



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

Persistência do muriqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus*, em fragmentos de Mata Atlântica

Arthur Machado Gonçalves

Vitória, ES
2020

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

**Persistência do muriqui-do-norte,
Brachyteles hypoxanthus, em fragmentos
de Mata Atlântica**

**Arthur Machado Gonçalves
Orientador: Sérgio Lucena Mendes**

Tese 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 Doutor em Biologia Animal.

**Vitória, ES
2020**

ARTHUR MACHADO GONÇALVES

Persistência do muriqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus*, em fragmentos de Mata Atlântica

Tese 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 Doutor em Biologia Animal.

Aprovada em ____ de _____ de 2020.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Sérgio Lucena Mendes
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientador

Prof. Dr. Luiz Fernando Silva Magnago
Universidade Federal do Sul da Bahia
Examinador titular

Prof^a. Dr^a. Karen Barbara Strier
University of Wisconsin-Madison
Examinadora titular

Prof^a. Dr^a. Maria Cecilia Martins Kierulff
CEUNES- Universidade Federal do Espírito Santo
Examinadora titular

Prof^a. Dr^a. Andressa Gatti
Pró-Tapir ES
Examinadora Titular

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Sérgio Lucena Mendes, pela oportunidade de participar do laboratório, pelos ensinamentos compartilhados e toda a orientação desde a época de graduação.

Agradeço aos professores e colegas do PPGBAN e do Departamento de Ciências Biológicas da UFES, pelos conhecimentos trocados e adquiridos nessa jornada. Também agradeço aos meus amigos do Laboratório de Biologia da Conservação de Vertebrados (atuais e os que já integraram), pelo apoio, torcida e por contribuírem com minha formação, principalmente Luana, Dani, Andressa, Marlon, Carla, Georgea, Marina, e Joana. Em especial, agradeço a Jardel Seibert pelo companheirismo e amizade há mais de dez anos.

Agradeço a todos que me ajudaram nas coletas de dados: Rogério Ribeiro, André Schmidt, Tarsila, Stela, Perini, Bruno, Ginnie, Thamila, Letícia, Nila, Marcos, Isis, Brendo, Stefani e Jardel.

Agradeço aos proprietários de Santa Maria de Jetibá, que permitiram o acesso a suas matas.

Agradeço a meus pais, Bento e Luzia, e meu irmão Natan, por todo amor, cuidado e força que sempre me deram. Espero deixá-los sempre orgulhosos. Agradeço à minha família querida e aos meus amigos de fora da UFES e são igualmente especiais.

Agradeço à Melissa, minha amada esposa e companheira, por me dar suporte e sempre estar ao meu lado, com paciência, palavras de apoio e incentivo.

Agradeço aos membros da banca, pela disponibilidade e contribuições.

Agradeço à CAPES, pela bolsa.

RESUMO

A perda de habitat nas florestas tropicais pode causar a fragmentação, declínio e isolamento populacional de espécies. Esse processo acarretou na redução de quase 90% da cobertura original da Mata Atlântica brasileira e, associado a outros fatores, permitiu que o muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) estivesse entre os primatas mais ameaçados de extinção em todo mundo. Desde 2002, estamos monitorando populações de muriquis-do-norte na região centrosserrana do estado do Espírito Santo (ES). Além de estudos populacionais e genéticos, temos estudado a ecologia da paisagem, buscando entender como populações isoladas de primatas podem sobreviver em regiões tão heterogêneas e fragmentadas. Nossos dados indicam que a população consiste de, pelo menos, 120 indivíduos distribuídos em 13 fragmentos florestais no município de Santa Maria de Jetibá. Usando parâmetros da paisagem e fragmentos com a presença da espécie, modelamos quais seriam os fragmentos adequados para sua persistência. Verificamos que a espécie está presente apenas em parte dos fragmentos considerados adequados. No presente estudo investigamos, portanto, se a presença/ausência da espécie está condicionada a parâmetros estruturais dos fragmentos e da paisagem. Usamos testes de regressão logística, e teste U de Mann-Whitney para comparar esses parâmetros de fragmentos habitados por muriquis e fragmentos “adequados” não habitados pela espécie. Nossos resultados mostraram que a altura e diâmetro das árvores, quantidade de árvores caídas/mortas e cobertura de mata inicial no entorno são diferentes nos dois grupos de fragmentos e ajudam a explicar seu padrão de ocorrência. As variáveis analisadas, mesmo as não significativas, obtiveram valores muito semelhantes aos valores das variáveis medidas em outras localidades de ocorrência da espécie. Isso indica grande similaridade entre fragmentos não habitados por muriquis e fragmentos habitados por muriquis em Santa Maria de Jetibá e outras localidades.

Palavras-chave: Habitat, ocorrência, primatas

ABSTRACT

Habitat loss of tropical forests causes fragmentation, decline, and isolation of species populations. This process has reduced the original cover of the Brazilian Atlantic Forest by almost 90% and, together with other factors, has allowed the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) to become one of the most endangered primates in the world. We have been monitoring northern muriqui populations in the central highlands of the state of Espírito Santo (ES) since 2002. In addition to population and genetic studies, we have been studying landscape ecology, seeking to understand how isolated muriquis populations can survive in such a fragmented region. Our data indicate that the muriqui population consists of at least 120 individuals distributed in 13 forest fragments in the municipality of Santa Maria de Jetibá. Using landscape parameters and fragments with the presence of the species, we modeled which fragments would be appropriate for their persistence. We verified that the species is present only in part of the fragments considered adequate. In the present study, we intend to investigate if the presence/absence of the species is conditioned to the structure of fragments and landscape parameters. We used logistic regression and Mann-Whitney U test to compare parameters of fragments inhabited by muriquis with those considered "suitable" but not inhabited by muriquis. Our results showed that tree height and diameter, number of fallen/ dead trees, and surrounding initial forest cover are different in both groups of fragments and help explain their pattern of occurrence. The analyzed variables, even the non-significant ones, obtained values very similar to the values of the variables measured in other locations of occurrence of the species. This indicates great similarity between fragments not inhabited by muriquis and fragments inhabited by muriquis in Santa Maria de Jetibá and other locations.

Keywords: Habitat, occurrence, primates

LISTA DE FIGURAS

APRESENTAÇÃO

Figura 1. Ilustrações do muriqui-do-norte e de sua distribuição geográfica..... 14

Figura 2. Localização e cobertura florestal do município de Santa Maria de Jetibá-ES 17

CAPÍTULO 1

Figura 1.1. Fragmentos florestais de Santa Maria de Jetibá onde foram coletados os dados em campo 27

Figura 1.2. Definição dos pontos nas trilhas e dos pontos amostrais para coleta dos dados nos fragmentos amostrais de Santa Maria de Jetibá. Demonstração do método de quadrantes..... 28

CAPÍTULO 2

Figura 2.1. Mapa mostrando a localização de rodovias, cursos d'água e principais centros urbanos e sua proximidade e sobreposição aos 12 fragmentos onde foi feita a coleta de dados em campo e seis fragmentos não visitados..... 49

Figura 2.2. Mapa de Santa Maria de Jetibá, mostrando as áreas de mata de 1970 remanescentes até 2008, áreas de mata de 1970 e convertidas em outras classes até 2008 e áreas de regeneração florestal de 1970 a 2008 53

Figura 2.3. Mapa de Santa Maria de Jetibá, mostrando as áreas de mata de 2008 remanescentes até a classificação 2012-2015, áreas de mata de 2008 e convertidas em outras classes até a classificação 2012-2015 e áreas de regeneração florestal de 2008 a 2015..... 54

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1.1. Resultados da análise de componentes principais demonstrando os autovalores e a porcentagem de variância considerando as características dos florestais habitados e não habitados por muriquis..... 29

Tabela 1.2. Resultados da regressão logística simples e testes de colinearidade para as variáveis de estrutura interna dos fragmentos florestais para prever aquelas que estão relacionadas à ocorrência de muriquis e eliminar as variáveis redundantes. 30

Tabela 1.3. Resultados da regressão logística múltipla das variáveis: N° árvores CAP \geq 31,5 cm, Soma CAP \geq 31,5 cm, Área basal $r=$ 5m, N° árvores caídas/mortas e Altura de árvores ponto-planta 30

Tabela 1.4. Resultados do teste U de Mann-Whitney e médias com desvio padrão das variáveis: N° árvores CAP \geq 31,5 cm, N° árvores caídas/mortas e Altura de árvores ponto-planta, em fragmentos habitados e fragmentos não habitados por muriquis..... 31

Tabela 1.5. Valores máximos, mínimos (com as unidades de medida) e médias de cada variável em fragmentos com ocorrência e sem ocorrência de muriquis 31

CAPÍTULO 2

Tabela 2.1. Resultados da regressão logística simples para elementos da paisagem e cobertura das classes de uso do solo para prever aqueles que estão relacionados à ocorrência de muriquis. 51

Tabela 2.2. Resultados do teste t médias com desvio padrão da variável cobertura de mata inicial, em fragmentos habitados e fragmentos não habitados por muriquis ... 52

Tabela 2.3. Áreas e porcentagens das classes de cobertura do solo convertidas de mata madura para outras classes (desmatamento), convertidas de outras classes para mata madura (incremento de mata) e mata madura remanescente para os períodos de 1970-2008 e de 2008-2015 53

Tabela 2.4. Valores máximos, mínimos e médias de cada variável da paisagem e cobertura das classes de uso do solo em fragmentos com ocorrência e sem ocorrência de muriquis	54
--	----

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	12
Estrutura da tese	14
Área de estudo	15
Referências	17
CAPÍTULO 1. INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS E VEGETACIONAIS DE FRAGMENTOS FLORESTAIS NA OCORRÊNCIA DE <i>Brachyteles hypoxanthus</i>	22
1. INTRODUÇÃO	23
2. MATERIAIS E MÉTODOS	25
2.1. Seleção dos fragmentos amostrais	25
2.2. Medida de parâmetros da estrutura interna dos fragmentos amostrais.....	25
2.3. Análise a relação entre a presença de muriquis e características da estrutura interna dos fragmentos.....	28
3. RESULTADOS	29
3.1. Seleção dos fragmentos amostrais e coleta de dados	29
3.2. Análises estatísticas	29
4. DISCUSSÃO	31
5. CONCLUSÕES	35
6. REFERÊNCIAS	36
CAPÍTULO 2. A PAISAGEM FRAGMENTADA E A OCORRÊNCIA DE <i>Brachyteles hypoxanthus</i> EM SANTA MARIA DE JETIBÁ	46
1. INTRODUÇÃO	47
2. MATERIAIS E MÉTODOS	48
2.1. Medida de parâmetros da paisagem	48
2.2. Análise do entorno dos fragmentos florestais.....	50
2.3. Análise da relação entre a presença de muriquis e elementos da paisagem.....	50
2.4. Descrição da evolução da cobertura florestal no município.....	50
3. RESULTADOS	51
4. DISCUSSÃO	55
4.1. Variáveis da paisagem x ocorrência de muriquis	55
4.2. Balanço regeneração x perda de mata.....	58

4.3. Flexibilidade ecológica e ocorrência de muriquis	59
---	----

5. CONCLUSÕES	60
----------------------------	-----------

6. REFERÊNCIAS	61
-----------------------------	-----------

APÊNDICES	67
------------------------	-----------

Apêndice I. Gráfico da Análise de componentes principais mostrando proximidade entre fragmentos considerando somente o tamanho do fragmento nos eixos x e y. Pontos pretos representam fragmentos com muriquis e quadrados brancos representam fragmentos sem muriquis	67
--	----

Apêndice II. Gráficos das variáveis de estrutura dos fragmentos florestais habitados (A) e não habitados por muriquis (B). Foram utilizados gráficos de barras para demonstrar os valores das variáveis N° de lianas/epífitas e N° de árvores DAP ≥ 70 cm. Para as demais variáveis, foram utilizados gráficos de <i>boxplot</i>	68
--	----

Apêndice III. Gráficos das variáveis de paisagem dos fragmentos florestais habitados (A) e não habitados por muriquis (B). Foram utilizados gráficos de <i>boxplot</i> para demonstrar os valores da variável altitude (valores mínimos, máximos e médios). Para as demais variáveis, foram utilizados gráficos de barras	72
---	----

Apêndice IV. Gráficos de barra da porcentagem de cobertura das classes de uso do solo no entorno de 1 km dos fragmentos florestais habitados (A) e não habitados por muriquis (B), na classificação de uso do solo de 2008.....	76
---	----

Apêndice V. Gráficos de barra da porcentagem de cobertura das classes de uso do solo no entorno de 1 km dos fragmentos florestais habitados (A) e não habitados por muriquis (B), na classificação de uso do solo de 2015	80
---	----

Apêndice VI. Mapas de classes de uso do solo na classificação de 2008, no entorno de 1 km dos fragmentos florestais, organizados em pares segundo a ACP. À direita, fragmentos com muriquis e à esquerda, fragmentos sem muriquis.	85
---	----

Apêndice VII. Mapas de classes de uso do solo na classificação de 2015, no entorno de 1 km dos fragmentos florestais, organizados em pares segundo a ACP. À direita, fragmentos com muriquis e à esquerda, fragmentos sem muriquis.	89
--	----

Apêndice VIII. Possível região de passagem de uma fêmea de muriqui (seta cor laranja) que foi registrada no fragmento “Belém” em novembro de 2018, de provável origem no fragmento “Rio das pedras”	93
---	----

APRESENTAÇÃO

A modificação da cobertura vegetal tem sido um grande causador da perda de diversidade global e local de fauna e flora (SODHI *et al.*, 2010; DURÃES *et al.*, 2013; LIMA *et al.*, 2015; ALMEIDA-GOMES *et al.*, 2016). Muitas atividades antrópicas têm impactado áreas naturais (JENKINS *et al.*, 2013), cujas principais consequências são o isolamento de populações, a fragmentação (LINDERMAN *et al.*, 2005; PIRES *et al.*, 2006), perda de habitat (FAHRIG, 2003; SMITH *et al.*, 2011, SHARMA *et al.*, 2013) e redução da área de ocorrência de muitas espécies (REDFORD, 1992; CEBALLOS e EHRLICH, 2002; MORRISON *et al.*, 2007; GALLETTI e DIRZO, 2013).

Esse processo ocorreu na Mata Atlântica brasileira, um bioma cuja extensão original é estimada em 1.300.000 km² em 17 estados (SOS Mata Atlântica e INPE 2019). A Mata Atlântica está entre os ecossistemas mais ameaçados e devastados do planeta (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005), devido a sucessivos ciclos econômicos, como a agropecuária, silvicultura e expansão da população humana, acarretando a uma intensa perda e fragmentação da sua floresta (YOUNG, 2005). Sua cobertura foi reduzida a, aproximadamente, 12% do original (RIBEIRO *et al.* 2009, 2011; SOS MATA ATLÂNTICA e INPE 2019) e sua fauna e flora estão dispersadas por milhares de fragmentos florestais com diversos tamanhos e graus de conexão (JACOBSEN, 2005), dos quais a 80% são menores que 50 ha (Ribeiro *et al.* 2009, 2011). Essa perda e fragmentação do habitat podem levar a uma extinção em massa de espécies (BROOKS e RYLANDS, 2005; SILVA e CASTELLETTI, 2005).

Dentre as espécies endêmicas da Mata Atlântica, está o muriqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (KUHL, 1820) (Figura 1). A espécie ocupa Florestas Ombrófilas Densas e Estacionais Semideciduais (AGUIRRE, 1971; JERUSALINSKY *et al.*, 2011) estando categorizada como “ criticamente em perigo ” na lista vermelha da IUCN (FERRAZ *et al.*, 2019), Lista brasileira de espécies ameaçadas (ICMBio/MMA, 2018) e Lista de espécies ameaçadas do estado do Espírito Santo (IPEMA, 2007).

No passado, a área de distribuição dessa espécie incluía matas do sul da Bahia, Minas Gerais e centro-sul do Espírito Santo, mas hoje restam cerca de 1.000 indivíduos em apenas 14 localidades no Espírito Santo e Minas Gerais

(MENDES *et al*, 2005a,b). Muriquis são os maiores primatas neotropicais e vivem em grupos que variam de poucos indivíduos até mais de 50 (STRIER, 1996). Possuem uma dieta baseada em folhas, frutos, flores e brotos (AGUIRRE, 1971; STRIER, 1991). O declínio populacional

de muriquis está associado, principalmente, à destruição de seu habitat e à caça ilegal (AGUIRRE, 1971; MITTERMEIER *et al.*, 1987; MENDES *et al.*, 2005a). Um aspecto importante da sua biologia envolve a migração de fêmeas adolescentes, que por volta dos seis anos migram em busca de outros grupos, onde serão sexualmente ativas (PRINTES e STRIER 1999; STRIER e ZIEGLER, 2000). Devido à fragmentação do habitat e isolamento de populações, muitas fêmeas saem e se isolam (STRIER, 1997; MENDES *et al.*, 2005a; TABACOW *et al.*, 2009), o que diminui o tamanho efetivo da população. Dessa forma, a sobrevivência dos muriquis está fortemente ligada à sua persistência em paisagens fragmentadas.

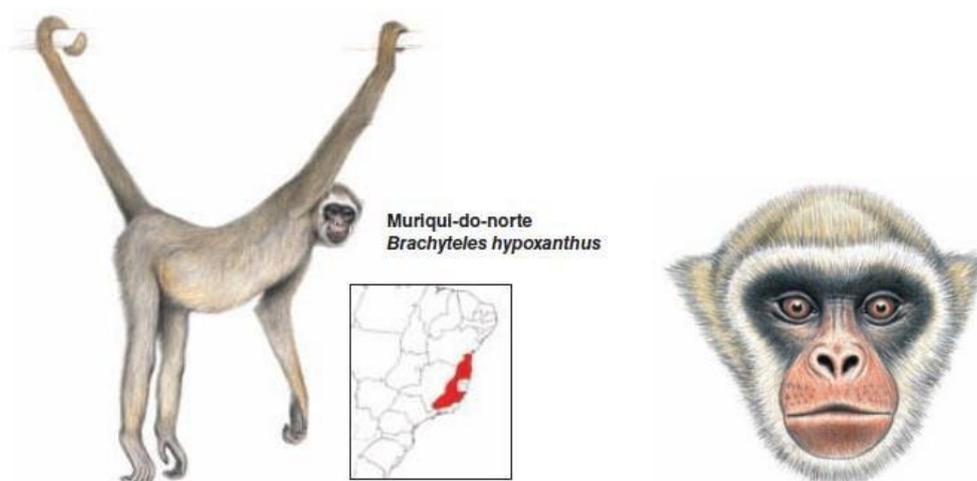


Figura 1. Ilustrações do muriqui-do-norte e de sua distribuição geográfica. Fonte: Stephen Nash — Livro “O Muriqui”.

No intuito de contribuir para a conservação da espécie, o Projeto Muriqui-ES começou, em 2002, um monitoramento de grupos de muriquis-do-norte em uma paisagem fragmentada no município de Santa Maria de Jetibá (região centrosserrana do estado do Espírito Santo). Posteriormente, foram incorporadas análises de dinâmica da população no nível da paisagem. A partir de imagens de satélite de 2008 e dados de presença e ausência de muriquis em fragmentos florestais no município de Santa Maria de Jetibá-ES, Centoducatte (2017)

encontrou um conjunto de fragmentos que foram considerados adequados para a presença da espécie. A paisagem foi classificada de acordo com o uso e cobertura do solo e os fragmentos florestais foram caracterizados em termos de área, perímetro, forma (perímetro/área), índice de conectividade e índice de probabilidade de conectividade.

O referido trabalho relaciona as métricas da paisagem com presença de muriquis, considerando os 146 fragmentos com estágio de sucessão florestal intermediário e avançado e registro de ocupação por muriquis no presente e passado, utilizando modelos lineares generalizados. De acordo com o modelo de adequabilidade, 27 fragmentos eram potencialmente adequados para os muriquis em termos de tamanho e 13 fragmentos eram potencialmente adequados em termos de tamanho e fluxo entre as populações. Além disso, dos 13 grupos de muriquis conhecidos para Santa Maria de Jetibá, sete viviam em fragmentos de tamanho adequado, e seis deles apresentavam fluxo potencial de indivíduos, considerando o modelo. Entretanto, não havia grupos de muriquis em 21 fragmentos que o modelo considerou potencialmente adequados e sete grupos estavam em fragmentos considerados não adequados pelo modelo.

O tema da pesquisa aborda uma questão central em biologia da conservação de espécies ameaçadas, ou seja, quais as pré-condições para a ocupação de habitats fragmentados e alterados pela ação antrópica. O Modelo de paisagem sugere que a espécie poderia estar presente em vários fragmentos em que não se encontra. Portanto, a paisagem em si não é suficiente para explicar a ocupação dos fragmentos, de maneira que outros fatores precisam ser investigados.

Estrutura da tese

Esta tese está dividida em dois capítulos. No capítulo 1, trabalhamos com a hipótese de que há diferenças entre estrutura interna dos fragmentos onde muriquis estão presentes e dos fragmentos onde os muriquis estão ausentes. Isto é, aspectos da estrutura florestal como densidade, altura e circunferência das árvores, entrada de luz e estágio sucessional diferem nesses dois tipos de fragmentos florestais. Foram medidas várias características considerando esses aspectos e foram comparadas para identificar se alguma delas explicava o padrão

existente de ocupação dos fragmentos. Os resultados encontrados sugerem que há diferenças significativas entre os dois tipos de fragmentos em três das 10 medidas realizadas: área basal, circunferência à altura do peito $\geq 31,5$ cm e número de árvores caídas/mortas.

No capítulo 2, trabalhamos com a hipótese de que há outros fatores da paisagem que influenciam a ocorrência da espécie nos fragmentos, além do tamanho e conectividade. Foram medidas características da paisagem para os dois tipos de fragmentos, avaliando aspectos como a proximidade deles para indicadores de impacto antrópico (centros urbanos, construções isoladas e rodovias), altitude, crescimento da área do fragmento e presença de corpos d'água. Também foi considerado o histórico de quanto e como a cobertura de mata madura e de outras classes de uso do solo no município se modificaram desde a década de 1970 e a ocupação do solo no entorno de 1 km no entorno de cada fragmento. Os testes estatísticos realizados indicaram diferenças somente na quantidade da classe "Mata em estágio inicial de regeneração" no entorno dos dois grupos de fragmentos.

Área de estudo

O município de Santa Maria de Jetibá (Figura 2) está localizado a cerca de 80 km a noroeste de Vitória, Espírito Santo, Brasil. Está situada no domínio fitogeográfico da Mata Atlântica Sub-Montana e Montana entre 350 e 1460 m de altitude (SANTOS *et al.*, 2012). Essa região tem uma paisagem bastante complexa, caracterizada por vários fragmentos de Mata Atlântica, isolados entre si ou parcialmente conectados nos topos de morros e circundados por diferentes formas de uso do solo (CENTODUCATTE, 2011). A Mata Atlântica na região foi intensamente fragmentada no passado, chegando a menos de 15% de mata nativa (SANTOS *et al.*, 2012), mas atualmente, a mata cobre entre 30 e 40% do município (CENTODUCATTE, 2011) após uma regeneração florestal.

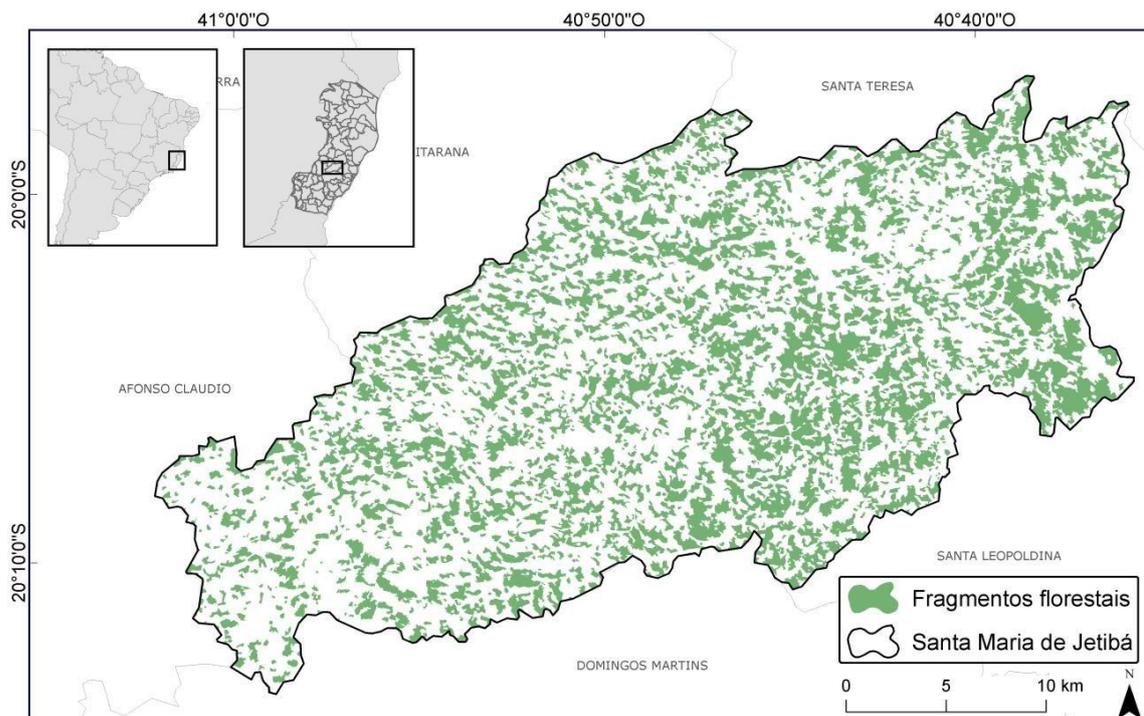


Figura 2. Localização e cobertura florestal do município de Santa Maria de Jetibá-ES.

REFERÊNCIAS

AGUIRRE, Alvaro Coutinho. **O mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy)**. Academia Brasileira de Ciências, 1971.

ALMEIDA-GOMES, Mauricio *et al.* Patch size matters for amphibians in tropical fragmented landscapes. **Biological conservation**, v. 195, p. 89-96, 2016.

BROOKS, T.; RYLANDS, A. B. Espécies no limiar da extinção: vertebrados terrestres criticamente em perigo. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Belo Horizonte: Conservação Internacional**, p. 360-371, 2005.

CEBALLOS, Gerardo; EHRLICH, Paul R. Mammal population losses and the extinction crisis. **Science**, v. 296, n. 5569, p. 904-907, 2002.

CENTODUCATTE, L. D. **Fragmentação da Mata Atlântica e Conservação do muriqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae)**. Orientador: Sérgio Lucena Mendes. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Programa de Pós- Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, p. 66. 2011.

CENTODUCATTE, L. D. **Muriquis e Onde Habitam: Fatores que interferem na distribuição espacial de grupos sociais na Mata Atlântica fragmentada.**

Orientador: Sérgio Lucena Mendes. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, p. 72. 2017.

FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

JENKINS, Clinton N.; PIMM, Stuart L.; JOPPA, Lucas N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 28, p. E2602-E2610, 2013.

DOS SANTOS, R.; DE ALMEIDA JUNIOR, C.; EUGENIO, F. Evolução da Cobertura Florestal no Município de Santa Maria de Jetibá–ES. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 3, p. 296-307, 2012.

DURÃES, Renata et al. Effects of forest disturbance and habitat loss on avian communities in a Neotropical biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 166, p. 203-211, 2013.

Ferraz, D. da S., Tabacow, F., Mittermeier, R.A., Melo, F., Boubli, J., Jerusalinsky, L. & Talebi, M. 2019. *Brachyteles hypoxanthus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T2994A17927482.

Fundação SOS Mata Atlântica/INPE. 2019. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica– Período de 2017-2018. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.

GALETTI, Mauro; DIRZO, Rodolfo. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1-6, 2013.

GALINDO-LEAL, Carlos; CÂMARA, I. de G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica**, p. 3-11, 2005.

ICMBio/MMA. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I / 1. ed. -- Brasília, DF. 2018. 492 p

IPEMA -INSTITUTO DE PESQUISAS DA MATA ATLÂNTICA. 2007. Espécies da fauna ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo. **Passamani, M.; Mendes, S. L. (ed.). Prefácio. Vitória, 140 p.**

JACOBSEN, Thomas. R. 2005. Dinâmica da perda da biodiversidade: uma introdução às questões trinacionais. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, p.355–357.**

JERUSALINSKY, L.; TALEBI, M.; MELO, F. R. Plano de ação nacional para a conservação dos muriquis. **Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2011.**

LINDERMAN, Marc A. *et al.* Modeling the spatio-temporal dynamics and interactions of households, landscapes, and giant panda habitat. **Ecological Modelling**, v. 183, n. 1, p. 47-65, 2005.

LIMA, Patrícia B. *et al.* Altered herb assemblages in fragments of the Brazilian Atlantic forest. **Biological conservation**, v. 191, p. 588-595, 2015.

MENDES, S. L. *et al* Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). **Neotrop Primates**, v. 13, p. 7-18, 2005.

MENDES, S. L.; SANTOS, R. R.; CARMO, L. P. Conserving the northern muriqui in Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. **Neotropical Primates**, v. 13, n. Suppl, p. 31-35, 2005.

MITTERMEIER, Russel A. *et al.* Current distribution of the muriqui in the Atlantic forest region of eastern Brazil. **Primate Conservation**, v. 8, p. 143-149, 1987.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2014. Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção – Portaria MMA nº 444 de 17 de dezembro de 2014. Brasília. Diário Oficial da União: 245: 121–126.

MORRISON, John C. *et al.* Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. **Journal of Mammalogy**, v. 88, n. 6, p. 1363-1380, 2007.

PIRES, Alexandra S.; FERNANDEZ, Fernando AS; BARROS, Camila S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. **Biologia da conservação: essências**, p. 231-260, 2006.

PRINTES, Rodrigo C.; STRIER, Karen B. Behavioral correlates of dispersal in female muriquis (*Brachyteles arachnoides*). **International Journal of Primatology**, v. 20, n. 6, p. 941-960, 1999.

REDFORD, Kent H. The empty forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412-422, 1992.

RIBEIRO, Milton Cezar *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2011. p. 405-434.

RIBEIRO, Milton Cezar *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

SILVA, JMC da; CASTELETI, Carlos Henrique M. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**, p. 43- 59, 2005.

SHARMA, Narayan; MADHUSUDAN, M. D.; SINHA, Anindya. Local and landscape correlates of primate distribution and persistence in the remnant lowland rainforests of the upper Brahmaputra Valley, Northeastern India. **Conservation biology**, v. 28, n. 1, p. 95-106, 2014.

SMITH, Adam C.; FAHRIG, Lenore; FRANCIS, Charles M. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. **Ecography**, v. 34, n. 1, p. 103-113, 2011.

SODHI, Navjot S. *et al.* Conserving Southeast Asian forest biodiversity in human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2375-2384, 2010.

STRIER, K. B. Viability analyses of an isolated population of miqui monkeys (Brachyteles arachnoides): Implications for primate conservation and demography. **Primate Conserv**, v. 14, n. 15, p. 43-52, 1993.

STRIER, Karen B. Mate preferences of wild miqui monkeys (Brachyteles arachnoides): reproductive and social correlates. **Folia Primatologica**, v. 68, n. 3-5, p. 120-133, 1997.

STRIER, Karen B.; ZIEGLER, Toni E. Lack of pubertal influences on female dispersal in miqui monkeys, Brachyteles arachnoides. **Animal Behaviour**, v. 59, n. 4, p. 849-860, 2000.

STRIER, Karen B. Diet in one group of woolly spider monkeys, or miquis (Brachyteles arachnoides). **American Journal of Primatology**, v. 23, n. 2, p. 113-126, 1991.

TABACOW, Fernanda P. *et al.* New sightings of northern miqui (Brachyteles hypoxanthus) females in forest fragments surrounding the Estação Biológica de Caratinga-RPPN Feliciano Miguel Abdala, Minas Gerais, Brasil. **Neotropical Primates**, v. 16, n. 2, p. 67-70, 2009.

YOUNG, Carlos EF. Causas socioeconômicas do desmatamento da Mata Atlântica brasileira. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica and Conservação Internacional**, p. 103- 118, 2005.

CAPÍTULO 1

INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS E VEGETACIONAIS DE FRAGMENTOS FLORESTAIS NA OCORRÊNCIA DE *Brachyteles hypoxanthus*

1. INTRODUÇÃO

Compreender os fatores ecológicos que influenciam a abundância, persistência e distribuição das espécies em seus habitats é fundamental para garantir a sua conservação em longo prazo (GRINNEL, 1917; ISABIRYE-BASUTA e LWANGA, 2008; DA SILVA JÚNIOR *et al*, 2010; CAMARATTA *et al*, 2017). A habilidade de fazer previsões precisas, repetidas e confiáveis sobre a dinâmica das populações em resposta a mudanças ambientais é crucial para criar estratégias efetivas de conservação (KALBITZER e CHAPMAN, 2018).

No que se refere à ocorrência de espécies em habitats fragmentados, dois modelos teóricos se destacam, ao considerarem aspectos do tamanho e isolamento dos fragmentos para explicar sua ocorrência. A teoria de biogeografia de ilhas (MCARTHUR e WILSON, 1967) postula que a riqueza de espécies tende a ser maior em ilhas maiores e menos isoladas. A teoria originalmente propõe um modelo para explicar a dinâmica populacional de ilhas, mas esse conceito pode ser estendido para diversos tipos de ambientes fragmentados (PIMM, 1998). Seguindo essa lógica, pode-se afirmar que fragmentos florestais menores têm menor disponibilidade de nichos recursos e o maior isolamento entre eles dificulta a migração de indivíduos. Por outro lado, a teoria de metapopulações (LEVINS, 1969; WHITTAKER, 1998) considera conjuntos de populações locais isoladas espacialmente, mas unidas funcionalmente, cuja permanência em longo prazo depende de um balanço entre a taxa de colonização de fragmentos e a taxa de extinção de populações (HANSKI, 1998; VAN NOUHUYS, 2001).

O número de estudos avaliando o impacto da fragmentação do habitat sobre espécies de primatas tem crescido nas últimas décadas (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al*, 2013). Eles apontam que a presença, persistência e diversidade de primatas são influenciadas por aspectos como o tamanho (MICHALSKI e PERES, 2005; ARROYO-RODRÍGUEZ e DIAZ, 2010; BOYLE e SMITH, 2010; WILLIAMS-GUILLÉN *et al.*, 2013; DA SILVA *et al.*, 2015; CARRETERO-PINZÓN *et al.*, 2016) e isolamento dos fragmentos (CERQUEIRA *et al*, 2003; SALES *et al.*, 2015; HASS *et al.*, 2014).

Outros estudos, porém, indicam que a qualidade da matriz (SCHWARZKOPF e RYLANDS, 1989; WILLIAMS-GUILLÉN *et al.*, 2013), diâmetro das árvores e altura e abertura do dossel (O'DRISCOLL-WORMAN e CHAPMAN,

2006; BERSACOLA *et al.*, 2015; SALES *et al.*, 2015) também influenciam a ocorrência, permanência e diversidade de primatas nos fragmentos florestais. Resultados semelhantes são encontrados para anfíbios (ALMEIDA-GOMES *et al.*, 2016), aves (STRATFORD e STOUFFER, 1999; SMITH *et al.*, 2011; MORAN e CATTERALL, 2014; GILROY *et al.*, 2014) e outras espécies de mamíferos (MICHALSKI e PERES, 2005).

O padrão de distribuição de grupos de muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) em fragmentos florestais de Santa Maria de Jetibá tem sido estudado pela equipe do Projeto Muriqui-ES desde 2002. A espécie está presente em 13 dos quase 1.300 fragmentos florestais do município, mas as análises mais recentes indicam que há 27 fragmentos com adequabilidade de tamanho para a ocorrência dos muriquis, sendo que 13 deles também possuem adequabilidade para o fluxo de indivíduos (CENTODUCATTE, 2017). Além disso, nem todos os fragmentos com presença de muriquis possuem adequabilidade prevista nesse modelo, indicando que tamanho e isolamento dos fragmentos não explicam sozinhos o padrão de ocorrência da espécie.

Primatas de grande e médio porte, como os muriquis-do-norte, tendem a ser bastante influenciados por aspectos da estrutura florestal (CARRETERO-PINZÓN *et al.*, 2017). Vários são os fatores que explicam a sua persistência em fragmentos florestais. Em um estudo realizado sobre a qualidade do habitat para a espécie no Parque Estadual Serra do Brigadeiro (MG), da Silva-Júnior *et al.* (2009) identificaram que maiores áreas basais e densidades de árvores explicam uma significativa proporção do uso da área de vida pelos muriquis e também sua abundância. Em outro estudo, também conduzido no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro e em outras duas reservas, a Reserva Particular de Patrimônio Natural Feliciano Miguel Abdalla e o Parque Estadual do Rio doce, da Silva-Júnior *et al.* (2010) identificaram que traços estruturais (área basal e variação diamétrica) conduzidos pela sucessão e uniformidade florestal são fatores-chave para os padrões de abundância da espécie.

Boubli *et al.* (2010), comparou medidas de complexidade do habitat (densidade, continuidade e altura do dossel, densidade de lianas e epífitas, diâmetro e densidade de árvores) de *B. hypoxanthus* e *B. arachnoides* em oito localidades, indicando que as localidades de *B. hypoxanthus* eram mais

perturbadas, estruturalmente simples, com dossel menos denso e contínuo e tinham menor densidade de árvores que as localidades de *B. arachnoides*. Essas conclusões estão alinhadas com a hipótese de heterogeneidade estrutural (ou de habitat): habitats estruturalmente mais complexos têm diversidade maior de espécies por prover mais nichos e recursos a serem explorados (LAWTON, 1983; MCCOY e BELL, 1991; DAVIDOWITZ e ROSENZWEIG, 1998; TEWS *et al*, 2004).

Considerando esses aspectos estruturais e paisagísticos dos fragmentos florestais, o objetivo deste trabalho foi investigar quais características da heterogeneidade estrutural interna dos fragmentos florestais podem estar ligadas à ocorrência e permanência de muriquis-do-norte em Santa Maria de Jetibá, região centrosserrana do Espírito Santo.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Seleção dos fragmentos amostrais

Os fragmentos amostrais foram mapeados no programa ESRI®ArcMap™ 10, onde foram sobrepostas as camadas de fragmentos florestais e da área do município de Santa Maria de Jetibá. Para as amostragens de campo, foram selecionados 12 fragmentos (Figura 1.1), seis onde os muriquis estão presentes e seis onde não estão. Para os fragmentos sem muriquis, somente foram passíveis de seleção aqueles classificados como adequados para ocorrência da espécie por Centoducatte (2011), onde foram considerados o tamanho e conectividade dos fragmentos florestais.

A seleção foi conduzida a partir dos resultados de uma Análise de Componentes Principais (ACP), cujas variáveis utilizadas foram métricas de paisagem empregadas para a classificação dos fragmentos como adequados/não adequados por Centoducatte (2011, 2017) – forma, perímetro e área do fragmento. Após a ordenação pela ACP, pares de fragmentos (presença/ausência) foram selecionados de acordo com a similaridade entre eles. Isso foi realizado para reduzir na análise os efeitos que esses padrões quantitativos possam exercer sobre a ocorrência dos muriquis.

2.2. Medida de parâmetros da estrutura interna dos fragmentos amostrais

Foram sorteados 30 pontos amostrais em cada um dos 12 fragmentos florestais para medir as características de estrutura dos fragmentos. Usando o ArcMap, foram criados pontos aleatórios sobre as trilhas de cada fragmento. Os pontos nas trilhas foram marcados em um GPS e a partir de cada um deles, os pontos amostrais foram marcados em uma distância perpendicular de 20 m à direita ou à esquerda, de forma aleatória, partindo da borda da trilha. Em fragmentos sem trilhas mapeadas, foram abertas trilhas com autorização dos proprietários. Os pontos tinham uma distância mínima de 40 metros da borda do fragmento e entre si (Figura 1.2 A). Em cada ponto amostral, foi delimitado um raio de cinco metros a partir do ponto central e foi usada uma abordagem baseada em Cottam e Curtis (1956) para dividir cada círculo em quatro quadrantes. Para formar os quadrantes foram traçadas duas linhas imaginárias, sendo uma paralela à trilha e outra perpendicular (Figura 1.2 B). Foram medidas as seguintes características:

- a) Nº árvores CAP $\geq 31,5$ cm (densidade de árvores): Contagem de árvores com circunferência à altura do peito (1,3 m) mínima de 31,5 cm dentro do raio de 5 metros;
- b) Soma CAP $\geq 31,5$ cm: Soma das circunferências das árvores com CAP mínima de 31,5 cm dentro do raio de 5 m;
- c) Área basal $r = 5$ m: Soma das áreas dos troncos na altura do peito obtidas na medida da variável anterior (b), usando as fórmulas do perímetro da circunferência (para calcular o raio de cada tronco) e área do círculo (para calcular a área de cada tronco);
- d) Nº árvores caídas/mortas: Contagem de árvores caídas ou mortas dentro do raio de 5 m;
- e) % Abertura do dossel: A abertura do dossel foi medida (em porcentagem de luminosidade), usando-se uma fotografia para cada ponto amostral, no programa Gap Light Analyzer (GLA) 2.0 (com configuração de *radius* de 599,7 e *threshold* de 128), com base no método usado por Sales *et al* (2016). As fotos foram tiradas com a câmera voltada perpendicularmente para cima a uma altura de 31 cm do solo, com uso de um instrumento de nivelamento;
- f) Distância ponto-planta: Distância do ponto central para a árvore mais

- próxima em cada quadrante;
- g) Altura de árvores ponto-planta: Médias das alturas das árvores ponto-planta, sendo um valor por ponto amostral. Alturas foram medidas com uso de um telêmetro.
 - h) CAP árvores ponto-planta: Circunferência à altura do peito da árvore mais próxima em cada quadrante;
 - i) Área basal árvores ponto-planta: Área basal da árvore mais próxima em cada quadrante, mesmo que estivesse a mais de 5 m;
 - j) Presença de lianas ou epífitas: Verificação da presença de lianas ou epífitas na árvore mais próxima em cada quadrante;
 - k) Nº árvores DAP \geq 70 cm (árvores muito grandes): Contagem de árvores com diâmetro à altura do peito (1,3 m) mínima de 70 cm (CAP \geq 219,91 cm) dentro do raio de 5 metros.

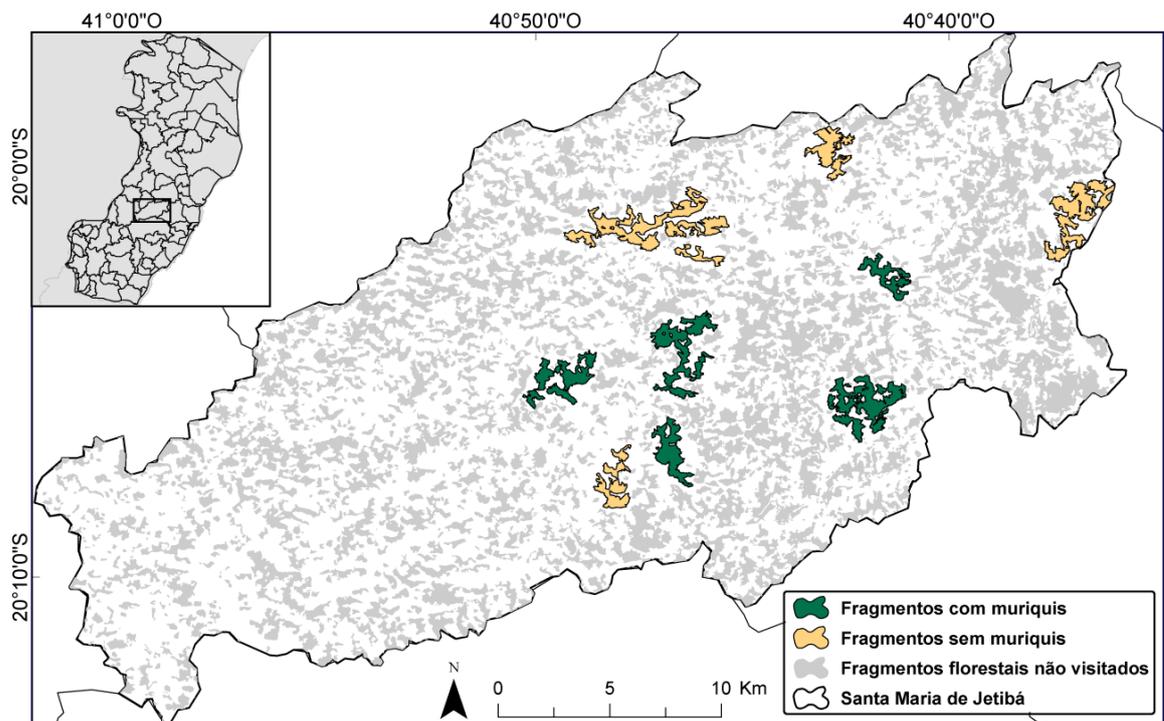


Figura 1.1. Fragmentos florestais de Santa Maria de Jetibá, região centrosserrana do Espírito Santo, onde foram coletados os dados em campo.

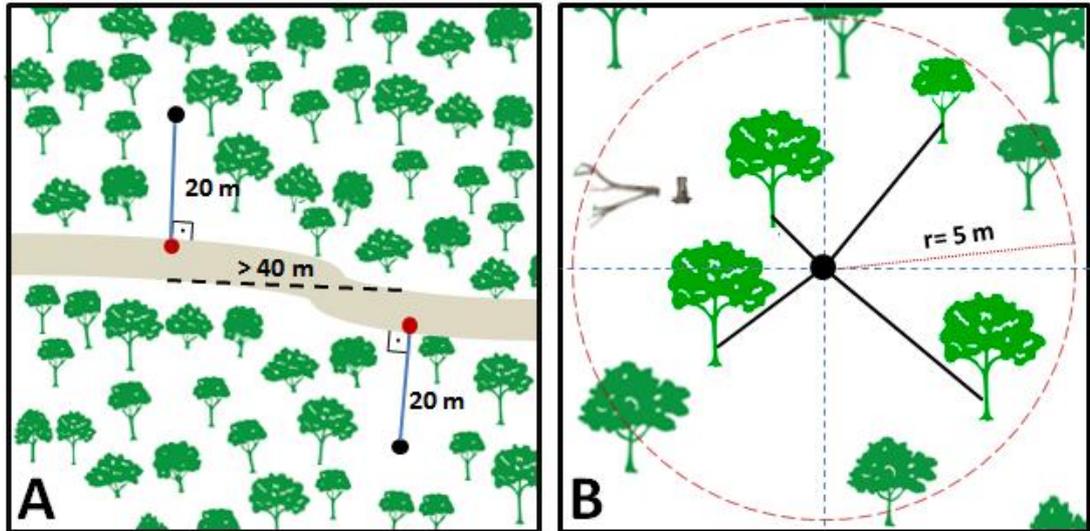


Figura 1.2. Definição dos pontos nas trilhas (em vermelho) e dos pontos amostrais (em preto) para coleta dos dados nos fragmentos amostrais de Santa Maria de Jetibá (A). Em (B), demonstração do método de quadrantes, identificação da planta mais próxima com CAP mínima de 31,5 cm em cada quadrante, contagem de uma árvore morta e delimitação do raio de 5 metros a partir do ponto amostral.

2.3. Análise da relação entre a presença de muriquis e características da estrutura interna dos fragmentos

Para verificar quais variáveis podem prever e limitar a ocorrência de muriquis em determinado fragmento, foram feitas análises de regressão e teste teste U de Mann-Whitney. Foram aplicadas análises de regressão logística simples para cada uma das variáveis, sendo que a presença ou ausência de muriquis foi tratada como variável dependente e cada um dos atributos avaliados, como variáveis independentes.

As variáveis significativas neste primeiro passo foram então incluídas em uma análise de regressão linear apenas para obter os valores de colinearidade, para evitar o uso de variáveis redundantes. As variáveis com valores de tolerância $> 0,1$ e fatores de influência de variância ≤ 3 (conforme ZUUR *et al.*, 2010) foram consideradas como não redundantes (ausência de multicolinearidade).

Em seguida, foi aplicada uma regressão logística múltipla para verificar se a presença do muriqui pode ser prevista por alguma delas. Foi aplicado um teste teste U de Mann-Whitney para verificar se há diferença significativa entre fragmentos habitados e não habitados por muriquis para as variáveis resultantes

da regressão logística. Os valores de significância para os testes foram $p \leq 0,05$. As análises estatísticas foram realizadas nos programas ActionStat 3.6 e os gráficos foram realizados no programa Past 3.

3. RESULTADOS

3.1. Seleção dos fragmentos amostrais e coleta de dados

Os pares de fragmentos onde foram realizadas as coletas de dados em campo foram escolhidos com base nos resultados da análise de componentes principais. O componente principal 1 (área dos fragmentos) representou 99,98% da variação (Tabela 1.1), então foi o único usado para definir os fragmentos para amostragem. Foram selecionados pares de fragmentos com valores próximos segundo a ACP, considerando a facilidade de acesso e melhor possibilidade de permissão dos proprietários. No caso de impossibilidade de visitar determinado fragmento, foi escolhido o outro fragmento com valor próximo, segundo a análise (Apêndice 1). Entre Dezembro de 2016 e Dezembro de 2018, foram realizadas 14 campanhas totalizando 42 dias de campo. A coleta dos dados foi realizada durante o dia e não houve coleta em dias com tempo chuvoso.

Tabela 1.1. Resultados da análise de componentes principais demonstrando os autovalores e a porcentagem de variância considerando as características dos fragmentos (forma, perímetro e área do fragmento) florestais habitados e não habitados por muriquis.

Componente principal	Autovalores	% variância
1	4,28E+12	99,9830
2	7,38E+08	0,0172
3	0,003384	7,90E-14

3.2. Análises estatísticas

A regressão logística simples (Tabela 1.2) resultou em quatro variáveis que se relacionam com a presença de muriquis nos fragmentos (soma CAP $\geq 31,5$ cm; área basal $r = 5$ m; nº árvores caídas/mortas; altura de árvores). Essas variáveis podem ser entendidas como preditoras da ocorrência da espécie.

As variáveis não apresentaram multicolinearidade (Valores de inflação de variâncias ≤ 3), logo não são redundantes entre si. A regressão logística múltipla com essas variáveis permitiu verificar que três delas são significativas para o modelo, ou seja, são preditoras

para a ocorrência de muriquis nos fragmentos (Tabela 1.3): soma CAP \geq 31,5 cm, área basal $r = 5m$ e N° árvores caídas/mortas.

Tabela 1.2. Resultados da regressão logística simples e testes de colinearidade para as variáveis de estrutura interna dos fragmentos florestais para prever aquelas que estão relacionadas à ocorrência de muriquis e eliminar as variáveis redundantes.

Variável	Regressão logística simples		Colinearidade	
	p-valor	Razão de chances	Tolerância	VIF
N° árvores com CAP \geq 31,5 cm	0,43	0,96	-	-
Soma CAP \geq 31,5 cm	< 0,01	0,82	0,94	1,05
Área basal $r = 5m$	0,01	0,75	0,99	1,00
N° de árvores caídas/mortas	0,01	1,21	0,99	1,00
Abertura do dossel	0,26	1,02	-	-
Distância ponto-planta	0,51	0,99	-	-
Altura de árvores	0,01	0,97	0,94	1,06
CAP árvores ponto-planta	0,08	0,76	-	-
Área basal árvores ponto-planta	0,15	0,29	-	-
Presença de lianas ou epífitas	0,79	1,03	-	-
N° árvores DAP \geq 70 cm	0,07	2,86	-	-

O teste teste U de Mann-Whitney resultou em diferenças significativas entre fragmentos habitados e não habitados por muriquis para essas três variáveis (Tabela 1.4), logo, as três medidas são significativamente diferentes em fragmentos com presença e ausência de muriquis. Os valores máximos, mínimos e médios das variáveis tiveram pouca diferença ao compararmos os dois grupos de fragmentos (Tabela 1.5).

Tabela 1.3. Resultados da regressão logística múltipla das variáveis: N° árvores CAP \geq 31,5 cm, Soma CAP \geq 31,5 cm, Área basal $r = 5m$, N° árvores caídas/mortas e Altura de árvores ponto-planta.

Variável	Regressão logística múltipla	
	p-valor	Razão de chances
Soma CAP \geq 31,5 cm	0,03	0,90
Área basal $r = 5m$	0,03	0,78
N° árvores caídas/mortas	0,02	1,2
Altura de árvores ponto-planta	0,17	0,95

Tabela 1.4. Resultados do teste U de Mann-Whitney e médias com desvio padrão das variáveis: N° árvores CAP \geq 31,5 cm, N° árvores caídas/mortas e Altura de árvores ponto-planta, em fragmentos habitados e fragmentos não habitados por muriquis.

Variável	Teste U Mann-Whitney	Média: Frags. com muriquis	Média: Frags. sem muriquis
Soma CAP \geq 31,5 cm	$p < 0,01$; U=1.3556	3,27 ($\pm 1,39$)	3,70 ($\pm 1,56$)
Área basal r= 5m	$p < 0,01$; U=1.8934	1,00 ($\pm 0,86$)	1,27 ($\pm 1,10$)
N° árvores caídas e mortas	$p < 0,01$; U=1.3339	1,91 ($\pm 1,48$)	1,52 ($\pm 1,40$)

Tabela 1.5. Valores máximos, mínimos (com as unidades de medida) e médias de cada variável em fragmentos com ocorrência e sem ocorrência de muriquis. A variável é binária, logo foram apresentados os valores de árvores com presença de lianas/epífitas num conjunto de 720 árvores verificadas em cada tipo de fragmento.

Variável	Presença de muriquis		Ausência de muriquis	
	Valores	Média	Valores	Média
N° árvores com CAP \geq 31,5 cm	1–13	5,49	2–14	5,67
Densidade de árvores (ind/ha)	1,27–16,55	6,98	2,55–17,82	7,22
Soma CAP \geq 31,5 cm (m)	0,37–8,29	3,27	1,04–9,89	3,70
Área basal r= 5m (m ²)	0,01–5,47	1,00	0,09–7,78	1,27
N° de árvores caídas/mortas	0–7	1,91	0–6	1,52
Abertura do dossel (%)	7,96–52,52	27,09	12,35–46,15	26,06
Distância ponto-planta (m)	0,10–11	3,59	0,23–8,90	3,04
Altura de árvores (m)	6,2–18,83	12,51	6,75–34,38	13,21
CAP árvores ponto-planta (m)	0,32–2,7	0,62	0,32–3,48	0,66
Área basal árvores ponto-planta (m ²)	0,01–0,58	0,04	0,01–0,96	0,04
Presença de lianas ou epífitas*	427	0,59	424	0,59
N° árvores com CAP \geq 70 cm	0–6	0,06	0–7	0,02

4. DISCUSSÃO

Os resultados mostram diferenças estruturais entre os dois tipos de fragmentos, conforme esperado. As características ligadas à complexidade do habitat, altura e área basal das árvores são boas preditoras da ocorrência de muriquis (Tabela 1.2). No entanto, mesmo dentro do valor de significância ($p \leq 0,05$), as razões de chances de área basal r= 5 m e soma CAP \geq 31,5 cm foram menores que 1. Isso revela que a chance de ocorrência da espécie diminuiu com o aumento de valor dessas variáveis. Além disso, para essas variáveis, as médias foram maiores nos fragmentos não habitados por muriquis (Tabela 1.5), ao contrário do que se esperava, em que fragmentos com muriquis teriam árvores

com maiores circunferências e áreas basais.

O número de árvores caídas/mortas teve valores maiores em fragmentos com muriquis (Tabela 1.5) e razão de chances de 1,2. Isso significa que a chance de ocorrência da espécie tende a aumentar em 20% com o aumento dos valores dessa variável. Ainda assim, fragmentos não habitados pela espécie em SMJ, tiveram valores maiores para essa variável do que duas entre quatro localidades de ocorrência de muriquis avaliadas por HIRSCH *et al* (2002), o PE Rio Doce e a RPPN-FMA.

A presença de árvores caídas/mortas em alguns locais do interior da floresta pode gerar efeitos positivos na complexidade do habitat. A queda de árvores, principalmente de maior porte, cria microhabitats que promovem a entrada de luz e aumento da diversidade de plantas (OKADA *et al*, 2019; SHI *et al*, 2019). Ao se decompor, essas árvores podem servir de habitat para diversas espécies de plantas, animais e fungos (BOBIEC *et al*, 2005; SEFIDI e ETEMAD, 2014), aumentar a quantidade de matéria orgânica no solo e capacidade de retenção de água (HAFNER e GROFFMAN 2005) e oferecer substrato para raízes (SCHUCK *et al*, 2004). Os efeitos positivos causados pela densidade de árvores caídas/mortas podem ser observados até certo limiar, a partir do qual há mudanças drásticas na estrutura da mata como aumento da descontinuidade do dossel, a entrada de luz e o impacto da chuva.

De forma geral, maiores valores de altura, CAP e área basal são fatores positivos para primatas de grande porte (FIMBEL, 1994; DA SILVA-JÚNIOR *et al*, 2009, 2010). São indicadores de florestas mais antigas, com estágio sucessional mais avançado, com árvores maiores e galhos mais fortes e suportam maiores densidades de primatas mais pesados (FIMBEL, 1994; DA SILVA-JÚNIOR *et al*, 2010), como muriquis. Muriquis preferem matas maduras AGUIRRE (1971) com árvores de médio e grande porte, pois provêm mais recursos alimentares e espaço (DE MORAES *et al*, 1998). Mesmo assim, podem se adaptar bem em ambientes secundários (MARTINS, 2005; MENDES *et al*, 2005). Com base nisso, a presença de muriquis nos fragmentos visitados neste estudo e outros ambientes perturbados (HIRSCH *et al*, 2002; BOUBLI *et al*, 2010, 2011; DA SILVA-JÚNIOR *et al*, 2009, 2010, 2011) permite afirmar que vivem em ambientes sub-ótimos à sua ocorrência. A maioria das CAP e áreas basais se concentra próxima aos

limites inferiores dessas medidas (Apêndice I) e reforça essa interpretação, já que essa distribuição dos dados caracteriza florestas secundárias e/ou em estágios iniciais de sucessão (RABELO *et al*, 2002; OLIVEIRA e AMARAL, 2004).

A adequabilidade para presença de muriquis em suas localidades de ocorrência varia devido à complexidade e estrutura da mata. Os valores de área basal, altura e CAP das árvores em fragmentos habitados e não habitados por muriquis, mesmo com diferença significativa entre si, são consistentes com os valores encontrados para essas localidades. Entre elas estão:

- 1) RPPN-Feliciano Miguel Abdalla (LEMOS DE SÁ e STRIER, 1992; HIRSCH *et al*, 2002; STRIER e BOUBLI, 2006; BOUBLI *et al*, 2010, 2011);
- 2) Parque Estadual Serra do Brigadeiro (BOUBLI *et al*, 2010; DA SILVA-JÚNIOR *et al*, 2010);
- 3) Mata do Sossego (DA SILVA-JÚNIOR *et al*, 2010, 2011);
- 4) Fazenda Esmeralda (grupos extintos) (LEMOS DE SÁ e STRIER, 1992; HIRSCH *et al*, 2002);
- 5) Parque Estadual Rio Doce (BOUBLI *et al*, 2010; DA SILVA-JÚNIOR *et al*, 2010);
- 6) Parque Estadual Ibitipoca (BOUBLI *et al*, 2010);
- 7) Fazenda Córrego de Areia (grupos extintos) (HIRSCH *et al*, 2002).

Os valores de CAP e áreas basais de árvores ponto-planta tiveram menor amostragem (quatro indivíduos por ponto amostral, total de 1440 indivíduos) que as medidas que consideraram todas as árvores no raio de 5 m com CAP $\geq 31,5$ cm (até 15 indivíduos por ponto amostral, total de 2008 indivíduos) e isso pode ter influenciado nos resultados. Outro aspecto que difere as duas amostragens é o fato das árvores ponto-planta não necessitarem estar dentro do raio de 5 m para serem consideradas. Isso ocorreu em 17,8% das árvores ponto-planta em fragmentos com muriquis e 9,4% das árvores ponto-planta em fragmentos sem muriquis. Contudo, essa diferença sugere uma menor densidade de árvores nos fragmentos com muriquis, já que evidencia maiores distâncias entre árvores.

As variáveis densidades de árvores (n° árvores CAP $\geq 31,5$ cm), distância ponto-planta e abertura do dossel (porcentagem de entrada de luz) não foram

significativas para prever a ocorrência da espécie nos fragmentos de SMJ (Tabela 1.2). Entretanto, são fatores ligados à continuidade e densidade do dossel e estratos intermediários. Habitats mais contínuos proporcionam maiores possibilidades de rotas estáveis de deslocamento e acesso a recursos alimentares (VALERO e BYRNE, 2007; DA SILVA- JÚNIOR *et al*, 2009; CHEYNE *et al*, 2013; MCLEAN *et al*, 2016) pelos muriquis. Em locais de rotas menos estáveis de deslocamento, muriquis podem utilizar outras formas de passagem, inclusive usando o chão (MOURTHÉ *et al*, 2007). Esse hábito pode ser parcialmente explicado por habitarem, de forma geral, matas com menores densidades de árvores e continuidade do dossel que os muriquis-do-sul (BOUBLI *et al*, 2010). O uso do chão também foi identificado em outros primatas arborícolas (e.g. *Alouatta* spp.: SCHÖN-YBARRA, 1984, ALMEIDA-SILVA *et al*. 2005; *Ateles* spp., *Sapajus* spp., *Saimiri* spp.: CAMPBELL, *et al.*, 2005; *Callicebus olallae*: MARTÍNEZ E WALLACE, 2011). Esse comportamento pode trazer problemas como exposição a predadores e doenças (MOURTHÉ *et al.*, 2007; ANGONESI ET AL, 2009; SANTOS *et al*, 2014; SEMEL, 2015) e maior gasto energético. Por outro lado, é uma alternativa ao deslocamento obtenção de recursos (DIB *et al*, 1997, 2001; TABACOW *et al*, 2009).

A presença frequente de microrregiões cobertas por bambus ou samambaias foi um fator verificado nos fragmentos de estudo, mas não contabilizado nas coletas. Essas espécies estão associadas a áreas mais perturbadas (BOUBLI *et al*, 2010) abertas (DA SILVA-JÚNIOR *et al*, 2010). A presença de bambus e samambaias nesses locais pode impedir o crescimento e regeneração da mata (MARTINS *et al*, 2004; SILVA-JÚNIOR *et al*, 2009; KANG *et al*, 2019; O'BRIEN, *et al*, 2019) nesses pontos. Em contrapartida, brotos de bambus e samambaias podem servir como alimentos para os muriquis (STRIER, 1991; MACHADO, 2012). A quantificação dessas microrregiões cobertas por bambus e samambaias em trabalhos futuros pode ajudar, portanto, a entender ainda mais a estrutura dos dois grupos de fragmentos analisados.

A densidade de árvores muito grandes (DAP \geq 70 cm) não foi significativa para prever a ocorrência de muriquis (Tabela 1.5). Embora a densidade de árvores em fragmentos sem muriquis tenha sido maior, a densidade de árvores

muito grandes foi maior em fragmentos com muriquis (1,2%) do que sem muriquis (0,39%). De forma geral, as árvores muito grandes (AMG) compreendem de 1–2% das árvores das florestas (CLARK e CLARK, 1996; LUTZ *et al*, 2018), correspondem a uma expressiva parte da biomassa acima do solo (ENQUIST e NIKLAS Jr, 2001; LUTZ *et al*, 2012) e têm grande influência na regeneração e longevidade florestais (CLARK e CLARK, 1996; KEETON e FRANKLIN, 2005), controle do microclima (RAMBO e NORTH, 2009; LUTZ *et al*, 2012), regimes hidrológicos e ciclo de nutrientes (SILLET e VANPELT, 2007; VANDEKERKLOVE *et al*, 2018). Como comparação, podemos utilizar os registros de HIRSCH *et al*, (2002), em que entre 3,2–7,7% das árvores tinham DAP \geq 75 cm em três localidades de ocorrência da espécie. Tais informações ajudam a destacar a importância dessa localidade, mas isso deve ser visto com cuidado, pois uma localidade de ocorrência não tinha nenhuma árvore com DAP acima desse valor. Outro motivo é que esse é um evento raro, e coletas mais extensas poderiam diminuir bastante a proporção de árvores muito grandes entre as árvores com DAP \geq 10 cm.

A quantidade de lianas e epífitas não foi preditora da ocorrência de muriquis, tendo o mesmo valor, aproximadamente 59% dos casos em ambos os grupos de fragmentos (Tabela 1.5). Maiores densidades de lianas são típicas de florestas menos maduras (BALLE e CAMPBELL 1990; PAGLIA *et al*, 1995), e mais perturbadas (OLIVEIRA-FILHO *et al*, 1997; BOUBLI *et al*, 2010, 2011). Em casos extremos, altas densidades de lianas podem impedir crescimento e regeneração da mata (PÉREZ- SALICRUP, 2001; DA SILVA-JÚNIOR *et al*, 2010) e causar degradação e morte de árvores (PUTZ, 1984). Sendo assim, essa variável aponta a pouca diferença no nível de maturidade e perturbação nos dois grupos de fragmentos. Por outro lado, uma análise que contabilize lianas separadamente de epífitas pode gerar resultados mais detalhados, pois diferem bastante na resposta à umidade (GENTRY e DODSON 1987; BOUBLI *et al*, 2010).

5. CONCLUSÕES

Com base no que foi apresentado neste capítulo, podemos afirmar que a área e a conectividade dos fragmentos florestais não são os únicos fatores que explicam o padrão de ocorrência dos muriquis-do-norte em Santa Maria de Jetibá.

Entre as quatro variáveis significativas para o modelo de regressão logística múltipla (Soma CAP $\geq 31,5$ cm; Área basal $r = 5m$; Nº árvores caídas e mortas), três também apresentaram diferenças significativas no teste U de Mann-Whitney entre os fragmentos habitados e os não habitados pelos muriquis. Esses resultados indicam que, em média, a circunferência das árvores é ligeiramente maior em fragmentos não habitados por muriqui, ao contrário do esperado. A quantidade de árvores caídas/mortas é maior em fragmentos habitados por muriquis, indicando uma maior complexidade do habitat. As demais características medidas não são significativamente diferentes nos dois grupos de fragmentos e há grande similaridade entre os fragmentos analisados neste estudo (com e sem muriquis) e outras localidades onde a espécie ocorre. Portanto, a estrutura e complexidade do habitat nos fragmentos de Santa Maria de Jetibá têm poucas diferenças entre si. Em um cenário passado de fragmentação e perda do habitat, é possível levantar duas possibilidades não exclusivas entre si quanto à estrutura dos fragmentos e o padrão de ocupação da espécie: 1) Houve extinção de grupos de muriquis que restaram em alguns fragmentos de tamanho e/ou fluxo adequado, mas com complexidade e características estruturais ligeiramente menores que localidades de ocorrência atual; 2) As poucas diferenças estruturais evidenciadas neste estudo não foram suficientes para causar extinção em alguns fragmentos e permitir a persistência em outros, e as extinções ocorreram aleatoriamente entre os fragmentos.

6. REFERÊNCIAS

AGUIRRE, Alvaro Coutinho. **O mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy)**. Academia Brasileira de Ciências, 1971.

ANGONESI, Priscila Santos et al. Endoparasitos em Muriquis-do-Norte, *Brachyteles hypoxanthus*, Isolados em Pequeno Fragmento de Mata Atlântica. **Neotropical Primates**, v. 16, n. 1, p. 15-19, 2009.

ALMEIDA-GOMES, Mauricio *et al.* Patch size matters for amphibians in tropical fragmented landscapes. **Biological conservation**, v. 195, p. 89-96, 2016.

ALMEIDA-SILVA, Bárbara *et al.* Deslocamento terrestre e o comportamento de

beber em um grupo de barbados (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940) em Minas Gerais, Brasil. **Neotropical Primates**, v. 13, n. 1, p. 1-4, 2005.

ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor *et al.* Assessing habitat fragmentation effects on primates: the importance of evaluating questions at the correct scale. In: **Primates in Fragments**. Springer, New York, NY, 2013. p. 13-28.

BALEE, William; CAMPBELL, David G. Evidence for the successional status of liana forest (Xingu river basin, Amazonian Brazil). **Biotropica**, p. 36-47, 1990.

BERSACOLA, Elena; SVENSSON, Magdalena S.; BEARDER, Simon K. Niche partitioning and environmental factors affecting abundance of strepsirrhines in Angola. **American journal of primatology**, v. 77, n. 11, p. 1179-1192, 2015.

BOUBLI, Jean P. *et al.* Quantitative assessment of habitat differences between northern and southern muriquis (Primates, Atelidae) in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecotropica**, v. 16, n. 1, p. 63-69, 2010.

BOUBLI, Jean P. *et al.* Structure and floristic composition of one of the last forest fragments containing the critically endangered northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*, Primates). **Ecotropica**, v. 17, n. 2, p. 53-69, 2011.

BOYLE, Sarah A.; SMITH, Andrew T. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon?. **Biological Conservation**, v. 143, n. 5, p. 1134-1143, 2010.

CAMARATTA, Danielle; CHAVES, Óscar M.; BICCA-MARQUES, Júlio César. Fruit availability drives the distribution of a folivorous–frugivorous primate within a large forest remnant. **American journal of primatology**, v. 79, n. 3, p. e22626, 2017.

CARRETERO-PINZÓN, Xyomara *et al.* What do we know about the effect of patch size on primate species across life history traits?. **Biodiversity and conservation**, v. 25, n. 1, p. 37-66, 2016.

CARRETERO-PINZÓN, Xyomara *et al.* The influence of landscape relative to site and patch variables on primate distributions in the Colombian Llanos. **Landscape ecology**, v. 32, n. 4, p. 883-896, 2017.

CENTODUCATTE, L. D. **Fragmentação da Mata Atlântica e Conservação do muriqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae)**. Orientador: Sérgio Lucena Mendes. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Programa de Pós- Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, p. 66. 2011.

CENTODUCATTE, L. D. **Muriquis e Onde Habitam: Fatores que interferem na distribuição espacial de grupos sociais na Mata Atlântica fragmentada**. Orientador: Sérgio Lucena Mendes. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, p. 72. 2017.

CERQUEIRA, R., Brant, A., Nascimento, M. T., & Pardini, R. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, Denise Marçal; OLIVEIRA, DAS de. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, p. 23-40, 2003.

CHEYNE, Susan M.; THOMPSON, Claire JH; CHIVERS, David J. Travel adaptations of Bornean agile gibbons *Hylobates albibarbis* (Primates: Hylobatidae) in a degraded secondary forest, Indonesia. **Journal of Threatened Taxa**, p. 3963-3968, 2013.

CLARK, David B.; CLARK, Deborah A. Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 80, n. 1- 3, p. 235-244, 1996.

COTTAM, Grant; CURTIS, John T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology**, v. 37, n. 3, p. 451-460, 1956.

DA SILVA JÚNIOR, Wilson Marcelo *et al.* Habitat quality of the woolly spider monkey (*Brachyteles hypoxanthus*). **Folia Primatologica**, v. 80, n. 4, p. 295-308, 2009.

DA SILVA JÚNIOR, Wilson Marcelo *et al.* Structure of Brazilian Atlantic forests with occurrence of the woolly spider monkey (*Brachyteles hypoxanthus*). **Ecological**

research, v. 25, n. 1, p. 25-32, 2010.

DA SILVA JÚNIOR, Wilson Marcelo *et al.* Estimating Food Sources for Woolly Spider Monkeys (*Brachyteles* spp.) Using the Forest Structure. In: **Animal diversity, natural history and conservation**. Anil K. Verma, Ed. Daya Publishing Group. Delhi, 2011. p. 27-76.

DA SILVA, Lucas Goulart *et al.* Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences Neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. **PLoS One**, v. 10, n. 2, p. e0114025, 2015.

DAVIDOWITZ, Goggy; ROSENZWEIG, Michael L. The latitudinal gradient of species diversity among North American grasshoppers (Acrididae) within a single habitat: a test of the spatial heterogeneity hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 25, n. 3, p. 553- 560, 1998.

DE MORAES, Pedro Luís Rodrigues; DE CARVALHO, Oswaldo; STRIER, Karen B. Population variation in patch and party size in muriquis (*Brachyteles arachnoides*). **International Journal of Primatology**, v. 19, n. 2, p. 325-337, 1998.

DIB, Laiena RT; OLIVA, Andreia S.; STRIER, Karen B. Terrestrial travel in muriquis (*Brachyteles arachnoides*) across a forest clearing at the Estacao Biologica de Caratinga, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, v. 5, n. 1, p. 8-9, 1997.

DIB, LAIENA RT; OLIVA, ANDREIA S.; STRIER, Karen B. Geophagy in muriquis (*Brachyteles arachnoides hypoxanthus*): First reports. **Revista de Etologia**, v. 3, n. 1, p. 67-73, 2001.

ENQUIST, Brian J.; NIKLAS, Karl J. Invariant scaling relations across tree-dominated communities. **Nature**, v. 410, n. 6829, p. 655, 2001.

GENTRY, Alwyn H.; DODSON, C. H. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 74, n. 2, p. 205-233, 1987.

GILROY, James J. *et al.* Effect of scale on trait predictors of species responses to agriculture. **Conservation biology**, v. 29, n. 2, p. 463-472, 2015.

GRINNELL, Joseph. Field tests of theories concerning distributional control. **The American Naturalist**, v. 51, n. 602, p. 115-128, 1917.

HAFNER, Sasha D.; GROFFMANB, Peter M. Soil nitrogen cycling under litter and coarse woody debris in a mixed forest in New York State. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 37, p. 2159-2162, 2005.

HANSKI, Ilkka. Metapopulation dynamics. **Nature**, v. 396, n. 6706, p. 41, 1998.

HASS, G. P. **Influência das características estruturais e vegetacionais de fragmentos de floresta com araucária na ocorrência de *Alouatta guariba clamitans***. Orientador: Júlio César Bicca-Marques. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Faculdade de Biociências. Pontífice Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, p 74. 2014.

HIRSCH, A. *et al.* Rediscovery of *Brachyteles arachnoides hypoxanthus* at the Fazenda Córrego de Areia, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, v. 10, n. 3, p. 119-122, 2002.

ISABIRYE-BASUTA, Gilbert M.; LWANGA, Jeremiah S. Primate populations and their interactions with changing habitats. **International Journal of Primatology**, v. 29, n. 1, p. 35-48, 2008.

JUN-JIE, S. H. I. *et al.* Impacts of thinning on canopy structure and understory light in secondary poplar-birch forests. **Yingyong Shengtai Xuebao**, v. 30, n. 6, 2019.

KALBITZER, Urs; CHAPMAN, Colin A. Primate responses to changing environments in the Anthropocene. In: **Primate Life Histories, Sex Roles, and Adaptability**. Springer, Cham, 2018. p. 283-310.

KANG, Dongwei *et al.* Relationship between bamboo growth status and woody plants in a giant panda habitat. **Ecological indicators**, v. 98, p. 840-843, 2019.

KEETON, William S.; FRANKLIN, Jerry F. Do remnant old-growth trees accelerate rates of succession in mature Douglas-fir forests? **Ecological Monographs**, v. 75,

n. 1, p. 103-118, 2005.

LAWTON, J. H. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. **Annual review of entomology**, v. 28, n. 1, p. 23-39, 1983.

LEVINS, Richard. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **American Entomologist**, v. 15, n. 3, p. 237-240, 1969.

LUTZ, James A. *et al.* Ecological importance of large-diameter trees in a temperate mixed-conifer forest. **PloS one**, v. 7, n. 5, p. e36131, 2012.

LUTZ, James A. *et al.* Global importance of large-diameter trees. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, n. 7, p. 849-864, 2018.

MACARTHUR, Robert H.; WILSON, Edward O. **The theory of island biogeography**. Princeton university press, 1967.

MACHADO, F. F. **Dieta de um grupo de muriquis-do-norte *Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820)(Primates, Atelidae) em um fragmento florestal de Santa Maria de Jetibá, ES, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, p. 61. 2012.

MARTÍNEZ, Jesús; WALLACE, Robert B. First Observations of Terrestrial Travel for Olalla'S Titi Monkey (*Callicebus olallae*). **Neotropical Primates**, v. 18, n. 2, p. 49-53, 2011.

MARTINS, M. M. The southern muriqui, *Brachyteles arachnoides*: ecology of a population in a semideciduous forest fragment. **Neotropical Primates**, v. 13, p. 61-65, 2005.

MARTINS, Sebastião Venâncio *et al.* Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 172, p. 121-131, 2004.

MCCOY, Earl D.; BELL, Susan S. Habitat structure: the evolution and

diversification of a complex topic. In: **Habitat structure**. Springer, Dordrecht, 1991. p. 3-27.

MCLEAN, Kevin A. *et al.* Movement patterns of three arboreal primates in a Neotropical moist forest explained by LiDAR-estimated canopy structure. **Landscape ecology**, v. 31, n. 8, p. 1849-1862, 2016.

MENDES, L. S. Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). **Neotrop Primates**, v. 13, p. 7-18, 2005.

MICHALSKI, Fernanda; PERES, Carlos A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological conservation**, v. 124, n. 3, p. 383-396, 2005.

MORAN, Cath; CATTERALL, Carla P. Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. **Conservation biology**, v. 28, n. 2, p. 551-560, 2014.

MOURTHÉ, Ítalo MC *et al.* Ground use by northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*). **American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists**, v. 69, n. 6, p. 706-712, 2007.

MICHALSKI, Fernanda; PERES, Carlos A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological conservation**, v. 124, n. 3, p. 383-396, 2005.

O'BRIEN, Michael J. *et al.* Positive effects of liana cutting on seedlings are reduced during El Niño-induced drought. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 4, p. 891-901, 2019.

OKADA, Momoko *et al.* Role of fallen logs in maintaining the species diversity of understory vascular plants in a mixed coniferous and broad-leaved forest in Hokkaido, northern Japan. **Forest Ecology and Management**, v. 448, p. 249-255, 2019.

OLIVEIRA, Arlem Nascimento de; AMARAL, Iêda Leão do. Floristic and phytosociology of a slope forest in Central Amazonia, Amazonas, Brazil. **Acta**

Amazonica, v. 34, n. 1, p. 21-34, 2004.

OLIVEIRA-FILHO, Ary T.; DE MELLO, José Márcio; SCOLFORO, José Roberto S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987–1992). **Plant Ecology**, v. 131, n. 1, p. 45-66, 1997.

PÉREZ-SALICRUP, Diego R. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. **Ecology**, v. 82, n. 2, p. 389-396, 2001.

PIMM, Stuart L. Ecology: The forest fragment classic. **Nature**, v. 393, n. 6680, p. 23, 1998.

PUTZ, Francis E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, n. 6, p. 1713-1724, 1984.

RABELO, Fernando Galvão *et al.* Diversidade, composição florística e distribuição diamétrica do povoamento com $DAP \geq 5$ cm em região de estuário no Amapá. **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, n. 37, p. 91-112, 2002.

SANTOS, J. L. *et al.* High consumption of primates by pumas and ocelots in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 3, p. 632-641, 2014.

SALES, Lilian Patricia; HAYWARD, Matthew Warrington; PASSAMANI, Marcelo. Local vs landscape drivers of primate occupancy in a Brazilian fragmented region. **Mammal Research**, v. 61, n. 1, p. 73-82, 2016.

SCHUCK, A. *et al.* Forest biodiversity indicator: dead wood—a proposed approach towards operationalising the MCPFE indicator. **Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe—From ideas to operationality**, p. 49, 2005.

SCHWARZKOPF, Lin; RYLANDS, Anthony B. Primate species richness in relation to habitat structure in Amazonian rainforest fragments. **Biological Conservation**, v. 48, n. 1, p. 1-12, 1989.

SEFIDI, KIOMARS; ETEMAD, VAHID. The amount and quality of dead trees in a mixed beech forest with different management histories in northern Iran. **Biodiversitas Journal of Biological Diversity**, v. 15, n. 2, 2014.

SEMEL, Brandon. **A multi-species approach to elucidating the ecological function of primate geophagy**. Northern Illinois University, 2015.

SHI, Jun Jie. *et al.* Impacts of thinning on canopy structure and understory light in secondary poplar-birch forests. **Ying yong sheng tai xue bao= The journal of applied ecology**, v. 30, n. 6, p. 1956-1964, 2019.

SMITH, Adam C.; FAHRIG, Lenore; FRANCIS, Charles M. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. **Ecography**, v. 34, n. 1, p. 103-113, 2011.

STRATFORD, Jeffrey A.; STOUFFER, Philip C. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. **Conservation Biology**, v. 13, n. 6, p. 1416-1423, 1999.

STRIER, Karen B. Diet in one group of woolly spider monkeys, or muriquis (*Brachyteles arachnoides*). **American Journal of Primatology**, v. 23, n. 2, p. 113-126, 1991.

TEWS, Jörg *et al.* Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79-92, 2004.

WHITTAKER, Robert J.; FERNÁNDEZ-PALACIOS, José María. **Island biogeography: ecology, evolution, and conservation**. Oxford University Press, 2007.

WILLIAMS-GUILLÉN, Kimberly *et al.* Primate populations in fragmented tropical dry forest landscapes in southwestern Nicaragua. In: **Primates in Fragments**. Springer, New York, NY, 2013. p. 105-120.

VALERO, Alejandra; BYRNE, Richard W. Spider monkey ranging patterns in Mexican subtropical forest: do travel routes reflect planning?. **Animal cognition**, v.

10, n. 3, p. 305-315, 2007.

VAN NOUHUYS, Saskya. Metapopulation ecology. **eLS**, p. 1-9, 2001.

YBARRA, Miguel A. Schön. Locomotion and postures of red howlers in a deciduous forest-savanna interface. **American journal of physical anthropology**, v. 63, n. 1, p. 65-76, 1984.

ZUUR, Alain F.; IENO, Elena N.; ELPHICK, Chris S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in ecology and evolution**, v. 1, n. 1, p. 3- 14, 2010.

CAPÍTULO 2

A PAISAGEM FRAGMENTADA E A OCORRÊNCIA DE *Brachyteles hypoxanthus* EM SANTA MARIA DE JETIBÁ

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação do habitat é um processo em escala paisagística em que o habitat é dividido em partes menores (fragmentos) espalhadas e circundadas pela matriz (não-habitat) (CERQUEIRA *et al*, 2003; ARROYO-RODRIGUEZ *et al*, 2013; HADDAD *et al*, 2015). Esse processo modifica a composição da paisagem, isto é, os tipos e proporções de diferentes coberturas de terra (LINDENMAYER e FISCHER, 2013; ARROYO-RODRIGUEZ *et al*, 2016) e afeta profundamente a persistência de primatas (MARSH, 2003; ARROYO-RODRIGUEZ *et al*, 2013; DA SILVA *et al*, 2015).

A composição da paisagem influencia, também, na ocorrência de primatas em ambientes fragmentados, de diferentes formas (POZO-MONTUY *et al*, 2011; GALÁN- ACEDO *et al*, 2019). Estudos indicam que a alta permeabilidade da matriz (BOYLE e SMITH, 2010; ARROYO-RODRIGUEZ *et al*, 2013; MORAES *et al*, 2018), as maiores distâncias às ocupações humanas (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al*, 2008; PUIG-LAGUNES *et al*, 2016) e os fragmentos com forma menos irregulares (FORMAN e GODRON, 1986; ARROYO-RODRÍGUEZ *et al*, 2008; CARRETERO-PINZÓN *et al*, 2017), são efeitos positivos para a permanência e diversidade de primatas. Além da complexidade e qualidade do habitat (tratados no primeiro capítulo), do tamanho e da conectividade dos fragmentos (CENTODUCATTE, 2017), é possível que outras características da paisagem influenciem a presença dos muriquis em determinados fragmentos e a ausência em outros.

Neste capítulo, os objetivos foram verificar se fragmentos habitados por muriquis e fragmentos não habitados com potencial de ocupação são diferentes quanto aos seguintes elementos da paisagem: disponibilidade de água, proximidade a impactos antrópicos, altitude, uso do solo no entorno, tamanho e forma dos fragmentos e regeneração da cobertura de mata, no município de Santa Maria de Jetibá. Para isso, foram utilizadas análises de regressão logística, teste t de *student* e processamento de camadas de fragmentos florestais e classes de uso do solo em ambiente SIG.

Portanto, espera-se que os fragmentos com presença de muriquis, comparados aos fragmentos onde estão ausentes, tenham: 1) maiores áreas antes e depois da regeneração florestal (1970 a 2008) e/ou maior regeneração; 2) menor efeito de borda; 3) maior disponibilidade de água; 4) altitudes mais

elevadas; 5) maiores distâncias para elementos de impacto antrópico; 6) Maior quantidade de mata madura e menor quantidade de pastagem e cultivos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Medida de parâmetros da paisagem

Os mapas de fragmentos florestais (CENTODUCATTE, 2011; SANTOS *et al*, 2012) foram sobrepostos às camadas de rodovias, principais centros urbanos, nascentes e corpos d'água, usando o programa ArcMap 10. Nessa etapa, além dos 12 fragmentos que foram visitados, foram incluídos mais três fragmentos em que os muriquis estão presentes e três onde estão ausentes (Figura 2.1), pareados conforme a análise de componentes principais (ACP; Capítulo 1). Foram medidas as seguintes características:

- a) Área do fragmento em 2008: Cálculo da área dos fragmentos florestais na classificação de uso do solo de 2008 (CENTODUCATTE, 2011);
- b) Área do fragmento em 1970: Cálculo da área dos fragmentos florestais na classificação de uso do solo de 1970 (SANTOS *et al*, 2012);
- c) Densidade de nascentes: Cálculo da quantidade de nascentes (FONTE REFERÊNCIA) por hectare de cada fragmento;
- d) Densidade de cursos d'água: Cálculo da quantidade de corpos d'água (FONTE REFERÊNCIA) por hectare de cada fragmento;
- e) Distância de centros urbanos: Menor distância da borda de cada fragmento para o centro urbano mais próximo (FONTE REFERÊNCIA);
- f) Distância de rodovias: Menor distância da borda de cada fragmento para a rodovia mais próxima (FONTE REFERÊNCIA);
- g) Distância para construções: Menor distância da borda de cada fragmento para edificações isoladas dos centros urbanos (FONTE REFERÊNCIA): igrejas, escolas e granjas mais próximas;
- h) Forma do fragmento: Razão do perímetro (P) sobre a área (A) do fragmento, foram calculadas segundo FORMAN e GODRON (1986):

$$IF(\text{índice de forma}) = \frac{P}{\sqrt{A\pi}}$$

- i) Altitude média: Sobreposição de um raster de resolução de 92,6 m sobre os

shapes de fragmentos florestais. Foi aplicada a fórmula:

$$\frac{\text{Soma do valor de altitude de cada célula}}{\text{Número de células de cada fragmento}}$$

- j) Crescimento 1970-2008: Cálculo da porcentagem de crescimento de cada fragmento, usando a fórmula:

$$\frac{\text{Área do fragmento em 2008} - \text{Área do fragmento em 1970}}{\text{Área do fragmento em 1970}} \times 100$$

As distâncias foram medidas usando a ferramenta *proximidade* do ArcMap 10. Como fonte de dados dos indicadores de impacto antrópico, foram usadas informações disponíveis pelo Instituto Jones dos Santos Neves (www.ijsn.es.gov.br) e informações de altitudes, corpos d'água e nascentes foram obtidas do Geobases-ES.

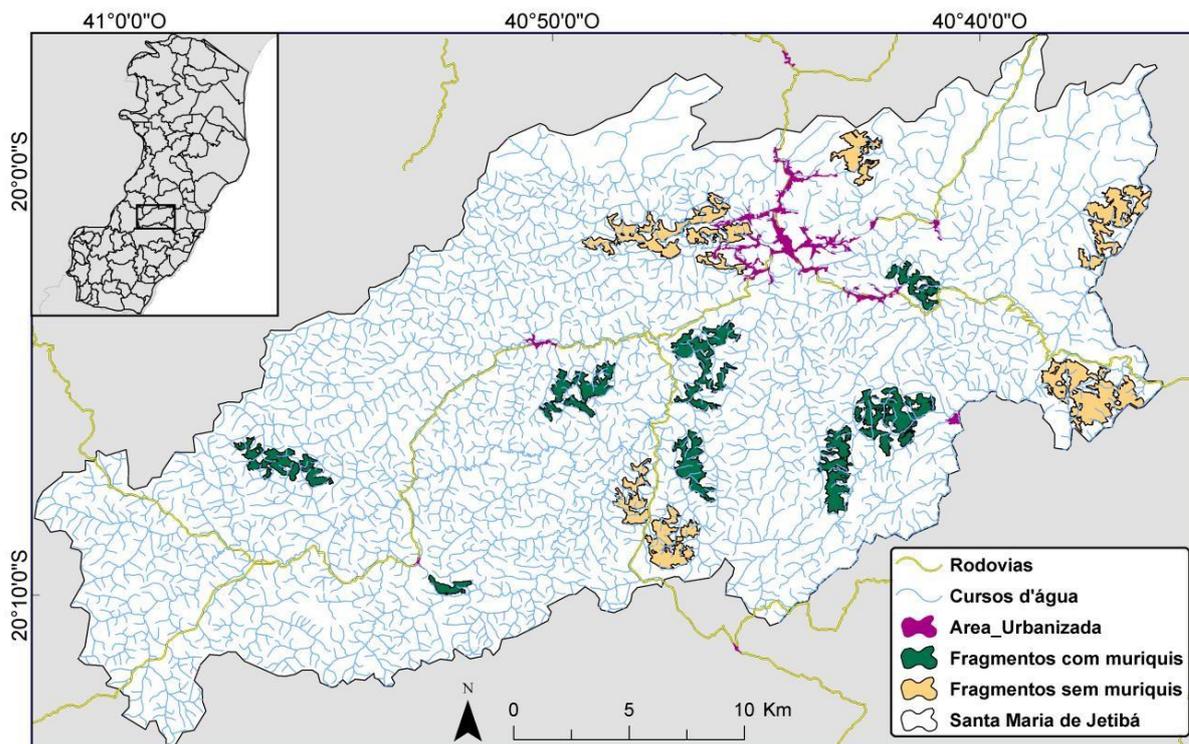


Figura 2.1. Mapa mostrando a localização de rodovias, cursos d'água e principais centros urbanos e sua proximidade e sobreposição aos 12 fragmentos onde foi feita a coleta de dados em campo e seis fragmentos não visitados. Fonte da base cartográfica: Rodovias e área urbanizada – Instituto Jones dos Santos Neves (www.ijsn.es.gov.br); corpos d'água, fragmentos florestais – Geobases-ES. Datum: WGS 1984. Sistema de coordenada: Universal Transverse Mercator (UTM) 24S.

2.2. Análise do entorno dos fragmentos florestais

Foram realizadas análises da cobertura do entorno dos 18 fragmentos florestais para verificar se alguma classe de uso do solo tem relação com o padrão de ocorrência dos muriquis. Foram utilizados *buffers* (ArcMap 10, ferramenta proximidade) de 1 km a partir dos limites dos fragmentos e foram calculadas as porcentagens de cobertura de 10 classes de uso do solo da classificação de 2008 (CENTODUCATTE, 2011) e 14 classes da cobertura de 2015 (IEMA, 2019). Alguns *buffers* incluíram regiões de outros municípios, mas os cálculos das áreas de cobertura das classes foram realizados considerando apenas as porções dentro dos limites do município de Santa Maria de Jetibá.

2.3. Análise da relação entre a presença de muriquis e elementos da paisagem.

Para verificar quais variáveis podem prever e limitar a ocorrência de muriquis em determinado fragmento, foram feitas análises de regressão e teste-t de *student*. Foram aplicadas análises de regressão logística simples para cada uma das variáveis. A presença/ausência de muriquis foi tratada como variável dependente e cada um dos atributos avaliados (distâncias, densidades, coberturas das classes, altitudes, crescimento), como variáveis independentes. O valor de significância escolhido foi $p \leq 0,05$. As análises estatísticas foram realizadas nos programas ActionStat 3.6 e BioEstat 5.0 e os gráficos foram realizados no programa Past 3.

2.4. Descrição da evolução da cobertura florestal no município

Foram utilizadas três fontes de dados para verificar a mudança na cobertura florestal no município de Santa Maria de Jetibá: as classificações de uso do solo dos anos de 1970 (Santos *et al*, 2012), 2008 (CENTODUCATTE, 2011) e 2012-2015 (IEMA, 2019). As classes de mata da classificação de 2008 de estágio médio e estágio avançado de regeneração/vegetação primária foram somadas e tratadas como uma classe chamada “mata madura”. Todos os cálculos e análises nessa etapa foram realizados usando o programa ArcMap 10. Os seguintes cálculos foram realizados:

- a) Cobertura de mata madura em 1970 remanescente em 2008 e taxa de conversão de mata madura em 1970 para outras classes em 2008

- (perda de cobertura de mata);
- b) Conversão de outras classes de 1970 para mata madura em 2008 (regeneração florestal);
- c) Cobertura de mata madura em 2008 remanescente em 2015 e taxa de conversão de mata madura em 2008 para outras classes em 2015;
- d) Conversão de outras classes de 2008 para mata madura em 2015 (regeneração florestal).

3. RESULTADOS

As análises de regressão logística simples resultaram em apenas uma variável significativa (cobertura de mata nativa em 2008) na previsão de presença/ausência de muriquis nos fragmentos (Tabela 2.1). As demais variáveis não tiveram valor significativo, indicando que os fragmentos analisados com presença e ausência de muriquis possuem valores semelhantes para cada uma delas. Logo, não houve cálculo de colinearidade com outras variáveis ou teste de regressão logística múltipla. O teste t permitiu identificar que a variável analisada é significativamente diferente entre fragmentos com muriquis e fragmentos sem muriquis. A análise do entorno dos fragmentos florestais (Apêndice VI; Apêndice VII) indica que os fragmentos estão circundados principalmente por matas em estágios variados de regeneração, pastagens e cultivos.

Tabela 2.1. Resultados da regressão logística simples para elementos da paisagem e cobertura de classes de uso do solo para prever aqueles que estão relacionados à ocorrência de muriquis.

Variável	Regressão logística simples	
	p-valor	Razão de chances
Área do fragmento em 1970	0,31	0,99
Área do fragmento em 2008	0,68	0,99
Crescimento 1970—2008	0,11	0,02
Densidade de nascentes	0,66	1.344,17
Densidade de cursos d'água	0,25	14,14
Distância de centros urbanos	0,86	1,00
Distância de rodovias	0,51	1,00
Distância para construções	0,13	1,00
Altitude média do fragmento	0,14	1,01
Forma do fragmento (2008)	0,76	1,07

Café (2008)(%)	0,65	0,94
Pastagem abandonada (2008)(%)	0,07	2,35
Água (2008)(%)	0,48	1,71
Reflorestamento homogêneo (2008)(%)	0,13	0,81
Mata inicial (2008)(%)	0,03	1,96
Mata madura (2008)(%)	0,96	1,00
Outros cultivos (2008)(%)	0,78	0,92
Pastagem (2008)(%)	0,67	1,03
Mancha urbana (2008)(%)	0,25	0,64
Afloramento rochoso (2008)(%)	0,40	0,90
Café (2015)(%)	0,13	0,84
Macega (=pastagem abandonada)(2015)(%)	1,00	1,12
Água (2015)(%)	0,08	1,78
Reflorestamento homogêneo)(2015)(%)	0,36	1,10
Mata inicial (2015)(%)	0,90	27.144,35
Mata madura (2015)(%)	0,27	0,83
Outros cultivos (2015)(%)	0,14	1,23
Pastagem (2015)(%)	0,26	0,77
Mancha urbana (2015)(%)	0,85	<0,01
Afloramento rochoso (2015) (%)	0,27	0,43
Brejo (2015)(%)	0,13	1,84
Mineração (2015)(%)	1,00	1,12
Solo exposto (2015)(%)	0,38	0,89
Outros (sem categoria) (2015)(%)	0,19	1,27

Tabela 2.2. Resultados do teste t e médias com desvio padrão da variável cobertura de mata inicial, em fragmentos habitados e fragmentos não habitados por muriquis.

Variável	Teste t	Média: frags. com muriquis	Média: frags. sem muriquis
Mata inicial (2008) (%)	p < 0,01; t= 2,96	11,99 (±2,13)	8,45 (±2,88)

Quanto ao balanço entre o desmatamento e recuperação da mata (Tabela 2.3; Figuras 2.2 e 2.3), foi observada uma regeneração da mata 18 vezes maior que a perda de mata (conversão de mata madura em outras classes) entre os períodos de 1970 e 2008. Além disso, mais de 90% da cobertura de mata madura em 1970 se manteve em 2008. A cobertura de mata remanescente em 2015, comparada à de 2008 foi de 83% e a quantidade de mata convertida em outras classes foi muito próxima à área de mata regenerada.

Tabela 2.3. Áreas e porcentagens das classes de cobertura do solo convertidas de mata madura para outras classes (desmatamento), convertidas de outras classes para mata madura (incremento de mata) e mata madura remanescente para os períodos de 1970—2008 e de 2008—2015.

Classe inicial	Classe final	Área (ha)	%
Mata madura (1970)	Outras classes (2008)	928,85	8,72
	Mata madura (2008)	9.725,15	91,28
Outras classes (1970)	Mata madura (2008)	16.774,85	26,64
Mata madura (2008)	Outras classes (2015)	4.421,86	16,55
	Mata madura (2015)	22.079,01	83,45
Outras classes (2008)	Mata madura (2015)	4.247,08	9,02

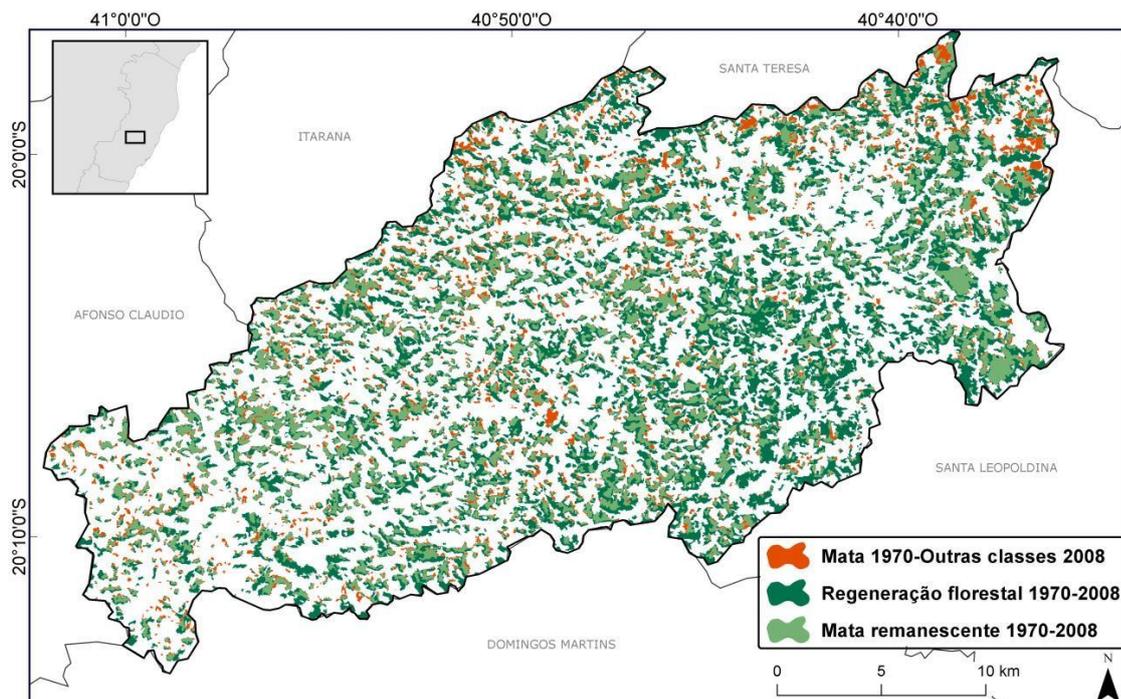


Figura 2.2. Mapa de Santa Maria de Jetibá, mostrando as áreas de mata de 1970 remanescentes até 2008, áreas de mata de 1970 e convertidas em outras classes até 2008 e áreas de regeneração florestal de 1970 a 2008.

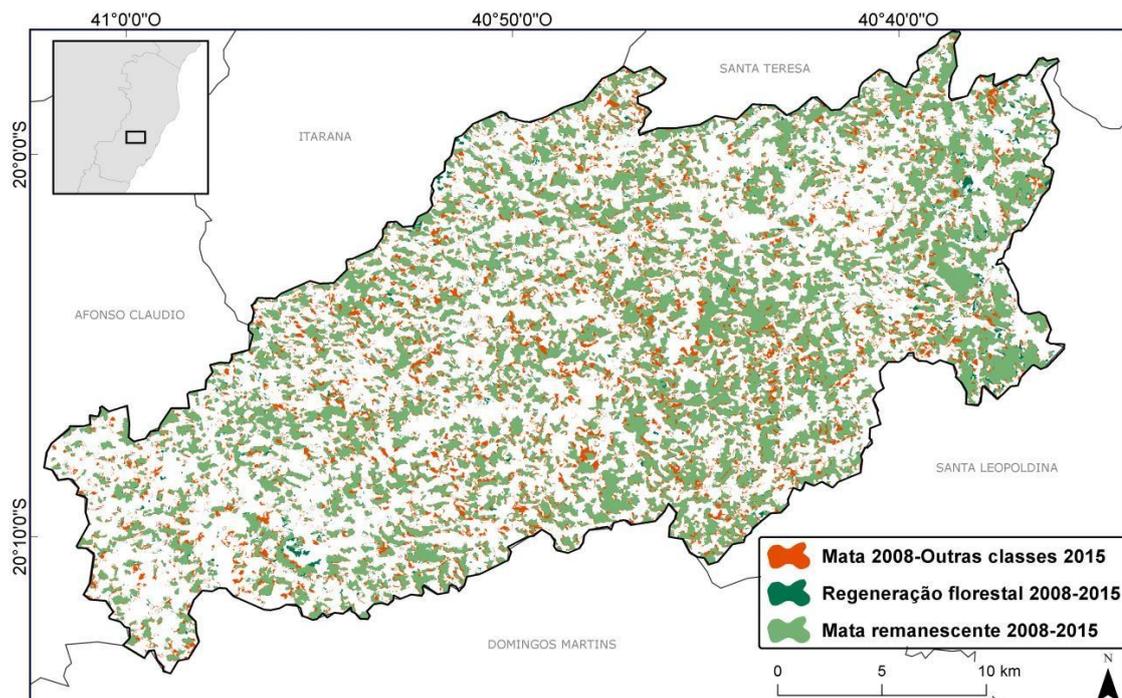


Figura 2.3. Mapa de Santa Maria de Jetibá, mostrando as áreas de mata de 2008 remanescentes até a classificação 2012-2015, áreas de mata de 2008 e convertidas em outras classes até a classificação 2012-2015 e áreas de regeneração florestal de 2008 a 2015.

Tabela 2.4. Valores máximos, mínimos e médias de cada variável da paisagem e cobertura das classes de uso do solo em fragmentos com ocorrência e sem ocorrência de muriquis.

Variável/ Cobertura	Presença de muriquis		Ausência de muriquis	
	Valores	Médias	Valores	Médias
Área do fragmento em 1970 (ha)	13,23–245,23	100,82	28,05–228,36	145,25
Área do fragmento em 2008 (ha)	60,05–391,79	210,42	36,27–554,95	237,04
Crescimento 1970–2008 (%)	4,48–353,89	156,01	-4,65–137,17	62,69
Densidade de nascentes	0,03–0,12	0,05	0,02–0,11	0,05
Densidade de cursos d'água	0,03–0,22	0,09	0,02–0,11	0,06
Distância de centros urbanos (m)	84,68–6.309,72	2.207,46	0–6.030	2.695,41
Distância de rodovias (m)	0–3.502,69	1.382,78	0–3.016,77	1.021,47
Distância para construções (m)	18,42–1.231,15	708	0–1.293,13	705,69
Altitude média do fragmento (m)	727,96–1.084,27	907,75	661,66–953,39	825,27
Café (2008)(%)	0,76–11,75	6,72	1,12–40,42	7,51
Pastagem abandonada (2008)(%)	1,61–9,68	4,15	0,17–3,84	1,75
Água (2008)(%)	0,01–5,07	0,68	0,09–0,62	0,21
Refl. homogêneo (2008)(%)	2,76–13,15	6,99	3,78–14,06	9,81
Mata inicial (2008)(%)	7,97–14,13	11,99	2,54–11,45	8,45
Mata madura (2008)(%)	23,58–38,52	30,46	23,60–45,91	30,33
Outros cultivos (2008)(%)	15,38–36,23	27,00	11,66–39,68	27,93

Pastagem (2008)(%)	1,39–25,43	8,98	1,01–21,07	7,74
Mancha urbana (2008)(%)	0,52–3,39	1,63	0,73–8,65	2,77
Afloramento rochoso (2008)(%)	0–5,17	1,40	0–19,69	3,50
Café (2015)(%)	0,57–13,77	7,95	0,98–20,86	10,91
Macega (2015)(%)	9,53–17,17	11,96	3,59–12,85	9,11
Água (2015)(%)	0–2,89	0,52	0,04–0,48	0,22
Eucalipto (2015)(%)	7,20–21,71	13,09	6,62–15,56	10,38
Mata inicial (2015)(%)	4,54–11,17	8,47	2,01–14,05	5,64
Mata madura (2015)(%)	23,66–35,92	30,10	25,04–42,28	32,03
Outros cultivos (2015)(%)	9,33–19,06	14,28	5,91–17,75	11,85
Pastagem (2015)(%)	2,33–9,50	5,29	1,65–25,22	8,13
Mancha urbana (2015)(%)	0–0,86	0,11	0–5,88	1,08
Afloramento rochoso (2015)(%)	0–2,25	0,60	0–7,19	1,32
Brejo (2015)(%)	0–0,41	0,16	0–0,72	0,23
Mineração (2015)(%)	0–0,22	0,03	0	0
Solo exposto (2015)(%)	0,99–4,63	2,36	0,04–4,44	2,82
Outros (sem categoria) (2015)(%)	2,00–11,17	5,08	3,80–11,08	6,28

4. DISCUSSÃO

4.1. Variáveis da paisagem x ocorrência de muriquis

De acordo com os resultados encontrados, podemos afirmar que os fragmentos habitados e não habitados por muriquis não são diferentes em termos de: (1) tamanho/crescimento, considerando as classificações de 1970 e 2008; (2) presença de água; (3) distância para elementos de impacto antrópico; (4) altitude; (5) forma; (6) classes de uso do solo, exceto na quantidade de mata em estado inicial de regeneração.

A cobertura da classe mata inicial é maior no entorno de fragmentos com presença de muriquis e a regressão logística indica uma chance de ocorrência quase duas vezes maior (96%) à medida que a cobertura de mata inicial aumenta. A mata em estágio inicial de regeneração possui grande potencial para reestabelecer a cobertura de mata madura, principalmente com parceria de proprietários das terras onde estão os fragmentos e práticas de uso do solo que tenham por objetivo a regeneração florestal (RIBEIRO *et al*, 2011; CHAZDON e GUARIGUATA, 2016).

O tamanho (em 1970 e 2008), crescimento e quantidade de mata madura

no entorno (Tabela 2.1; Apêndice IV; Apêndice V) não foram diferentes nos dois tipos de fragmentos, indicando que não são fatores explicativos para a ocorrência dos grupos de muriquis. Isso é reforçado pelo fato de alguns fragmentos não habitados por muriquis (Apêndice III) serem maiores que a área mínima de adequabilidade para a ocorrência da espécie de 170 ha proposta por CENTODUCATTE (2017). Também são maiores que quatro entre os fragmentos analisados habitados por muriquis (Apêndice III) e as áreas de mata de outras localidades de ocorrência da espécie, como a Reserva do Ibitipoca (32 ha) e RPPN Mata do Sossego (180 ha) (MENDES *et al*, 2005; JERUSALINSKY *et al*, 2015).

Mesmo assim, o aumento expressivo na área dos fragmentos entre 1970 e 2008 é um fator positivo, sendo que sete entre os nove fragmentos medidos habitados por muriquis tiveram pelo menos 75% de crescimento nesse período. O incremento de mata garante mais disponibilidade de habitat para a espécie e aumenta a conectividade entre fragmentos. Esse aspecto ocorreu em diversos outros locais da Mata atlântica (PIOTTO *et al*, 2009; REZENDE *et al*, 2015; SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2019) e contraria a tendência geral de redução das florestas tropicais (FAO, 2010).

Em novembro de 2018, foi registrada a chegada de uma fêmea no grupo do fragmento Belém com possível origem no fragmento Rio das Pedras (aproximadamente 3 km a sudoeste) (Apêndice VI). Não se sabe com precisão quanto tempo ela demorou a chegar ou que rota utilizou, mas certamente se deslocou por meio de fragmentos entre as duas localidades. Isso reforça a necessidade de se garantir um mínimo de conectividade entre fragmentos, mesmo os pequenos (RIBEIRO *et al*, 2009; FARAH *et al*, 2017; DOS SANTOS *et al*, 2019), e possibilitar o crescimento da mata em pontos estratégicos, a fim de impedir o isolamento populacional dessa e de outras espécies.

A forma do fragmento foi utilizada para verificar quais fragmentos tinham a borda mais irregular, e assim, maior susceptibilidade aos efeitos de borda. No cálculo utilizado (razão entre o perímetro e a borda do fragmento), quanto menor o valor da forma, mais irregular é a borda do fragmento. Os efeitos de borda são mudanças nas estruturas da população ou comunidade que ocorrem na interface de dois ou mais habitats (LEVIN *et al*, 2012) e têm grande influência na

conservação da biodiversidade (RIBEIRO *et al*, 2011). Os efeitos podem ser bióticos (e.g., mudanças na abundância de espécies, predação, competição e polinização) ou abióticos (e.g., mudanças nas condições ambientais) (MURCIA, 1995; LINDENMAYER e FISCHER, 2013). De acordo com a regressão logística, a forma não é um fator preditor da ocorrência dos fragmentos analisados. As diferenças não significativas encontradas para a variável forma e a análise do entorno dos fragmentos florestais revelou que possuem susceptibilidade muito similar aos efeitos de borda.

A proximidade dos fragmentos a elementos como rodovias, edificações e manchas urbanas pode aumentar a chance de atropelamentos (SECCO e BAGER, 2014; SECCO *et al*, 2018), conflitos com animais domésticos (MELO *et al*, 2005), choques elétricos (HASS, 2014), caça (FERREGUETTI *et al*, 2018), queimadas e exploração de madeira (LAURANCE *et al*, 2002). A presença de estradas e manchas urbanas constitui barreiras à movimentação de espécies, principalmente as arborícolas (GOOSEM, 2007; WILSON *et al*, 2007; MCGREGOR *et al*, 2008) e podem causar isolamento e desestruturação de populações (DUPRAS *et al*, 2016). Esses indicadores, assim como a cobertura de mancha urbana no entorno dos fragmentos, não foram significativos indicando que os impactos antrópicos nas áreas analisadas são semelhantes. Porém, análises quantitativas de cada um desses elementos separadamente podem trazer resultados mais concretos de seus impactos sobre as populações de muriquis.

A densidade de nascentes e corpos d'água nos fragmentos foi muito próxima indicando uma disponibilidade semelhante de água entre as áreas estudadas, diferente do que se esperava. Muriquis obtém água de córregos (MOURTHÉ *et al*, 2005), folhas, frutos, cavidades nos troncos (MARTINS, 2008) e água armazenada em bromélias (DOS SANTOS, 2011, registro para muriquis-do-sul). Sendo assim, é possível que a quantidade de água disponível em reservatórios no alto das árvores seja um fator que aumente a adequabilidade de ocorrência de muriquis, mas esse aspecto precisa ainda ser medido. As faixas altitudinais compreendidas pelos fragmentos com muriquis (630 a 1.146 m) e sem muriquis (411 a 1.040 m) estão de acordo com o que é conhecido para a espécie. Isso não significa que os muriquis estejam usando todo esse intervalo, mas podemos afirmar que estão presentes entre 802 m (menor máxima) e 1.009

m (maior mínima). Algumas localidades com presença de muriquis (e.g. HISCH *et al*, 2002: 310 m, 348 m, 550 m, 597 m) têm, inclusive, valores de altitude médias menores que as reportadas nos fragmentos alvo (661 a 1084 m). Os muriquis-do-norte podem ser encontrados desde regiões mais baixas, próximas ao nível do mar (AGUIRRE, 1971; JERUSALINSKY *et al*, 2015) até altitudes em torno de 1800 m (Parque Nacional do Caparaó: MENDES *et al*, 2005; Parque Nacional do Itatiaia: AXIMOFF, 2015). As altitudes médias também são semelhantes a outros locais com presença de muriquis (728 a 1.084 m).

4.2. Balanço regeneração x perda de mata

Para se analisar as classificações de uso do solo, é preciso levar em consideração que os métodos para estimar a cobertura de mata de cada classe e as classes usadas na classificação de 2015 tiveram resoluções diferentes daqueles utilizados nas outras duas classificações. Por isso, os cálculos envolvendo esses dados podem ter uma margem de erro, mas isso não impede de traçar tendências gerais de como evoluiu a cobertura do solo.

O período entre 2008 e 2015 foi bem menor que o primeiro período de análise (1970 a 2008), logo houve pouco tempo para que ocorressem modificações tão drásticas nas formas de exploração do solo. No entanto, é possível perceber uma elevada persistência da cobertura de mata do município e, mesmo que tenha ocorrido perda em algumas áreas de mata (4.821 ha), houve uma regeneração da mata de proporções semelhantes (4.247,08) (Tabela 2.3). Análises contínuas em menores intervalos de tempo, aliadas com as tecnologias de sistemas de informações geográficas facilitam o monitoramento da evolução da cobertura do município e o estabelecimento de estratégias de conservação.

Os efeitos da regeneração da mata na paisagem podem ser diferentes, dependendo de onde ocorrem (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al*, 2016). Se a mata se regenerar entre blocos de mata em estágio médio e avançado, pode uni-los novamente e diminuir a quantidade de fragmentos e elevar a cobertura de mata disponível (RANTA *et al*, 1998, PARDINI *et al*, 2005, MASTERSEN *et al*, 2008). Por outro lado, a mata pode se regenerar em alguma área abandonada de pasto ou algum cultivo, por exemplo, mas pode ainda estar circundada por esses ou outros elementos da matriz e estar sujeita a intensos efeitos de borda (RIBEIRO

et al, 2009, 2011; HATFIELD *et al*, 2018). Nesse caso, há aumento da cobertura de mata, mas não há reconexão com outros fragmentos e por isso, diminuição de sua quantidade.

O histórico das análises mostra que a cobertura de mata que se regenerou desde 1970 chegou a mais de 40% em 2012, mas tem se mantido em torno de 35% a partir de 2005 (DOS SANTOS *et al*, 2012; CENTODUCATTE, 2011). É possível que o aumento da área de cobertura de mata para os próximos anos não ocorra na mesma proporção do passado, devido ao crescimento da população humana do município (IBGE, 2019). De qualquer forma, se faz necessário o esforço em manter a conexão estrutural e/ou funcional de fragmentos florestais em pontos específicos para que seja possível o fluxo de muriquis entre os fragmentos. De maneira que entre os muriquis-do-norte, as fêmeas são os indivíduos que migram entre os grupos (PRINTES e STRIER, 1999) e, ainda, os muriquis podem atravessar os pequenos trechos de habitat (MOURTHÉ, 2007), fragmentos maiores e mais conectados têm mais possibilidade de suportar novos grupos e/ou servir de passagem de indivíduos (MASTERSEN *et al*, 2008).

4.3. Flexibilidade ecológica e ocorrência de muriquis

Os resultados encontrados apontam que características da paisagem e da heterogeneidade estrutural dos fragmentos florestais não explicam totalmente o padrão de ocorrência dos muriquis em Santa Maria de Jetibá. Muriquis podem ser encontrados em florestas com diferentes tamanhos e graus de perturbação (Mendes *et al*, 2005, Jerusalinsky *et al*, 2011), já que possuem grande flexibilidade ecológica (ROSEMBERGER E STRIER, 1989; STRIER, 2000; MARTINS, 2005; TALEBI ET AL, 2005; STRIER e BOUBLI, 2006; ROSENBERGER *et al*, 2009). Com o aumento da cobertura da mata no município a partir da década de 1970 (Figura 2.2; Figura 2.3), houve um crescimento expressivo no habitat disponível e na oferta de recursos alimentares, principalmente folhas novas. A estratégia de flexibilidade alimentar para um maior consumo desse item (CHAVES E BICCA-MARQUES, 2016; ODELL *et al*, 2019) certamente contribuiu para a persistência e aumento populacional da espécie. Folhas novas, em relação às folhas maduras, possuem maiores proporções de água, minerais e proteínas (LAMBERT e ROTHMAN, 2015; WATANABE *et al*, 2016) e menos compostos secundários

(como taninos) e menos lignina nas paredes celulares e, portanto, são de mais fácil digestão (GLANDER, 1982; WATERMAN *et al*, 1980; LUNARDELLI *et al*, 2016).

Mesmo sem uma análise da densidade de espécies que podem ser usadas como fontes alimentares pelos muriquis nos dois grupos de fragmentos, é possível afirmar que a espécie é capaz de consumir diferentes itens de uma grande variedade de espécies vegetais com tendência a serem mais folívoros (STRIER, 1991; STRIER e BOUBLI, 2006, DA SILVA JÚNIOR *et al*, 2009). Estudos realizados em SMJ nos fragmentos Belém (PETRI,2010) e Córrego do ouro (MACHADO, 2011) mostraram que muriquis consomem principalmente folhas e frutos (maduros e imaturos), flores e brotos de plantas de porte arbóreo, arbustivo, bambus, cipós e bromélias de, pelo menos, 40 espécies. Houve grande variação nas espécies consumidas entre as duas localidades e entre os períodos seco e chuvoso na mesma localidade. Em outras localidades onde também há grupos de muriquis, a lista de espécies consumidas foi ainda maior, chegando a 134 espécies no Parque Estadual Serra do Brigadeiro (DA SILVA-JÚNIOR *et al*, 2009, 2010)

Assim, florestas secundárias com grande disponibilidade de espaço, folhas novas, bambus, lianas e epífitas, aliados à flexibilidade ecológica de muriquis, permitiram aos grupos da espécie persistirem e crescerem nos fragmentos em que ocorriam historicamente. Entretanto, 12 entre os 13 grupos de muriquis de SMJ já existiam na década de 1970 (CENTODUCATTE, 2017). Isso significa que, mesmo com o crescimento populacional e de habitat potencial, a ocupação de novos fragmentos foi mínima e há possibilidade da taxa de extinção dos grupos superar a colonização de novos fragmentos nas próximas décadas, considerando que entre 2008 e 2015 a cobertura florestal do município se manteve praticamente a mesma.

5. CONCLUSÕES

As análises revelaram grande similaridade entre os fragmentos florestais habitados e os fragmentos não habitados por muriquis no que se refere às características paisagísticas em que estão inseridos, assim como ocorreu nas análises de estrutura e complexidade do habitat. O tamanho e a altitude dos fragmentos de ambos os tipos são próximos ao tamanho e altitude de outras

localidades de ocorrência da espécie. Portanto, as características de paisagem medidas não explicaram o padrão de ocorrência da espécie, exceto pela cobertura de mata nativa no entorno. A passagem de muriquis entre ainda é possível entre os fragmentos do município, mesmo que documentado raramente (como a nova fêmea do fragmento “Belém”) e manter fragmentos intermediários e pontos de conexão pode aumentar a taxa de migrações.

Baseado nisso, é possível afirmar que: 1) Alguns blocos de mata com potencial de ocupação de muriquis (adequabilidade de tamanho e fluxo) nunca foram habitados, foram extintos ou serviram apenas como passagem pela espécie após o processo de perda e fragmentação do habitat; 2) Grupos de muriquis podem ser extintos ou migrar de fragmentos onde estão presentes, e podem ser encontrados em fragmentos onde estão ausentes hoje, como explica a teoria de metapopulações.

6.REFERÊNCIAS

AGUIRRE, Alvaro Coutinho. **O mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy)**. Academia Brasileira de Ciências, 1971.

ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor *et al.* Assessing habitat fragmentation effects on primates: the importance of evaluating questions at the correct scale. In: **Primates in Fragments**. Springer, New York, NY, 2013. p. 13-28.

ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; GALÁN-ACEDO, Carmen; FAHRIG, Lenore. Habitat fragmentation. **The International Encyclopedia of Primatology**, p. 1-10, 2016.

ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; MANDUJANO, Salvador; BENÍTEZ-MALVIDO, Julieta.
Landscape Attributes Affecting Patch Occupancy by Howler Monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, Mexico. **American Journal of Primatology**, v. 70, p. 69-77, 2008.

AXIMOFF, Izar Araujo. Confirmação da ocorrência do muriqui-do-norte (Primates, Atelidae) no Parque Nacional do Itatiaia, Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 18, n. 1, 2015.

BOYLE, Sarah A.; SMITH, Andrew T. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon?. **Biological Conservation**, v. 143, n. 5, p. 1134-1143, 2010.

CARRETERO-PINZÓN, Xyomara et al. The influence of landscape relative to site and patch variables on primate distributions in the Colombian Llanos. **Landscape ecology**, v. 32, n. 4, p. 883-896, 2017.

CENTODUCATTE, L. D. **Fragmentação da Mata Atlântica e Conservação do miquiqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae)**. Orientador: Sérgio Lucena Mendes. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Programa de Pós- Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, p. 66. 2011.

CENTODUCATTE, L. D. **Muriquis e Onde Habitam: Fatores que interferem na distribuição espacial de grupos sociais na Mata Atlântica fragmentada**. Orientador: Sérgio Lucena Mendes. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, p. 72. 2017.

CERQUEIRA, R., Brant, A., Nascimento, M. T., & Pardini, R. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, Denise Marçal; OLIVEIRA, DAS de. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, p. 23-40, 2003.

CHAZDON, Robin L.; GUARIGUATA, Manuel R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.

DOS SANTOS, Antonio Silveira R.; DO PROGRAMA AMBIENTAL, Criador; DE NOÉ, A. Última Arca. Encontros com os miquiquis, *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy, 1806), de São Francisco Xavier, Serra da Mantiqueira, São Paulo, Brasil.

DOS SANTOS, R.; DE ALMEIDA JUNIOR, C.; EUGENIO, F. Evolução da Cobertura

Florestal no Município de Santa Maria de Jetibá–ES. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 3, p. 296-307, 2012.

DOS SANTOS, Reginaldo Carvalho *et al.* Disordered conversion of vegetation committees' connectivity between forest fragments in the Brazilian Legal Amazon. **Applied Geography**, v. 111, p. 102082, 2019.

DUPRAS, Jérôme *et al.* The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region. **Environmental science & policy**, v. 58, p. 61-73, 2016.

FAO. Global forest resources assessment 2010: main report. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 2010.

FARAH, Fabiano Turini *et al.* Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest ecology and management**, v. 397, p. 78-88, 2017.

FERREGUETTI, Átilla Colombo *et al.* One step ahead to predict potential poaching hotspots: Modeling occupancy and detectability of poachers in a neotropical rainforest. **Biological conservation**, v. 227, p. 133-140, 2018.

FORMAN, Richard Townsend Turner, GODRON, Michael (1986) Landscape ecology. Wiley, New York

GOOSEM, Miriam. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. **Current Science**, p. 1587-1595, 2007.

HASS, G. P. **Influência das características estruturais e vegetacionais de fragmentos de floresta com araucária na ocorrência de *Alouatta guariba clamitans***. Orientador: Júlio César Bicca-Marques. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Faculdade de Biociências. Pontífice Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, p 74. 2014.

HATFIELD, Jack H.; ORME, C. David L.; BANKS-LEITE, Cristina. Using functional connectivity to predict potential meta-population sizes in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 215-220, 2018.

HIRSCH, A. *et al.* Rediscovery of *Brachyteles arachnoides hypoxanthus* at the Fazenda Córrego de Areia, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, v. 10, n. 3, p. 119-122, 2002.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo demográfico: séries históricas. Santa Maria de Jetibá-ES. 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/santa-maria-de-jetiba/pesquisa/43/30281>.

Acessado em 29 de outubro de 2019.

JERUSALINSKY, L.; TALEBI, M.; MELO, F. R. Plano de ação nacional para a conservação dos muriquis. **Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**, 2011.

LAURANCE, William F. *et al.* Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LEVIN, Simon A. *et al.* (Ed.). **The Princeton guide to ecology**. Princeton University Press, 2012.

LINDENMAYER, David B.; FISCHER, Joern. **Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis**. Island Press, 2013.

MARSH, Laura K. (Ed.). **Primates in fragments: ecology and conservation**. Springer Science & Business Media, 2013.

MARTINS, Milene Moura. Fruit diet of *Alouatta guariba* and *Brachyteles arachnoides* in Southeastern Brazil: comparison of fruit type, color, and seed size. **Primates**, v. 49, n. 1, p. 1-8, 2008.

MARTENSEN, Alexandre C.; PIMENTEL, Rafael G.; METZGER, Jean Paul. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, 2008.

MCGREGOR, Rachelle L.; BENDER, Darren J.; FAHRIG, Lenore. Do small mammals avoid roads because of the traffic?. **Journal of Applied Ecology**, v. 45,

n. 1, p. 117- 123, 2008.

MELO, Fabiano R. *et al.* The near extinction of a population of northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) in Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, v. 13, n. 1, p. 10-15, 2005.

MENDES, L. S. Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). **Neotropical Primates**, v. 13, p. 7-18, 2005.

MORAES, Andreia Magro *et al.* Landscape resistance influences effective dispersal of endangered golden lion tamarins within the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 224, p. 178-187, 2018.

MOURTHÉ, I. M. C. Free-ranging muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) water drinking behavior at RPPN Feliciano Miguel Abdalla, a semideciduous forest fragment. **Proc XI Congr Brasil Primatol, Porto Alegre, Brasil, 13-18 Feb 2005**, v. 135, 2005.

MOURTHÉ, Ítalo MC *et al.* Ground use by northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*). **American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists**, v. 69, n. 6, p. 706-712, 2007.

MURCIA, Carolina. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

PARDINI, Renata *et al.* The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological conservation**, v. 124, n. 2, p. 253-266, 2005.

PIOTTO, Daniel *et al.* Forest recovery after swidden cultivation across a 40-year chronosequence in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. **Plant Ecology**, v. 205, n. 2, p. 261, 2009.

POZO-MONTUY, Gilberto; SERIO-SILVA, Juan Carlos; BONILLA-SÁNCHEZ, Yadira

M. Influence of the landscape matrix on the abundance of arboreal primates in fragmented landscapes. **Primates**, v. 52, n. 2, p. 139-147, 2011.

PRINTES, Rodrigo C.; STRIER, Karen B. Behavioral correlates of dispersal in female muriquis (*Brachyteles arachnoides*). **International Journal of Primatology**, v. 20, n. 6, p. 941-960, 1999.

PUIG-LAGUNES, Ángel Alberto et al. The influence of spatial attributes on fragment occupancy and population structure in the Mexican mantled howler (*Alouatta palliata mexicana*). **International Journal of Primatology**, v. 37, n. 6, p. 656-670, 2016.

RANTA, Pertti *et al.* The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity & Conservation**, v. 7, n. 3, p. 385-403, 1998.

REZENDE, Camila Linhares *et al.* Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 9, n. 24, p. 2255-2272, 2015.

RIBEIRO, Milton Cezar *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIBEIRO, Milton Cezar *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2011. p. 405-434.

SECCO, Helio, *et al.* Diagnóstico dos impactos de rodovias sobre primatas no Brasil. In: **Infraestrutura Viária & Biodiversidade: Métodos e Diagnósticos**. Lavras Ed. UFLA, 2018 pp.179-200.

SECCO, Helio; BAGER, Alex. Diagnóstico dos impactos de rodovias sobre primatas no Brasil. **Anais Road Ecology Brasil**. 122p, p. 35-40, 2014.

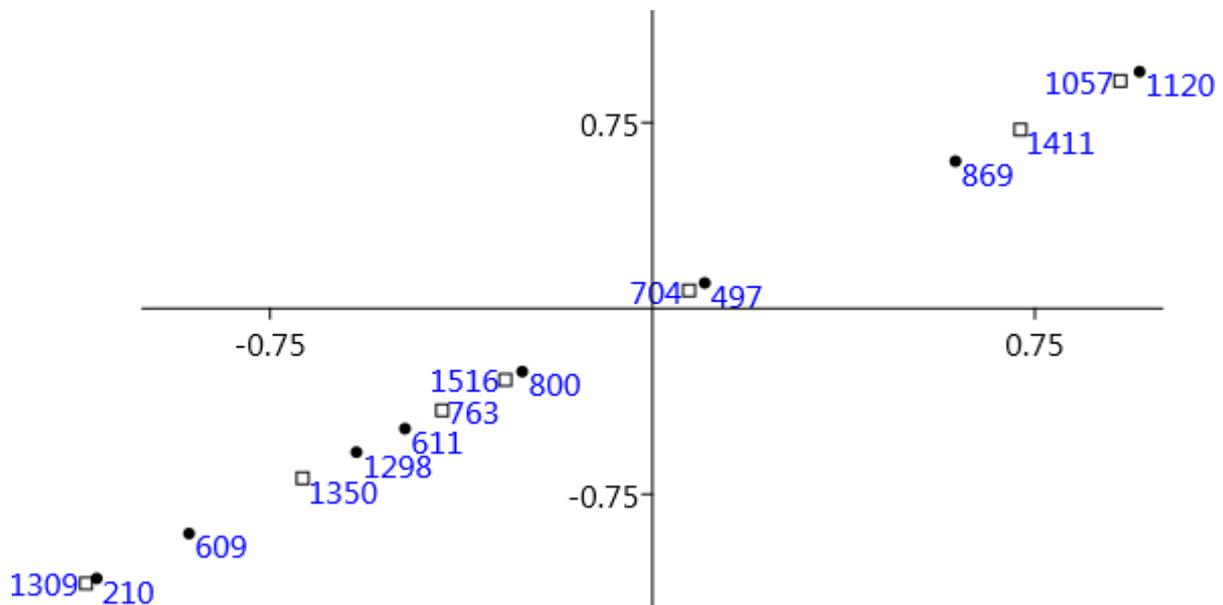
SOS Mata Atlântica, INPE. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2017–2018. SOS Mata Atlântica, São Paulo. 2019.

WILSON, Robyn F.; MARSH, Helene; WINTER, John. Importance of canopy connectivity for home range and movements of the rainforest arboreal ringtail possum (*Hemibelideus lemuroides*). **Wildlife Research**, v. 34, n. 3, p. 177-184, 2007.

APÊNDICES

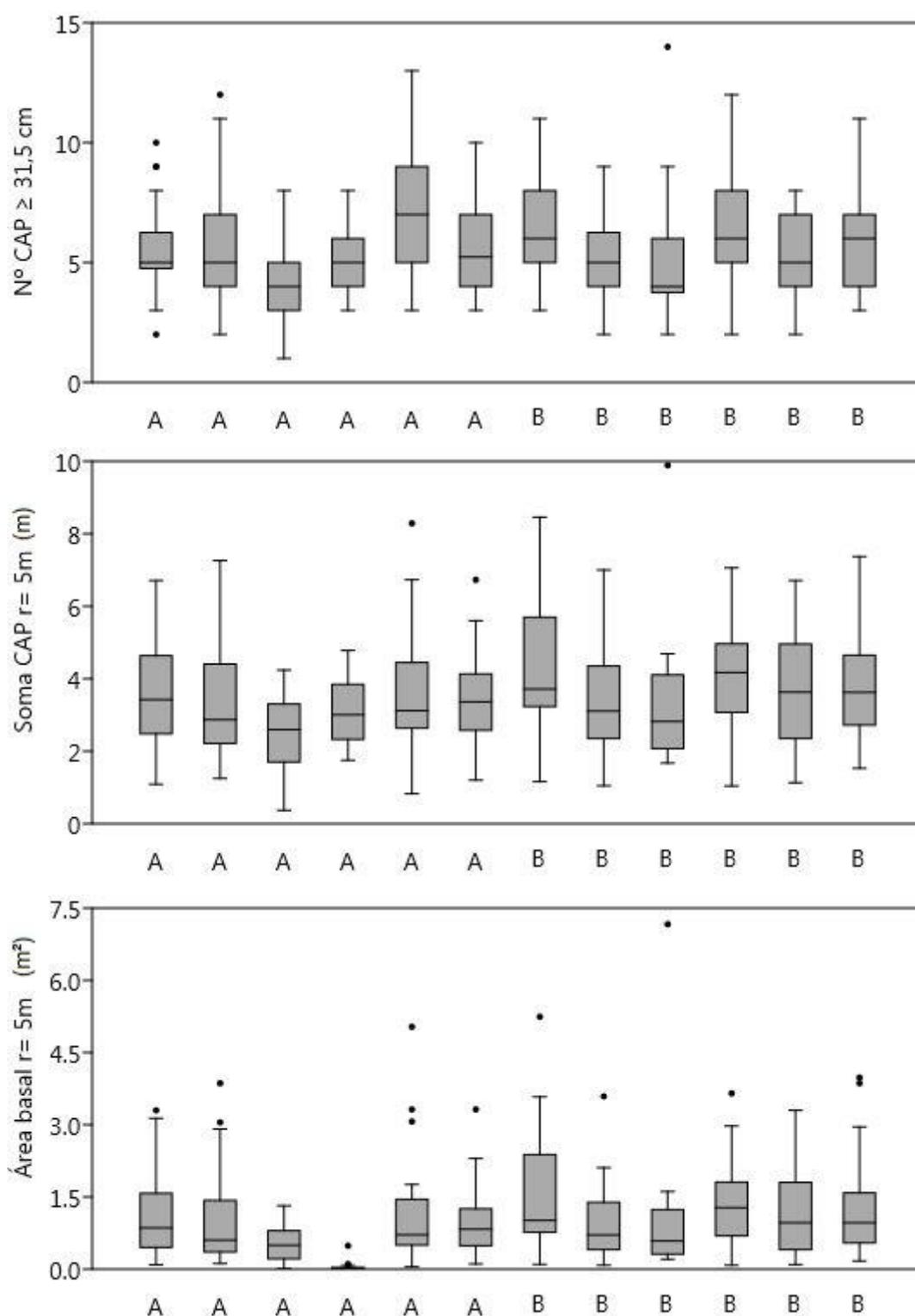
Apêndice I

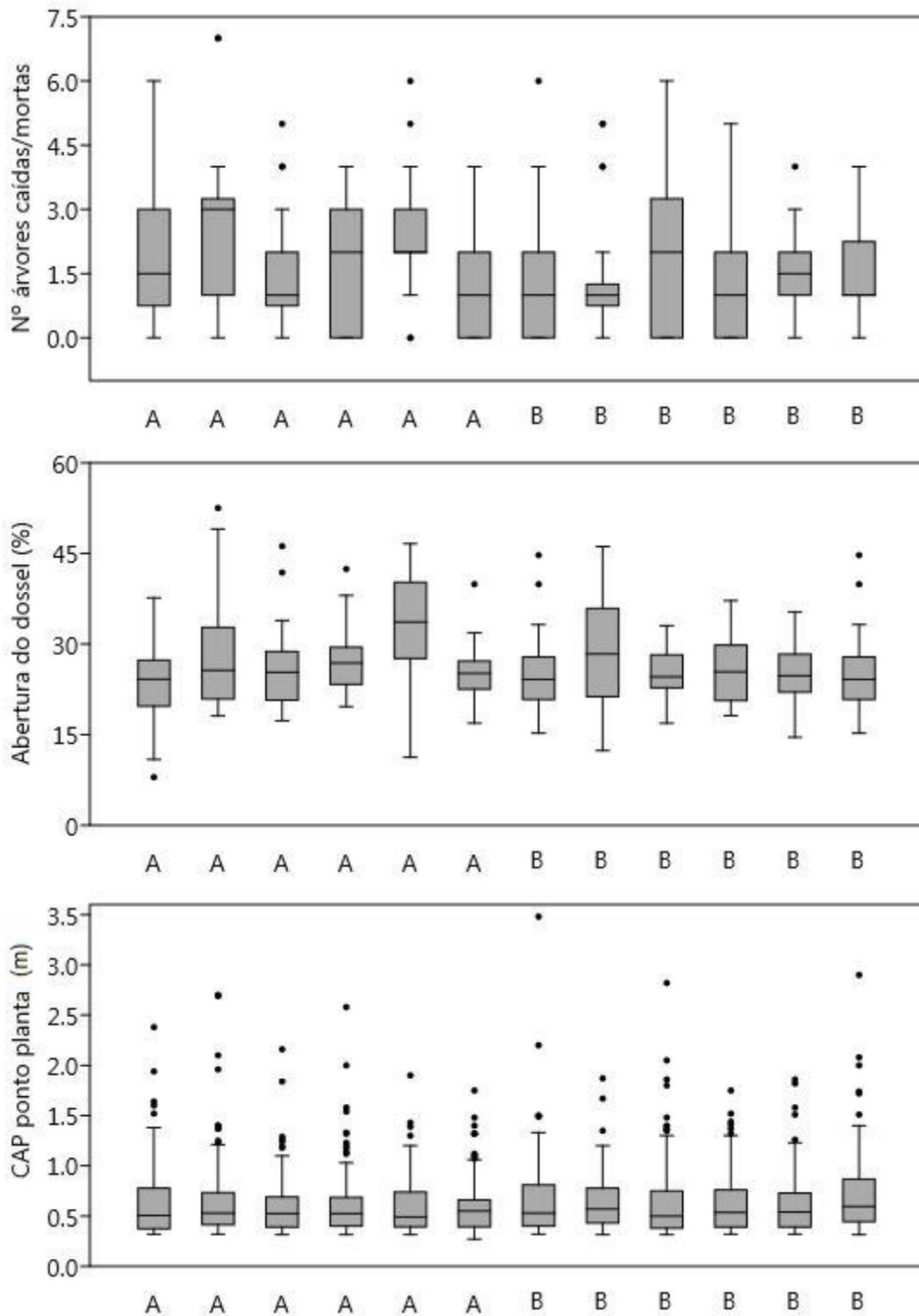
Gráfico da análise de componentes principais mostrando proximidade entre fragmentos, considerando somente o tamanho do fragmento nos eixos x e y. Pontos pretos representam fragmentos com muriquis e quadrados brancos representam fragmentos sem muriquis.

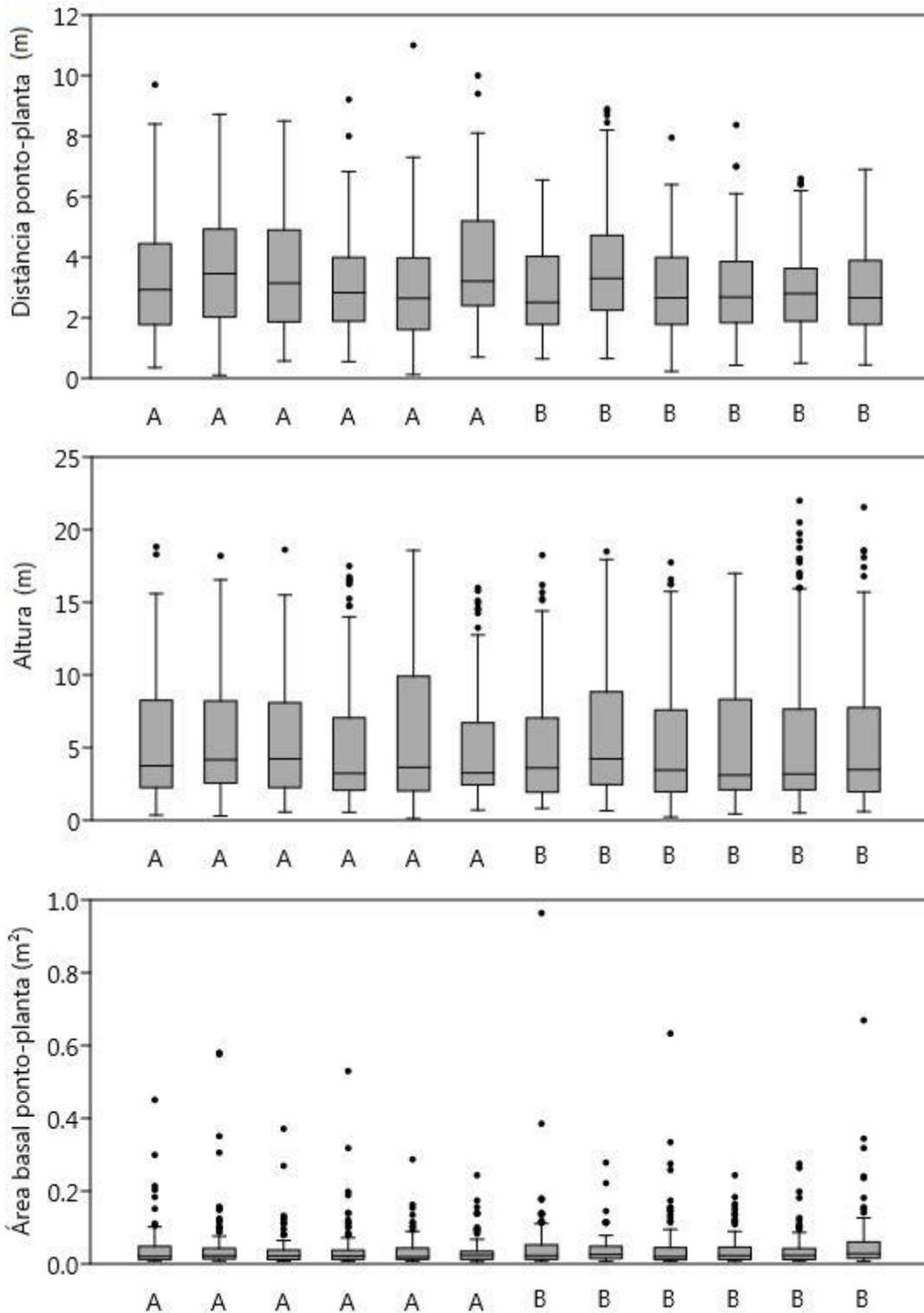


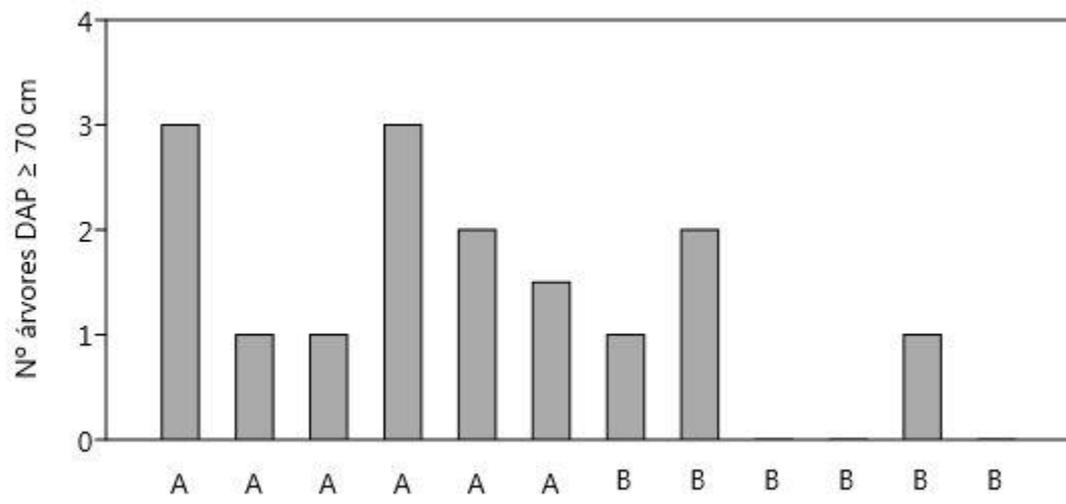
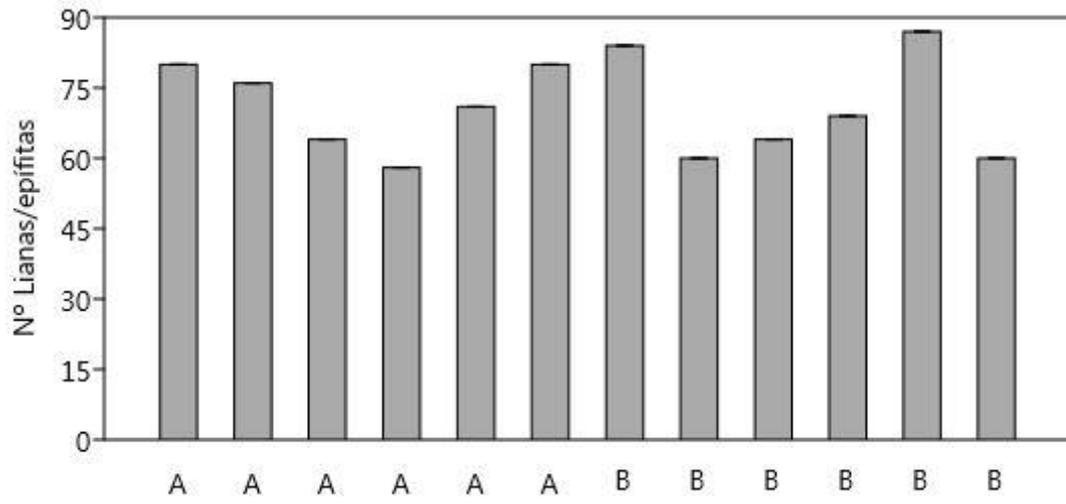
Apêndice II

Gráficos das variáveis de estrutura dos fragmentos florestais habitados (A) e não habitados por muriquis (B). Foram utilizados gráficos de barras para demonstrar os valores das variáveis N° de lianas/epífitas e N° de árvores DAP ≥ 70 cm. Para as demais variáveis, foram utilizados gráficos de *boxplot*.



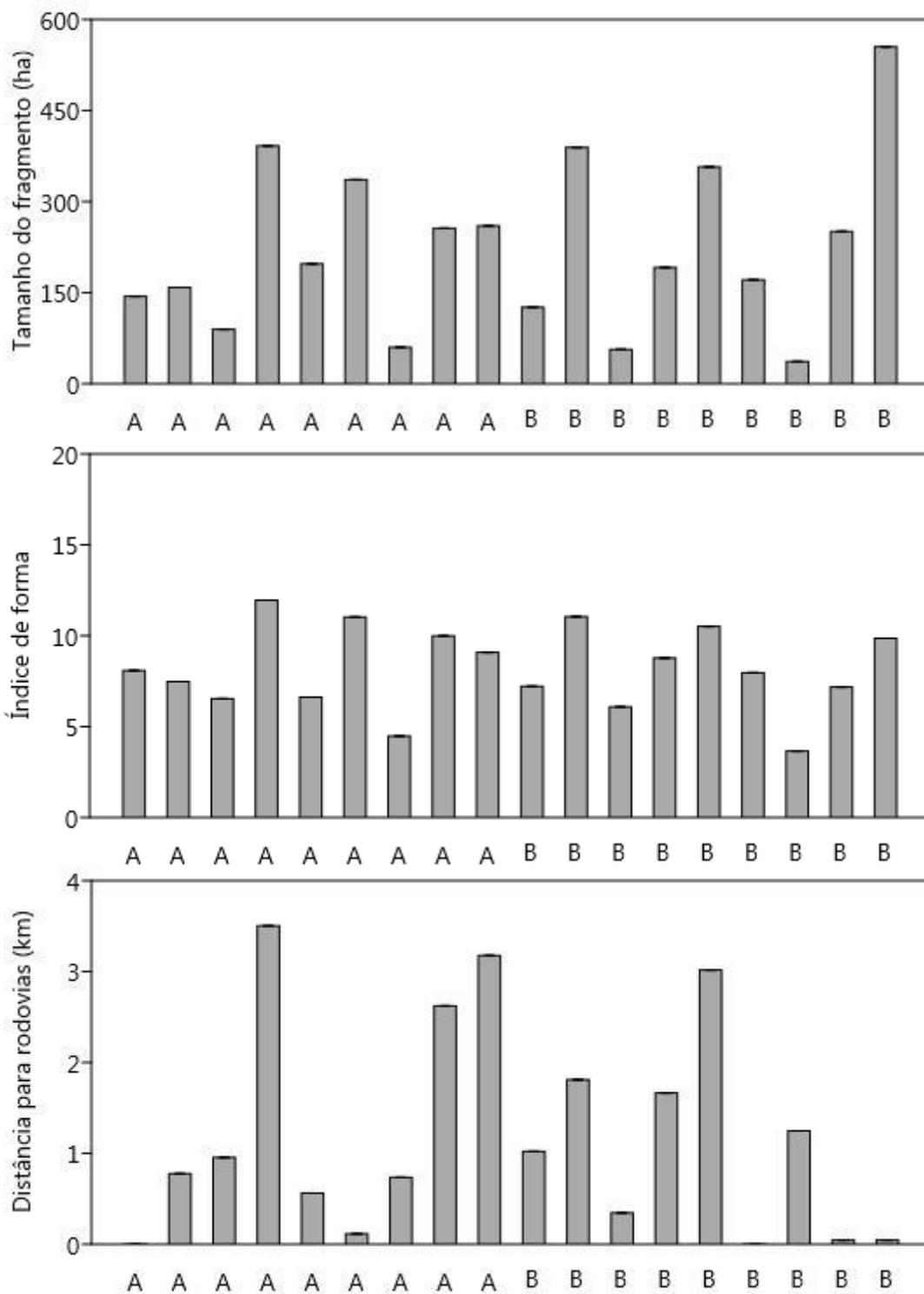


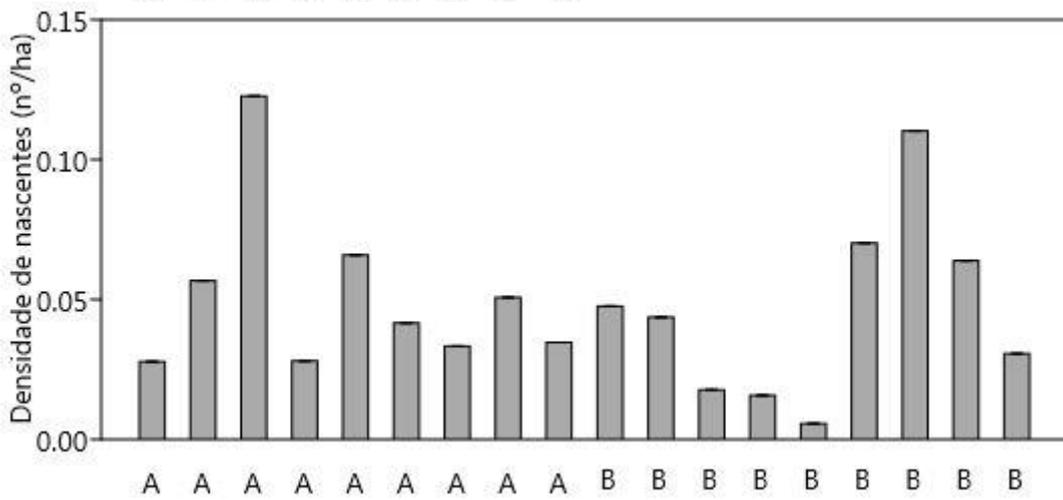
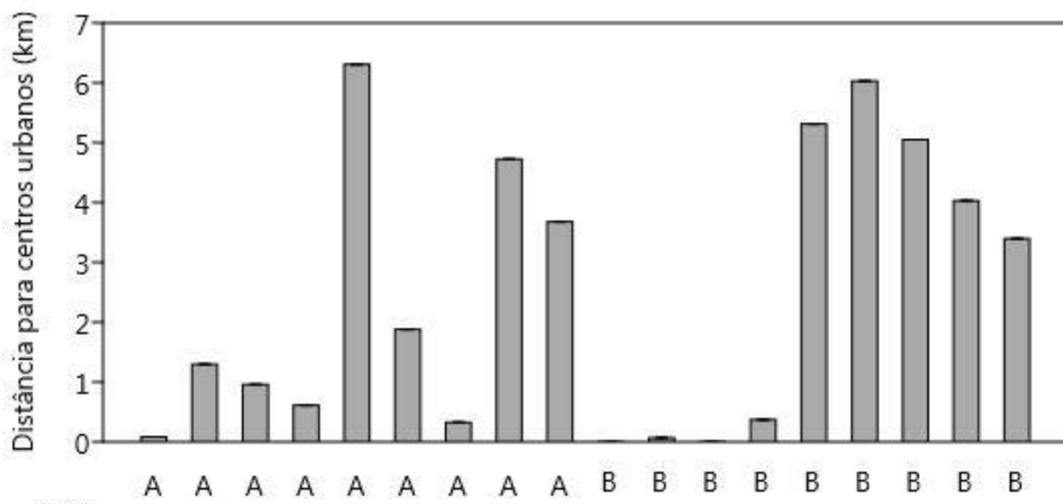
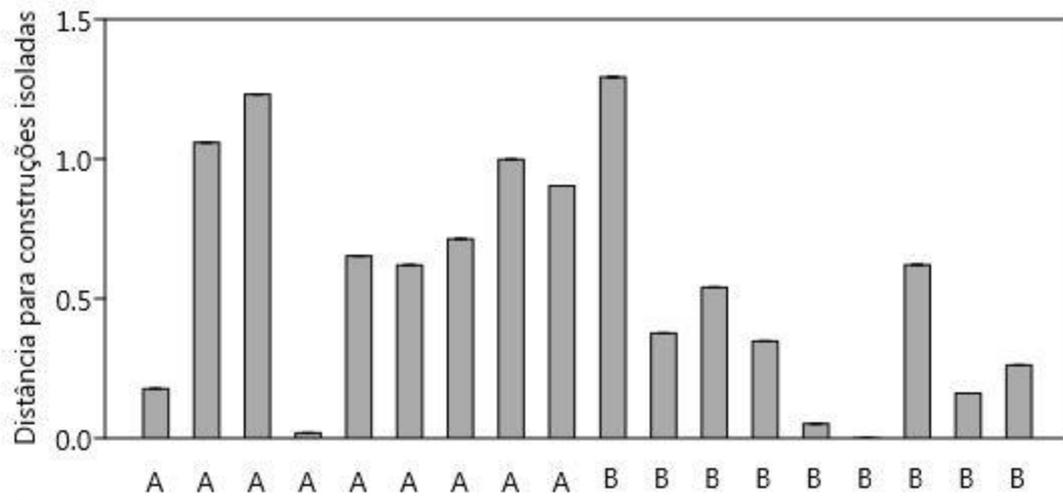


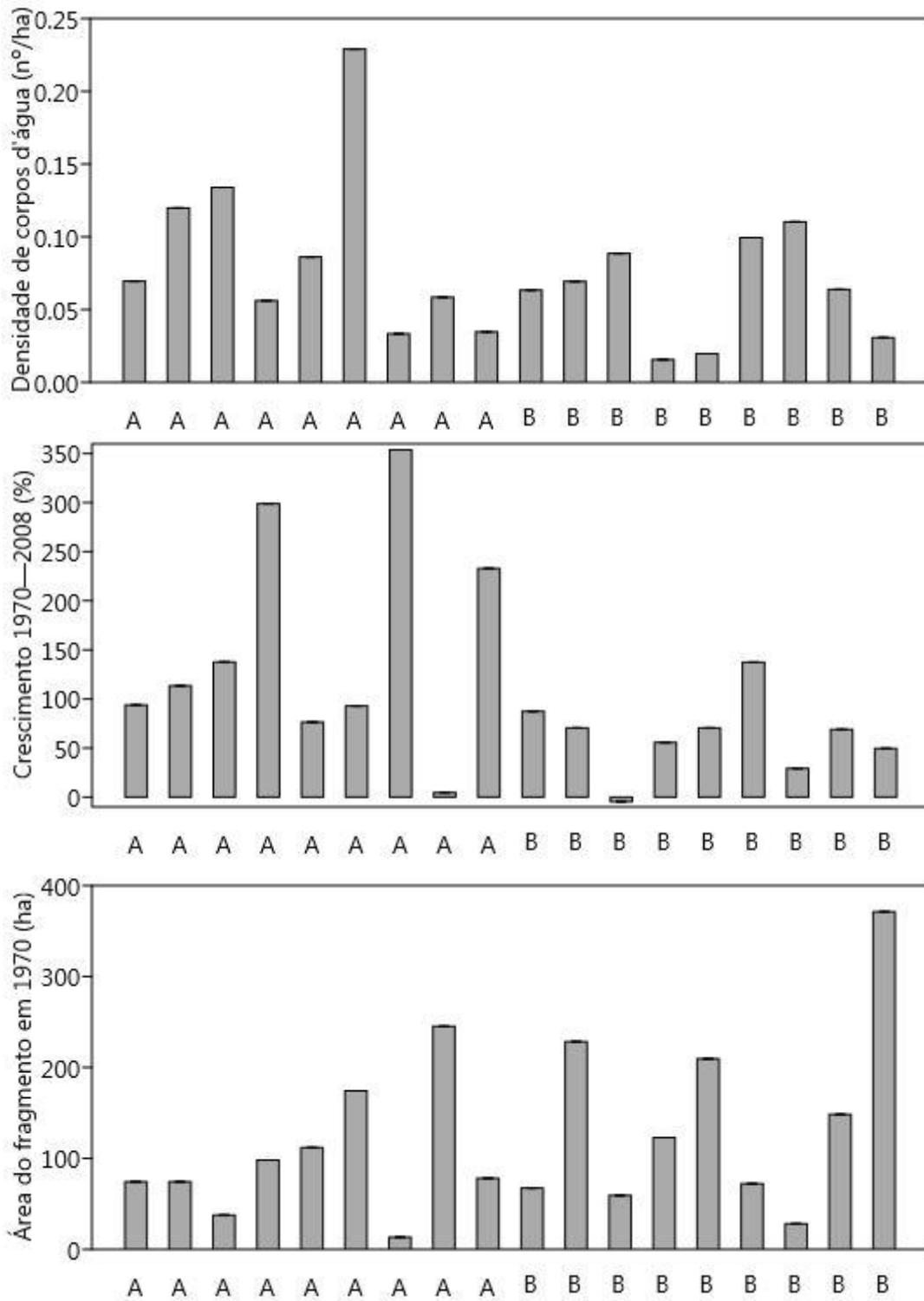


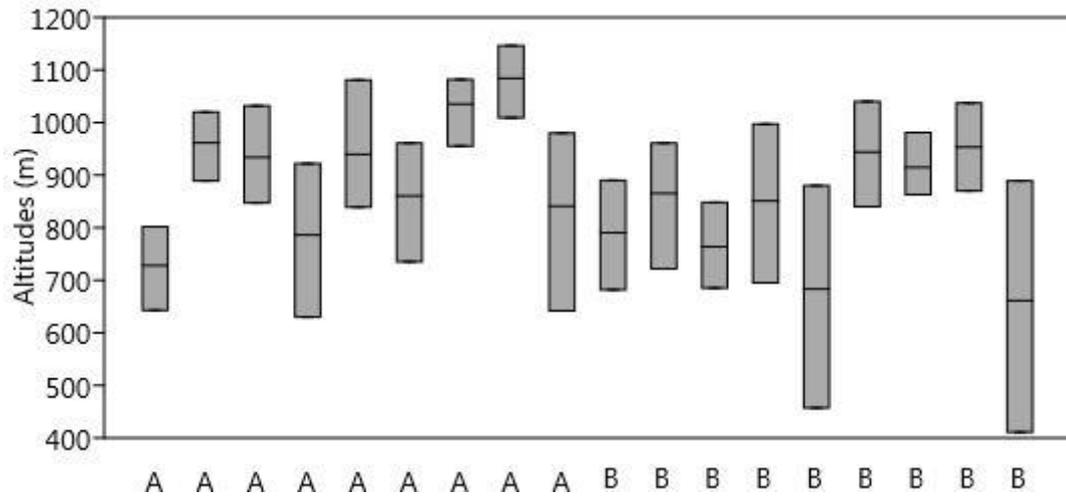
Apêndice III

Gráficos das variáveis de paisagem dos fragmentos florestais habitados (A) e não habitados por muriquis (B). Foram utilizados gráficos de *boxplot* para demonstrar os valores da variável altitude (valores mínimos, máximos e médios). Para as demais, foram utilizados gráficos de barras.



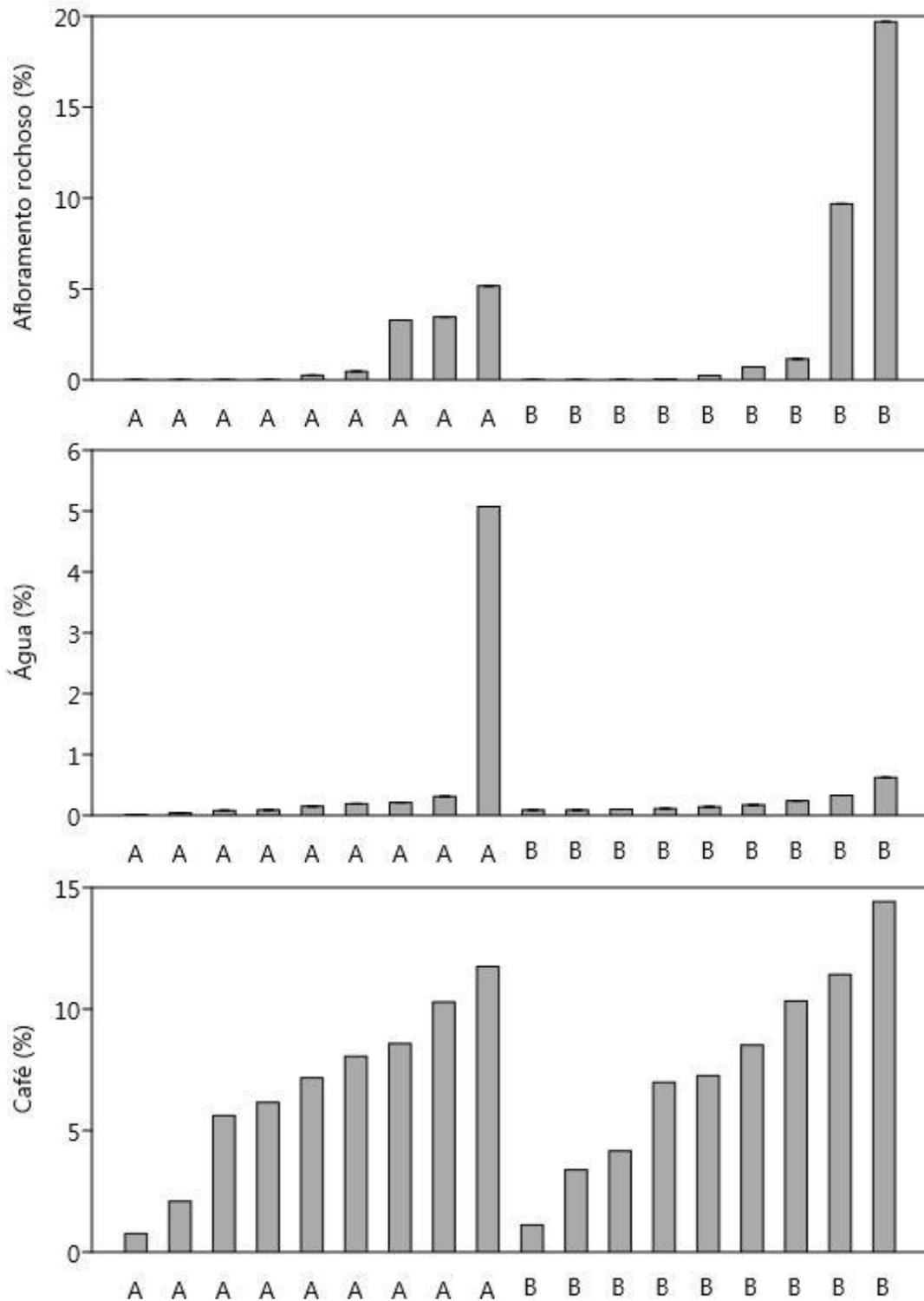


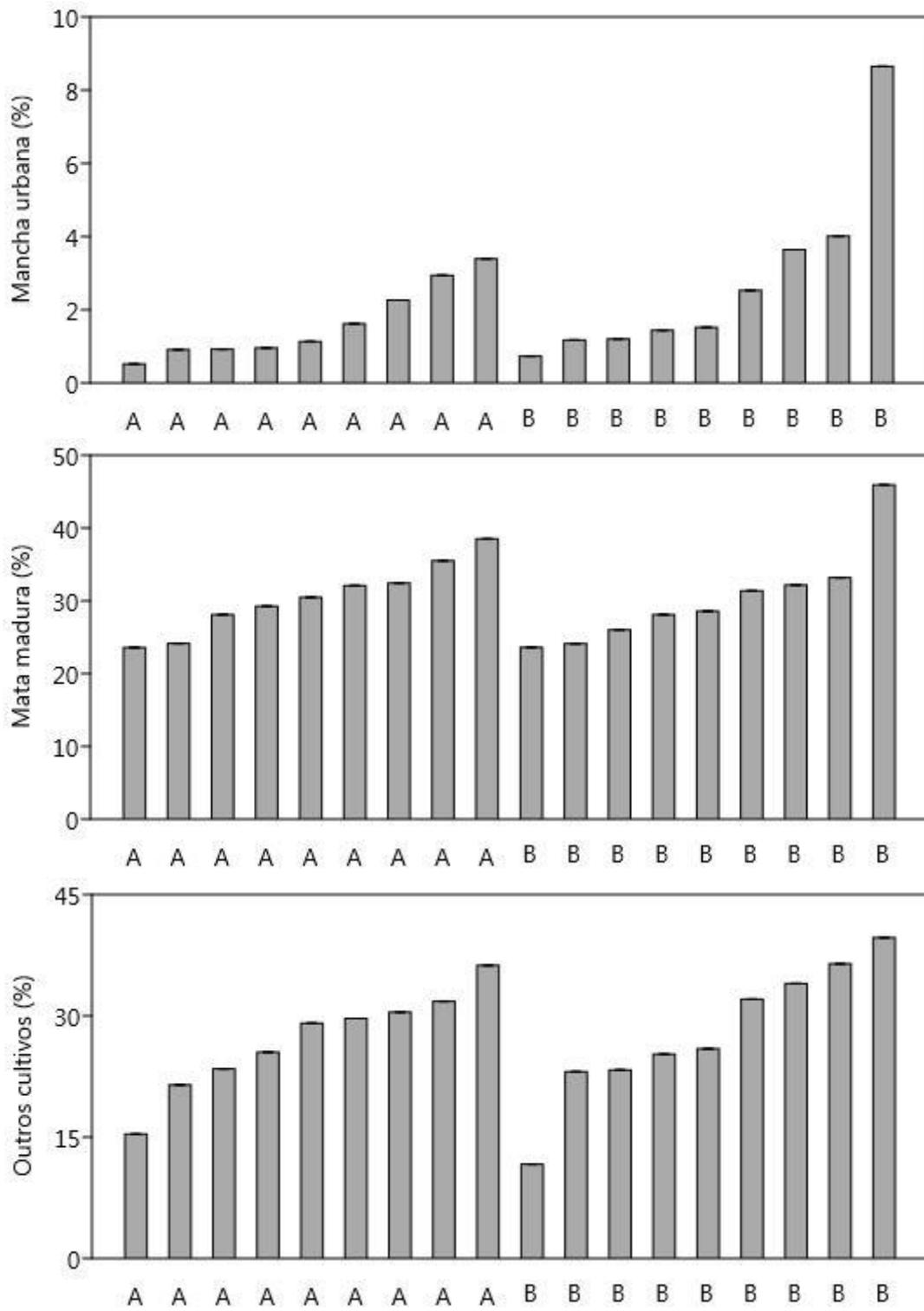


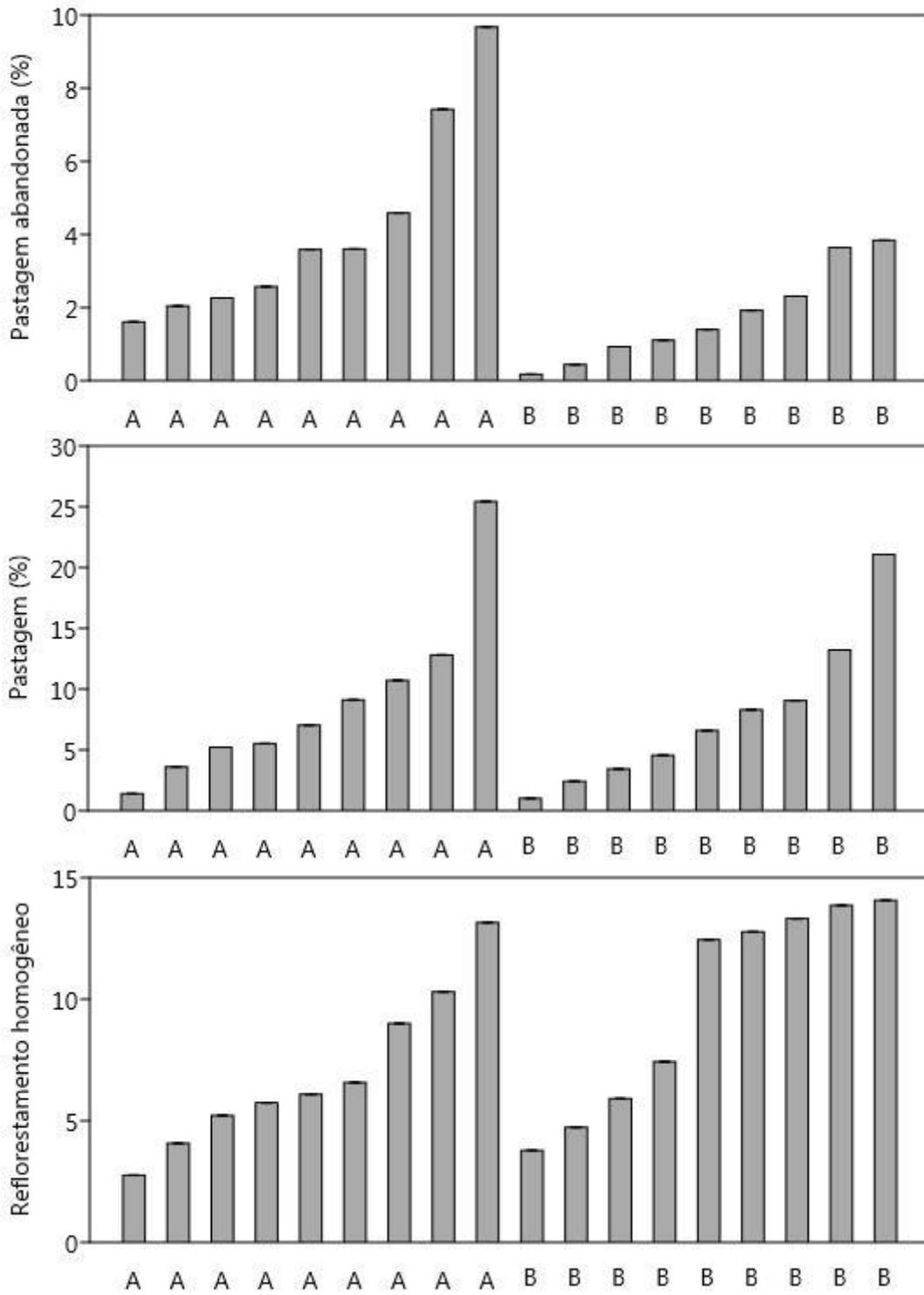


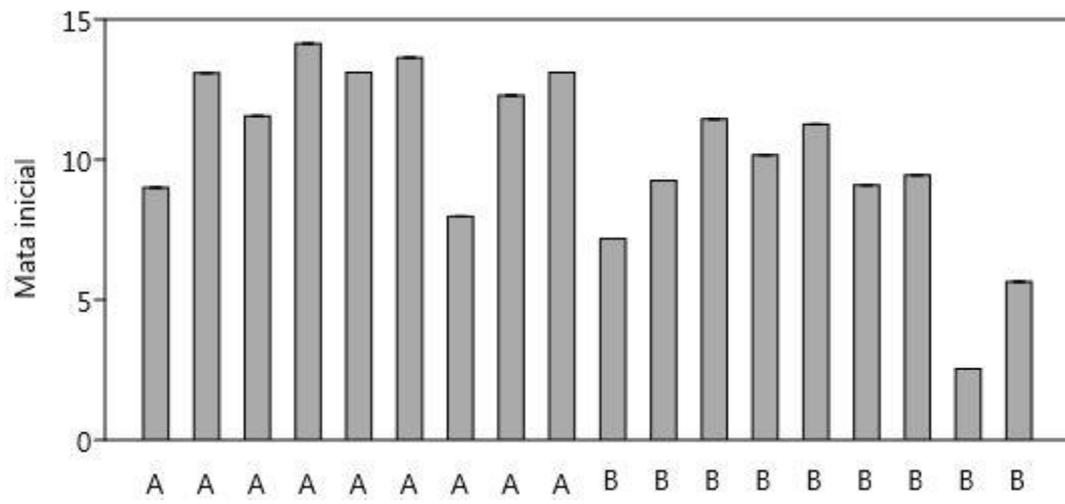
Apêndice IV

Gráficos de barra da porcentagem de cobertura das classes de uso do solo no entorno de 1 km dos fragmentos florestais habitados (A) e não habitados por miquis (B), na classificação de uso do solo de 2008.



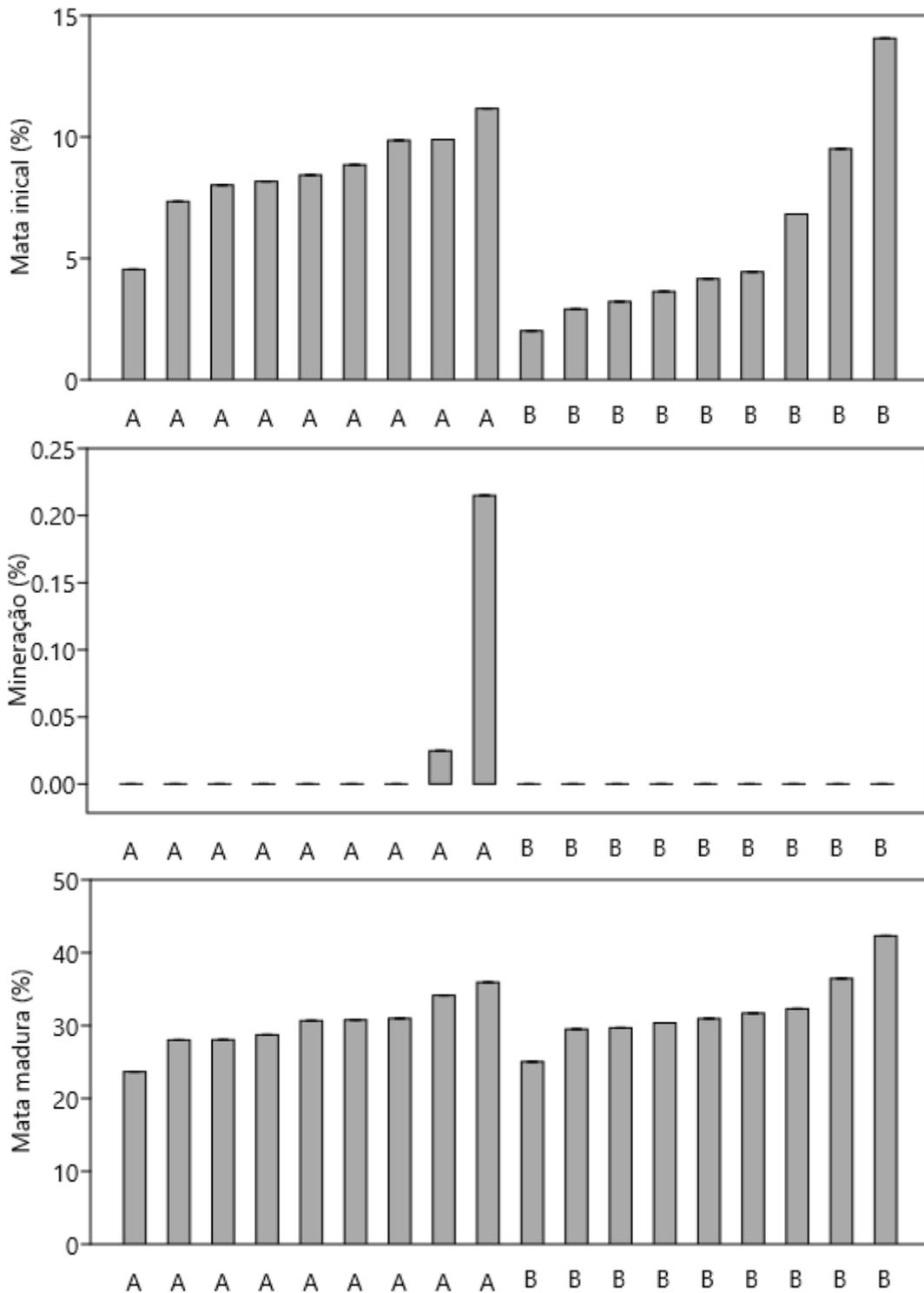


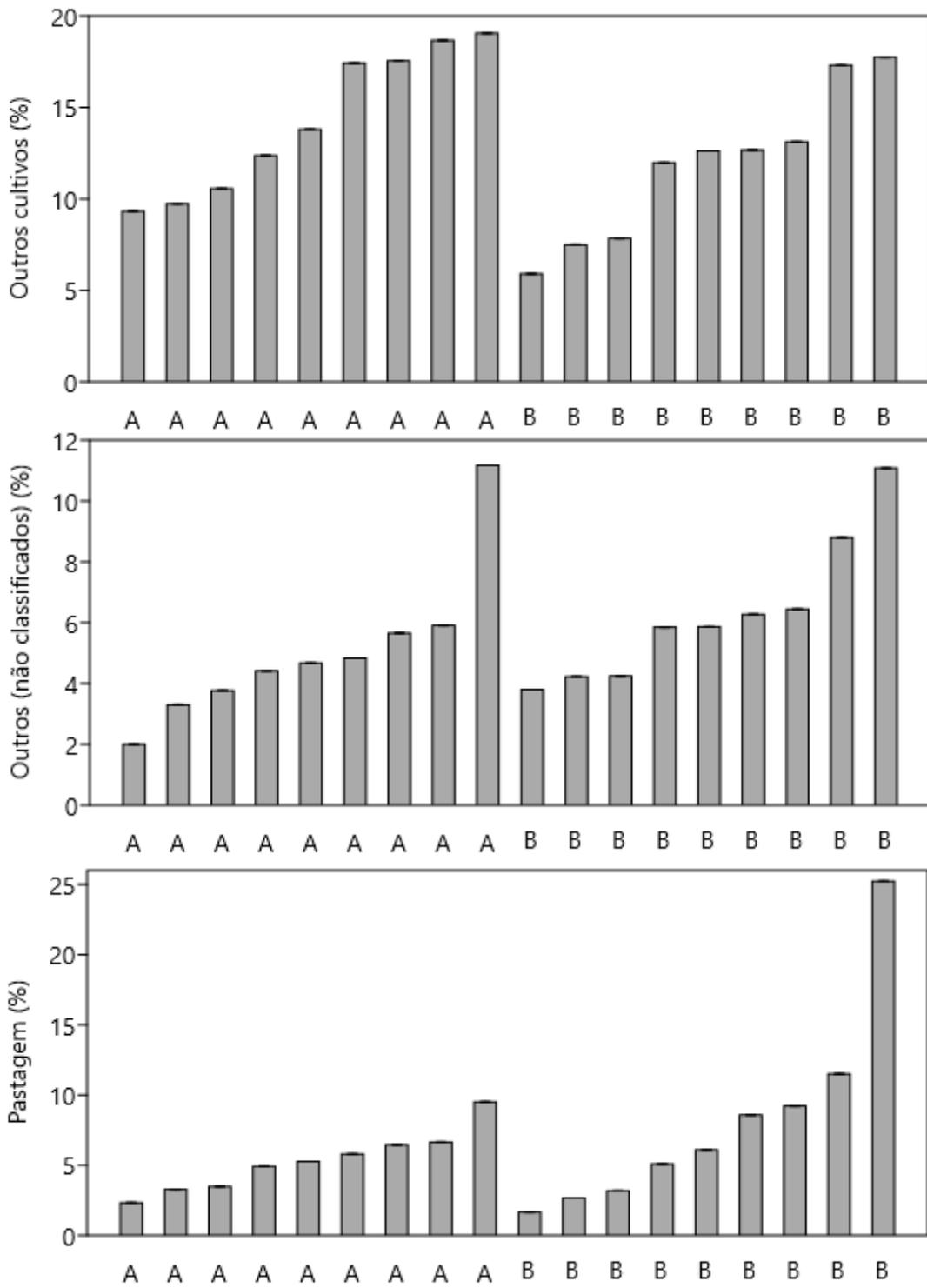


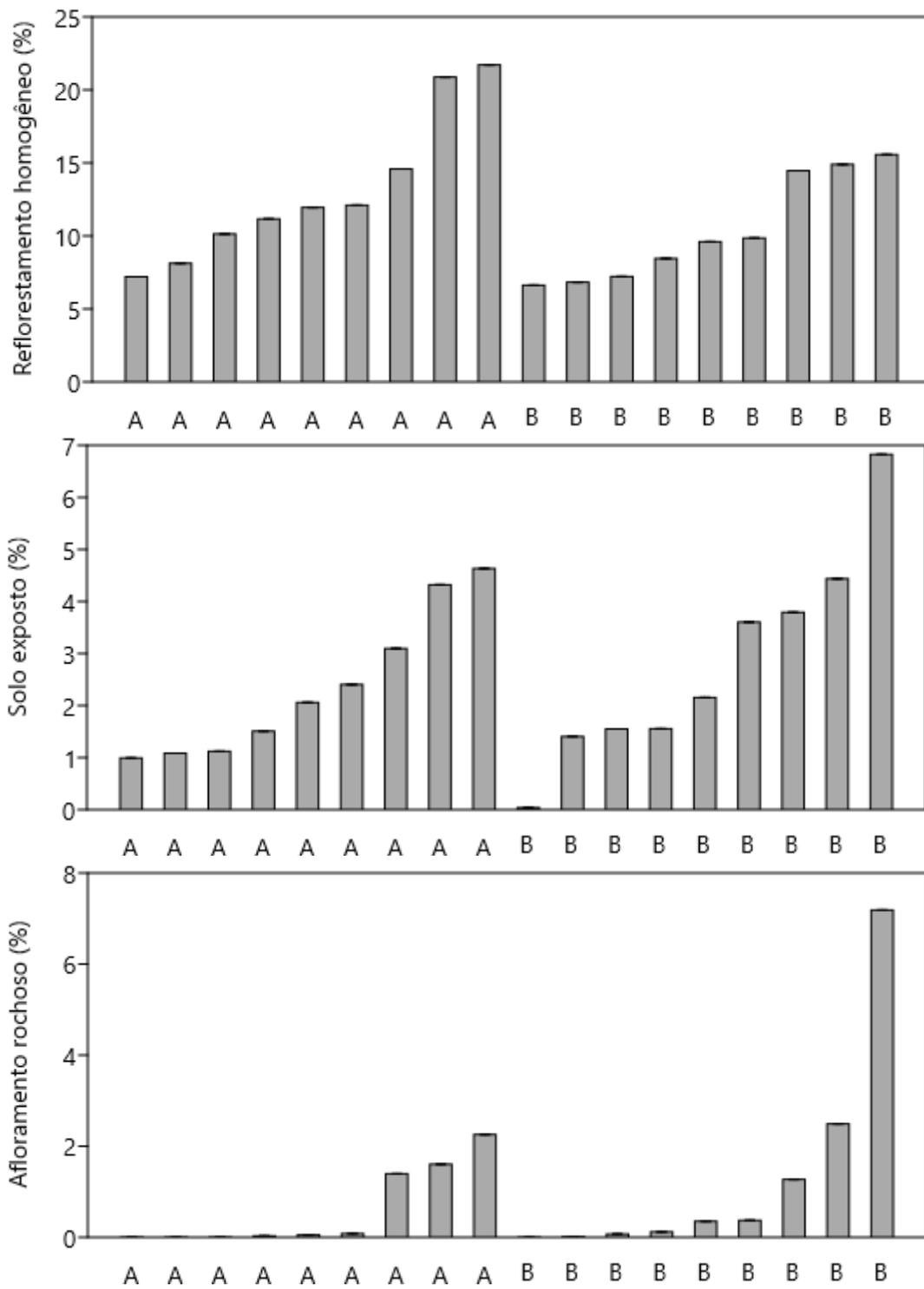


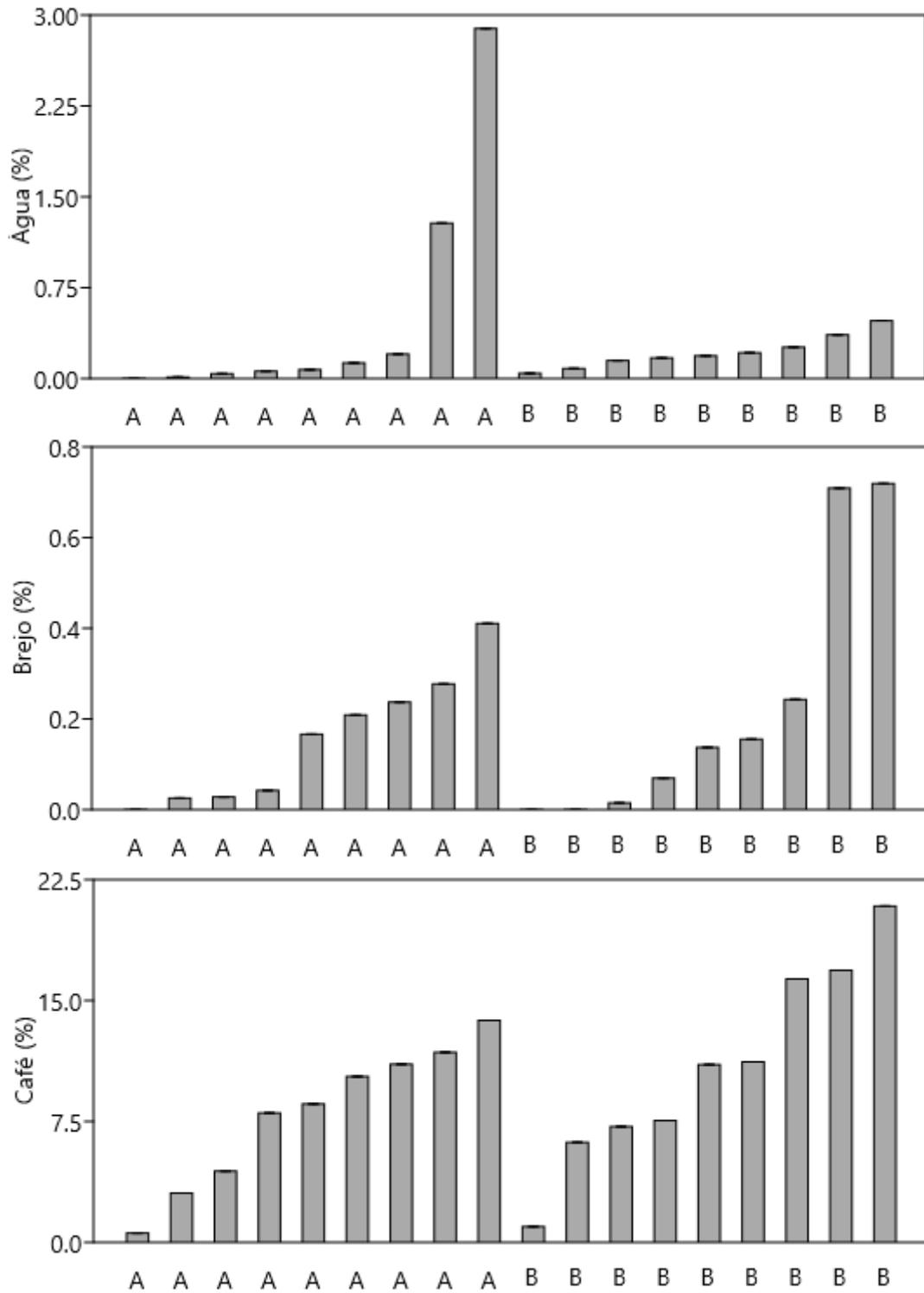
Apêndice V

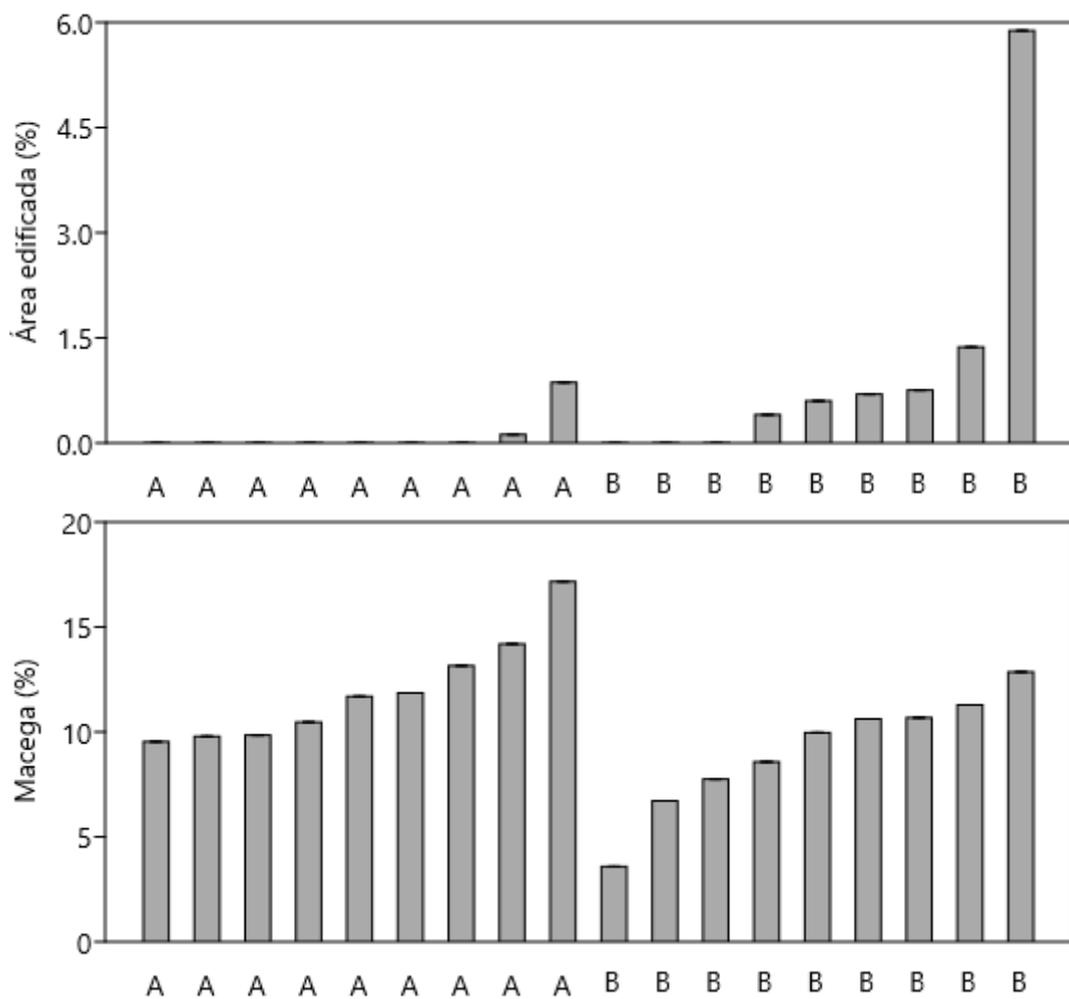
Gráficos de barra da porcentagem de cobertura das classes de uso do solo no entorno de 1 km dos fragmentos florestais habitados (A) e não habitados por miquis (B), na classificação de uso do solo de 2015.





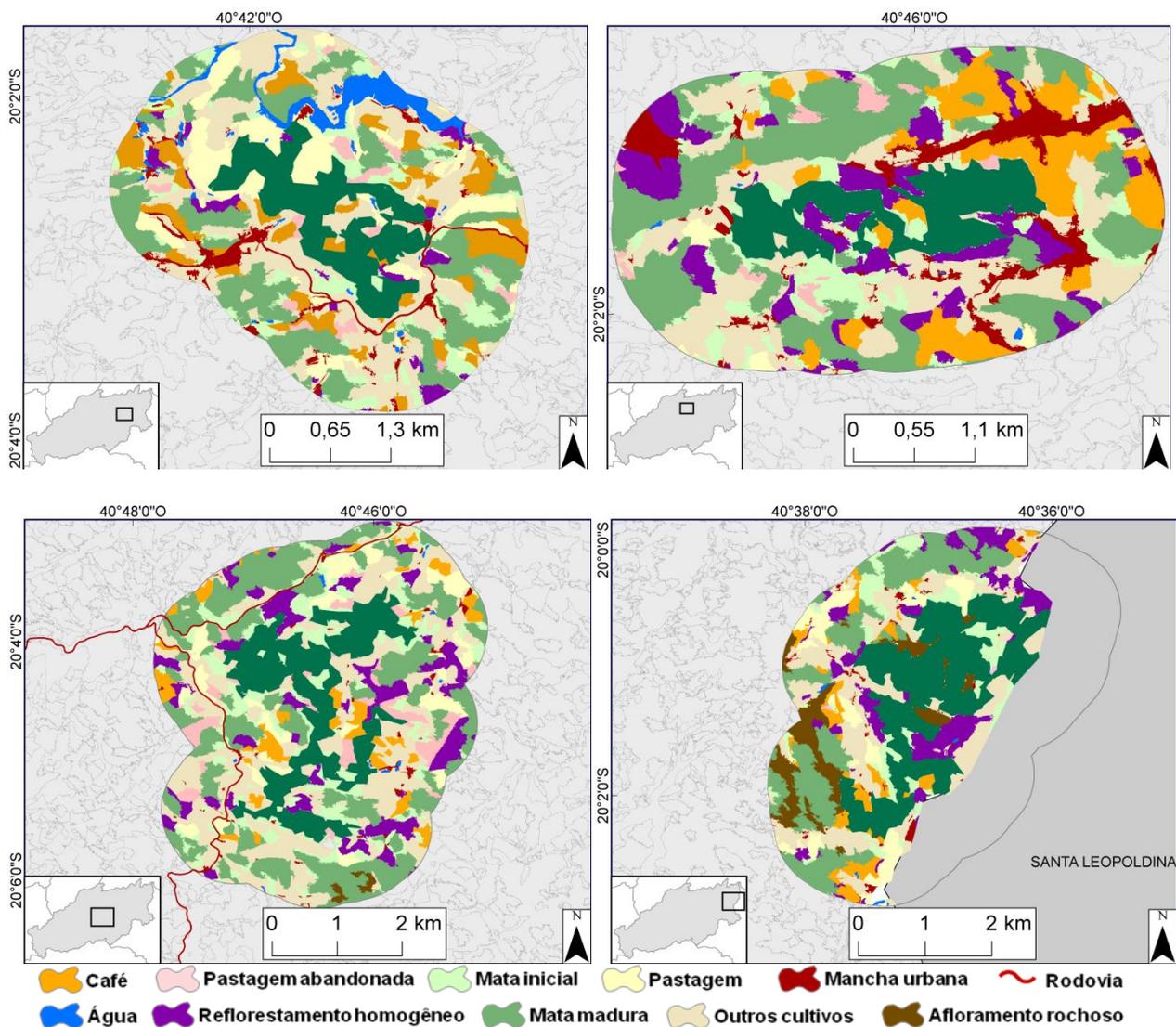


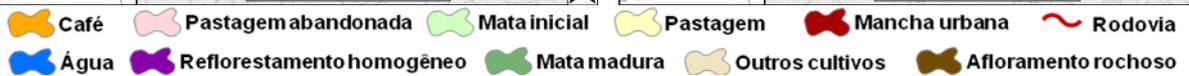
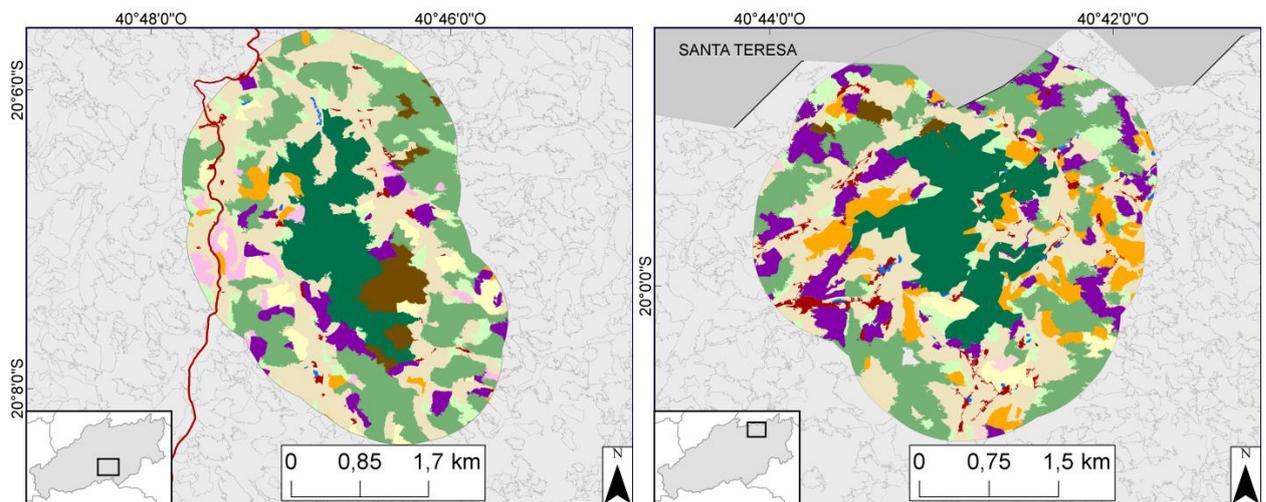
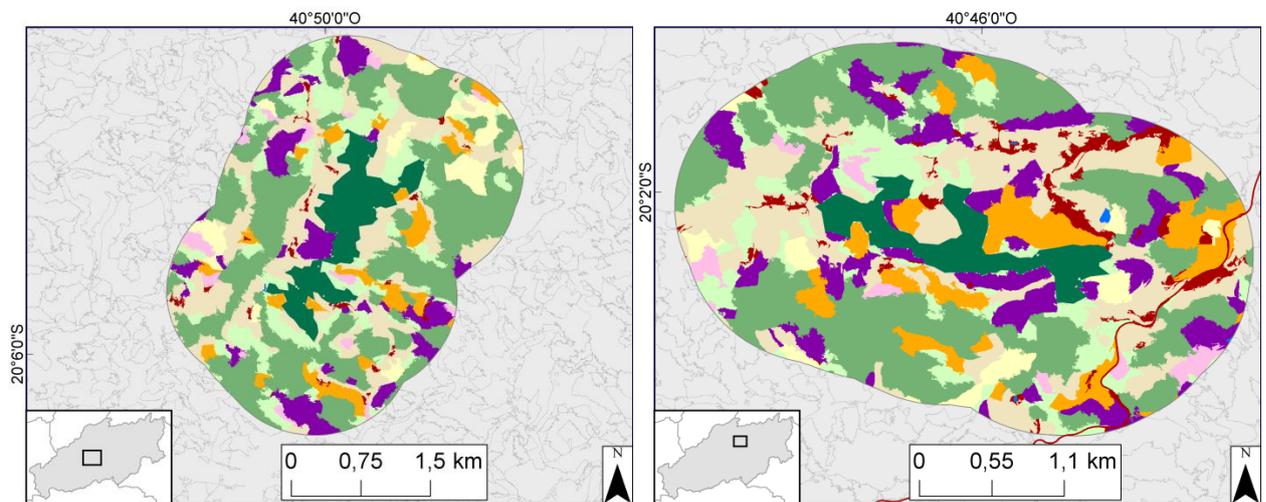
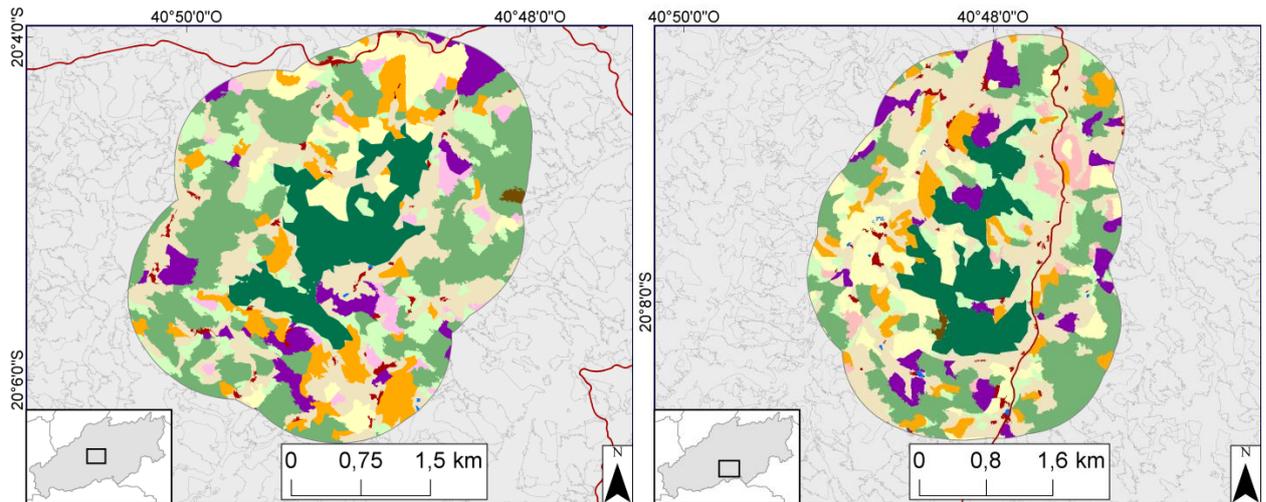


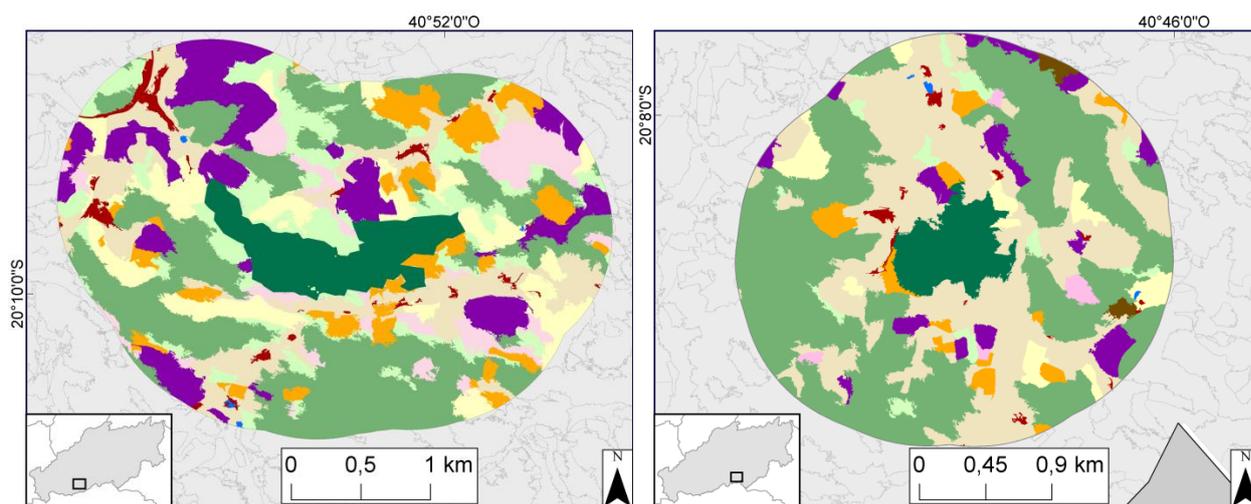
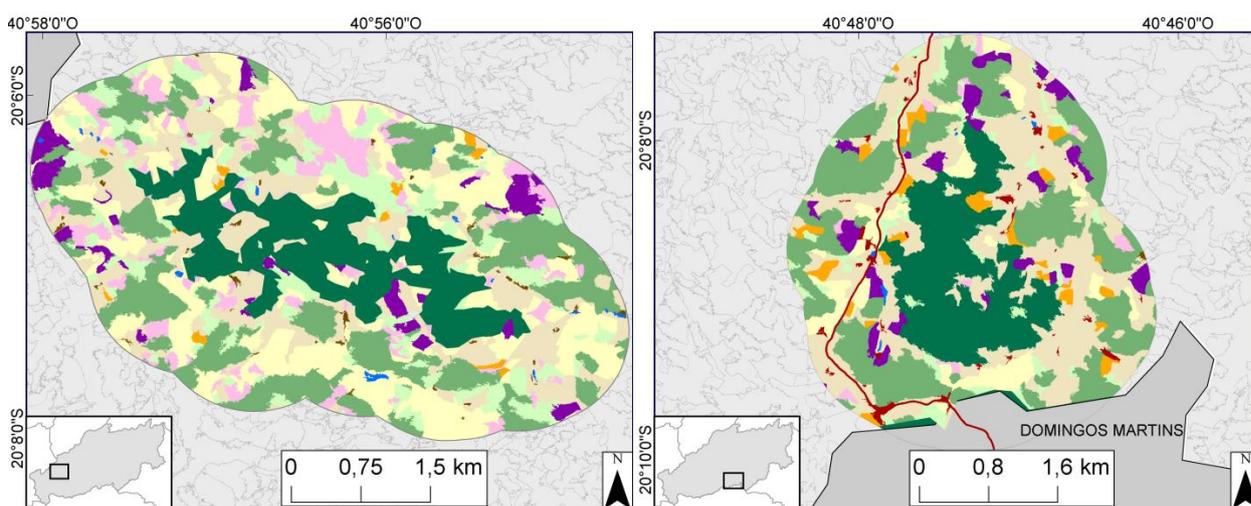
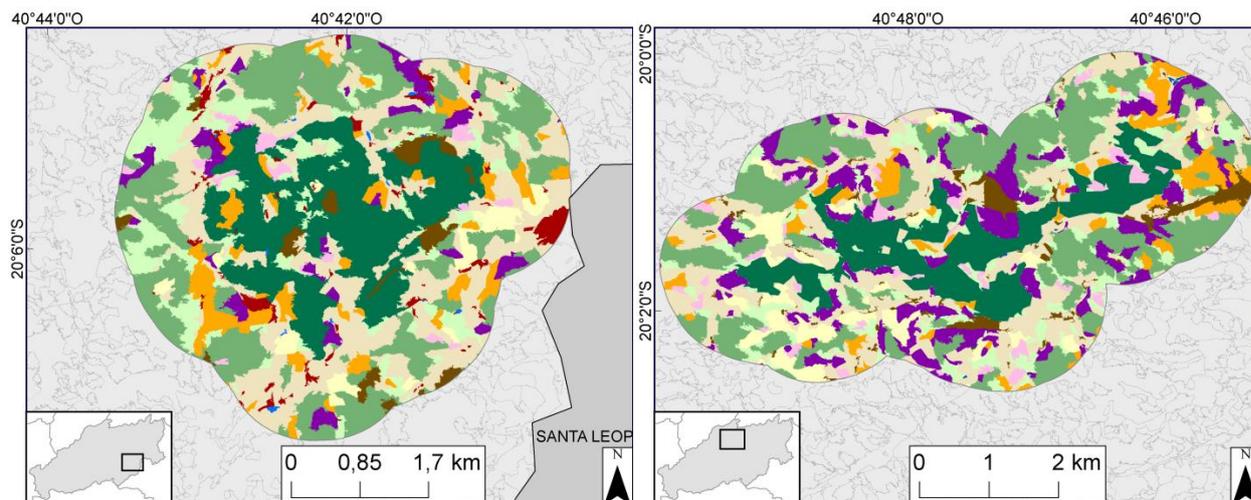


Apêndice VI

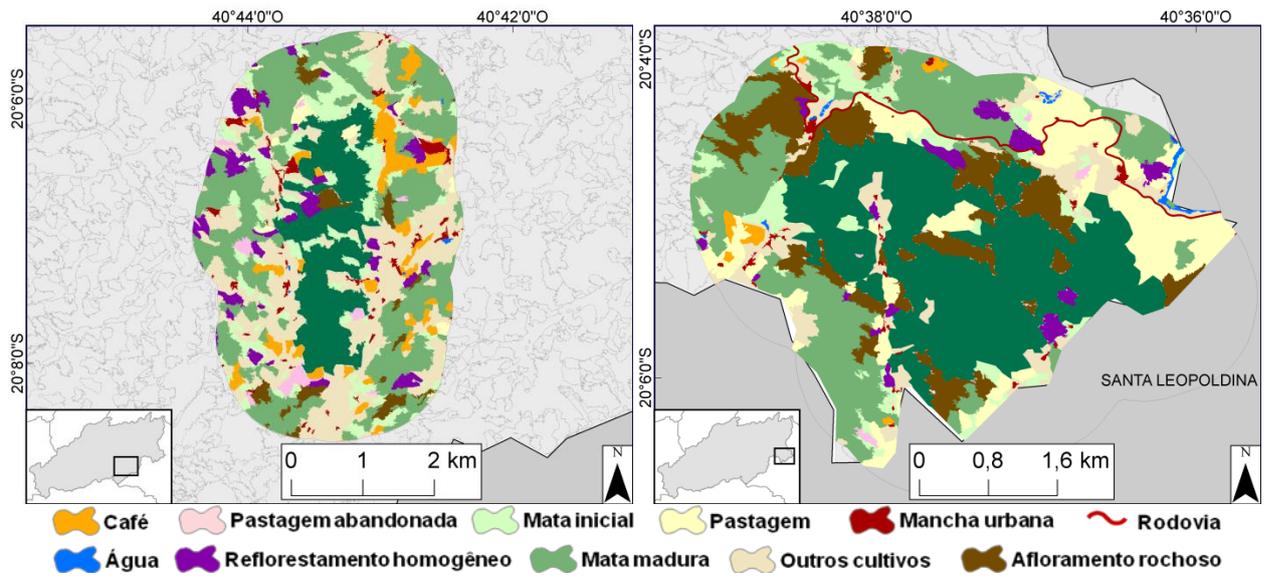
Mapas de classes de uso do solo na classificação de 2008, no entorno de 1 km dos fragmentos florestais, organizados em pares segundo a ACP. À direita, fragmentos com muriquis e à esquerda, fragmentos sem muriquis.





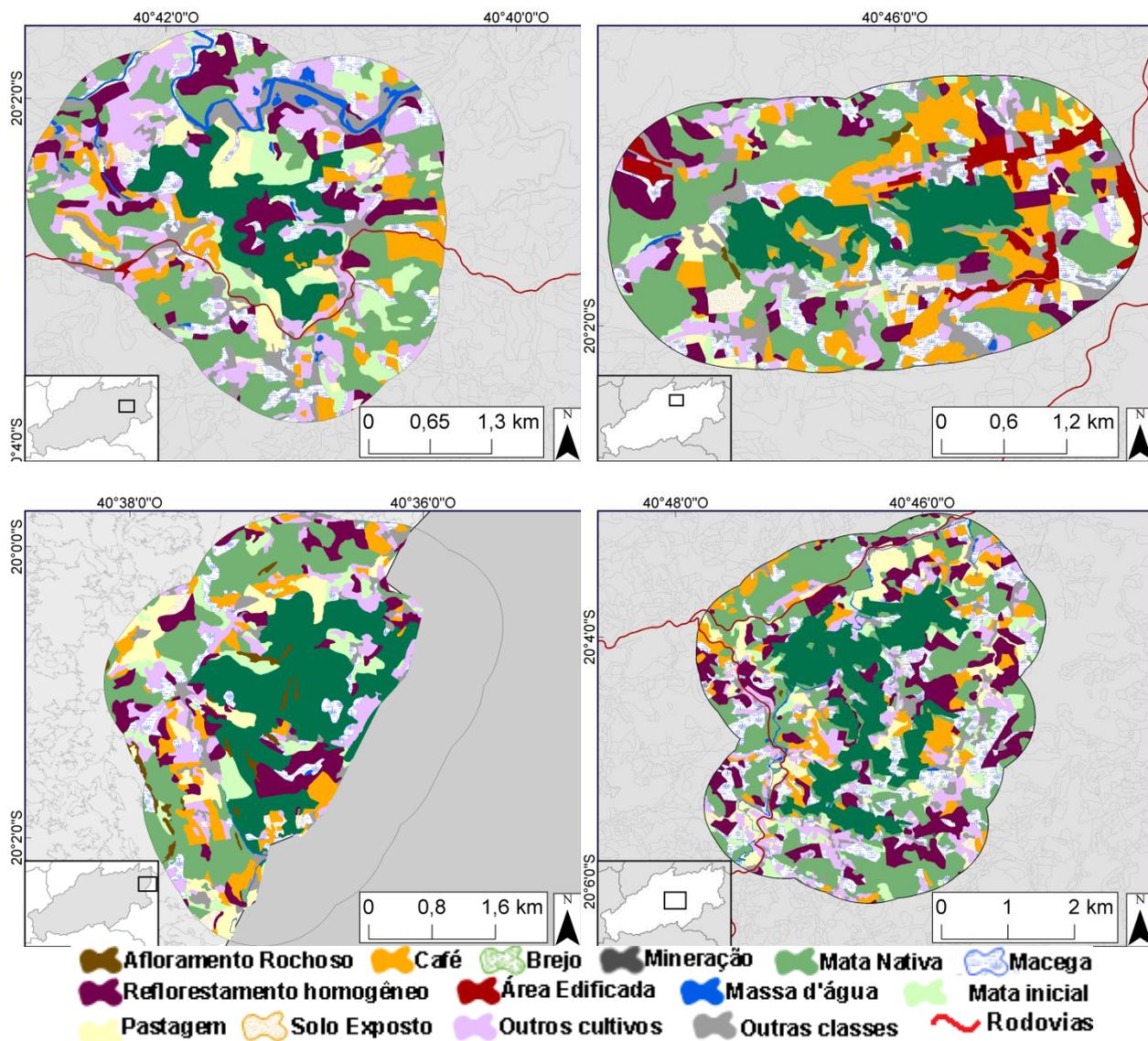


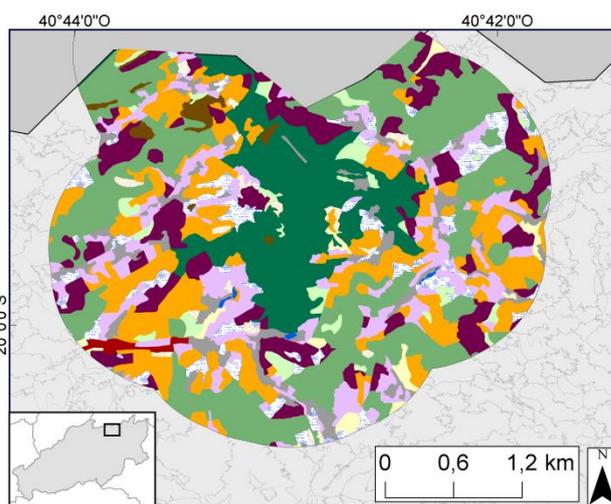
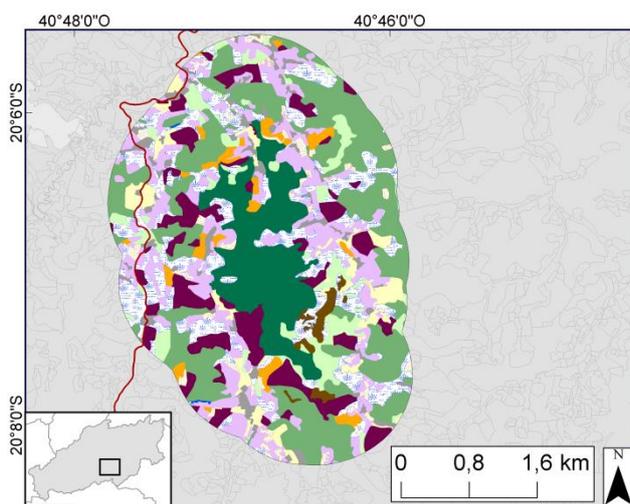
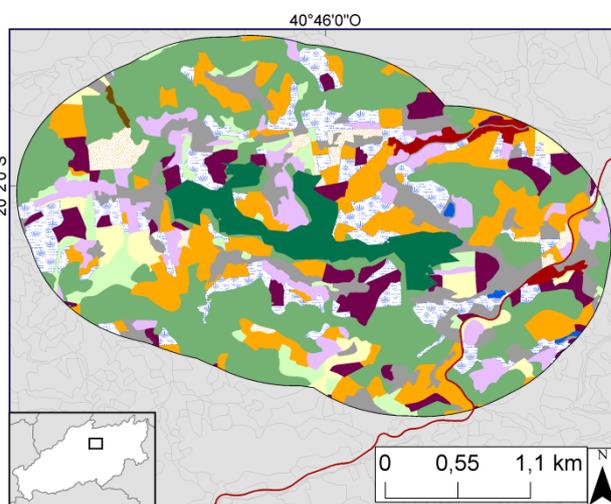
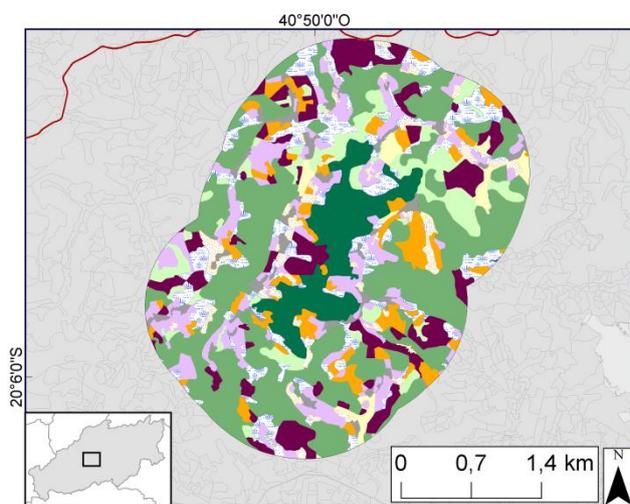
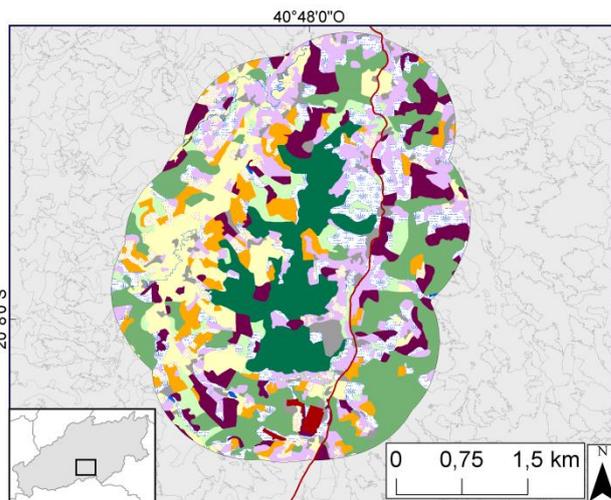
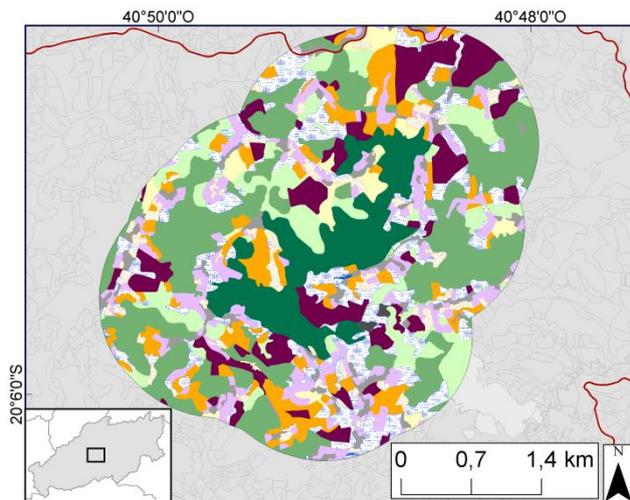
- Café
- Pastagem abandonada
- Mata inicial
- Pastagem
- Mancha urbana
- Rodovia
- Água
- Reforestamento homogêneo
- Mata madura
- Outros cultivos
- Afloramento rochoso



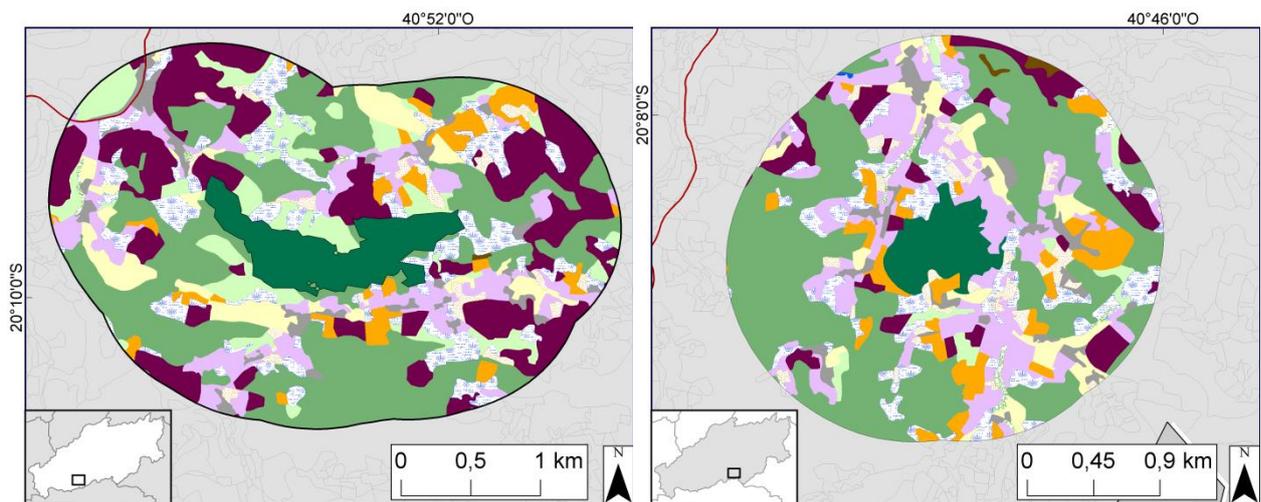
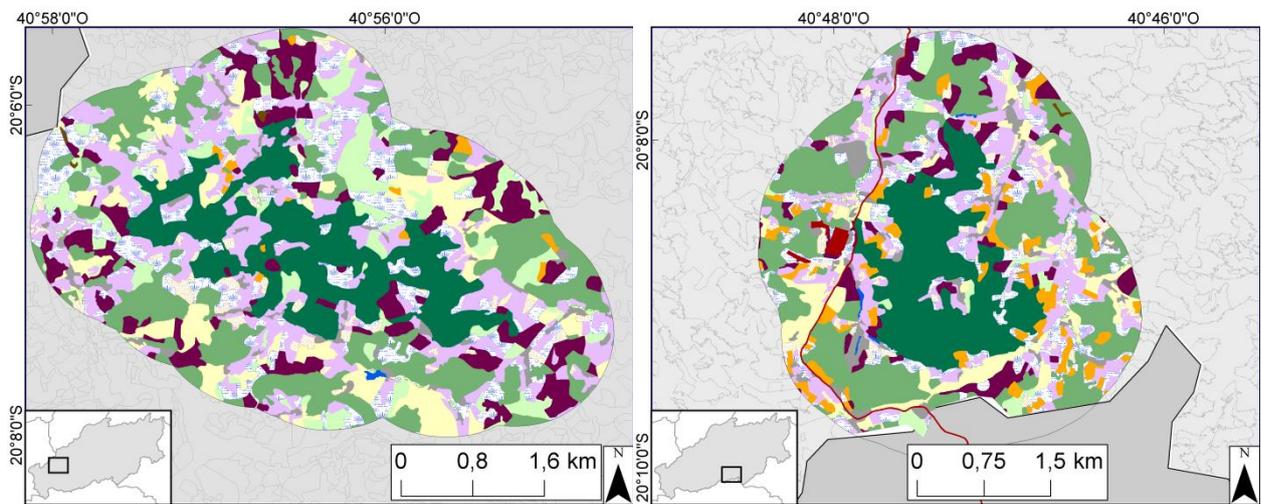
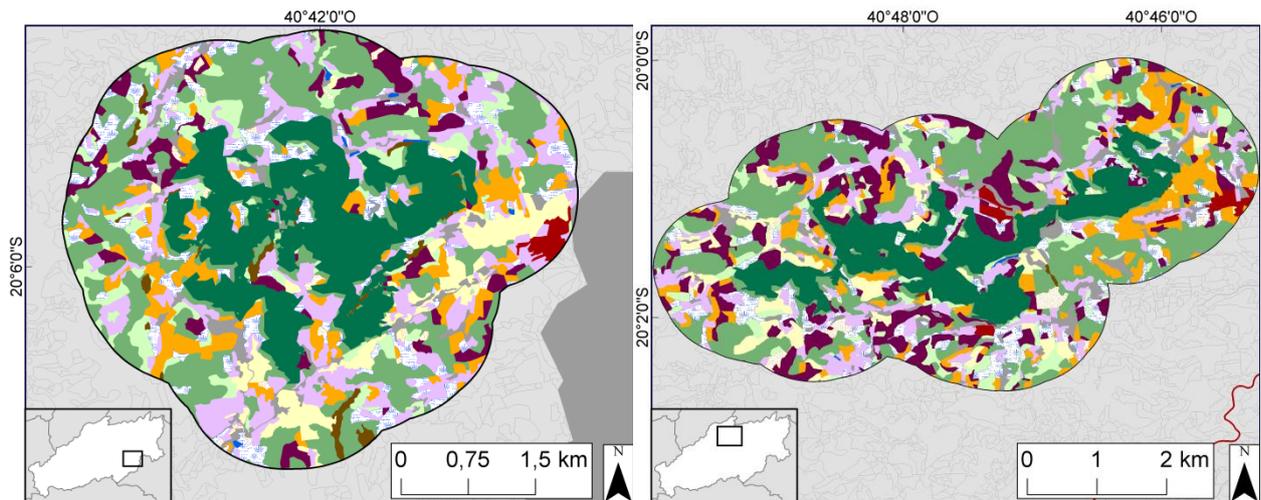
Apêndice VII

Mapas de classes de uso do solo na classificação de 2015, no entorno de 1 km dos fragmentos florestais, organizados em pares segundo a ACP. À direita, fragmentos com muriquis e à esquerda, fragmentos sem muriquis.

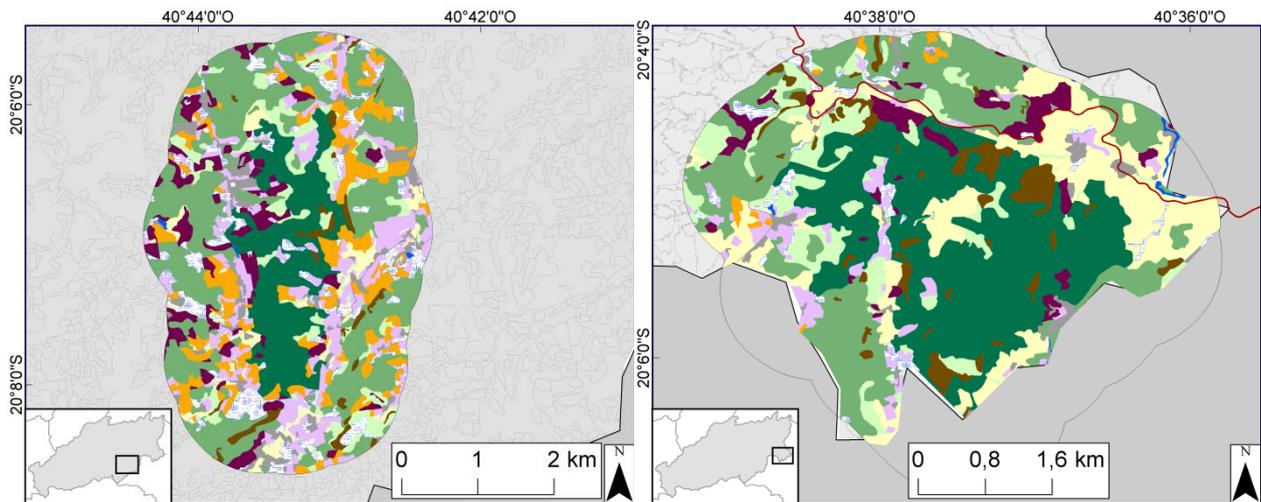




- | | | | | | |
|---------------------------|----------------|-----------------|--------------|--------------|----------|
| Afloramento Rochoso | Café | Brejo | Mineração | Mata Nativa | Macega |
| Reflorestamento homogêneo | Área Edificada | Outros cultivos | Massa d'água | Mata inicial | Rodovias |
| Pastagem | Solo Exposto | Outras classes | | | |



- | | | | | | |
|---------------------------|----------------|--------------|--------------|-----------------|----------------|
| Afloramento Rochoso | Café | Brejo | Mineração | Mata Nativa | Macega |
| Reflorestamento homogêneo | Área Edificada | Massa d'água | Mata inicial | Outros cultivos | Outras classes |
| Pastagem | Solo Exposto | Rodovias | | | |



- | | | | | | |
|---------------------------|----------------|--------------|--------------|-------------|--------------|
| Afloramento Rochoso | Café | Brejo | Mineração | Mata Nativa | Macega |
| Reflorestamento homogêneo | Área Edificada | Massa d'água | Mata inicial | Pastagem | Solo Exposto |
| Outros cultivos | Outras classes | Rodovias | | | |

Apêndice VIII

Possível região de passagem de uma fêmea de muriqui (seta cor laranja) que foi registrada no fragmento “Belém” em novembro de 2018, de provável origem no fragmento “Rio das pedras”.

