo é pioneiro em relacionar a ocorrência de certas espécies de primatas da Mata Atlântica com métricas da paisagem e disponibiliza uma base de dados importante para medidas de conservação específicas para cada espécie e para estudos futuros que envolvam a paisagem.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem. Conservação. Primatas neotropicais.

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation are threats to biodiversity, which means global conservation concerns, and it is responsible to many species extinction but animal species do not respond to these threats in the same manner. To face this threatening and propose solutions, many studies have focused on analyze the effects of them on biodiversity. However, few variables are used to try to answer how fragmentation affects primates and little is known about relationship between habitat features and primates of southeast Atlantic Forest. We obtained primate data via interviews with local people of Santa Maria de Jetibá countryside and using data from Muriqui – ES Project to investigate the relationships between presence of primates and habitat parameters in 35 forest fragments southern of Brazil. We detected 6 primate species: *Alouatta guariba*, *Callicebus personatus*, *Callithrix flaviceps*, *Callithrix geoffroyi*, *Brachyteles hypoxanthus* and *Sapajus nigritus*. In addition, we assessed fragment size and fragment shape, besides percentage of habitat, surrounding forest area and number of fragments to measure fragmentation inside a 2 km buffer. Fragment metrics were extracted from a 2008 aerial photos using Geographic Information Systems and remote sensing, and then we examined the best predictor to species persistence. We use simple and multiple regressions to investigate what we propose to, and the best models were selected by Akaike Information Criterion. Total species number is correlated with forest size, as expect for species-area relationship (SAR) studies. Percentage of habitat surrounding the fragment also contributes to species richness, in opposite to number of fragments in surrounding area that we used to the measure fragmentation. *A. guariba* was present in all fragments and his occurrence did not correlate with any of the habitat variables assessed, revealing high ecological plasticity. The probability of finding *B. hypoxanthus*, increases as larger is fragment size and the greater the percentage of surrounding habitat. The same was found to *S. nigritus*, *C. personatus* and *Callithrix* spp., probably for different reasons since they are very distinct species. This study contributes is the first study that relates landscape metrics with the occurrence of certain primate species of the Atlantic Forest and provides important baseline data for specific conservation measures for the individual context of each species and for future studies involving the landscape.

Keywords: Landscape Ecology. Conservation. Neotropical primates.

1. Introdução

A transformação dos habitats naturais tem sido intensificada devido às ações antrópicas (JOHNS e SKORUPA, 1987), e esse é um dos principais motivos pelo qual existem graves ameaças à biodiversidade. A perda de habitat e a fragmentação representam uma realidade para as florestas tropicais, em especial para a Mata Atlântica, um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo (MYERS *et al.*, 2000; MITTERMEIER *et al.*, 2004; RIBEIRO *et al.*, 2009; JENKINS *et al.*, 2013), cujas causas de desmatamento foram destacadas por Dean (1996): retirada excessiva de recursos naturais (madeira, frutos, lenha, caça) e a exploração da terra para uso humano (pasto, agricultura e silvicultura), certamente afetando a ocorrência de diversas espécies (MAZEROLLE e VILLARD, 1999). Esse tipo de ameaça foi agravado porque além da maior parte da população brasileira viver na área de abrangência desse ecossistema (JACOBSEN, 2005), também lá se concentram grandes centros industriais e regiões de produção agrícola.

No estado atual de conservação da Mata Atlântica, as unidades de conservação são importantes para compor um cenário futuro mais otimista. De acordo com Ribeiro e colaboradores (2009), restam aproximadamente 11.7% da vegetação original, e como fator agravante, somente 9% desses remanescentes florestais atuais encontram-se protegidos por lei em unidades de conservação públicas de proteção integral e por Reservas Particulares do Patrimônio Natural (GUIMARÃES, 2005; RIBEIRO *et al.*, 2009). E mesmo as áreas protegidas podem não garantir efetivamente a proteção das espécies, considerando a estrutura atual das unidades de conservação brasileiras. Além desse aspecto, outro problema é a constatação que as áreas remanescentes encontram-se extremamente fragmentadas, com a maior parte dos fragmentos de mata somando menos de 100 ha (RANTA *et al.*, 1998; GUIMARÃES, 2005; RIBEIRO *et al.*, 2009).

Um dos fenômenos estudados em paralelo com a fragmentação consiste no chamado efeito de borda. Os fragmentos florestais possuem uma região de contato com a matriz circundante, ou seja, quando houve fragmentação e criou-se uma matriz (seja plantação, área urbana ou qualquer outra alteração), modificou-se a região de contato da floresta com o exterior. Se o entorno do fragmento está

ocupado por plantações, existe uma região de contato entre o fragmento e as plantações. Essa zona de contato é denominada borda, e está sujeita a diferentes fenômenos ecológicos como resumido por Rodrigues e Nascimento (2006): aumento na quantidade de luminosidade (insolação), sujeição às variações de velocidade do vento (FERREIRA e LAURANCE, 1997), queda da temperatura e da umidade relativa do ar e do solo na área da borda (KAPOS *et al.*, 1997), alteração na composição de espécies vegetais (LOVEJOY *et al.*, 1986; LAURANCE *et al.*, 1998), bem como aumento na densidade e entrada de espécies pioneiras, como embaúbas (LAURANCE *et al.*, 2006; MICHALSKI *et al.*, 2007), tais como a proliferação de lianas e bambus. Fragmentos muito pequenos (por ex., de 10 ha) estão mais suscetíveis aos impactos dos efeitos de borda, porque não há distinção entre borda e o centro do fragmento; dessa forma, o fragmento inteiro estará sujeito a esses efeitos. Além do tamanho, a forma do fragmento também possui uma importância relativa na intensidade dos efeitos de borda (LAURANCE e YENSEN, 1991).

Faz-se necessário, também, esclarecer alguns conceitos, já que a fragmentação muitas vezes tem sido confundida com perda de habitat, sendo que esses são fenômenos diferentes: fragmentação relaciona-se ao número de fragmentos, ou seja, há fragmentação quando há um aumento do número de fragmentos em uma paisagem. Paisagem, de acordo com a noção integradora proposta por Metzger (2001), é definida como um “mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação”. Em outras palavras, é uma entidade visual, que depende totalmente do observador, e representa uma área com unidades de “cobertura” ou de “uso e ocupação de território”. Uma região com fragmentos florestais, diferentes cultivos agrícolas e área urbana pode constituir uma paisagem. Assim como um fragmento florestal com certa heterogeneidade também pode ser uma paisagem em si só. O que compõe uma paisagem, portanto, depende da escala determinada pelo observador. A perda de habitat não necessariamente remete à fragmentação, mas sim à diminuição da quantidade de área total de habitat na paisagem (BOSCOLO, 2007). Tanto a perda de habitat quanto a fragmentação são fatores que afetam a biodiversidade, mas os efeitos da perda de habitat estão mais claros do que os efeitos da fragmentação (FAHRIG, 2003). Villard (2002) apontou que os efeitos da fragmentação parecem ser mais difíceis de entender e

transformar em ferramentas de manejo, isso porque eles tendem a variar muito de acordo com o grupo estudado, as escalas espaciais, e os tipos de paisagem e os processos ecológicos. Além disso, efeitos locais como mudanças em características do micro-habitat podem afetar a compreensão da influência da fragmentação na distribuição e abundância das espécies. São efeitos complexos e difíceis de medir e entender, por isso tem sido feito um recente esforço de pesquisa voltada para essa questão. Apesar de a fragmentação ser relatada como um efeito negativo em termos de biodiversidade, quando as espécies são analisadas individualmente ou dentro de grupos, algumas espécies podem se beneficiar da fragmentação ou não serem afetadas em termos de extinção. Espécies que são capazes de usufruir de recursos do entorno do fragmento, como morcegos frugívoros (KALKO, 1998) e macacos-pregos (ROCHA, 2000), podem se beneficiar de fruteiras ou plantações e se tornar mais abundantes em fragmentos do que na floresta íntegra. Assim como espécies que possuem grande capacidade de se deslocar entre fragmentos, mesmo requerendo amplas áreas de vida, como araras ou pássaros do dossel, podem persistir porque se deslocam com facilidade entre fragmentos (LAURANCE e VASCONCELOS, 2009). As características biológicas das espécies, portanto, são um fator importante a ser observado quando pretende-se avaliar os efeitos da fragmentação (LOVEJOY, 2013). As relações ecológicas também merecem atenção, considerando que quando há extinção local de grandes predadores em razão da fragmentação, como felinos ou aves de rapina de grande porte, a perda de um predador da cadeia trófica beneficia as presas em termos populacionais, como pequenos e grandes mamíferos (JORGE, 2008). Em geral espécies com ampla área de vida, que possuem uma dieta mais especializada, ou que são estritamente florestais, em geral necessitam de fragmentos grandes ou de áreas de floresta pouco perturbadas (LAURANCE e VASCONCELOS, 2009).

Em face dos desafios que surgiram diante das ameaças à biodiversidade, nas últimas décadas foram publicados muitos trabalhos que remetem à perda de habitat e fragmentação da paisagem, juntamente com um crescimento substancial nos últimos 10 anos de publicações que incluem os primatas dentro desse contexto (ARROYO-RODRIGUEZ *et al.* 2013). Quatro métricas da paisagem, porém, são utilizadas com mais frequência nesses estudos: tamanho e isolamento do fragmento, atributos da vegetação e borda de floresta. Sendo que a maioria dos estudos avalia

somente uma métrica (área do fragmento é a mais comum). Essa revisão feita por Arroyo-Rodriguez e colaboradores (2013) revela que nenhum trabalho avaliou o efeito da fragmentação sobre os primatas utilizando como métrica o número de fragmentos remanescentes na paisagem, sendo que esta é a mais óbvia mudança na paisagem causada por fragmentação. Além do tamanho do fragmento e de métricas relacionadas à fragmentação, outros fatores importantes para estudos futuros são o grau de isolamento do fragmento em relação a outras populações de primatas, a causa da fragmentação da região, o tipo de intervenção no habitat (a matriz) onde ocorrem os fragmentos e também as ações humanas (como caça) que podem interferir negativamente na ocorrência das espécies (LOVEJOY, 2013).

A região serrana do Espírito Santo possui uma configuração da paisagem interessante para estudos sobre fragmentação. Mais especificamente nos municípios de Santa Maria de Jetibá e de Santa Teresa, ocorrem seis espécies de primatas (MENDES, 1995), em situações de conservação diversas. Os primatas, junto com os pássaros e espécies vegetais lenhosas, são grupos óbvios para estudar as consequências da fragmentação (LOVEJOY, 2013) e perda de habitat (BENCHIMOL e PERES, 2013), por serem sensíveis a tais impactos. Especialmente os primatas neotropicais são um grupo único para testar a influência do tamanho de determinado habitat na quantidade de espécies que ele contém, ou seja, modelos de relação espécie-área (SAR, *Species-Area Relationship*, em inglês) em florestas tropicais fragmentadas (BENCHIMOL e PERES, 2013). Isso porque são estritamente florestais, vivem em grupos facilmente visíveis e variam muito em sua tolerância à fragmentação florestal (HARCOURT e DOHERTY, 2005; MICHALSKI e PERES, 2005). Também são amplamente conhecidos e muito bem estudados (REED e FLEAGLE, 1995), inclusive alguns gêneros como *Alouatta* e *Ateles* aparecem em muitos estudos de fragmentação (RODRÍGUEZ-LUNA *et al.*, 2013), representando grande parte dos dados disponíveis a respeito de vertebrados para qualquer região de floresta tropical (BENCHIMOL e PERES, 2013). Outro fator que assegura a importância de estudar esse grupo é que desempenham papéis importantes na manutenção do ecossistema, por serem dispersores-chave de sementes (LINK e DI FIORE, 2006) e por muitas vezes operarem como espécies-tróficas centrais nas teias alimentares da floresta (TERBORGH, 1983; MARSH, 2003).

Este estudo pretende avaliar quais fatores se relacionam com a ocorrência de primatas na região serrana do Espírito Santo, tanto na escala do fragmento quanto na escala da paisagem, a partir de métricas da paisagem e de dados de presença e ausência de muriquis-do-norte, guigós, saguis-da-serra, saguis-da-cara-branca, macacos-pregos e barbados. Pretende-se testar as hipóteses de que (1) fragmentos maiores e com forma mais circular contém maior número de espécies de primatas; (2) a disponibilidade de habitat no entorno de um fragmento influencia positivamente na ocorrência dessas espécies; e (3) elevada fragmentação no entorno de um fragmento possui um efeito negativo na ocorrência de primatas.

Espera-se contribuir com o aumento do conhecimento a respeito da sensibilidade das espécies à fragmentação e perda de habitat, para ser possível propor mecanismos eficientes para conservação espécie-específica (HENLE *et al.*, 2004).

2. Métodos

2.1. Área de estudo

Os fragmentos amostrados deste estudo se localizam em Santa Maria de Jetibá, 41°02'W - 40°35'W; 19°56'S - 20°13'S (Figura 1), que se situa no domínio fitogeográfico de Mata Atlântica Sub-Montana e Montana (MENDES *et al.*, 2005). Alguns fragmentos periféricos, porém, ultrapassam a divisa de Santa Maria de Jetibá e abrangem os municípios vizinhos de Santa Teresa e Domingos Martins.

A paisagem da região basicamente se constitui de culturas agrícolas (principalmente hortaliças na área de estudo), juntamente com porções de mata que variam entre 1 a 300 ha, além de plantações de eucalipto. Centoducatte (2011) propôs que aproximadamente 27% do território de Santa Maria de Jetibá (19.769 ha), município que abrange a maior parte da área de estudo, se constitui de cultivos agrícolas e cafezal, e que mais da metade de sua área é coberta por florestas secundárias em diferentes estágios de regeneração. É possível que mudanças nas atividades econômicas no município desde 1970 tenham determinado o aumento na porcentagem de mata nas últimas décadas: áreas de baixa aptidão agrícola ou antes utilizadas para atividades pouco rentáveis foram substituídas principalmente por complexos de avicultura, ocorrendo regeneração e ampliação de áreas de conectividade onde anteriormente era pasto e posteriormente foi abandonado (CENTODUCATTE, 2011). Por sua biodiversidade e importância, Santa Maria de Jetibá, de acordo com um estudo realizado pelo Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica (IPEMA, 2011), é uma área prioritária para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica no estado do Espírito Santo, sendo indicada para realização de inventários da flora e outras medidas que visem à conservação local. Também é considerada área prioritária a nível nacional, na categoria de “Extrema importância biológica” (MMA, 2000). No município não existem Unidades de Conservação (ICMBIO, 2014), o que caracteriza um quadro preocupante para as espécies locais, inclusive para as espécies de primatas que ocorrem na região (Tabela 1). Os fragmentos florestais se localizam em propriedades particulares, normalmente como parte da Reserva Legal do proprietário ou constituindo uma Área de Preservação Permanente (APP). Esse tipo de paisagem é característico da

região: fragmentos de florestas concentrados em topos de morro sem conectividade estrutural com outros fragmentos. Também há uma variação grande no tamanho (CENTODUCATTE, 2011). Do total de aproximadamente 1.631 fragmentos florestais, o município possui fragmentos que vão de 1 a 953 ha, sendo que 122 deles (7.48%) são maiores que 50 ha e apenas 59 fragmentos (3.61%) são maiores que 100 ha (CENTODUCATTE, 2011). Mesmo esses fragmentos maiores que 100 ha de Santa Maria de Jetibá ainda são considerados pequenos quando levamos em conta a capacidade de manter populações de grandes mamíferos em longo prazo.

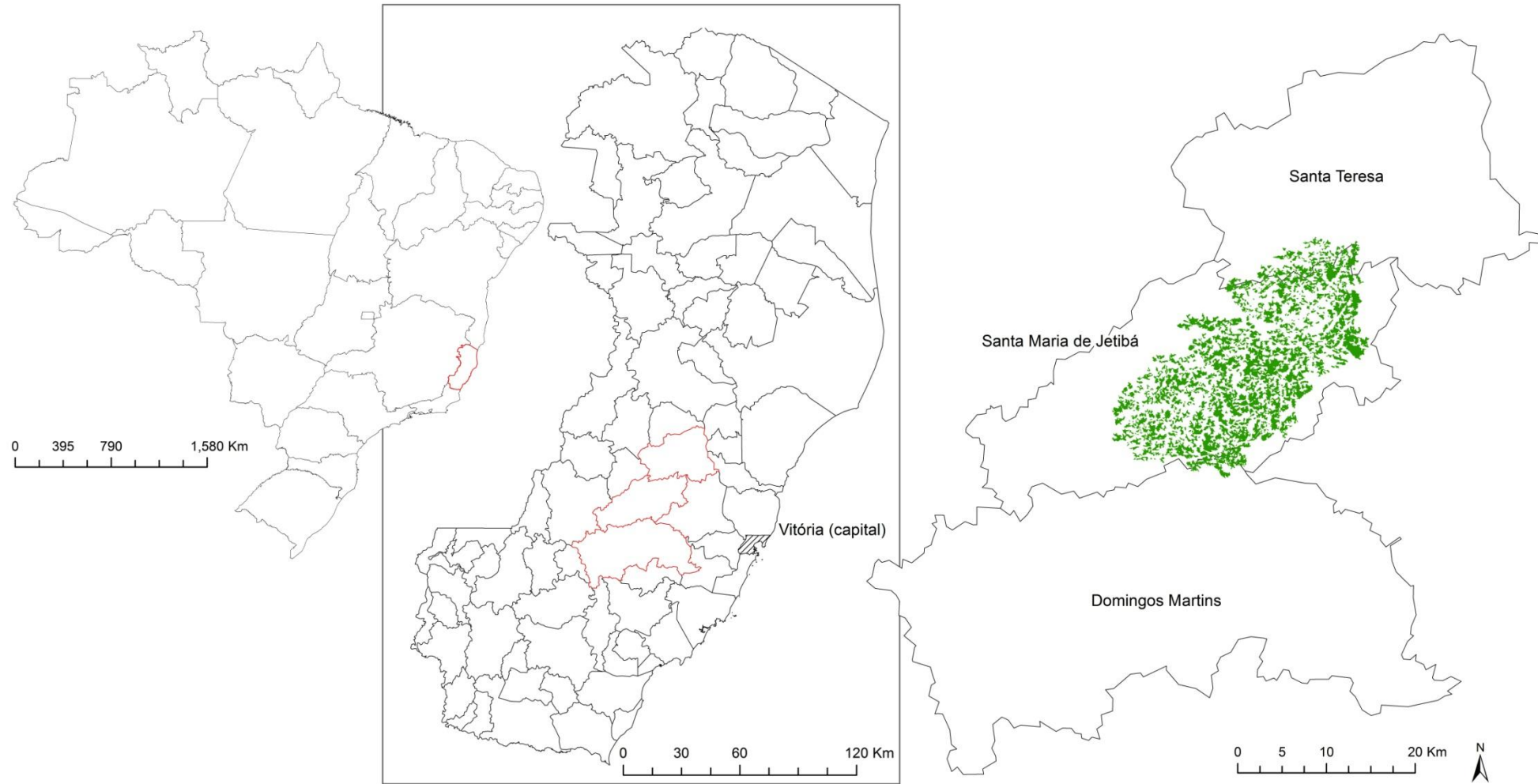


Figura 1. Localização da área de estudo: Santa Maria de Jetibá (ES) ao centro e os municípios vizinhos, onde se concentram os fragmentos de estudo em verde.

2.2. Coleta de dados

Para avaliar a presença de espécies de primatas considerou-se uma paisagem com 505 fragmentos, sendo levantados dados de presença ou ausência de primatas que ocorrem em 35 fragmentos florestais no município de Santa Maria de Jetibá (Tabela 1; Figura 2). Esses fragmentos foram chamados de fragmentos-alvo.

A área total de estudo, constituída dos fragmentos-alvo e dos fragmentos do entorno, também abrange parte dos municípios de Santa Teresa e Domingos Martins. Os dados foram obtidos por meio de entrevistas com proprietários rurais, além de informações cedidas pelo Projeto Muriqui – ES, cujos técnicos de campo identificaram primatas na região por meio de busca ativa.

Os proprietários de terra da área rural de Santa Maria de Jetibá possuem um contato com a mata proporcionado pela manutenção diária de suas plantações, e, por isso, são importantes fontes de informação sobre presença e ausência de primatas. Foram consideradas para análise somente entrevistas com proprietários que moram na mesma localidade há, pelo menos, cinco anos e que demonstravam ter conhecimentos dos primatas que ocorrem nos fragmentos florestais que fazem parte de sua propriedade. Esse conhecimento era demonstrado por meio do reconhecimento de vocalizações e de fotos usadas durante as entrevistas. Foram reproduzidas vocalizações de espécies que são muito características e compreensíveis, como o guigó (*Callicebus personatus*) e o barbado ou bugio (*Alouatta guariba*). Também foram reproduzidas as do muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) quando o proprietário demonstrava que não reconhecia a espécie pela foto. Considerando que os primatas são animais carismáticos e relativamente fáceis de serem observados na natureza (ROCHA e SILVA, 2013), dados de ocorrência desse grupo de animais através de entrevistas podem ser obtidos com alto grau de confiança. As entrevistas foram feitas em quatro campanhas, representadas na Figura 2, totalizando 20 dias e 85 entrevistados. As entrevistas semiestruturadas seguiam um roteiro pré-determinado, mas flexível: as perguntas podiam mudar de acordo com o andamento do diálogo entre entrevistador e entrevistado, em um contexto semelhante ao de uma conversa informal.

Adicionalmente, os dados de presença e ausência de primatas em oito fragmentos de interesse foram cedidos pelo Projeto Muriqui – ES. Apesar do foco do Projeto ser o levantamento e monitoramento populacional de muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), outros primatas da região também fazem parte do registro e da busca dos técnicos de campo. Devido ao nível de conhecimento dos técnicos e que o Projeto existe há 10 anos na região, tais dados são considerados de alta confiabilidade.

Tabela 1. Primatas da região de estudo e categoria de ameaça de acordo com a Lista Vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza e Recursos Naturais (UICN).

Nome popular	Nome científico	Status de ameaça
Guigó ou sauá	<i>Callicebus personatus</i>	Vulnerável
Sagui-da-serra	<i>Callithrix flaviceps</i>	Em perigo
Sagui-da-cara-branca	<i>Callithrix geoffroyi</i>	Pouco preocupante
Barbado ou bugio	<i>Alouatta guariba</i>	Pouco preocupante
Muriqui-do-norte	<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	Criticamente em perigo
Macaco-prego	<i>Sapajus nigritus</i>	Quase ameaçada

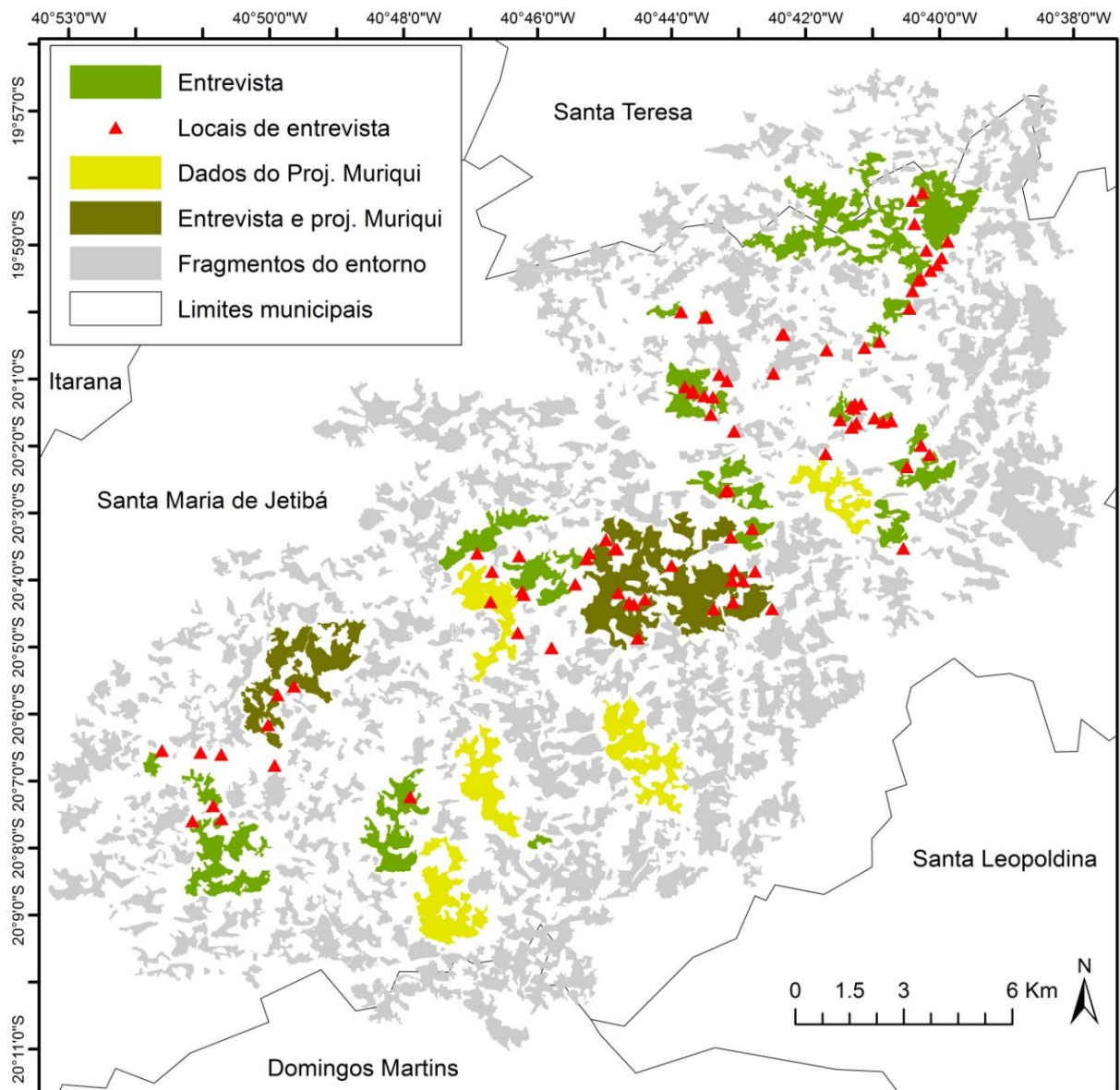


Figura 2. Fragmentos florestais da área de estudo e os locais de entrevista. A cor diferente dos fragmentos representa o método de coleta de dados.

2.3. Caracterização da paisagem

Fotos aéreas de 2008, com resolução espacial de 1 m, cedidas pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente (IEMA) foram utilizadas como base para o mapeamento da região de estudo. A partir de dados de GPS das localidades de entrevista e dos dados de campo do Projeto Muriqui, foi criado um *shapefile*¹ de pontos. Com a localização desses pontos no mapa, foi possível localizar os fragmentos e então mapeá-los (criando um *shapefile* de polígono) com o auxílio do programa *ArcGis* (versão 10.1; ESRI, 2011).

A partir dos *shapefiles* criados durante o mapeamento da área de estudo, foram mensuradas as seguintes métricas: (1) Área do fragmento; (2) Índice de forma do fragmento; (3) Número de fragmentos do entorno; (4) Área total dos fragmentos no entorno; (5) Porcentagem de habitat.

A área dos fragmentos foi mensurada utilizando-se o programa *ArcGis 10.1*. Já a forma do fragmento foi calculada de acordo com Bowen e Burgess (1981), ou seja, a razão de seu perímetro pela circunferência de um círculo com a mesma área, como especificado na fórmula:

$$F = \frac{P}{2\sqrt{\pi A}}$$

Onde F é o índice da forma do fragmento, P é o seu perímetro e A é a área expressada em metros quadrados. Quanto mais o valor de F se aproximar de 1 significa que o fragmento possui forma mais circular (SOARES-FILHO, 1998). Por meio desse índice podemos saber se os fragmentos possuem forma alongada ou circular, para posteriormente entender como esse parâmetro, que está diretamente relacionado ao efeito de borda, influencia na presença de populações de primatas da região.

¹ O *shapefile* é um formato de arquivo contendo dados geoespaciais em forma de vetor utilizado por Sistemas de Informações Geográficas (SIG), podendo ter a forma de ponto, polígono ou linha.

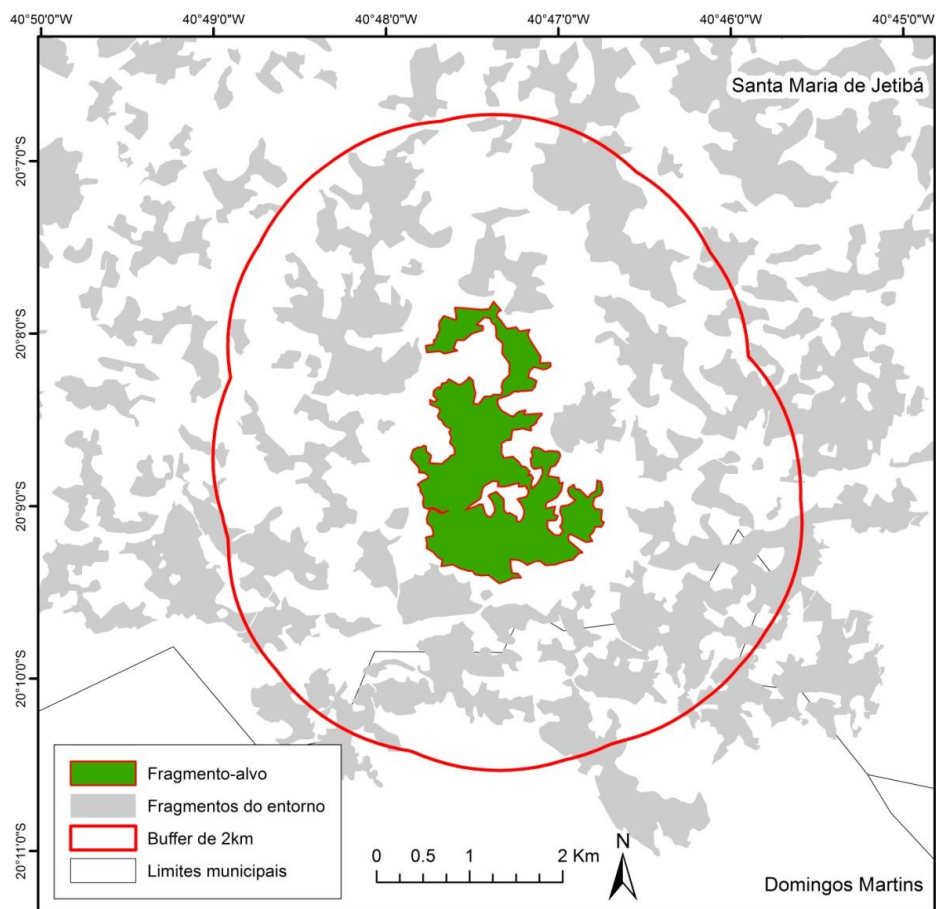
Os fragmentos do entorno dos fragmentos-alvos também foram identificados e mapeados, com a finalidade de realizarmos análises que envolvam também a paisagem (Tabela 2). No total, foram analisados 35 fragmentos-alvos, com fragmentos do entorno delimitados por um *buffer*.

O *buffer*, uma área delimitada ao redor dos fragmentos-alvos contendo outros fragmentos, foi criado automaticamente a partir da ferramenta *Buffer Wizard* do programa *ArcGis 10.1*. Para este estudo delimitou-se um *buffer* de 2 km, baseado em Centoducatte (2011), mas adaptado a este trabalho, a partir do limite externo do fragmento, como mostrado na Figura 3. As métricas calculadas em nível de paisagem foram: Número de fragmentos do entorno, como forma de quantificar a fragmentação; Área total dos fragmentos, ou seja, a soma da área total dos fragmentos incluindo os fragmentos-alvos; e a porcentagem de habitat, representada pela quantidade relativa de área de habitat dentro da delimitação do *buffer*.

Foi escolhida essa metodologia de criação de *Buffer* a partir da extremidade do fragmento, e não a partir do centróide, por entender que a disparidade de tamanho entre fragmentos-alvos poderia levar a um problema posterior quando fôssemos analisar a quantidade de área total dentro do *buffer* e o número de fragmentos do entorno. Isso afetaria particularmente as análises do entorno dos fragmentos maiores.

Tabela 2. Métricas calculadas em nível dos fragmentos e da paisagem.

Nível	Métricas (variável)	Programa utilizado
Fragmento	Área	<i>ArcGis 10.1</i>
Fragmento	Forma	<i>Microsoft Excel</i>
Paisagem	Densidade de habitat, número de fragmentos e área total	<i>ArcGis 10.1</i>

Figura 3. Exemplo de *buffer* de 2 km para um dos fragmentos-avos da área de estudo.

2.4. Análise de dados

2.4.1. Teste de Mantel e Teste de Correlação de Pearson

A primeira etapa da análise de dados foi observar alguns fatores que poderiam influenciar os resultados posteriormente durante as análises de regressão logística. Um desses fatores foi determinar se os fragmentos-alvos localizados próximos uns dos outros dentro da região de estudo também possuíam uma composição de espécies semelhante para verificar se existe ou não uma dependência espacial em dados ecológicos. Essa análise foi feita por meio do teste de Mantel (MANTEL, 1967) baseado em 999 permutações, que utilizou a distância euclidiana entre o ponto central de cada um dos 35 fragmentos-alvo e uma matriz de dissimilaridade de Jaccard.

Com o objetivo de analisar se havia correlação entre as variáveis preditoras (métricas da paisagem) foi utilizado o teste de correlação de Pearson. No caso de correlação forte entre duas variáveis ($r > 0.7$), escolheu-se uma delas para análises posteriores de regressão múltipla. As métricas (variáveis preditoras) que não possuíam correlação e que foram analisadas como tendo uma relação significativa com as variáveis-respostas foram então incluídas em análises de regressões múltiplas.

2.4.2. Regressão simples, múltipla e Seleção de modelos pelo Critério de Informação de Akaike

Para observar a relação entre presença/ausência de cada uma das espécies e métricas da paisagem foram utilizados modelos lineares generalizados de regressão logística. Esse tipo de análise é comum para estudos de presença-ausência (YSEBART *et al.* 2002; SILVA e BICCA-MARQUES, 2013). Para a relação entre as variáveis preditoras e a riqueza de espécies, foram utilizadas regressões lineares simples.

Essas análises foram realizadas com o auxílio do R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2013), que é uma linguagem e um ambiente de desenvolvimento integrado para cálculos estatísticos e gráficos. Quando não era encontrada uma relação

significativa entre uma variável preditora (ou explicativa) e a variável-resposta ($p > 0.05$), então ela era excluída das análises de regressão múltipla.

Foram feitas análises de regressões múltiplas com o método *backward* e *stepwise* de remoção sequencial de variáveis (HOSMER e LEMESHOW, 2000; HARREL, 2001). A partir desses resultados, foi possível construir modelos de regressão logística, considerando somente variáveis significativas. Os modelos com menos resíduos (modelos mais adequados) foram selecionados de acordo com o valor mais baixo do Critério de Informação de Akaike (AIC) (BURNHAM e ANDERSON, 2002).

Os modelos mais adequados foram selecionados de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC), que expressa a contribuição relativa do modelo para explicar o padrão observado (BURNHAM e ANDERSON, 2002). De acordo com essa abordagem, o modelo com menor valor de AIC é o que se ajusta melhor aos dados, e, ou seja, melhor explica o padrão observado de dados. Modelos com AIC que diferem em menos que duas unidades ($\Delta AIC < 2$) também são considerados modelos adequados e igualmente plausíveis de explicar as relações analisadas (BURNHAM e ANDERSON, 2002).

2.4.3. Curva espécie-área

Já para relacionar riqueza de espécies de primatas com a métrica área do fragmento, criou-se uma curva espécie-área por meio da função simples $S = cA^z$ (S representa o número de espécies, A é a área do fragmento e c e z constantes). Essa função se assemelha a uma linha reta quando os dados são logaritmizados:

$$\log(S) = \log(c) + z \cdot \log(A)$$

As duas espécies de *Callithrix* do estudo (*C. geoffroyi* e *C. flaviceps*) foram analisadas conjuntamente, por serem primatas muito próximos morfológica e ecologicamente. Essas espécies têm distribuições geográficas parapátricas, havendo uma zona de contato em parte de nossa área de estudo, inclusive com a presença de híbridos, o que dificulta sua análise como táxons distintos (MENDES, 1993, 1997). Além disso, os entrevistados demonstraram certa dificuldade ao tentar distinguir as duas espécies.

3. Resultados

3.1. Caracterização da paisagem

As métricas da paisagem podem ser observadas na Tabela 3. Os fragmentos-alvo da paisagem variam em tamanho de 1 a 491 ha. O índice para forma varia de 1.12 a 7.16, sendo que quanto mais próximo de 1, mais o fragmento-alvo se aproxima de uma forma circular. O mínimo de fragmentos no entorno do fragmento-alvo foi de 22 fragmentos, sendo o máximo de 84 fragmentos. Já a soma da área dos fragmentos do entorno variou de 613 a 2.949 ha, enquanto que, se incluirmos o fragmento-alvo nessa soma, a variação vai de 615 a 3.439 ha.

Tabela 3. Variáveis da paisagem com os valores da mediana, mínimo e máximo.

Variável	Mínimo	Mediana	Máximo
Área do fragmento-alvo (ha)	1	62	491
Forma do fragmento-alvo	1.12	2.65	7.16
Número de fragmentos total	22	41	84
Área total da paisagem (ha)	278	816	2063
Porcentagem de habitat na paisagem (%)	20	35	51

Os dados de presença ou ausência de diferentes espécies de primatas em cada fragmento-alvo estão representados na Tabela 4, junto com todas variáveis calculadas para os fragmentos individualmente e para a paisagem. Por meio dessa tabela é possível observar alguns aspectos: o barbado está presente em todos os fragmentos-alvos. Junto com o guigó, são os primatas de maior ocorrência na região (Tabela 5). Muriqui-do-norte e sagui-da-cara-branca ocorrem em 8 fragmentos cada, enquanto que o sagui-da-serra e o macaco-prego possuem uma distribuição parecida em termos de quantidade (16 e 15 fragmentos, respectivamente). As duas espécies de saguis ocorrem em 23 fragmentos no total, sendo que em um desses fragmentos (nº 24, Tabela 4) essas espécies ocorrem juntas.

Tabela 4 (continua). Relação das características espaciais com dados de ocorrência de espécies de primatas.

DADOS A RESPEITO DOS FRAGMENTOS			DADOS A RESPEITO DAS ESPÉCIES						DADOS A RESPEITO DA PAISAGEM			
ID	AF	FF	MP	B	S	MU	G	Fonte dos dados	NEP	ATP	NTF	%MATA
1	1.36	1.46						Entrevista	1	278.51	39	20.35
2	3.84	1.70			CB			Entrevista	2	491.12	22	34.42
3	6.00	1.32						Entrevista	1	347.16	36	23.44
4	8.20	1.12			DS			Entrevista	3	536.14	41	36.07
5	12.77	1.29						Entrevista	2	559.92	26	35.63
6	12.83	1.64			DS			proj. Muriqui	4	670.31	25	41.64
7	16.47	1.92						Entrevista	1	535.81	31	31.04
8	16.94	2.65						Entrevista	1	444.26	44	26.13
9	18.04	1.60						Entrevista	2	504.62	48	30.43
10	19.95	2.05						Entrevista	3	813.73	24	46.80
11	20.35	1.83						Entrevista	2	492.48	29	29.37
12	21.58	1.77						Entrevista	2	588.20	30	34.01
13	22.53	2.36			CB			Entrevista	2	424.54	44	24.01
14	30.62	1.79			CB			Entrevista	2	522.38	42	29.45
15	30.83	1.58			DS			Entrevista	4	815.96	25	45.27
16	38.13	3.15			CB			Entrevista	2	655.91	52	33.07
17	49.12	1.91			DS			Entrevista	3	900.74	27	45.46
18	61.96	2.75			DS			Entrevista	3	723.34	38	34.22
19	66.62	2.68						Entrevista	2	845.71	36	38.66

ID=Número de Identificação do Fragmento; AF=Área do Fragmento; FF=Forma do fragmento; MP=Macaco-Prego; B=Barbado; S=Sagui (CB=Sagui-da-cara-branca e DS=Sagui-da-serra); MU=Muriqui; G=Guigó; NEP(riqueza)=Número de Espécies de Primatas; ATP=Área Total da Paisagem; NTF=Número total de Fragmentos; %MATA= porcentagem de habitat dentro do *buffer*. Verde representa presença da espécie, e cinza, ausência.

Tabela 4 (continuação). Relação das características espaciais com dados de ocorrência de espécies de primatas.

DADOS A RESPEITO DOS FRAGMENTOS			DADOS A RESPEITO DAS ESPÉCIES							DADOS A RESPEITO DA PAISAGEM		
ID	AF	FF	MP	B	S	MU	G	Fonte dos dados	NEP	ATP	NTF	%MATA
20	77.64	2.56			DS			Entrev./proj. Muriqui	4	992.21	38	43.75
21	106.99	3.94						Entrevista	2	959.45	39	36.53
22	108.87	2.40						Entrevista	2	662.50	42	27.69
23	129.50	2.86			DS			Entrevista	5	1103.83	51	38.58
24	136.39	4.02			HB			proj. muriqui	5	950.28	52	33.87
25	190.24	3.05			DS			proj. Muriqui	5	1266.75	46	40.93
26	192.08	4.21			CB			Entrevista	2	1131.31	50	35.89
27	193.61	3.42			DS			Entrev./proj. Muriqui	4	1256.93	60	38.43
28	202.72	2.71			CB			Entrevista	3	1083.70	47	38.63
29	217.42	4.62			DS			Entrevista	3	1057.91	77	32.90
30	255.42	3.79			DS			proj. Muriqui	4	1445.85	35	44.28
31	258.45	4.37			DS			proj. Muriqui	4	1608.29	51	46.33
32	316.11	3.53			DS			Entrevista	5	1707.85	35	51.38
33	344.35	5.58			DS			Entrev./proj. Muriqui	5	1305.24	80	31.73
34	420.76	7.16			CB			Entrevista	3	1744.81	84	34.81
35	490.60	5.34			DS			Entrevista	5	2063.05	63	44.03

ID=Número de Identificação do Fragmento; AF=Área do Fragmento; FF=Forma do fragmento; MP=Macaco-Prego; B=Barbado; S=Sagui (CB=Sagui-da-cara-branca e DS=Sagui-da-serra); MU=Muriqui; G=Guigó; NEP(riqueza)=Número de Espécies de Primatas; ATP=Área Total da Paisagem; NTF=Número total de Fragmentos; %MATA= porcentagem de habitat dentro do *buffer*. Verde representa presença da espécie, e cinza, ausência.

Tabela 5. Ocorrência dos primatas na região de estudo.

Espécie	Número de fragmentos	Ocorrência
Macaco-prego	15	42.8 %
Barbado	35	100 %
Sagui-da-serra	16	45.7 %
Sagui-da-cara-branca	8	22.8 %
Saguis (total)	23	65.7%
Guigó	22	62.8 %
Muriqui-do-norte	8	22.8 %

3.2. A influência de características espaciais na ocorrência de primatas

3.2.1. Teste de Mantel e Teste de Correlação de Pearson

Os resultados do cálculo para verificar se as variáveis preditoras estão correlacionadas se encontram na Tabela 6. Esse cálculo demonstrou que as variáveis com maior correlação entre si foram Área do fragmento (AF) e Área total da paisagem (ATP). Por isso, a variável Área total da paisagem não foi utilizada nas análises de regressão, considerando que a porcentagem de habitat na paisagem (%MATA) pode ser uma variável mais explicativa. A variável Forma do fragmento (FF) também está fortemente correlacionada com as outras ($r > 0.70$), e por este motivo, não foi utilizada nas análises de regressão. A variável Número Total de Fragmentos (NTF), a única que consiste em uma medida direta da fragmentação, apesar de ser altamente correlacionada com Área do Fragmento, foi usada para análises posteriores (evitando-se usar modelos com Área do Fragmento junto com essa variável), na tentativa de se medir os efeitos da fragmentação sobre presença de espécies.

O resultado do teste de Mantel demonstrou que, na escala desse estudo, a variação de ocorrência de espécies não apresenta dependência espacial ($r = 0.06$; $p > 0.08$), ou seja, a composição de espécies não é afetada pela posição do fragmento na

região, o que significa que fragmentos florestais próximos não possuem composição de espécies semelhante.

Tabela 6. Valores do coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis preditoras. O asterisco (*) indica as correlações significativas.

	NTF	AF	FF	%mata
ATP	0.535	0.940*	0.812*	0.658
NTF		0.709*	0.817*	-0.145
AF			0.889*	0.393
FF				0.214

ATP: área total da paisagem; NTF: Número total de Fragmentos; AF: Área do fragmento-alvo; FF: Forma do fragmento-alvo.

3.2.2. Curva espécie-área

O primeiro fator analisado foi a influência da área do fragmento-alvo na quantidade de espécies. Houve uma relação positiva entre o tamanho dos fragmentos e o número de espécies de primatas ($p < 0.05$). Essa relação, conhecida como relação espécie-área, pode ser visualizada na Figura 4. Observa-se, no entanto, que essa variável não é tão explicativa quanto esperávamos ($R^2 = 0.44$), ou seja, somente 44% dos dados de presença das espécies conseguem ser explicados pelo tamanho do fragmento-alvo.

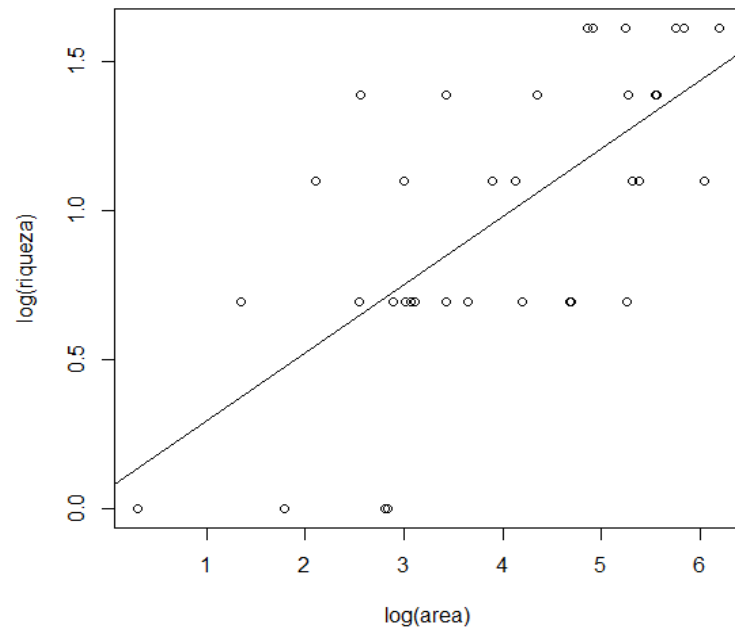


Figura 4. Relação entre o tamanho do fragmento e número de espécies de primatas em Santa Maria de Jetibá, seguindo uma função logarítmica $\log(S)=0.06325+0.22861*\log(A)$, sendo A a área dos fragmentos (ha) e S o número de espécies de primatas. $P < 0.05$; $R^2 = 0.44$.

3.2.3. Regressão simples, múltipla e Seleção de modelos pelo Critério de Informação de Akaike

3.2.3.1 Porcentagem de habitat x Riqueza de espécies

A quantidade de habitat dentro da paisagem, representada pela porcentagem total de habitat na paisagem, influencia positivamente a riqueza de espécies de primatas na região de estudo ($p < 0.05$; $R^2 = 0.46$), apesar de somente 46% essa ocorrência ser explicado por essa relação (Figura 5).

3.2.3.2 Número total de fragmentos x Riqueza de espécies

A partir da análise da influência do número total de fragmentos na paisagem, que indica o grau de fragmentação do entorno, sobre o número de espécies, observou-se que não existe relação significativa ($p > 0.05$; $R^2 = 0.09$), e os dados não podem ser aproximados por um modelo linear.

3.2.3.3 Tamanho do fragmento x Presença de determinada espécie

Quando as espécies foram analisadas separadamente, foi desconsiderado o barbado (*Alouatta guariba*) das análises, porque essa espécie ocorre em todos os fragmentos analisados na região de estudo.

Em relação à ocorrência de saguis (*Callithrix sp.*), guigós (*Callicebus personatus*), muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) e macacos-prego (*Sapajus nigritus*), percebe-se que todos possuem uma resposta positiva frente ao tamanho do fragmento (Figura 6; $p \leq 0.05$), o que significa que quanto maior o fragmento maior a probabilidade de encontrar essas espécies.

3.2.3.4 Porcentagem de habitat x Presença de determinada espécie

Quando a métrica porcentagem de habitat é considerada, observa-se que ela prediz a ocorrência de todas as espécies (Figura 7), existindo uma correlação positiva indicando que quanto maior a quantidade de habitat maior a probabilidade de encontrar as espécies de primatas da região.

3.2.3.5 Número de fragmentos x Presença de determinada espécie

Os saguis e o muriqui-do-norte são primatas cuja ocorrência aparentemente possui uma resposta positiva diante da variação do número de fragmentos na paisagem, ou seja, diante do aumento do grau de fragmentação ($p < 0.05$; Figura 8), enquanto que para as outras espécies não foi encontrada nenhuma relação.

3.2.3.6 Seleção de modelos pelo Critério de Informação de Akaike (AIC)

Os modelos regressão simples e múltipla se encontram na Tabela 7, junto com os valores do Critério de Informação de Akaike (AIC) e a diferença entre o valor de AIC de determinado modelo e o menor valor observado para aquela variável resposta. Os modelos mais adequados se encontram destacados na tabela com um asterisco.

Apesar de todas variáveis consideradas nesta etapa possuírem uma relação positiva e serem significativas para a ocorrência das espécies, nove modelos foram selecionados como os mais adequados, ou seja, que são mais explicativos para as relações observadas entre as variáveis preditoras e as variáveis respostas.

A riqueza de espécies é influenciada pela área do fragmento e a porcentagem de habitat ($p < 0.05$) e 58% dos dados de riqueza são explicados por essas duas variáveis juntas.

A relação entre a porcentagem de habitat e a ocorrência de macaco-prego foi o modelo mais adequado para análises relacionadas a essa espécie, enquanto que para os saguis foram considerados dois modelos de análise: o que leva em consideração a influência da área do fragmento e o que considera o número total de fragmentos junto com a porcentagem de mata (Tabela 7).

Para o guigó, tanto a área do fragmento, quanto a porcentagem de habitat no entorno do fragmento-alvo são variáveis que explicam adequadamente a ocorrência dessa espécie. A única espécie em que mais de dois modelos podem explicar adequadamente sua ocorrência foi o miqui-do-norte. Um desses modelos, inclusive, envolve fragmentação (representada pelo número total de fragmentos), que foi considerada no modelo junto com a porcentagem de mata. Os efeitos da área do fragmento e a influência conjunta de duas variáveis (porcentagem de mata e área do fragmento) para a ocorrência dessa espécie também são análises consideradas adequadas.

Tabela 7. Critério de informação de Akaike para cada modelo de regressão simples e múltipla. Destacados com asterisco (*) os modelos com $\Delta AIC < 2$.

Modelo	Variável resposta	Variável preditora	AIC	ΔAIC
1	Riqueza	AF	106.00	14.2
2	Riqueza	%MATA	100.94	9.15
3*	Riqueza	AF+%MATA	91.79	0
4	Macaco-prego	AF	46.57	13.87
5*	Macaco-prego	%MATA	32.70	0
6	Macaco-prego	AF+%MATA	37.58	4.88
7*	Saguis	AF	37.51	0
8	Saguis	%MATA	41.87	4.36
9	Saguis	NTF	43.14	5.63
10	Saguis	AF+%MATA	43.13	5.62
11*	Saguis	NTF+%MATA	38.60	1.09
12*	Guigó	AF	44.41	1.66
13*	Guigó	%MATA	42.75	0
14	Guigó	AF+%MATA	46.92	2.51
15*	Muriqui	AF	33.38	0
16	Muriqui	%MATA	37.59	4.21
17	Muriqui	NTF	37.41	4.03
18*	Muriqui	AF+%MATA	35.41	2.03
19*	Muriqui	NTF+%MATA	35.24	1.86

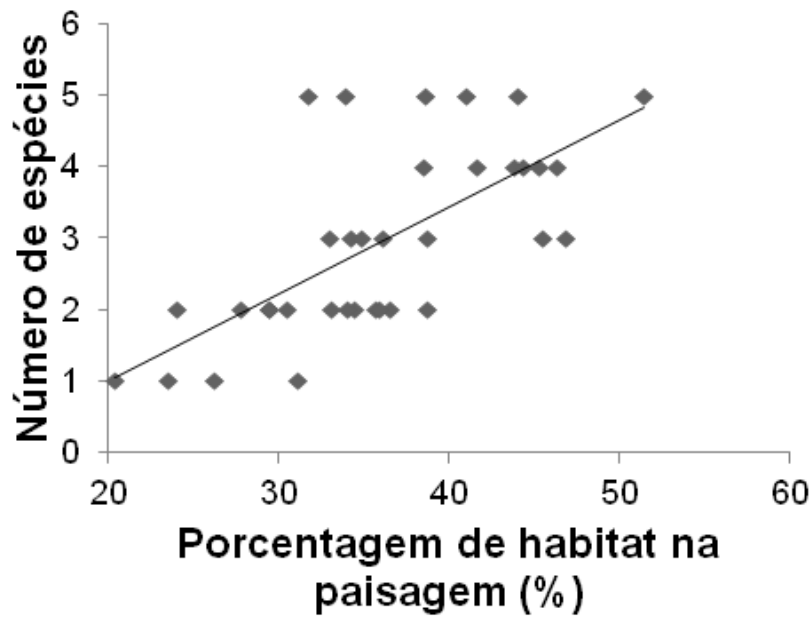


Figura 5. Relação entre número de espécies e porcentagem de habitat na paisagem (%MATA) ($p < 0.05$; $R^2 = 0.46$).

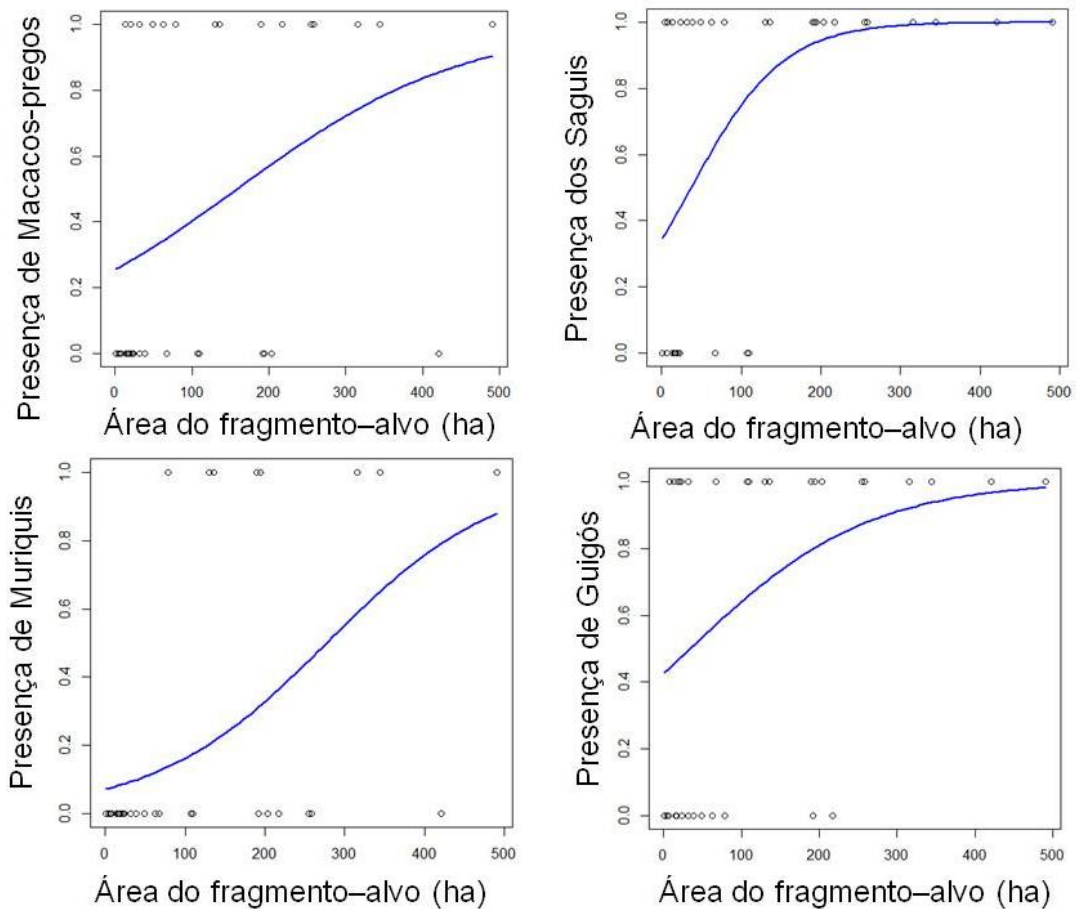


Figura 6. Relação entre tamanho do fragmento-alvo e a ocorrência dos primatas (macaco-prego: $p = 0.040$; saguis: $p = 0.025$; muriqui: $p = 0.012$; guigó: $p = 0.050$).

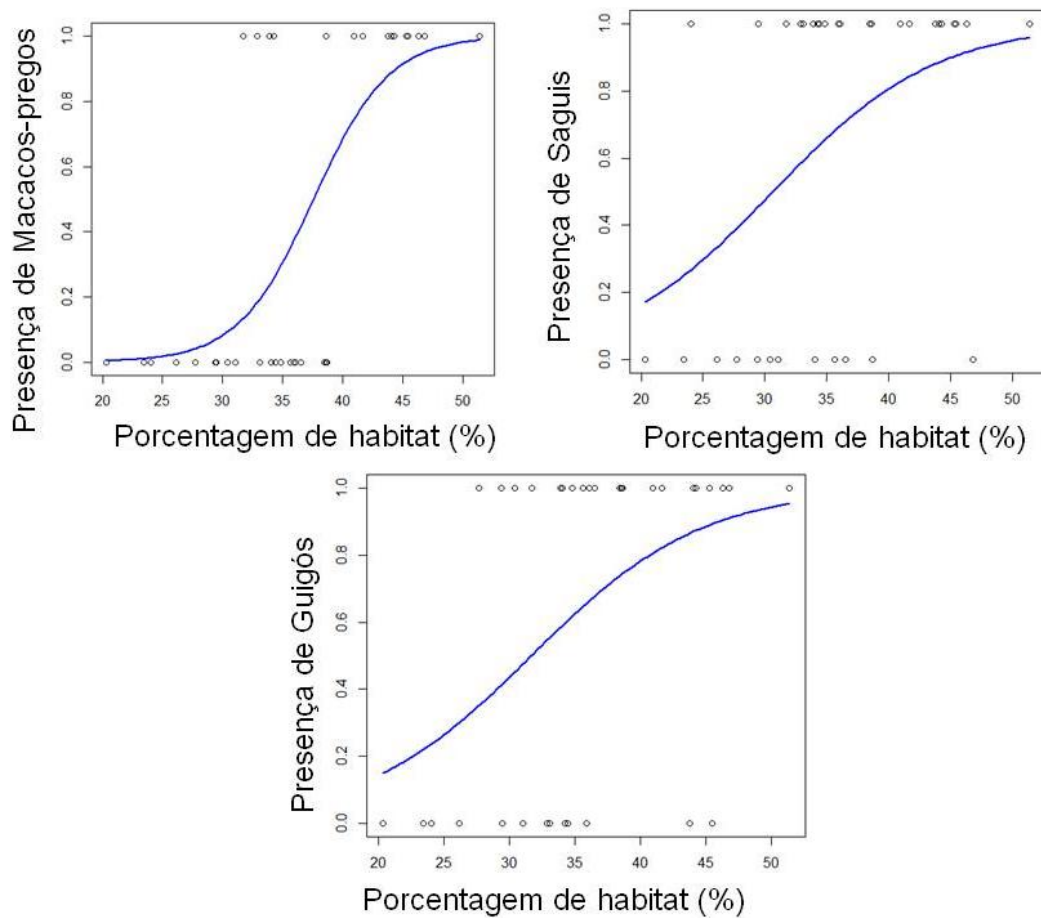


Figura 7. Relação entre porcentagem de habitat da paisagem e a ocorrência dos primatas (macaco-prego: $p = 0.002$; saguis: $p = 0.020$; guigó: $p = 0.018$).

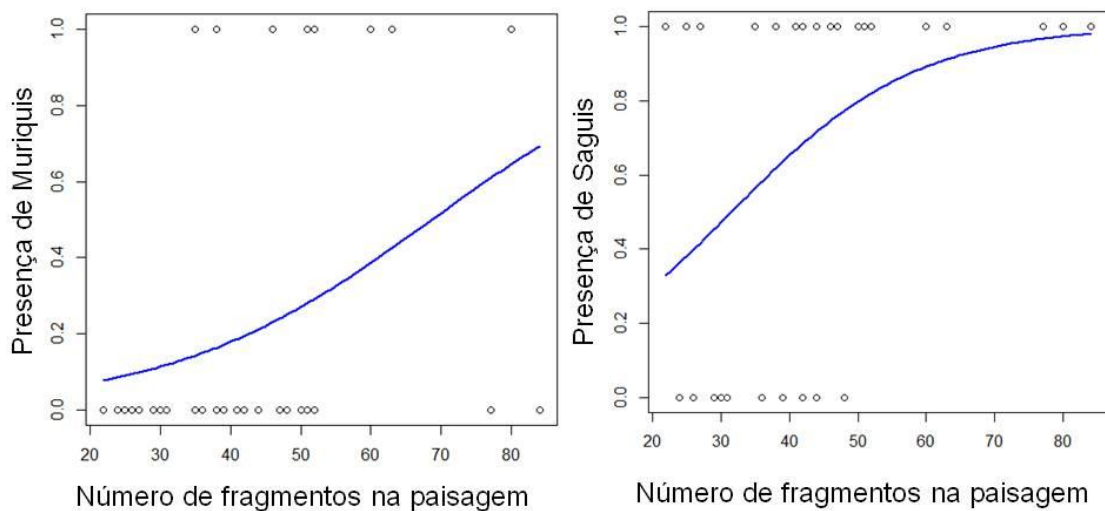


Figura 8. Relação entre número de fragmentos na paisagem e a ocorrência dos muriquis-do-norte ($p = 0.0528$) e dos saguis ($p = 0.044$).

4. Discussão

4.1. Riqueza de espécies de primatas na região

4.1.1. Fragmentos maiores e com forma mais circular contêm maior número de espécies de primatas?

Apesar de estudos de relação espécie-área com primatas serem relativamente comuns em escala global e também na região amazônica (MICHALSKI e PERES, 2005; BOYLE e SMITH, 2010; PRIST *et al.*, 2012; BENCHIMOL e PERES, 2013), poucos estudos foram feitos para a Mata Atlântica.

Os resultados deste estudo demonstram uma clara relação positiva do efeito da área do fragmento na riqueza de espécies de primatas para a região, corroborando a hipótese inicial do trabalho. Estudos envolvendo primatas e regiões fragmentadas, mesmo em escalas maiores, revelam a mesma tendência positiva nas investigações de relação espécie-área (GILBERT, 2003; HARCOURT e DOHERTY, 2005; BENNET e SAUNDERS, 2010; BENCHIMOL e PERES, 2013), ou seja, quanto maior a área do fragmento, maior a quantidade de espécies de primatas que podem ser encontrados nele. Isso também ocorre quando são considerados outros grupos taxonômicos, sendo a área do fragmento a variável preditora mais significativa para presença de espécies para todos os táxons (DRINNAN, 2005). A importância do tamanho do fragmento para a presença dos primatas se relaciona ao fato de que fragmentos maiores são compostos por maior diversidade estrutural da vegetação, o que permite que mais espécies possam persistir nesse tipo de habitat (SCHWARZKOPF e RYLANDS, 1989). Os fragmentos de tamanho grande também possuem uma capacidade de suporte maior, o que significa que são mais adequados a suportar um número populacional saudável de determinada espécie, permitindo que ela persista naquele habitat pelas gerações futuras, sem reduzir sua própria habilidade de sustentar a mesma espécie no futuro (ZANONI *et al.*, 2000).

4.1.2. A disponibilidade de habitat no entorno de um fragmento influencia positivamente na ocorrência dessas espécies?

A porcentagem de habitat também foi uma variável importante, junto com o tamanho do fragmento, para prever o número de espécies de primatas nos remanescentes florestais da região. Esse resultado concorda com Boscolo (2007) que relata uma forte relação entre o padrão de presença de aves em habitats fragmentados com métricas como porcentagem disponível de habitat. A porcentagem de habitat representa a disponibilidade de habitat no entorno dos fragmentos, e essa variável é amplamente reconhecida como um indicador robusto de conectividade da paisagem (TISCHENDORF *et al.*, 2003). Isso difere do encontrado por Boyle e Smith (2010), em que a proporção de floresta de regeneração secundária não foi um bom indicador de presença de primatas nos fragmentos florestais. Ainda assim, esses autores reconhecem que fragmentos de floresta isolados e com pouco habitat disponível ao redor não são suficientes para manter populações de primatas. Isso porque algumas espécies que conseguem atravessar áreas não-florestais podem evitar a extinção incorporando diferentes fragmentos em sua área de vida, principalmente se as distâncias entre os fragmentos não forem muito grandes (ISABIRYE-BARUTA e LWANGA, 2008; BENNET e SAUNDERS, 2010); esse tipo de comportamento ocorre também em outros táxons além dos primatas, como já foi observado para alguns grupos de aves (REDPATH, 1995; ANDRADE e MARINI, 2001; LEES e PERES, 2008; BENNET e SAUNDERS, 2010).

Apesar dessa relação positiva, somente 58% dos dados de riqueza puderam ser explicados pela área do fragmento e pela porcentagem de habitat, o que significa que outros fatores estão contribuindo para que os maiores fragmentos e fragmentos com maior concentração de habitat ao redor retenham um maior número de espécies. Outros estudos, envolvendo outros grupos de espécies demonstram que muitas outras características do ambiente, como topografia, clima, diversidade de plantas podem ser determinantes na distribuição das espécies (RAHBEEK e GRAVES, 2001; FLEISHMAN *et al.*, 2002; HURLBERT, 2004; ROMPRE *et al.*, 2007). O contexto da região também pode ser crítico em determinar o padrão de distribuição de espécies (BENCHIMOL e PERES, 2013). Esse contexto se refere aos efeitos causados por interferências antrópicas no passado na escala do fragmento e da paisagem, que raramente são considerados nos estudos empíricos a respeito das relações espécie-área (BENCHIMOL e PERES, 2013), talvez porque sejam difíceis de quantificar. Os efeitos da caça são um exemplo disso, e pode influenciar

negativamente a ocorrência de espécies, principalmente de animais de grande porte (PERES, 2001). Para a região de estudo, apesar da população humana local (pomeranos) não ter uma tradição forte de caça aos primatas comparados a povos indígenas ou grupos que caçam por subsistência (REDFORD e ROBINSON, 1987; JEROZOLIMSKI e PERES, 2003; BENCHIMOL e PERES, 2013), houve relatos de caça aos macacos-pregos nas entrevistas, principalmente por causa do prejuízo que esses primatas podem causar a cultivos agrícolas. Esses relatos, porém, sempre remetem ao passado (mais de 30 anos atrás), o que não significa que a caça não tenha afetado a riqueza de espécies de primatas na região. Outros fatores como o uso e cobertura do solo e a configuração do entorno dos fragmentos também podem afetar a riqueza de espécies e populações de animais em fragmentos florestais (GASCON *et al.*, 1999; PRUGH *et al.*, 2008; STOUFFER *et al.*, 2006).

4.1.3. Elevada fragmentação no entorno de um fragmento possui efeito negativo na ocorrência de primatas?

Como os dados não puderam ser aproximados por um modelo linear, não foi possível inferir os efeitos da fragmentação na riqueza de espécies de primatas. Quando consideramos as espécies separadamente, foi encontrada uma relação positiva entre a ocorrência de *Callithrix* sp. e a fragmentação, no sentido de quanto maior o número de fragmentos no entorno, maior a chance de encontrar esses primatas. No entanto, essa variável está altamente correlacionada com área do fragmento (Tabela 6), o que pode ter afetado os resultados. Ou seja, fragmentos maiores possuem maior número total de fragmentos ao redor. O mesmo foi observado para os muriquis-do-norte. A influência positiva do número de fragmentos no entorno sobre a ocorrência de determinada espécie em um fragmento só pode ser mais coerente quando, apesar de existir fragmentação, a soma total da área desses fragmentos constituírem uma porcentagem alta de habitat. Essas duas variáveis juntas (número total de fragmentos no entorno e porcentagem de habitat disponível) formaram um modelo mais adequado para explicar a presença dessas espécies. Contudo, para se avaliar o efeito da fragmentação *per se* sobre a ocorrência de espécies o ideal seria se essa variável fosse independente. Os efeitos da fragmentação sobre os primatas ainda não são bem conhecidos, e muito menos existe a respeito de primatas que vivem em fragmentos pequenos e que possuem

pouca capacidade de dispersão ou migração, o que representa um desafio para trabalhos futuros.

4.2. Considerações a respeito da ocorrência de primatas na região: espécie a espécie

4.2.1. *Alouatta guariba*

Este estudo confirma que barbados, a exemplo do gênero *Alouatta* em geral, conseguem sobreviver em fragmentos de diversos tamanhos, inclusive em fragmentos muito pequenos (BERNSTEIN *et al.*, 1976, RIBEIRO e BICCA-MARQUES, 2005; FORTES e BICCA-MARQUES, 2008). Este resultado concorda com Silva e Bicca-Marques (2013), que não encontraram uma relação entre tamanho do fragmento e presença da espécie *Alouatta guariba clamitans* no sul do Brasil.

A ampla distribuição dessa espécie pode ser explicada por diversos fatores: dieta, tamanho de área de vida e capacidade de dispersão (SCHWARZKOPF e RYLANDS, 1989; Apêndice I). Os primatas do gênero *Alouatta* possuem uma dieta variada e são bastante oportunistas (CHIARELLO, 1992), sendo capazes de sobreviver com dietas compostas basicamente por folhas, mas ingerindo os frutos e as flores durante as épocas em que estes itens estão presentes em maior abundância (MARSH, 1999). Outro aspecto interessante é a resistência que o gênero *Alouatta* possui às defesas químicas de muitas plantas, conseguindo obter recursos que outros primatas não conseguem consumir (TORRES, 1988) e acessando recursos alimentares, como folhas novas e frutos, antes de outros primatas. Como destacado por Auricchio (1995) e Gómes (1999), provavelmente essa falta de exigência na “qualidade” do recurso e o fato de incluírem uma porção substancial de folhas na sua dieta são as razões do gênero possuir uma pequena área de uso (1 a 20 ha). Adicionalmente, os barbados consomem espécies pioneiras (MIRANDA e PASSOS, 2004), comuns em regiões fragmentadas como a do estudo. Além desses fatores, apesar de Mandujano e Estrada (2005) descreverem uma limitação na habilidade de dispersão de *Alouatta palliata*, um aspecto observado é que a espécie do estudo faz uso do solo com muita frequência para atravessar áreas

não-florestais, comportamento também descrito para *Alouatta pigra* por Pozo-Montuy e Serio-Silva (2006) e frequentemente observado para outras espécies, que podem criar novos mecanismos para explorar habitats alterados. A utilização do solo para se movimentar ou dispersar é uma resposta frequente à fragmentação, especialmente se os riscos de predação no solo forem baixos (NOWAK e LEE, 2013), como por exemplo, na ausência de algum predador. Com a incorporação desse comportamento, provavelmente buscam recursos de vários fragmentos diferentes de acordo com sua necessidade, driblando dessa forma a possibilidade de sofrerem prejuízos populacionais em razão de perda de habitat. Espécies que conseguem se movimentar e atravessar áreas de não-habitat podem evitar danos normalmente causados pela fragmentação (GASCON *et al.*, 1999).

4.2.2. *Sapajus nigritus*

Esse tipo de movimentação atravessando áreas não-florestais, mesmo utilizando o solo, também é descrito para o macaco-prego e pode ser uma explicação para o resultado que indica a relação de ocorrência dessa espécie com a porcentagem de habitat para a região de estudo. Já era esperado que a área do fragmento influenciasse a presença do macaco-prego, considerando que possui extensa área de vida (> 200 ha) (RÍMOLI *et al.*, 2008; DI BITTETI, 2001) e vive em grupos grandes com muitos indivíduos (> 10 indivíduos). No entanto, a relação com a porcentagem de habitat pode estar associada ao comportamento de forrageio do macaco-prego, espécie de dieta onívora e muito versátil no forrageamento alimentar, conhecida por sobreviver em habitats fragmentados com poucos recursos alimentares, contanto estejam próximos às plantações (ROCHA, 2000). Essa é uma característica muito interessante para a espécie: ela pode utilizar-se de plantações como pomares, monoculturas de milho e até plantações de mandioca para alimentação (LUDWIG *et al.*, 2006). Considerando a grande quantidade de cultivos agrícolas na região do estudo, a persistência dessa espécie em fragmentos pequenos poderia ser uma realidade para a região. No entanto, apesar dessa aparente vantagem em comparação a outras espécies, essa característica comportamental gera conflitos frequentes com os humanos, e foram relatados muitos casos de caça aos macacos-pregos para a área de estudo durante as entrevistas. Provavelmente essa é uma razão adicional para não serem encontrados

em fragmentos menores. A capacidade de forrageio dos macacos-pregos é relatada pelos proprietários de Santa Maria de Jetibá, que invariavelmente o chamam de “macaco-ladrão”, por serem vistos “roubando” principalmente as plantações de milho.

4.2.3. *Callicebus personatus*

Por terem tamanho corporal pequeno (pesam de 800g a 1,3kg) (NORCONK, 2007), viverem em grupos de tamanho reduzido (ROBINSON *et al.*, 1987) e possuírem uma área de vida relativamente pequena (PRICE e PIEDADE, 2001), poderia se esperar que a presença de guigós não tivesse relacionada com o tamanho dos fragmentos. No entanto, de acordo com os resultados, a ocorrência dessa espécie é afetada pela variação da área dos fragmentos florestais, e foi encontrada uma relação positiva entre essas variáveis. *Callicebus personatus*, como destacado por Price e Piedade (2001), é endêmica da Mata Atlântica do sudeste brasileiro, mas tem sido muito menos estudada que as espécies amazônicas, que são maioria dentro do gênero. Por isso, não há nenhum trabalho que associe características espaciais do habitat com sua ocorrência. No entanto, todas as espécies do gênero *Callicebus* possuem hábitos parecidos (KINZEY e BECKER, 1983) e não variam muito em tamanho corporal, permitindo que possam ser feitas comparações com outras espécies do gênero. O trabalho de Pyritz e colaboradores (2010), envolvendo a espécie *Callicebus donacophilus* e fragmentos de tamanho entre 1 e 303 ha, não encontrou nenhuma relação entre ocorrência e variáveis de habitat, por essa espécie estar presente em quase 90% dos locais investigados. Eles associaram tal resultado à alta plasticidade ecológica dessa espécie e a sua adaptação a impactos antrópicos. No entanto, foram usados somente 10 fragmentos no estudo citado, e a pequena quantidade amostral pode ter influenciado o resultado final (EIGENBROD *et al.*, 2011).

Primates com extensas áreas de vida, como o macaco-prego, e com grandes proporções de frutos em sua dieta, como os guigós, são considerados como os mais vulneráveis à fragmentação florestal (SKORUPA, 1986; JOHNS e SKORUPA, 1987). Os guigós possuem uma dieta predominantemente frugívora (KINZEY, 1981; HERSHKOVITZ, 1990), complementada por folhas, flores, sementes e insetos, e são primatas extremamente territoriais, com pouca capacidade de migração. Por isso

podem ter uma exigência maior em termos de habitat que somente fragmentos maiores podem suportar. Provavelmente a dieta e a territorialidade são características biológicas que podem estar determinando para que ocorra esse padrão de relação positiva entre a área do fragmento e a ocorrência da espécie.

Quanto à porcentagem de mata, tal influência não era esperada por causa da capacidade reduzida da espécie em se deslocar de um fragmento a outro e por causa de seu comportamento de territorialidade. Ainda não está clara a importância da porcentagem de habitat ao redor dos fragmentos para espécies que não utilizam outros fragmentos do entorno para acessar mais recursos, ou seja, espécies que não alta capacidade de dispersão ou movimentação entre fragmentos.

4.2.4. *Callithrix* sp.

A dependência de grandes fragmentos florestais pelos saguis contraria o esperado para o gênero *Callithrix*, se considerássemos somente a dieta como fator determinante. *Callithrix* spp. exploram eficientemente recursos tipicamente disponíveis em florestas secundárias e perturbadas, e são bem adaptados a esse tipo de habitat (FERRARI, 1988; FERRARI e MENDES, 1991), utilizando as bordas das matas por causa da disponibilidade de insetos e plantas que fazem parte de sua dieta. Esses primatas possuem uma denticção especializada que lhes permite fazer furos em árvores para extração de exsudado (RYLANDS e FARIA, 1993) de espécies como *Inga stipularis*, *Acacia paniculata*, *Paulinia carpopodia*, *Bauhinia angulosa* (PASSAMANI e RYLANDS, 2000). Sua dieta ainda é complementada pela ingestão de frutos e invertebrados (CORREA *et.al.*, 2000). Também já foi relatado o consumo de *Mycocitrus* sp. como principal fonte de alimento para *C. flaviceps* (HILÁRIO e FERRARI, 2010), que são fungos associados às taquaras do gênero *Merostachys* sp. Por esta razão *C. flaviceps* é conhecido como sagui-taquara, inclusive pelos pomeranos, se referindo a sua preferência por floresta secundária.

Considerando a média de área de vida de *Callithrix* sp., quando analisamos novamente a relação entre sua ocorrência e o tamanho somente dos fragmentos acima de 30 ha, o resultado demonstra que não há relação significativa ($p > 0.05$) entre essas variáveis. Apesar de na área de estudo serem pouco encontrados em fragmentos menores que 30 ha, os saguis ocorrem em quase todos os fragmentos

maiores 30 ha. Os primatas do gênero *Callithrix* possuem área de vida entre 20 e 30 ha (FERRARI, 1988; PASSAMANI e RYLANDS, 2000), o que explica que sejam encontrados com mais frequência em fragmentos maiores que esse limiar. Possuem tamanho corporal pequeno (*C. flaviceps*, que é considerado uma espécie de tamanho maior que outras espécies de *Callithrix*, pesa em média 400g) (Apêndice I), mas vivem em grupos relativamente grandes (média de 10 indivíduos). Provavelmente o tamanho da área de vida é a característica determinante para que a ocorrência dessas espécies seja mais comum em fragmentos maiores da região.

4.2.5. *Brachyteles hypoxanthus*

Já para os muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) a influência do tamanho dos fragmentos florestais sobre a ocorrência dessa espécie era esperada. Evidentemente existem fatores mais determinantes do que a dieta para que não sejam encontrados em menores que 70 ha, já que sua flexibilidade alimentar poderia favorecer a persistência da espécie em fragmentos pequenos. Isso porque muriquis possuem a capacidade de explorar tanto florestas secundárias quanto primárias (FONSECA, 1986; STRIER, 1987; STRIER, 1991), se alimentando de grandes quantidades folhas (que podem compor até 50% de sua dieta), frutos, flores e até de cascas de árvores e bambus.

Os muriquis possuem várias características que aumentam sua sensibilidade à perda e fragmentação de habitat (BOYLE e SMITH, 2010). Possuem tamanho corporal grande, chegando até 15 kg (AGUIRRE, 1971), e vivem em grupos grandes com muitos indivíduos (STRIER, 1993), além de terem um requerimento de ampla área de vida. Em adição a isso, sofreram pressão de caça na região de estudo no passado, tanto para alimentação quanto por esporte, persistindo poucas populações de muriquis.

Não há relatos de migrações em grupo de muriquis para forragear em fragmentos distantes, que estejam isolados por áreas que não são florestais. O que é mais comum de ocorrer é a migração de fêmeas quando atingem a maturidade sexual (PRINTES e STRIER, 1999). Normalmente tal comportamento visa a integração da fêmea com outro grupo de muriquis, mas essa procura por outros grupos pode ser extremamente custosa. Os custos de migração incluem a diminuição na eficiência de

obter recursos alimentares, além de maior vulnerabilidade a predadores, agressões por parte de outros grupos e isolamento social (CHEPKO-SADE *et al.*, 1987; SHIELDS, 1987). Quando se adiciona a fragmentação a esses fatores, o custo de migração maximiza, porque implica na provável situação da fêmea ter que atravessar regiões que não são florestais na tentativa de encontrar outro fragmento com um grupo separado de muriquis. Adicionalmente, há o risco de a fêmea ficar isolada em um fragmento que não contém outros indivíduos da mesma espécie, causando um problema demográfico à espécie. Tal comportamento de migração de fêmeas reforça a necessidade de áreas de habitat maiores para a espécie, que possam comportar mais de um grupo social de muriquis. Ou uma alternativa mais viável seria a construção de corredores ecológicos que conectem duas populações isoladas que já existam na região e que não estão separadas por longas distâncias. Dessa forma, viabiliza-se a formação de uma metapopulação onde há troca gênica que mantenha as populações na região por mais gerações.

4.3. Caracterização da paisagem

Os maiores fragmentos desse trabalho não ultrapassam 500 ha e possuem formatos alongados e complexos, com muitos pontos de proximidade com outros fragmentos. Esses são fatores significantes para que, em estudos futuros, esses remanescentes florestais possam ser confirmados como fragmentos-chave para a conectividade da paisagem, facilitando fluxos biológicos. Esses fragmentos podem exercer um papel importante na manutenção da biodiversidade remanescente e da paisagem como um todo, podendo funcionar como trampolins ecológicos ou *stepping stones*, o que é comum de acontecer em paisagens muito fragmentadas (METZGER, 2001) como na região de estudo.

Outra característica dos maiores fragmentos da região consiste em ter um formato irregular, ou seja, não-circular. Por isso que a variável “forma do fragmento” está altamente correlacionada com a variável “tamanho do fragmento”, e por esta razão, não foi possível avaliar por meio dessa metodologia como os efeitos de borda estão agindo na ocorrência de primatas. Tal análise seria possível se fragmentos de tamanhos aproximados possuíssem formatos diferentes, porque seria possível fazer

uma comparação com variáveis independentes. De acordo com a composição de espécies desses fragmentos, poderíamos inferir que o formato irregular de um fragmento, que possui maior suscetibilidade a efeitos de borda (LAURANCE e YENSEN, 1991), age negativamente na ocorrência de determinada espécie que não possui resiliência a esse tipo de modificação estrutural do fragmento.

Os fragmentos-alvo analisados se localizam próximos um do outro. Apesar do teste de Mantel ter revelado que, nessa escala do estudo, essa proximidade não está afetando a composição de espécies nos fragmentos analisados, é provável que exista uma situação de pseudorreplicação, já que os fragmentos do entorno de um fragmento podem ser os mesmos existentes no entorno de outro fragmento-alvo. Essa sobreposição no espaço é uma forma de pseudorreplicação (HULLBERT, 1984) porque valores de variáveis preditoras de regiões muito próximas são usadas como observações múltiplas no conjunto de dados, podendo causar uma subestimação sistemática de intervalos de confiança. Paisagens sobrepostas também podem levar a uma variação menor na variável preditora, reduzindo, portanto, o poder estatístico para detectar um efeito. Apesar disso, paisagens sobrepostas são relativamente comuns em estudos ecológicos devido a restrições logísticas, como em Gibbs e colaboradores (2005). No caso do presente estudo, para avaliar a ocorrência de certas espécies não seria logisticamente viável avaliar paisagens distantes e independentes. Tal medida poderia afetar a análise para espécies como *Callithrix flaviceps*, para o qual restam poucas áreas de habitat. Ainda em outras regiões, como na Amazônia que possui grande abrangência territorial, é possível fazer avaliações com mais espécies que ocorrem em todo território.

Uma vantagem de se avaliar relações entre características de fragmentos florestais e ocorrência de primatas dentro de uma região de estudo pequena consiste na diminuição da influência de variações regionais sobre os resultados, principalmente variações em fatores que são difíceis de quantificar, como o histórico de desmatamento e de caça, por exemplo. Em uma escala maior de estudo, essas diferenças culturais poderiam afetar as análises. Também se mantivéssemos a mesma região de estudo e excluíssemos regiões sobrepostas, o tamanho amostral seria afetado, o que traria outro problema grave para os resultados finais.

4. Considerações finais

Este estudo seguiu a recomendação de Benchimol e Peres (2013) em avaliar as interações entre variáveis espaciais de fragmentos florestais e de características do entorno para aumentar o conhecimento da sensibilidade das espécies à fragmentação. Os resultados desse trabalho são pioneiros para a Mata Atlântica, onde ainda existe uma carência de estudos que relacionam presença de primatas com características de fragmentos e da paisagem. Esses resultados consistem em dados relevantes principalmente para as espécies estudadas separadamente, considerando que servem de base para medidas de conservação espécie-específica.

Os estudos disponíveis indicam que a fragmentação florestal causa uma diversidade de efeitos, alterando o tamanho e a dinâmica das populações, a composição e a dinâmica das comunidades, as interações tróficas e os processos ecossistêmicos (LAURANCE e VASCONCELOS, 2009). Entender a resposta das espécies a fatores da paisagem e dos fragmentos em si é fundamental para prever futuras extinções ou distúrbios populacionais, e conseqüentemente, elaborar medidas de conservação coerentes com a realidade local. No entanto, percebe-se que não é simples separar efeitos que agem simultaneamente sobre o padrão de distribuição de espécies (PYRITZ *et al.*, 2010). Isso ocorre porque os estudos a respeito das espécies são muito recentes e faltam dados mais concisos a respeito da ocorrência de espécies antes do desmatamento que causou a perda de habitat e a fragmentação da região (CHAPMAN e PERES, 2001). Outras dificuldades em relacionar fragmentação com ocorrência de espécies consistem em perceber e medir as interações sinérgicas entre fatores ambientais e antrópicos (PINTO *et al.*, 2009), como caça.

Apesar disso, com este trabalho reforça-se a importância da manutenção de fragmentos florestais grandes para a persistência de espécies de primatas, bem como da disponibilidade de habitat em uma região. A região de estudo já se encontra em um nível grave de fragmentação e não possui nenhuma Unidade de Conservação que garanta a proteção e viabilidade de espécies em longo prazo. Por isso, são necessários mais esforços imediatos de Educação Ambiental que conscientizem a população a respeito da manutenção e preservação das espécies de primatas e seus habitats. Um exemplo de ação é o trabalho feito pelo Projeto

Muriqui – ES com os proprietários rurais da região e com a geração futura. Em longo prazo programas de reflorestamento e corredores de habitat poderiam reduzir os efeitos negativos de perda de habitat (METZGER, 2001), levando em conta as espécies mais ameaçadas da região (*Callithrix flaviceps* e *Brachyteles hypoxanthus*), que dependem de grandes áreas para sobreviver e estão presentes em poucos fragmentos.

Como os efeitos de fragmentação e de características da paisagem sobre a presença de primatas ainda não estão bem estabelecidos, recomendam-se que mais trabalhos sejam feitos levando em consideração o histórico da região, principalmente na Mata Atlântica, e que haja uma padronização metodológica para que consiga se chegar a conclusões mais robustas e significativas, que posteriormente possam se transformar em políticas de conservação de maior efetividade.

5. Referências Bibliográficas

- AGUIAR, L.M.; REIS, N.R.; LUDWIG, G.; ROCHA, V.J. Dieta, Área de Vida, Vocalizações e Estimativas Populacionais de *Alouatta guariba* em um Remanescente Florestal do Norte do Estado do Paraná. **Neotropical Primates** 11(2):78-86.
- AGUIRRE, 1971. O Mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroyi). Rio de Janeiro: **Academia Brasileira de Ciências**.
- ANDRADE, R.D. e MARINI, M.A. 2001. Movement of birds in natural forest patches in southeast Brazil. In: ALBUQUERQUE, J.L.B.; CANDIDO Jr., J.F.; STRAUBE, F.C; ROSS, A.L. (Eds.). **Ornitologia e Conservação: da Ciência às estratégias**. Tubarão: Editora UNISUL. p. 125-136.
- ARROYO-RODRIGUEZ, V.; MORAL, E.C.; MANDUJANO, S.; CHAPMAN, C.A.; REYNA-HURTADO, R.; FAHRIG, L. Assessing Habitat Fragmentation Effects on Primates: The Importance of Evaluating Questions at the Correct Scale. In: MARSH, L.K.; CHAPMAN, C.A. **Primates in Fragments: Complexity and Resilience**. 2013. Developments in Primatology: Progress and Prospects. Series Editor: Louise Barrett. 537p.
- AURICCHIO, P. **Primates do Brasil**. São Paulo: Terra Brasilis. 1995. 168 p.
- BAZ, A. e GARCIA-BOYERO, A. 1996. The SLOSS dilemma: a butterfly case study. **Biodiversity and Conservation** 5:493-502.
- BENCHIMOL, M. e PERES, C.A. 2013. Anthropogenic modulators of species-area relationships in Neotropical primates: a continental-scale analysis of fragmented forest landscapes. **Diversity and Distributions: a journal of Conservation Biogeography** 19:1339-1352.
- BENNET, A.; SAUNDERS, D. 2010. Habitat fragmentation and landscape change. Conservation biology for all. In: SOCHLI, N.S.; EHRLICH, P.R. (Eds). **Conservation Biology for all**. Oxford University Press. p. 88-106.
- BERNSTEIN, I.S.; BALCAEN, P.; DRESDALE, L.; GOUZOULES, H.; KAVANAGH, M.; PATTERSON, T.; NEYMAN-WARNER, P. 1976. Differential effects of forest degradation on primate populations. **Primates** 17:401-411.
- BOSCOLO, D. **Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica**. 2007. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.
- BOWEN, G.W.; BURGESS, R.L. 1981. A quantitative analysis of forest island pattern in selected Ohio landscapes. **ORNL Environment Sciences Division**, ORNLT/TM-7759.

BOYLE, A.B.; SMITH, A.T. 2010. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? **Biological Conservation** 143:1134-1143.

BURNHAM, P.B.; ANDERSON, D.R.. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. 2ª edição. Nova Iorque: Springer. 2002.

CENTODUCATTE, L. **Fragmentação da Mata Atlântica e Conservação do muriqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae)**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas na Área de Biologia Animal) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas/Biologia Animal, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

CHAPMAN, C.A.; PERES, C.A. 2001. Primate conservation in the new millennium: The role of scientists. **Evolutionary Anthropology**, 10:16-33.

CHEPKO-SADE, B.D.; SHIELDS, W.M.; BERGER, J.; HALPIN Z.T.; JONES, W.T.; ROGERS, L.L.; ROOD, J.P.; SMITH, A.T. 1987. The effects of dispersal and social structure on effective population size. In: CHEPKO-SADE, B.D.; HALPIN, Z.T. (Eds.). **Mammalian Dispersal Patterns: The Effects of Social Structure on Population Genetics**. Chicago: University of Chicago Press, pp. 287-321.

CHIARELLO, A.G. 1992. **Dieta, padrão de atividade e área de vida de um grupo de bugios (*Alouatta fusca*), na reserva de Santa Genebra**. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CORREA, H.K.M.; COUTINHO, P.E.G.; FERRARI, S.F. 2000. Between-year differences in the feeding ecology of highland marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*) in south-eastern Brazil. **Journal of Zoology** 252:421-427.
DEAN, 1996

DI BITTETI, M.S. 2001. Home-range use by the tufted capuchin monkey (*Cebus apella nigrurus*) in a subtropical rainforest of Argentina. **Journal of Zoology**, 253: 33-45.

DIAMOND, J.M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. **Biological Conservation**, 7:129–146.

DIAMOND, J.M. 1976. Diamond **Island biogeography and conservation: strategy and limitations**. *Science*, 193:1027–1029.

DRINNAN, I.N. 2005. The search for fragmentation thresholds in a southern Sydney suburb. **Biological Conservation** 124: 339–349.

EIGENBROD, F.; HECNAR, S.J.; FAHRIG, L. 2011. Sub-optimal study design has major impacts on landscape-scale inference. **Biological Conservation** 144:298-305.

ESRI, 2011. ArcGis Desktop: Release 10. ESRI-Inc.

FAHRIG, 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews of Ecology and Systematics** 34:487–515.

- FERRARI, S. F., 1988. The Behaviour and Ecology of the Buffy-Headed Marmoset, *Callithrix flaviceps* (O. Thomas, 1903). In: Passamani, M.; A.B. Rylands. 2000. Home range of a Geoffroy's marmoset group, *Callithrix geoffroyi* (Primates, Callitrichidae) in South-eastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia** 60 (2): 1-10.
- FERRARI, S.F.; MENDES, S.L. 1991. Buffy-headed marmosets 10 years on. **Oryx** (25):105-109.
- FERREIRA, L.V., LAURANCE, W.F., 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. **Conservation Biology** 11:797–801.
- FLEISHMAN, E.; RAY, C.; SJOGREN-GULVE, P.; BOGGS, C.L.; MURPHY, D.D. 2002. Assessing the roles of patch quality, area, and isolation in predicting metapopulation dynamics. **Conservation Biology** 16: 706-716.
- FONSECA G.A.B. 1986. Observações sobre a ecologia do mono-carvoeiro ou muriqui (*Brachyteles arachnoides*) e sugestões para a sua conservação. **A Primatologia no Brasil** 2: 177–183.
- FORD, S.M., DAVIS, L.C.. 1992. Systematics and body size: implications for feeding adaptation in New World monkeys. **American Journal of Physical Anthropology** 88 :415–468.
- FORTES, V.B.; BICCA-MARQUES, J.C. 2008. Abnormal pelage color in an isolated brown howler monkey (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940) population in south Brazil. **International Journal of Primatology** 29:717–722.
- FRAGASZY, D.M.; VISALBERGHI, E.; FEDIGAN, L.M. 2004. **The Complete Capuchin: The Biology of the genus Cebus**. Editora Cambridge University Press. 339p.
- GASCON, C., LOVEJOY, T.E., BIERREGAARD, R.O., MALCOLM, J.R., STOUFFER, P.C., VASCONCELOS, H.L., LAURANCE, W.F., ZIMMERMAN, B., TOCHER, M., BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation** 91: 223–229.
- GIBBS, J.P., WHITELEATHER, K.K., SCHUELER, F.W., 2005. Changes in frog and toad populations over 30 years in New York state. **Ecological Applications** 15:1148– 1157.
- GILBERT, K.A. 2003. Primates and fragmentation of the Amazon Forest. In: MARSH, L.K. (Ed). **Primates in fragments: Ecology and Conservation**. pp 145-157
- GÓMEZ, A.M.S. 1999. **Ecologia e comportamento de Alouatta seniculus em uma mata de terra firme na Amazônia Central**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- GRELLE, C.E.V.; CERQUEIRA, R. 2006. Determinantes da distribuição geográfica de *Callithrix flaviceps* (Thomas) (Primates, Callitrichidae). **Revista Brasileira de Zoologia** (online), 23(2): 414-420

- GUIMARÃES, A.L. O desafio de conservar e recuperar a Mata Atlântica: Construindo Corredores de Biodiversidade. In: BATISTA, E. **Caminhos da Sustentabilidade no Brasil**. Editora: Terra das Artes. 2005. 427p.
- HARCOURT, A.H.; DOHERTY, D.A. 2005. Species-area relationships of primates in tropical forest fragments: a global analysis. **Journal of Applied Ecology** 42:630-637.
- HARREL, F.E. **Regression Modeling Strategies**. Berlim: Springer. 2001.
- HEIDUCK, S. 1997. Food Choice in Masked Titi Monkeys (*Callicebus personatus melanochir*): Selectivity or Opportunism? **International Journal of Primatology** 18(4):487-502.
- HEIDUCK, S. 2002. The use of disturbed and undisturbed forest by masked titi monkeys *Callicebus personatus melanochir* is proportional to food availability. **Oryx**, 36(2):133-139.
- HENLE, K.; DAVIES, K.F.; KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity and Conservation** 13:207-251.
- HERSHKOVITZ, P. 1990. Titis, new world monkeys of the genus *Callicebus* (Cebidae, Platyrrhini): A preliminary taxonomic review. **Fieldiana Zoology**. 55:1-109.
- HILÁRIO, R. R.; FERRARI, S. F. 2010. Feeding ecology of a group of buffy-headed marmosets (*Callithrix flaviceps*): fungi as a preferred resource. **American Journal of Primatology**. 72(6) 515-521.
- HOSMER e LEMESHOW, 2000;
- HULBERT, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. **Ecological Monographs** 54:187-211.
- HURLBERT, A. H. 2004. Species-energy relationships and habitat complexity in bird communities. **Ecology Letters**, 7: 714-720
- ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2014. **Sistema Informatizado de Monitoria de RPPN (SIMRPPN)**. Disponível em: <sisistemas.icmbio.gov.br>. Acesso em 14 fevereiro de 2014.
- IEMA – Instituto Estadual do Meio Ambiente. **Ortomosaico IEMA 2007/2008**. Governo do Estado do Espírito Santo.
- IPEMA. **Áreas e Ações prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo**. Vitória: Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, 2011. 64p.
- ISABIRYE-BASUTA, G.M.; LWANGA, J.S. 2008. Primate populations and their interactions with changing habitats. **International Journal of Primatology** 29:35-48.
- JACOBSEN, T.R. 2005. Povoando o meio ambiente: crescimento humano, densidade e migrações na Mata Atlântica. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G.

(Eds). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica – Belo Horizonte: Conservação Internacional.

JENKINS, C.N.; PIMM, S.L.; JOPPA, L.N. 2013. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **PNAS** Early edition: 1-9.

JEROZOLIMSKI, A. e PERES, C.A. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. **Biological Conservation**, 111: 415–425.

JOHNS, A.D. e SKORUPA, J.P.1987. Responses of Rain-Forest Primates to Habitat Disturbance: a review. **International Journal of Primatology**, 8(2):157-191.

JORGE, M. 2008. Effects of forest fragmentation on two sister genera of amazonian rodents (*Myoprocta acouchy* and *Dasyprocta leporina*). **Biological Conservation**, 141: 617-623.

KALKO, E.K.V. 1998. Organization and diversity of tropical bat communities through space and time. **Zoology: Analysis of Complex Systems**, 101: 281-297.

KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J.L.; GANADE, G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central amazonia. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Eds). **Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. pp 33-44. University of Chicago Press, Chicago. 616p.

KINZEY, W.G. (1981). The titi monkeys, genus *Callicebus*. In: COIMBRA-FILHO, A.F.; MITTERMEIER, R.A. (eds.), *Ecology and Behaviour of Neotropical Primates*, v.1., **Academia Brasileira de Ciências**. Rio de Janeiro, pp. 241-276.

KINZEY, W.G.; BECKER, M. 1983. Activity pattern of the masked titi monkey, *Callicebus personatus*. **Primates** 24: 337-343.

LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MERONA, J.M.; LAURANCE, S.G.; HUTCHINGS, R.W.; LOVEJOY, T.E. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in amazonian tree communities. **Conservation Biology**, 12: 460-464.

LAURANCE, W.F.; NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, S.G.; ANDRADE, A.; RIBEIRO, J.; GIRALDO, J.P.; LOVEJOY, T.E.; CONDIT, R.; CHAVE, J.; HARMS, K.E.; D'ANGELO, S. 2006. Rapid decay of tree-community composition in amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 103: 19010-19014.

LAURANCE, W.F.; YENSEN, E. 1991. Predicting the impact of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, 55: 77-92.

LAURANCE, W.F.; VASCONCELOS, H. 2009. Consequências Ecológicas Da Fragmentação Florestal na Amazônia. **Oecologia Australis**, 13(3):434-451.

- LEES, A.C.; PERES, C.A., 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation Biology** 22, 439–449
- LINK, A.; DI FIORE, A. (2006) Seed dispersal by spider monkeys and its importance in the maintenance of neotropical rain-forest diversity. **Journal of Tropical Ecology** 22:235–246.
- LOVEJOY, 2013. Foreword. In: Marsh, L.K.; CHAPMAN, C.A. (Eds). **Primates in Fragments: Complexity and Resilience**. Developments in Primatology: Progress and Prospects. 2013. pp. 7-8.
- LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD R.O.; RYLANDS, A.B.; MALCOLM, J.R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.; BROWN, K.; POWELL, A.H.; POWELL, G.V.N.; SCHUBART, H.O.; HAYS, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on amazon forest fragments. pp 257-285. In: SOULÉ, M.E. (Ed.). **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Massachusetts. 584p.
- LUDWIG, G.; AGUIAR, L.M.; ROCHA, V.J. 2006. Comportamento de obtenção de *Manihot esculenta* Crantz (Euphorbiaceae), mandioca, por *Cebus nigrinus* (Goldfuss) (Primates, Cebidae) como uma adaptação alimentar em períodos de escassez. **Revista Brasileira de Zoologia** 23(3):888-890.
- MANDUJANO, S.; ESTRADA, A. (2005). Detección de umbrales de área y distancia de aislamiento y presencia de monos aulladores, *Alouatta palliata*, en fragmentos de selva en Los Tuxtlas, Mexico. **Universidad y Ciencia**, II(special issue), 11–21.
- MANTEL, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. **Cancer Research** 27(2):209-220.
- MARSH, L. K. **Ecological effect of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) on fragmented forests in the Community Baboon Sanctuary**. 1999. Ph.D. thesis, Washington University, St. Louis.
- MARSH, L. K. Ed. 2003. **Primates in Fragments: Ecology and Conservation**. New York: Kluwer Academic/ Plenum Publishers.
- MAZEROLLE, M.J.; VILLARD, M.A. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. **Ecoscience** 6:117–124.
- MCKINNEY, M.L.; LOCKWOOD; J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology & Evolution** 11:450-453
- MENDES, S. L. 1997. Hybridization in free-ranging *Callithrix flaviceps* and the taxonomy of the Atlantic forest marmosets. **Neotropical Primates** 5(1): 6-8.
- MENDES, S.L. 1993. Distribuição geográfica e estado de conservação de *Callithrix flaviceps* (Primates: Callitrichidae). In: YAMAMOTO, M.E.; SOUSA, M.B. **A Primatologia no Brasil - 4**. Natal: Editora da UFRN. p.129-137.

MENDES, S.L. 1995. Importância dos remanescentes de Mata Atlântica no estado do Espírito Santo para a conservação de primatas. **Cadernos de Pesquisa da UFES**, 4:1-14.

MENDES, S.L.; MELO, F.R.; BOUBLI, J.P.; DIAS, L.G.; STRIER, K.B.; PINTO, L.P.; FAGUNDES, V.; COSENZA, B. MARCO JÚNIOR, P. 2005. Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). **Neotropical Primates** 13 (Suppl.): 7-18.

METZGER, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, 1(2):1-9.

METZGER, J.P. 2006. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza e Conservação** 4(2):11-23.

MICHALSKI, F.; NISHI, I.; PERES, C.A. 2007. Disturbance-mediated drift in tree functional groups in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, 39:691-701.

MICHALSKI, F; PERES,C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, 124:383–396.

MIRANDA e PASSOS, 2004. Hábito alimentar de *Alouatta guariba* (Humboldt) (Primates, Atelidae) em Floresta de Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 21(4):821-826.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOVMANN, M; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J.; DA FONSECA, G.A.B.; SELIGMANN, P.A.; FORD, H. 2004. **Hotspots revisited**: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Conservation International. 392 p.

MMA, 2000. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SEMAD/Instituto Estadual de Florestas – MG. Brasília: MMA/SBF, 2000. 40 p.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT J 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403:853–858.

NORCONK, M. A. 2007. Saki, uakaris, and titi monkeys: behavioral diversity in a radiation of primate seed predators. In: CAMPBELL, C.J.; FUENTES, A.; MACKINNON, K.C.; PANGER, M.; BEARDER S.K. (Eds), **Primates in Perspectives**. pp. 123-138. New York: Oxford University Press.

NOVAK, K. e LEE, P.C. “Specialist” primates can be flexible in response to habitat alteration. In: MARSH,L.K.; CHAPMAN,C.A. **Primates in Fragments**: Complexity and Resilience. 2013. Developments in Primatology: Progress and Prospects. Series Editor: Louise Barrett. 537p.

PASSAMANI, M. ; RYLANDS, A.B. 2000. Home range on a Geofroyi's Marmoset group, *Callithrix geofroyi* (PRIMATES, CALLITHRICHIDAE) in South-Eastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 60 (2): 275-281.

PERES, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. **Conservation Biology**, 15:1490–1505.

PINTO, N.; LASKY, J.; BUENO, R.; KEITT, T. H.; GALETTI, M. 2009. Primate densities in the Atlantic Forest of Southeast Brazil: The role of habitat quality and anthropogenic disturbance. In: GARBER, P.A.; ESTRADA, A.; BICCA-MARQUES, J.C.; HEYMANN, E.W.; STRIER, K.B. (Eds.), **South American primates: Comparative perspectives in the study of behavior, ecology, and conservation**. pp. 413-431. New York: Springer.

POZO-MONTUY, G.; SERIO-SILVA, J.C. 2006. Comportamiento alimentario de monos a negros (*Alouatta pigra* Lawrence, Cebidae) en habitat fragmentado en Balancan Tabasco, Mexico. **Acta Zoológica Mexicana** 22:53–66.

PRICE, E.C.; PIEDADE, H.M. 2001. Diet of Northern masked titi monkeys (*Callicebus personatus*). **Folia Primatologica** 72: 335-338.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. 2001. **Biologia da Conservação**. Londrinhas: Ed. Rodrigues. 328 p.

PRINTES, R.C.; STRIER, K.B. 1999. Behavioral Correlates of Dispersal in Female Muriquis (*Brachyteles arachnoides*). **International Journal of Primatology** 20(6):1999.

PRIST, P.R.; MICHALSKI, F.; METZGER, J.P. 2012. How deforestation pattern in the Amazon influences vertebrate richness and community composition. **Landscape Ecology**. 27: 799-812.

PRUGH, L. R.; HODGES, K. E.; SINCLAIR, A. R. E.; BRASHARES, J. S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. **PNAS**, 52: 20770–20775.

PYRITZ, L.W.; BÜNTGE, A.B.S.; HERZOG, S.K.; 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.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2013. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2013. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>.

RAHBEK, C.; GRAVES, G. R. 2001. Multiscale assessment of patterns of avian species richness. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 98:4534-4539.

- RANTA, P., BLOM, T., NIEMELÄ, J., JOENSUU, E., SIITONEN, M., 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation** 7:385–403.
- REDFORD, K.H.; ROBINSON, J.G. 1987. The Game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. **American Anthropologist**, 89:650–667
- REDPATH, S.M. 1995; Habitat fragmentation and the individual: tawny owls *Strix aluco* in woodland patches. **Journal of Animal Ecology**, 64:652–661.
- REED, K.E.; FLEAGLE, J.G. 1995. Geographic and climate control of primate diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 92:7874–7876.
- RIBEIRO S.; BICCA-MARQUES, J.C. 2005. Landscape characteristics and their influence on the occurrence of brown howling monkeys (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940; Primates, Atelidae) in forest fragments in the Vale do Taquari, RS. **Natureza e Conservação** 3:168–181.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, 142:1141-1153.
- RÍMOLI, J.; STRIER, K.; FERRARI, S. 2008. Seasonal and longitudinal variation in the behavior of free-ranging black tufted capuchins *Cebus nigritus* (Goldfuss, 1809) in a fragment of Atlantic Forest in Southeastern Brazil pp. 130-146. In: Ferrari, S.F.; RÍMOLI, J. (Eds.) **A Primatologia no Brasil – 9**. Sociedade Brasileira de Primatologia, Aracaju.
- ROBINSON, J.G.; WRIGHT, P.C.; KINZEY, W.G. 1987. Monogamous cebids and their relatives: intergroup calls and spacing. In: SMUTS, B.B.; CHENEY, D.L.; SEYFARTH, R.M.; WRANGHAM, R.W.; STRUHSAKER, T.T. (Eds.) **Primate societies**. Chicago: University of Chicago Press. P. 44-53.
- ROCHA, E.C.; SILVA, E. 2013. Tamanho de grupos e densidade populacional de primatas na região do Cristalino, Amazônia Meridional brasileira. **Revista Brasileira de Biociências**, 11(3):301-306.
- ROCHA, V.J. 2000. Macaco-prego, como controlar esta nova praga florestal? **Floresta**. Curitiba, 30(1-2):95-99.
- RODRIGUES, P.J.F.P.; NASCIMENTO, M.T.. 2006. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, 57:63-74.
- RODRÍGUEZ-LUNA; E. SHEDDE, A; SOLÓRZANO-GARCÍA, B. a REGION-Wide Review of Mesoamerican Primates: Prioritizing for Conservation. In: MARSH, L.K.; CHAPMAN, C.A. **Primates in Fragments: Complexity and Resilience**. 2013.

Developments in Primatology: Progress and Prospects. Series Editor: Louise Barrett. 537p.

ROMPRE, G.; ROBINSON, W.D.; DESROCHERS, A.; ANGEHR, G. 2007. Environmental correlates of avian diversity in lowland Panama rain forest. **Journal of Biogeography**. 34: 802-815.

RYLANDS, A.B.; FARIA, D. Habitats, feeding ecology and home range size in the genus *Callithrix*. In: RYLANDS, A.B. (Ed.), **Marmosets and Tamarins: Systematics, Behaviour and Ecology**. Oxford: Oxford University Press. 1993. pp. 262–272.

SCHWARZKOPF, L.; RYLANDS, A.B. 1989. Primate species richness in relation to habitat structure in Amazonian Rainforest fragments. **Biological Conservation**, 48:1-12.

SHIELDS, W.M. 1987. Dispersal and mating systems: Investigating their causal connections. In: CHEPKO-SADE, B.D.; TANG HALPIN, Z. (Eds.). **Mammalian Dispersal Patterns: the Effect of Social Structure on Population Genetics**. Chicago: University of Chicago Press. pp. 3-23.

SILVA, F.E.; BICCA-MARQUES, J.C 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, L.K.; CHAPMAN, C.A. (Eds). **Primates in Fragments: Complexity and Resilience**. Developments in Primatology: Progress and Prospects. 2013. Pp137-145.

SIMBERLOFF, D.; GOTELLI, N. 1984. Effects of insularization on plant species richness in the prairie-forest ecotone. **Biological Conservation**. 29: 27-46.

SKORUPA, J. P. 1986. Responses of rainforest primates to selective logging in Kibale Forest, Uganda. In: Benirschke, K. (Ed.) **Primates: The road to self-sustaining populations**. pp. 57–70. New York: Springer-Verlag.

SOARES-FILHO, B.S. 1998. **Análise de Paisagem: Fragmentação e Mudança**. Belo Horizonte. Disponível em: <<http://www.csr.ufmg.br/csr/publicacoes/velha/apostila.pdf>>

STEVENSON, M.F.; RYLANDS, A.B. 1988. The marmosets, genus *Callithrix*. In: MIETTERMEIER; R.A.; RYLANDS, A.B.; COIMBRA-FILHO, A.F.; FONSECA, G.A.B. (Ed.). **Ecology and Behaviour of Neotropical Primates**, v2. World Wildlife Fund, Washington, D.C., pp: 131-222.

STOUFFER, P.C., BIERREGAARD JR., R.O., STRONG, C., LOVEJOY, T.E.. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. **Conservation Biology** 20:1212–1223.

STRIER, K.B. 1987. Activity budgets of woolly spider monkeys, or muriquis (*Brachyteles arachnoides*). **American Journal of Primatology**, 13: 385-395.

STRIER, K.B. 1987. Ranging behavior of woolly spider monkeys. **International Journal of Primatology**. 8: 575–591.

STRIER, K.B. 1991. Diet in one group of woolly spider monkeys, or muriquis (*Brachyteles arachnoides*). **American Journal of Primatology**, 23: 113-126.

STRIER, K.B. 1993. Growing up in a patrifocal society: sex differences in the special relation of immature muriquis. In: PEREIRA, M.E.; FAIRBANKS, L.A. **Juveniles Primates: Life history, development and behaviour**. Oxford University Press, New York, pp. 138-147.

TERBORGH, 1983;

TISCHENDORF, L.; BENDER, D. J.; FAHRIG, L. 2003. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. **Landscape Ecology** 18:41-50.

TOKUDA, M. Dispersão e estrutura social de macacos-prego (*Sapajus nigritus*) do Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo. Tese (Doutorado em Psicologia) – Instituto de Psicologia da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2012.

TORRES, C. 1988. Resultados preliminares de reavaliação das raças do macaco-prego *Cebus apella* (Primates:Cebidae). **Revista Nordestina de Biologia** 6:15-28.

União Internacional para a conservação da Natureza - UICN. 2014. **Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas**. Acesso em 14 de janeiro de 2014. Disponível em <www.redlist.org>.

VILLARD, M. 2002. Habitat Fragmentation: Major Conservation Issue or Intellectual Attractor? **Ecological Applications** 12(2):319-320.

YSEBAERT, T.; MEIRE, P.; HERMAN, P.M.J; VERBEEK, H. 2002. Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. **Marine Ecology Progress Series**. Vol. 225:79-95.

ZANONI, M.M.; FERREIRA, A.D.D.; MIGUEL, L.A.; FLORIANI, D.; CANALI, N. RAYNAUT, C. 2000. Preservação da natureza e desenvolvimento rural: dilemas e estratégias dos agricultores familiares em Áreas de Proteção Ambiental. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n.2. 39-55.

APÊNDICE I. Características biológicas das espécies de estudo.

ESPÉCIE	Ecologia (grau de exigência)	Dieta	Área de vida	Tamanho corporal	Tamanho médio de grupo	Uso do solo para dispersão	Referências bibliográficas
<i>Alouatta guariba</i>	Especialista	Folívoros	~7.2 ha	~7 kg	4,5 indivíduos	Sim	AURICCHIO, 1995 AGUIAR <i>et. al.</i> , 2003
<i>Brachyteles hypoxanthus</i>	Especialista	Predominantemente folívoros	~103 ha	~ 11 kg	~25 indivíduos, mas muito variável	Sim	STRIER, 1987 STRIER, 1991 STRIER, 1993
<i>Callicebus personatus</i>	Especialista	Predominantemente frugívoros	~15 ha	~ 1,5 kg	3 indivíduos	Não	HEIDUCK, 1997 HEIDUCK, 2002
<i>Callithrix</i> spp.	Generalista	Goma, fungos, frutas, artrópodes	~30 ha	~400 g	~9.8 indivíduos	Não	AURICCHIO, 1995 FERRARI, 1988 STEVENSON E RYLANDS, 1988 PASSAMANI e RYLANDS, 2000 FORD e DAVIS, 1992 RIMOLI <i>et al.</i> , 2008 DI BITTETI, 2001 TOKUDA, 2012
<i>Sapajus nigritus</i>	Generalista	Onívoro com preferência de frutos e artrópodes	~290 ha (média de vários estudos)	~2.5 kg	19 indivíduos	Sim	