

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

**Os efeitos da estrutura e configuração da paisagem na  
diversidade funcional e de espécies em mamíferos de médio e  
grande porte da Mata Atlântica**

**Georgea Silva Lyrio**

Vitória, ES

Abril, 2019

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

**Os efeitos da estrutura e configuração da paisagem na  
diversidade funcional e de espécies em mamíferos de médio e  
grande porte da Mata Atlântica**

**Georgea Silva Lyrio**

**Orientador: Sérgio Lucena Mendes  
Coorientadora: Marina Zanin Gregorini**

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

Vitória, ES

Abril, 2019

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de  
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

---

L992e Lyrio, Georgea Silva, 1992-  
Os efeitos da estrutura e configuração da paisagem na  
diversidade funcional e de espécies em mamíferos de médio e  
grande porte da Mata Atlântica / Georgea Silva Lyrio. - 2019.  
50 f. : il.

Orientador: Sérgio Lucena Mendes.  
Coorientadora: Marina Zanin Gregorini.  
Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade  
Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e  
Naturais.

1. Ecologia das paisagens. 2. Florestas tropicais. 3. Paisagens  
fragmentadas. 4. Mamíferos. 5. Biodiversidade. 6. Riqueza. I.  
Mendes, Sérgio Lucena. II. Gregorini, Marina Zanin. III.  
Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências  
Humanas e Naturais. IV. Título.

CDU: 57

---

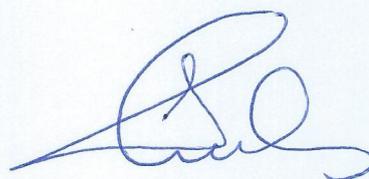
Georgea Silva Lyrio

**OS EFEITOS DA ESTRUTURA E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM  
NA DIVERSIDADE FUNCIONAL E DE ESPÉCIES EM MAMÍFEROS  
DE MÉDIO E GRANDE PORTE DA MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas do Centro de Ciências Humanas e Naturais, da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Biologia Animal.

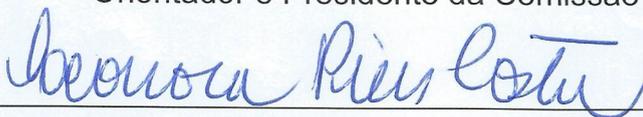
Aprovada em 5 de abril de 2019.

Comissão Examinadora:



**Prof. Dr. Sérgio Lucena Mendes (UFES)**

Orientador e Presidente da Comissão Examinadora



**Profa. Dra. Leonora Pires Costa (UFES)**

Examinadora Interna



Prof. Dr. Sérgio Lucena Mendes

**Por: Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello (FFCLRP-USP)**

Examinador Externo

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço as Entidades Superiores por essa oportunidade de trabalho, sempre sonhei cursar um mestrado. Obrigada por concederem sabedoria, força e muita luz, que me ajudou a superar os diversos obstáculos para chegar a este momento de realização.

Ao meu orientador e professor Sérgio Lucena Mendes, por mais essa oportunidade de trabalho, por todos os direcionamentos e suporte prestado, foram dois anos de muito aprendizado. Te agradeço por abrir as portas do Laboratório de Biologia da Conservação de Vertebrados, foram mais de cinco anos de convivência, com muitos ensinamentos, amadurecimento e discussões enriquecedoras.

À professora e coorientadora Marina Zanin Gregorini, te agradeço imensamente por todo apoio acadêmico ao longo dessa minha jornada, tanto aqui no Espírito Santo, quanto no Maranhão. Obrigada por todas as conversas, discussões, incentivos, puxões de orelha e ensinamentos, principalmente em campo, foram dias de muito aprendizado. Esses anos de convívio pude conhecer o seu amor pela pesquisa, a pesquisadora empenhada e dedicada que é você, a qual eu muito admiro. Agradeço por todo seu tempo e suas correções, que foram necessárias para que esse trabalho fosse concluído, e principalmente por acreditar no meu potencial!

Agradeço a todos os membros do LBCV - Laboratório de Biologia da Conservação de Vertebrados – UFES, pelo acolhimento, pelo compartilhamento dos saberes, pelos momentos de descontração e por tudo vivido. Em especial, as doutoras Andressa Gatti e Danielle Moreira, e o doutorando Arthur Machado, por todos os ensinamentos e suporte que foram fundamentais nesses anos. Obrigada Joana, Jardel e Amanda, por todas as experiências compartilhadas, por toda ajuda e por todos os diálogos. Amandinha, obrigada por toda sua paciência e ombro amigo nessa reta final. Um agradecimento especial à bióloga Jade Huguenin, por toda colaboração prestada em campo e laboratório durante esses dois anos.

Aos amigos que fiz durante essa minha jornada, obrigada por todo apoio que vocês me deram, principalmente à equipe do Pró-Tapir, em especial à bióloga Paula, e a toda minha turma de mestrado (PPGBAN 2017), em especial, Nila, Letícia, Aniger e Josi que me proporcionaram momentos únicos de descontração e aprendizado.

Agradeço à Universidade Federal do Espírito Santo e ao Programa de Pós-graduação em Biologia Animal por todo apoio e infraestrutura concedida. Em especial,

os professores deste programa, que compartilharam seus conhecimentos durante as disciplinas ofertadas.

Aos meus amigos de longas datas, que durante esse período entenderam minha ausência, minhas falhas e mesmo assim me apoiaram, em especial Gabriela Ferreira Lucio, obrigada criança!

Aos meus amados pais, Fátima e Otávio, ao meu irmão Gean, que com muito carinho e apoio, não mediram esforços para que eu chegasse até esta etapa de minha vida, me incentivando a seguir a área que escolhi como profissão. Obrigada por todo o suporte de vocês, por entenderem meus momentos de angústia e estresse, por acreditarem nos meus sonhos e torcerem por mim. Obrigada família!

Ao meu amor, Kepler Bolzani, que foi fundamental para meu equilíbrio mental durante esses dois anos, obrigada por todo apoio nesse processo.

Agradeço aos moradores de Santa Maria de Jetibá, por terem nos recebido e permitido a realização das atividades de campo, em especial o apoio do seu Adelino Stanger, morador da região do Recreio.

Agradeço ao apoio recebido da equipe pedagógica da E.E.E.F.M Ecoporanga, em especial à diretora Suely, equipe de pedagogos e meus colegas da área. Obrigada por todo incentivo e compreensão durante essa reta final.

Agradeço à CAPES, pela bolsa concedida durante o mestrado.

Ao edital FAPES/VALE/FAPERJ N° 01/2015, o qual propiciou recursos para realização das atividades de campo desta pesquisa.

Desde já, agradeço à Banca Examinadora por toda dedicação e empenho na revisão deste trabalho.

# SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>10</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>12</b>
ÁREA DE ESTUDO .....	12
DELINEAMENTO AMOSTRAL .....	13
RIQUEZA DE ESPÉCIES E DIVERSIDADE FUNCIONAL .....	17
CONTROLE DA AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL .....	19
ANÁLISE ESTATÍSTICA DAS RELAÇÕES CAUSAIS .....	19
<b>RESULTADOS .....</b>	<b>20</b>
ESFORÇO AMOSTRAL .....	20
RIQUEZA DE ESPÉCIES E FUNCIONAL .....	20
SELEÇÃO DE MODELOS .....	21
<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>22</b>
RIQUEZA FUNCIONAL EM ESTUDOS DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE .....	22
EFEITOS DOS FRAGMENTOS E PAISAGENS SOBRE A DIVERSIDADE DE ESPÉCIES .....	24
IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO DA REGIÃO CENTRO-SERRANA DO ESPÍRITO SANTO .....	27
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>28</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>29</b>
<b>APÊNDICE .....</b>	<b>39</b>

## **LISTA DE TABELAS**

**Tabela 1.** Seleção de modelos, baseado no critério de Akaike para amostras reduzidas, para a diversidade beta de médios e grandes mamíferos em um sistema de fragmentos florestais. Dois modelos aparecem como significativos ( $\Delta AICc < 2$ ) em resposta à diversidade beta: CP1- Componente principal 1 e CP2- Componente Principal 2. **Pág.22**

**Apêndice A.** Medidas utilizadas no presente estudo: medidas de área e borda; medidas de forma; medidas da área central e medidas de agregação. **Pág. 40**

**Apêndice B.** Relação dos eixos da análise de componentes principais com as medidas de mancha e paisagem. **Pág.45**

**Apêndice C.** Traços funcionais selecionados para análise da riqueza funcional. **Pág.47**

**Apêndice D.** Análise dos filtros espaciais a partir de Coordenadas Principais de Matrizes de Vizinhanças-PCNM, realizada no programa SpatialAnalysis in Macroecology (SAM), versão 4.0. **Pág.48**

**Apêndice E.** Mamíferos de médio e grande porte registrados nos fragmentos florestais da região de estudo (Santa Maria de Jetibá/ES), a partir de armadilhas fotográficas, com autoria e categorias de ameaça em diferentes níveis: internacional (IUCN, 2018), nacional (MMA, 2014) e estadual (PASSAMANI & MENDES, 2007). LC = Pouco preocupante; NT= Quase ameaçada; VU = Vulnerável; NA= Não ameaçada. **Pág. 49**

**Apêndice F.** Seleção de modelos, baseado no critério de Akaike para amostras reduzidas, para a diversidade alfa de médios e grandes mamíferos em um sistema de fragmentos florestais. **Pág. 50**

**Apêndice G.** Seleção de modelos, baseado no critério de Akaike para amostras reduzidas, para a diversidade beta de médios e grandes mamíferos em um sistema de fragmentos florestais. **Pág. 51**

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1.** Fragmentos de vegetação nativa amostrados no município de Santa Maria de Jetibá-ES. **Pág. 12**

**Figura 2.** Porcentagem de variação dos dados capturada por cada eixo da análise de componentes principais. **Pág. 14**

**Figura 3.** Representação do gradiente ambiental representado pela variação de configuração e estrutura da vegetação nativa na área de estudo, capturado por três eixos de ordenação gerados pela análise de componentes principais. Os pontos cinzas representam todos os fragmentos da área de estudo e os pontos pretos representam os fragmentos monitorados por armadilhas fotográficas. **Pág. 17**

**Figura 4.** Dendrograma de similaridade pelo método UPGMA, utilizando o índice FD de Petchey & Gaston (2002), mostrando a formação de grupos funcionais com base nas características das espécies de médios e grandes mamíferos amostrados na área de estudo. Nota: as ilustrações das espécies presentes no dendrograma foram extraídas de Eisenberg & Redford (1999) e Emmons & Feer (1997). **Pág. 21**

## LISTA DE QUADRO

**Quadro 1.** Síntese da correlação dos eixos da análise de componentes principais com as medidas de mancha e paisagem utilizadas para capturar o efeito da estrutura e configuração de paisagens na área de estudo. **Pág. 15**

## RESUMO

As atividades humanas como agricultura, mineração, pecuária, exploração madeireira são apontadas como as principais responsáveis pela fragmentação da vegetação nativa. A fragmentação influencia na heterogeneidade da paisagem – com formação de manchas de diferentes tamanhos – na matriz de habitats do entorno e na conectividade entre os fragmentos, afetando a diversidade biológica. As respostas da biodiversidade à perda e fragmentação são evidentes dentro de certas escalas espaciais. Dessa forma, o presente estudo avaliou em múltiplas escalas espaciais os efeitos da estrutura e configuração da vegetação nativa na diversidade de espécies e diversidade funcional de médios e grandes mamíferos em um sistema complexo de fragmentos florestais da Mata Atlântica. Para isso, foram selecionados fragmentos de vegetação nativa com características estruturais e de configuração espacial distintas, os quais foram caracterizados por meio de medidas de mancha e de paisagem delimitadas por buffers de um, cinco e dez quilômetros. Nos fragmentos foram instaladas armadilhas fotográficas para registrar as espécies focais. A diversidade de médios e grandes mamíferos foi calculada por meio de dois estimadores de riqueza, tanto de espécies quanto funcional. A riqueza funcional é um atributo mais complexo e infere sobre a quantidade do espaço funcional ocupado por uma comunidade de espécies, a qual foi calculada pelos índices FRic (*Functional richness*) e FD (*Functional diversity*). Foram realizados modelos lineares para determinar a influência da estrutura e configuração da vegetação nativa, representada por meio de componentes principais e filtro espacial sobre a diversidade de médios e grandes mamíferos. O Critério de Informação de Akaike corrigido foi utilizado para selecionar o melhor modelo entre todas as combinações possíveis. Dois modelos apareceram como explicações complementares para a diversidade beta, onde a fragmentação da vegetação nativa influenciou positivamente o aumento da diversidade beta da região de estudo. Os resultados indicam que a paisagem heterogênea da região de estudo é constituída principalmente por espécies de médios e grandes mamíferos generalistas de habitats.

Palavras-chave: ecologia de paisagem, diversidade funcional, riqueza funcional, fragmentação, diversidade beta

## **ABSTRACT**

Human activities such as agriculture, mining, livestock and wood extraction are identified as the main factors of forest fragmentation of the native vegetation. Fragmentation affects landscape heterogeneity – forming patches of different sizes – habitat matrix and connectivity among forest fragments, thus affecting biological diversity. Therefore, this study aimed to evaluate the effects of native vegetation structure and configuration on species diversity and functional diversity of medium and large mammals in a complex system of Atlantic Forest fragments. For this, fragments of native vegetation with different spatial configuration and structural characteristics were selected, which were characterized by patch and landscape measurements delimited by buffers of one, five and ten kilometers. Camera-traps were installed in forest fragments to register focal species. The diversity of medium and large mammals was calculated using two richness estimators, both species and functional. Functional richness is a more complex attribute and infers on the amount of functional space occupied by a community of species, which was calculated by FRic (Functional richness) and FD (Functional diversity) indexes. Linear models were used to determine the influence of native vegetation structure and configuration, represented by Principal Component Analysis and spatial filter on the diversity of medium and large mammals. The corrected Akaike Information Criterion was used to select the best model among all possible combinations, but none of the presented models had the ability to explain the variation of species richness in forest fragments. However, two models appeared as complementary explanations for beta diversity, in which native vegetation fragmentation positively influenced the increase in beta diversity of the study region. The results indicate that the heterogeneous landscape of the study region consists mainly of habitat generalists species of medium and large mammals.

Key words: landscape ecology, functional diversity, functional richness, fragmentation, beta diversity

## I. INTRODUÇÃO

A perda e fragmentação da vegetação nativa estão entre os principais processos mediadores de dinâmica regional da biodiversidade, pois interferem diretamente na heterogeneidade ambiental, formando manchas de vegetação com configurações diversas e alterando conectividade entre fragmentos (Fahrig, 2003; Moraes *et al.*, 2015). Esses fatores atuam sobre biodiversidade observada, pois levam à diminuição da variabilidade genética e desequilíbrio da estrutura e funcionamento do meio biótico, provocando grande suscetibilidade dos fragmentos a distúrbios externos de extinção local e global de espécies (Metzger, 1999, 2001; Pimm & Raven, 2000; Tilman, 2004; Ahumada *et al.*, 2011; Newbold *et al.*, 2015). Não surpreendentemente, a perda e fragmentação da vegetação nativa tem se tornado um tema central da ecologia e biologia da conservação.

Nesse contexto, muitos estudos têm investigado o efeito direto e indireto da perda e fragmentação sobre a diversidade local e regional (Jamoneau *et al.*, 2012; Estavillo *et al.*, 2013), bem como o papel de tais processos nas regras de montagem da comunidade e metacomunidade (Biswas & Wagner, 2012; Tschardtke *et al.*, 2012). As respostas da biodiversidade à perda e fragmentação variam entre paisagens e regiões, dependendo da heterogeneidade da paisagem e são apenas evidentes dentro de certas escalas espaciais (Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2013; Carrara *et al.*, 2015; Morante-Filho *et al.*, 2016). Por isso, os processos ecológicos nas paisagens precisam ser estudados em diferentes escalas espaciais e temporais (Risser, 1987; Bogoni *et al.*, 2017). No entanto, segundo Fahrig (2003), Morante-Filho *et al.* (2016) e Fahrig *et al.* (2019), alguns estudos dos efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade só foram realizados em uma paisagem e em uma única escala espacial.

Os componentes mais utilizados para descrever a diversidade em estudos ecológicos advêm de medidas de riqueza e diversidade de espécies (Magurran, 2005). Entretanto, tais medidas partem do pressuposto que todas as espécies são equivalentes em seus papéis ecológicos, desconsiderando que diferentes organismos desempenham diferentes funções no ambiente (Grime, 1998; Schleuter *et al.*, 2010; Gagic *et al.*, 2015). Por isso, uma crescente linha de pesquisa defende que a diversidade funcional consiste em uma importante medida de diversidade, adequada para a compreensão dos componentes da biodiversidade que influenciam na operacionalidade e funcionalidade de um ecossistema (Tilman, *et al.*, 1997; Tilman, 2001; Petchey, 2004). Ela considera as

diferenças morfológicas, ecológicas e comportamentais entre as espécies e indivíduos, possibilitando quantificar os traços ou atributos funcionais de uma comunidade (Diaz & Cabido, 2001; Villéger *et al.*, 2008; Cianciaruso *et al.*, 2009; Calaça & Grelle, 2016).

Os mamíferos são amplamente afetados pela perda e fragmentação do habitat (Chiarello, 1999; Pardini *et al.*, 2005; Galetti *et al.*, 2009), especialmente aquelas de maior tamanho e de níveis tróficos superiores, por dependerem de grandes áreas para sobreviver (Kasso & Bekele, 2014). Desta forma, as mudanças de paisagem derivadas pelas atividades humanas são as principais ameaças para os mamíferos em todo o mundo (Cardillo *et al.*, 2005; Ripple *et al.*, 2014). Além disso, eles possuem um importante papel na manutenção e regeneração das florestas tropicais, pois apresentam funções ecológicas essenciais e podem ser considerados como espécies-chave na estruturação das comunidades biológicas (Dotta & Verdade, 2007). Devido a sua fragilidade à conversão do habitat, bem como seu papel ecológico, a classe Mammalia é o táxon mais estudado entre os vertebrados, sendo muitas das estratégias de conservação e criação de áreas protegidas baseadas em informações acerca deste grupo (Jenkins *et al.*, 2013; Magioli, 2013).

As florestas tropicais são os ecossistemas mais ricos do mundo, abrigando a maioria das espécies terrestres, entretanto foram gravemente reduzidas e degradadas devido à intensa conversão florestal (Wilson & Peter, 1988; Joppa, Loarie & Pimm, 2008, Solar *et al.*, 2015). A Mata Atlântica é um desses ecossistemas, altamente diverso e bastante degradado, sendo considerada um dos cinco *hotspots* de biodiversidade mais ameaçado (Myers *et al.*, 2000; Galetti *et al.*, 2015). Originalmente, a Mata Atlântica abrangia 1.309.736 km<sup>2</sup> no território brasileiro, porém sua extensão é reduzida à 12,5% do original (Fundação SOS Mata Atlântica, 2017).

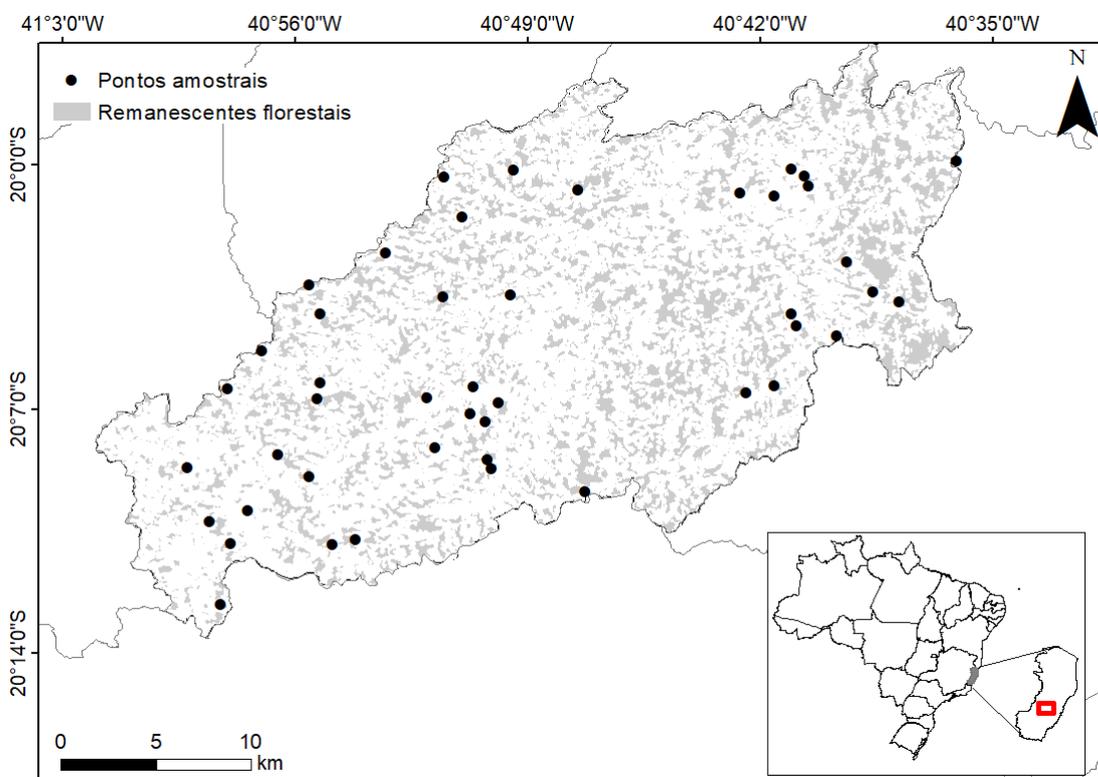
Por isso, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da estrutura e configuração da vegetação nativa em múltiplas escalas espaciais sobre a diversidade de espécies e funcional de mamíferos de médio e grande porte em um sistema complexo de fragmentos, localizado na Mata Atlântica brasileira. A problematização levantada neste estudo é que a heterogeneidade ambiental afeta positivamente a composição de médios e grandes mamíferos entre os fragmentos florestais.

## II. MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O presente estudo foi conduzido em fragmentos de vegetação nativa do município de Santa Maria de Jetibá, localizados na região centro-serrana do estado do Espírito Santo, com área total de 735,579 km<sup>2</sup> e sede nas coordenadas 20° 02' 0,85" S e 40° 41' 58,55" W (Figura 1). A área de estudo está no domínio fitogeográfico de Mata Atlântica Sub-Montana a Montana, com altitudes variando entre 600 e 1200 m. O clima predominante da região é classificado como tropical subquente superúmido com subseca, a precipitação média anual é de 1.254,5 mm e a temperatura média anual é de 18,7° C (IBGE, 2016).

Santa Maria de Jetibá é uma região colonizada por imigrantes europeus do final do século XIX, oriundos principalmente da antiga Pomerânia, que implantaram um sistema agrícola de pequenas propriedades rurais, desenvolvendo a agricultura familiar (Dos Santos *et al.*, 2012). O relevo acidentado e a história de ocupação desse município resultaram num padrão de uso do solo em que as atividades agrícolas são entremeadas por remanescentes de matas nativas (INCAPER, 2011), formando um mosaico de lavouras e remanescentes de Mata Atlântica de variados tamanhos e formas.



**Figura 1.** Fragmentos de vegetação nativa amostrados no município de Santa Maria de Jetibá-ES.

### **Delineamento amostral: seleção dos fragmentos e coleta de dados**

Neste estudo, foram selecionados fragmentos de vegetação nativa com características estruturais e de configuração espacial distintas, buscando representar todo o gradiente ambiental existente na região. Para isso, foi feita uma avaliação em múltiplas etapas de todos os fragmentos da região, que fundamentou a escolha final dos fragmentos monitorados.

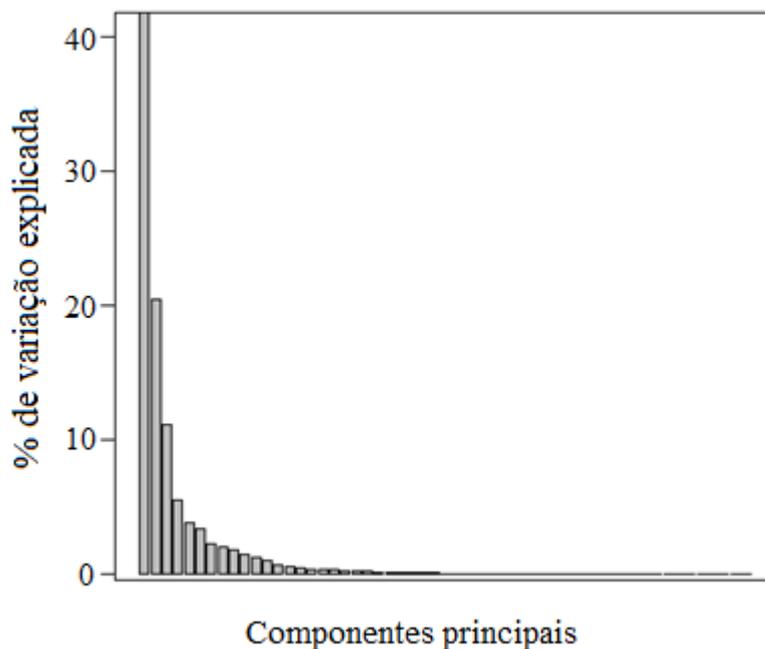
A estrutura e configuração foi calculada a partir da classificação da cobertura do solo feita pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA, 2012-2015), baseada em Ortofotomosaico dos anos de 2012-2015. O Ortofotomosaico 2012/2015 é um produto cartográfico digital de escala 1:10.000 PEC “A” (\*), de resolução espacial de 0,25m, elaborado a partir de um levantamento aerofotogramétrico digital entre 2012 e 2015 (escala de 1:41.000 no CCD). O ortofotomosaico e a classificação resultante foram georreferenciadas no Sistema de Projeção UTM, Datum SIRGAS2000, zona 24s).

O critério utilizado neste estudo foi selecionar os fragmentos classificados como mata primária. Sabe-se que muitos fragmentos florestais do município foram regenerados desde 1970 (Crepaldi, 2015; Centoducatte, 2017). Porém, no período analisado, os fragmentos apresentavam constituição física de mata primária, uma vez que assim foram classificados nas imagens aéreas do Ortofotomosaico (IEMA, 2012-2015).

Todos os fragmentos de vegetação nativa do município de Santa Maria de Jetibá (N =1.285) foram caracterizados por meio de medidas de mancha (fragmento focal) e de paisagem, sendo as paisagens delimitadas por áreas-circundantes (*buffers*) de um, cinco e dez quilômetros ao redor do fragmento focal. No total, foram utilizadas 13 medidas de estrutura e conformação, que capturam propriedades de área, borda, forma, centralidade e agregação (Apêndice A). Essas análises foram realizadas no programa *R Core Team* (2017), por meio dos pacotes *raster* (Hijmans, 2017) e *SDMTools* (VanDerWal *et al.*, 2014).

As 13 medidas de estrutura e conformação podem estar correlacionadas (Hargis *et al.*, 1998), por isso foi realizado uma Análise de Componentes Principais (ACP) para redução da dimensionalidade dos dados. Essa análise foi realizada no programa *R Core Team* (2017), por meio do pacote *ade4* (Dray & Dufour, 2007). A ACP mostrou uma ruptura abrupta de importância dos vetores após o terceiro componente principal. Assim, os três primeiros componentes principais foram utilizados como representantes

das medidas de mancha e paisagem da vegetação nativa e juntos explicam 73,5% da variação dos dados original (Figura 2).



**Figura 2.** Porcentagem de variação dos dados capturada por cada eixo da análise de componentes principais.

O primeiro eixo da ACP capturou as medidas de paisagem calculadas para áreas-circundantes de cinco e dez quilômetros ao redor do fragmento focal (escala de 5 e 10 km), mostrando correlação positiva com medidas que capturam o efeito da área (área total, índice de mancha maior, área central total, índice de adjacências semelhantes, tamanho efetivo da mancha, índice de agregação e coesão) e negativa com medidas que capturam o efeito da fragmentação (número de manchas e índices de divisão da paisagem; Apêndice A para detalhes sobre as medidas). O segundo eixo da ACP capturou as medidas em escala de mancha, ou seja, o fragmento *per se*, enquanto que o terceiro eixo capturou as medidas de paisagem calculadas para áreas-circundantes de um quilômetro. Tanto o segundo quanto o terceiro eixo mostraram correlação positiva com medidas que expressam fragmentação/subdivisão (índices de divisão da paisagem e mancha, índice de dimensão fractal da mancha e número de manchas) e negativa para medidas que capturam a influência da área (área central total, índice de mancha maior, índice de forma da paisagem, índice de coesão, índice de agregação e índice de adjacências semelhantes) (Quadro 1).

**Quadro 1.** Síntese da correlação dos eixos da análise de componentes principais com as medidas de mancha e paisagem utilizadas para capturar o efeito da estrutura e configuração de paisagens na área de estudo (para detalhes, veja Apêndice B).

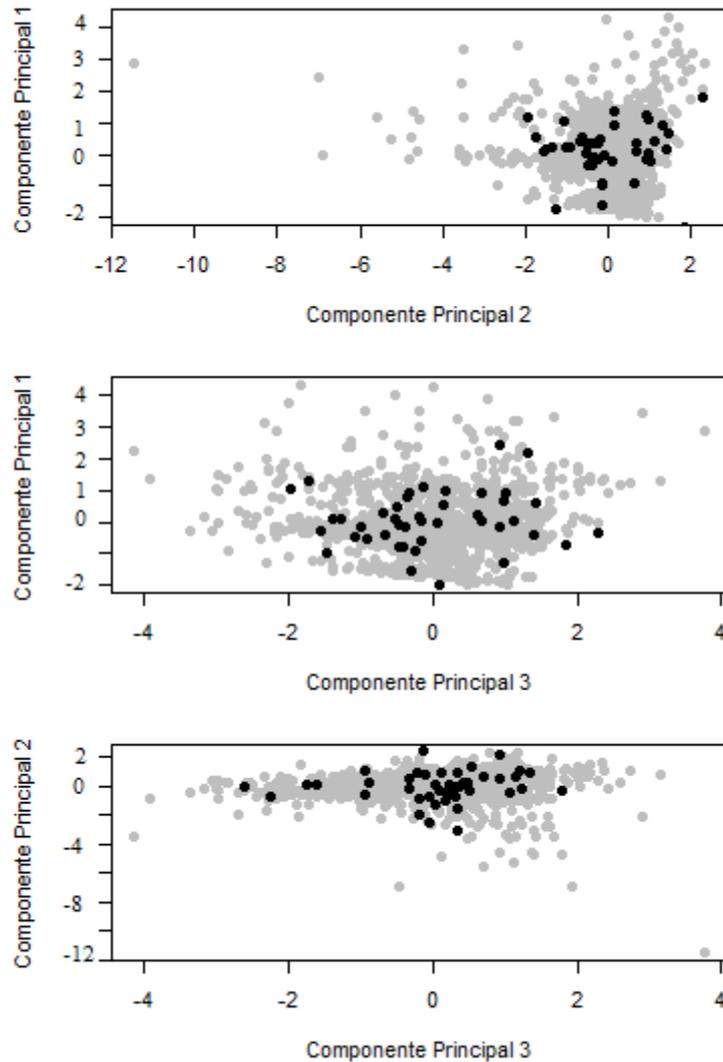
	<b>Componente principal 1</b>	<b>Componente principal 2</b>	<b>Componente principal 3</b>
<b>Principal escala espacial capturada</b>	Paisagens delimitadas por áreas-circundantes de cinco e dez quilômetros ao redor dos fragmentos	Mancha	Paisagens delimitadas por área circundante de um quilômetro ao redor dos fragmentos
<b>Variáveis com correlação Positiva</b>	Área total; Índice de mancha maior; Área central total; Índice de adjacências semelhantes; Índice de agregação; Tamanho efetivo da mancha; Índice de coesão de mancha.	Índice de dimensão fractal da área de perímetro;  Índices de divisão da mancha;	Número de manchas; Índices de divisão da paisagem.
<b>Variáveis com correlação Negativa</b>	Número de manchas; Índices de divisão da paisagem.	Borda total; Índice de forma; Área central total; Índice de adjacências semelhantes; Tamanho efetivo da mancha; Índice de coesão de mancha.	Índice de mancha maior; Índice de adjacências semelhantes; Índice de agregação.

Os três componentes principais foram utilizados para calcular a similaridade ambiental dos fragmentos na forma de um agrupamento. Para tal, foi utilizado o agrupamento aglomerativo hierárquico - UPGMA (*Unweighted Pair Group Method using Arithmetic averages*). O UPGMA constrói uma árvore enraizada (dendrograma) refletindo a estrutura de similaridade ambiental presente em matriz de distância (Sokal & Michener, 1958), cujo método utilizado neste estudo foi a distância euclidiana. O UPGMA foi aplicado utilizando-se o pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2017) no *R Core Team* (2017).

Após a hierarquização de todo o gradiente ambiental gerado para os fragmentos da região de estudo, foram selecionados sistematicamente 60 fragmentos por meio de

intervalos regulares na agregação gerada pela UPGMA, para o monitoramento de médios e grandes mamíferos por meio de armadilhamento fotográfico. Por limitações logísticas, o monitoramento ocorreu em 45 fragmentos. No entanto, não houve comprometimento do delineamento amostral, pois o gradiente ambiental representado pela variação de configuração e estrutura da vegetação nativa na área de estudo (Figura 3) foi capturado.

Em cada fragmento selecionado, foi instalada uma armadilha fotográfica. As armadilhas fotográficas foram instaladas a aproximadamente 45 cm do solo. A escolha do ponto de instalação em cada fragmento foi feita em campo através da análise de eventuais vestígios de espécies como trilhas, pegadas, tocas e fezes. Na ausência desses vestígios, foi levado em consideração a proximidade com córregos, a inclinação do solo e o tipo de árvore. As armadilhas fotográficas foram mantidas em campo durante o período de 24 de maio a 27 de julho de 2017, funcionando 24 horas por dia no decorrer de todo o período amostral. Os dados registrados ficaram armazenados no cartão de memória do aparelho, sendo posteriormente analisados. A identificação das espécies dos registros fotográficos foi feita utilizando-se as pranchas de fotos de Eisenberg & Redford (1999) e seguindo a nomenclatura proposta por Wilson & Reeder (2005). Considerou-se como mamíferos de médio e grande porte aqueles com peso superior a 1 kg (Chiarello, 2000; Emmons & Feer, 1997).



**Figura 3.** Representação do gradiente ambiental representado pela variação de configuração e estrutura da vegetação nativa na área de estudo, capturado por três eixos de ordenação gerados pela análise de componentes principais. Os pontos cinzas representam todos os fragmentos da área de estudo e os pontos pretos representam os fragmentos monitorados por armadilhas fotográficas.

### **Riqueza de espécies e diversidade funcional**

A diversidade de médios e grandes mamíferos foi calculada por meio de dois estimadores de riqueza, tanto de espécies quanto funcional. A riqueza de espécies foi expressa pela riqueza total, calculada por meio do número de espécies registradas em cada fragmento (diversidade alfa), e pela diversidade beta, calculada pela dissimilaridade média do fragmento focal com os demais amostrados.

A riqueza funcional, por sua vez, é um atributo mais complexo e infere sobre a quantidade do espaço funcional ocupado por uma comunidade de espécies (Mason *et*

*al.*, 2005). Para seu cálculo é necessária a utilização de atributos ou traços funcionais, que consistem em características morfológicas, fisiológicas ou fenológicas mensurável em nível individual e que expressem informações consistentes com as estratégias de vida do grupo focal (Violle *et al.*, 2007). Neste trabalho, selecionamos quatro traços funcionais, expressos por um número diferente de variáveis e escala de medida: (i) peso – peso médio e desvio padrão (gramas); (ii) formas de locomoção – categórica com cinco níveis (terrestre, arborícola, semifossorial, escansorial e semiaquático); (iii) períodos de atividade – categórica com três níveis (diurno, crepuscular e noturno); (iv) dieta – percentual ingerido de alimentos de diferentes origens (invertebrados, vertebrados, sementes, plantas, frutas, etc). Esse conjunto de atributos foi escolhido por conter informações consistentes para as espécies focais do trabalho (Apêndice C). As informações referentes às características de cada espécie foram extraídas de Paglia *et al.* (2012), Wilman *et al.* (2014) e Gonçalves *et al.* (2018). As variáveis de traço funcional foram padronizadas e, em seguida, ponderadas para remover a influência da magnitude da variável e para que cada traço tivesse o mesmo peso nas medidas de riqueza funcional; assim, cada traço possui peso igual a um no índice final, independente de quantas variáveis continham.

A riqueza funcional foi calculada pelos índices FRic (*Functional richness*) de Villéger *et al.* (2008) e FD (*Functional diversity*) de Petchey & Gaston (2002), ambos não dependentes de abundância. O FRic mede o volume de um casco convexo em torno de todas as espécies de uma assembléia projetada em um espaço de traços multidimensional, usando a análise de coordenadas principais. Assim, a matriz de atributos funcionais foi transformada em uma matriz de distância euclidiana para o cálculo do FRic e distância de *Gower* para o cálculo de FD, sendo que no último caso essa matriz é utilizada para a construção de um dendrograma pelo método de UPGMA. As análises foram realizadas no programa *R Core Team* (2017), por meio do pacote FD (Laliberté *et al.*, 2014) e *picante* (Kembel *et al.*, 2010).

Por fim, foi avaliada a correlação entre os índices de riqueza adotados neste trabalho, para verificar se capturam o mesmo processo ecológico e, portanto, consistem em medidas redundantes da diversidade de médios e grandes mamíferos. Para tal, foi realizado o teste de correlação Pearson (Pearson, 1986), por meio do programa *R Core Team* (2017), pacote *Kendall* (McLeod, 2011).

### **Controle da autocorrelação espacial**

Dados biológicos podem apresentar autocorrelação espacial (Bocard & Legendre, 2002; Diniz-Filho *et al.*, 2003; Dormann, 2007), por isso abordagens metodológicas que incorporem o componente espacial devem ser integradas na análise de dados para lidar com este efeito. Neste trabalho, foi utilizada uma abordagem de filtros espaciais a partir de Coordenadas Principais de Matrizes de Vizinhanças-PCNM (Bocard & Legendre, 2002).

A análise de PCNM faz uma decomposição das relações espaciais entre os locais de amostragem, criando variáveis que correspondem a todas as escalas espaciais que atingem um conjunto de dados (Bocard *et al.*, 2004). Nessa análise, as coordenadas geográficas (latitude e longitude) de cada unidade amostral (fragmentos monitorados) são usadas para construir, par-a-par, uma matriz de distâncias geográficas com uma dada distância de truncamento. Esta metodologia realiza uma Análise de Componentes Principais (ACP) sobre a matriz de distância, resultando em eixos ortogonais (autovetores) que expressam as relações entre as unidades amostrais em diferentes escalas espaciais (filtros espaciais). Os filtros espaciais podem ser usados como uma descrição da estrutura espacial do domínio do conjunto de dados e, conseqüentemente, utilizados como preditores de processos ecológicos, levando em conta o efeito do espaço (Bocard *et al.*, 2004).

Para cada filtro espacial gerado para este conjunto de dados, foi calculado o Índice de Moran, que mensura o nível de autocorrelação espacial do filtro espacial (Legendre & Legendre, 1998). No total, foram gerados 11 filtros, dos quais apenas um foi retido para interpretação por apresentar valor significativo de  $p < 0,05$  (Apêndice D). Essa análise foi realizada no programa *Spatial Analysis in Macroecology* (SAM), versão 4.0 (Rangel *et al.*, 2010).

### **Análise estatística das relações causais**

Foram realizados modelos lineares para determinar a influência da estrutura e configuração da vegetação nativa (representada pelos componentes principais que sumarizam as medidas de mancha e paisagem) e filtro espacial sobre a diversidade de médios e grandes mamíferos (McCullagh & Nelder, 1989). Foi utilizado o Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas para selecionar o melhor modelo entre todas as combinações possíveis (AICc, Hurvich & Tsai, 1989; Burnham & Anderson, 2002). Modelos com  $\Delta AICc < 2$  foram considerados hábeis para explicar o

processo ecológico e considerados como solução, desde que o modelo nulo não estivesse nesse grupo. Essa abordagem também pondera cada modelo pela sua probabilidade de melhor modelo para os dados (wAICc). Essa probabilidade foi usada para descrever a eficiência dos modelos selecionados para explicar a variável resposta. A seleção de modelo foi realizada no programa *R Core Team* (2017) por meio do pacote *MuMin* (Barton, 2018).

### III. RESULTADOS

#### **Esforço amostral**

O esforço amostral foi de 2.462 câmeras/dias, no qual obteve-se um total de 14.558 arquivos digitais (fotos e vídeos). Desse total, 12.691 arquivos foram de registros de animais, dos quais 3.492 foram registros de mamíferos de médio e grande porte. Os demais registros digitais (1.867) foram falsos eventos desencadeantes, gerados por vento, luz, caída de galhos e automóveis.

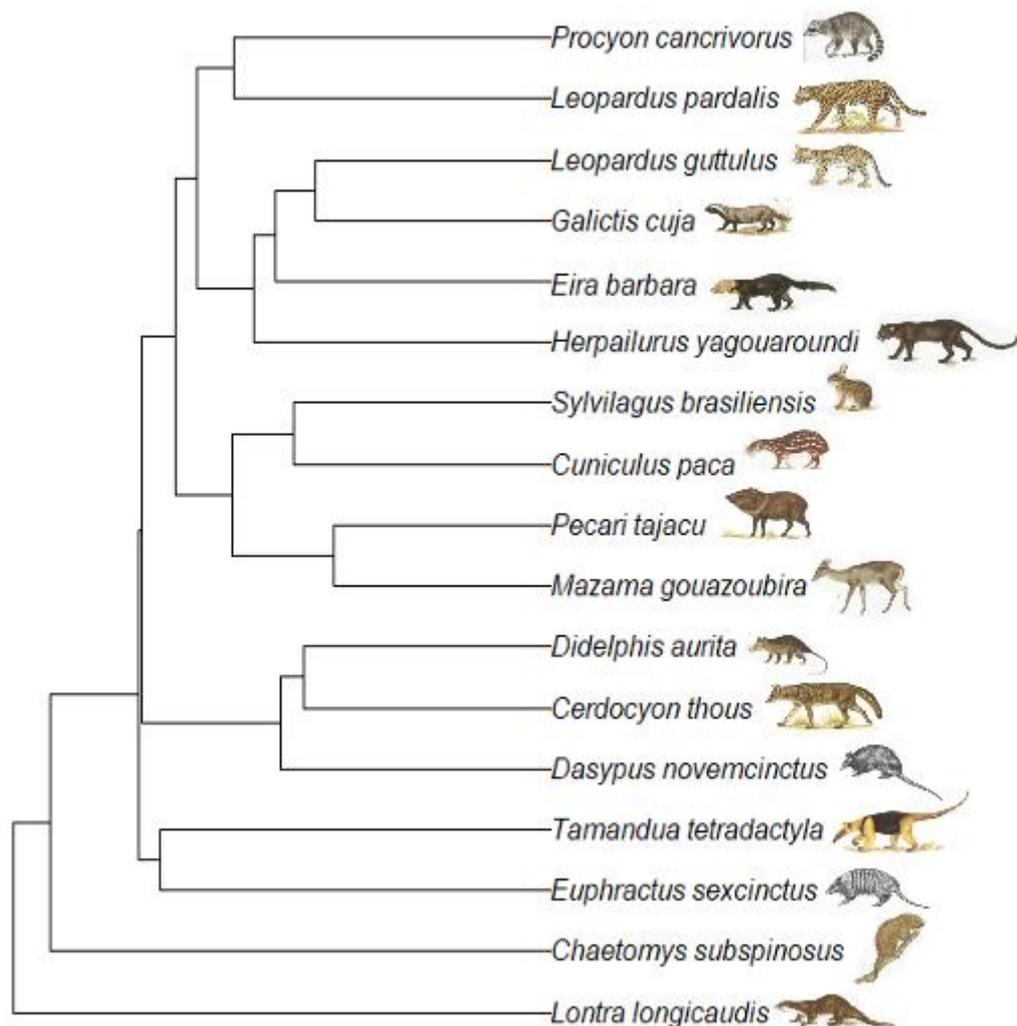
#### **Riqueza de espécies e funcional**

Foram registradas 17 espécies nativas e 04 domésticas de mamíferos de médio e grande porte (Apêndice E). Para as análises desse trabalho foram consideradas somente as espécies nativas encontradas na região de estudo. A riqueza média de espécies nativas foi de 3,75, variando de 0 a 8 nos fragmentos amostrados.

O índice FRic apresentou baixa qualidade na representação da riqueza funcional 0,45 (a escala de qualidade varia de 0 a 1), devido não conseguir calcular esta riqueza para oito unidades amostrais. Portanto, o FRic não teve boa aderência para este conjunto de dados, e por esta razão, não foi utilizado nas análises subsequentes.

O dendrograma gerado pelo índice de FD demonstra semelhança funcional entre alguns dos grupos formados: *Procyon cancrivorus* e *Leopardus pardalis*; *Leopardus guttulus* e *Galictis cuja*; *Sylvilagus brasiliensis* e *Cuniculus paca*; *Pecari tajacu* e *Mazama gouazoubira*; *Tamandua tetradactyla* e *Euphractus sexcinctus*; *Didelphis aurita* e *Cerdocyon thous* (Figura 4). A riqueza funcional calculada pelo índice FD variou de 0 a 0,85 nos fragmentos amostrados. No entanto, o índice de FD está fortemente correlacionado com a riqueza de espécies (Correlação de Pearson = 0.98,  $p < 0.001$ ). Assim, apesar de funcionalmente coerente, a riqueza funcional e de espécies demonstram redundância no processo ecológico capturado nesse conjunto de dados. Por

esse motivo, utilizou-se a diversidade alfa e beta baseada na riqueza de espécies para as análises subsequentes, uma vez que essas medidas são mais simples e diretas.



**Figura 4.** Dendrograma de similaridade pelo método UPGMA, utilizando o índice FD de Petchey & Gaston (2002), mostrando a formação de grupos funcionais com base nas características das espécies de médios e grandes mamíferos amostrados na área de estudo. Nota: as ilustrações das espécies presentes no dendrograma foram extraídas de Eisenberg & Redford (1999) e Emmons & Feer (1997).

### Seleção de modelos

Foram realizados 16 modelos com intuito de explicar cada uma das medidas de diversidade (alfa e beta) baseadas na riqueza de mamíferos de médio e grande porte no sistema de fragmentos florestais (Apêndice F - G). Nenhum dos modelos gerados foi capaz de explicar a variação de riqueza de espécies. Esse resultado sugere ausência de relação da riqueza de médios e grandes mamíferos do fragmento florestal com a estrutura e configuração da vegetação nativa do fragmento e das paisagens nas escalas

avaliadas, bem como com a estrutura espacial capturada por filtros espaciais.

No entanto, dois modelos aparecem como explicações complementares para a diversidade beta, que juntos somam WAICc= 0,46 (Tabela 1). Os modelos mostraram uma relação negativa do componente principal 1 e positiva do componente principal 2 com a diversidade beta. Dessa forma, a dispersão da área de vegetação total, ou seja, a presença de várias manchas de vegetação em áreas-circundantes (paisagens) de cinco e dez quilômetros ao redor do fragmento focal aumentam a diversidade beta. Conseqüentemente, a agregação da vegetação total em uma única mancha diminui a diversidade beta. O efeito positivo da “desagregação” da vegetação nativa é observado também no nível de fragmento, uma vez que o aumento do perímetro ou forma e a divisão de uma mancha (correlacionado positivamente com o componente principal 2) aumenta a diversidade beta no fragmento.

**Tabela 1.** Seleção de modelos, baseado no critério de Akaike para amostras reduzidas, para a diversidade beta de médios e grandes mamíferos em um sistema de fragmentos florestais. Dois modelos aparecem como significativos ( $\Delta AICc < 2$ ) em resposta à diversidade beta: CP1- Componente principal 1 e CP2- Componente Principal 2.

Função	logLik	$\Delta AICc$	WAICc
$Y = 1,94 - 0,26*CP1$	-51,01	0,00	0,32
$Y = 1,93 - 0,27*CP1 + 0,11*CP2$	-50,61	1,60	0,14

## IV. DISCUSSÃO

### Riqueza funcional em estudos de mamíferos de médio e grande porte

A riqueza funcional calculada pelo índice FD apresentou boa aderência para descrever a similaridade ecológica/funcional entre espécies. No entanto, o índice FD captura a mesma propriedade ecológica que a riqueza de espécies, como já havia sido demonstrado em outros trabalhos (Tilman, 2001; Flynn *et al.*, 2009), inclusive para médios e grandes mamíferos (Magioli *et al.*, 2016). Apesar disso, o agrupamento funcional oriundo da análise de FD auxilia na compreensão da função ecológica desempenhada por cada uma das espécies (Tilman *et al.* 1997, Díaz & Cabido, 2001), bem como das relações interespecíficas podendo indicar competição, sobreposição ou mesmo complementariedade dos nichos ecológicos (Ives & Cardinale, 2004; Magioli,

2013).

Aqui, algumas dessas relações foram explicitadas para a comunidade estudada. Os grupos funcionais formados por *Mazama gouazoubira* (veado) com *Pecari tajacu* (cateto) e *Cuniculus paca* (paca) com *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti), já eram esperados, mesmo sendo espécies fisicamente distintas, pois tais espécies possuem período de atividade noturno e são herbívoros. Apesar de realizarem sobreposição espacial e temporal, esses grupos funcionais provavelmente evitam a competição pelos mesmos recursos vegetais, particionando o nicho trófico. Como postulado por Pianka (1974), os organismos em uma comunidade podem diferir em relação ao que eles consomem (nicho trófico), em que local forrageiam (nicho espacial) e em quando eles estão ativos (nicho temporal), sendo a coexistência possível quando não há sobreposição de todas as dimensões do nicho. Por isso, a coexistência dessas espécies na comunidade deve ser possível, porque elas exploram recursos alimentares diferentes.

Outros dois grupos funcionais também foram gerados, com espécies assemelhando-se no papel funcional. Por exemplo, *Tamandua tetradactyla* (tamanduá-mirim) e *Euphractus sexcinctus* (tatu-peba), são animais noturno-crepuscular-diurnos, sendo o tamanduá-mirim escansorial e tatu-peba semifossorial, ambos apresentando padrão alimentar parecido (insetívoros). *Didelphis aurita* (gambá) e *Cerdocyon thous* (cachorro-do mato), são espécies noturnas, sendo o gambá escansorial e cachorro-do-mato terrestre, que possuem hábitos alimentares semelhantes (onívoros oportunistas).

Apesar da *Leopardus pardalis* (jaguatirica) e do *Leopardus guttulus* (gato-do-mato) serem felinos e escansoriais, o dendograma de similaridade funcional agrupou essas espécies com *Procyon cancrivorus* (mão-pelada) e *Galictis cuja* (furão), respectivamente. A jaguatirica parece compartilhar mais traços funcionais com o mão pelada, por exemplo, período de atividade (noturnas) e hábitos alimentares (repteis, anfíbios e peixes). Já o gato-do-mato e o furão são animais noturno-crepuscular-diurno, que possuem hábitos alimentares semelhantes (aves e pequenos mamíferos). O agrupamento funcional entre essas espécies provavelmente ocorreu por elas sobreporem parcialmente o nicho trófico, ou seja, preferências alimentares semelhantes e apresentarem segregação do nicho temporal, ficando ativas no mesmo período de atividade. Se isso for verdade, elas possivelmente evitam a competição por recursos, ocupando diferentes partes do mesmo ambiente, particionando o nicho espacial (Armstrong & McGehee, 1980).

Neste estudo, foi observado a ineficiência do índice FRic para o cálculo da

riqueza funcional de médios e grandes mamíferos devido a sua baixa habilidade de reduzir o espaço ambiental em um índice calculável. Tal ineficiência se dá em virtude à baixa riqueza de espécies em alguns fragmentos estudados, uma vez que uma das premissas deste índice é que o número de espécies seja maior do que o número de traços (*Species > Traits*) (Villéger *et al.*, 2008). Como o presente trabalho utilizou quatro traços funcionais (peso, formas de locomoção, período de atividade e dieta) e nem todos os fragmentos monitorados continham uma riqueza superior a quatro espécies, FRic não calculou a riqueza funcional desses fragmentos. Essa premissa compromete a utilização deste índice para estudos de comunidade de médios e grandes mamíferos, uma vez que baixa riqueza e densidade de espécies é um padrão comum nesse grupo (Rosado *et al.*, 2016; Bogoni *et al.*, 2017), mesmo em regiões tropicais que possuem, comparativamente, elevada diversidade (Bogoni *et al.*, 2016). Por isso, FRic é uma estimativa que apresenta maior efetividade com outros grupos taxonômicos, especialmente aqueles cuja riqueza de espécies seja naturalmente elevada, a exemplo de aves (Dehling *et al.*, 2014), girinos (Jordani, 2017) e peixes (Lamothe *et al.*, 2018).

### **Efeitos dos fragmentos e paisagens sobre a diversidade de espécies**

A estrutura e configuração da vegetação nativa, juntamente com as análises de filtros espaciais não foi capaz de explicar a riqueza funcional e de espécies presentes nos fragmentos da região de estudo. Um trabalho realizado recentemente em fragmentos florestais de Mata Atlântica, também encontrou que a riqueza total de médios e grandes mamíferos não estava relacionada às métricas da paisagem, por exemplo, cobertura florestal, a área estrutural e a quantidade de borda (Beca *et al.*, 2017). Possivelmente, esses resultados aparecem, pois, tanto a riqueza de espécies, quanto a riqueza funcional, possam ser medidas pouco informativas no estudo da diversidade de médios e grandes mamíferos.

Estimadores de riqueza seja de espécies ou funcional fornecem apenas um resumo grosseiro das respostas da biodiversidade, pois nenhuma das duas incluem qualquer informação sobre abundância das espécies e não fazem a distinção entre espécies vulneráveis e adaptadas a perturbações (Grime, 1998; Pardini *et al.*, 2009; Mouchet *et al.*, 2010; Calaça & Grelle, 2016). Provavelmente, outras medidas de diversidade possam ser mais promissoras, como índices que incorporem as distâncias ou diferenças (morfológica, funcional, filogenética) entre as espécies (Melo, 2008).

Por exemplo, os que medem a equitabilidade funcional e de espécies, ou seja, quão regularmente as abundâncias das espécies são distribuídas no espaço funcional da comunidade; índices de divergência funcional, que define o quão distante as abundâncias das espécies estão do centro do espaço funcional (Mason *et al.*, 2005); índices de diversidade filogenética, que incorporam as relações filogenéticas das espécies (Magurran, 2005).

Contudo, medidas de diversidade que contemplem a representatividade das espécies de médios e grandes mamíferos necessitam de dados de abundância de todas as espécies da comunidade, por exemplo, Índice de Simpson (Simpson, 1949); Índice de Shannon (Shannon, 1948), Diversidade Total (Couteron & Pélissier, 2004), Divergência Funcional e Equitabilidade Funcional (Villéger *et al.*, 2008). Essa exigência torna a utilização desses índices raros em estudos ecológicos com médios e grandes mamíferos. Por mais que o armadilhamento fotográfico seja extremamente útil ao estudar a maioria dos animais presentes em uma comunidade (Trolle & Kéry, 2005), dificilmente é possível realizar uma contagem completa ou um censo populacional para cada espécie (O'Brien, 2011), dificultando a utilização de componentes estimadores que necessitam de dados de abundância. Algumas técnicas têm sido desenvolvidas para a estimativa de densidade de múltiplas espécies simultaneamente (Rowcliffe *et al.*, 2008; Vu *et al.*, 2018), porém elas são de difícil implementação em amplas extensões e mais adequadas a áreas contínuas de habitats e não para mosaicos, nos quais as perdas de equipamentos por atividades furtivas tendem a ser elevados.

No entanto, neste trabalho, foi observado que existe influência da estrutura e configuração dos fragmentos e da vegetação nativa em paisagens de cinco e dez quilômetros ao redor do fragmento focal, com a diversidade beta. Esta por sua vez, aumenta à medida que ocorre uma “desagregação” da vegetação. Provavelmente, essa relação se dá devido ao papel da dispersão da vegetação ao longo da paisagem no aumento da heterogeneidade, levando à variabilidade ambiental que, por sua vez, aumenta a diversidade beta.

Como destacado por Chase e colaboradores (2018), as respostas da biodiversidade a uma variedade de fatores antropogênicos podem variar entre escalas espaciais. Por exemplo, as diversidades de espécies nativas costumam estar negativamente correlacionadas a fatores antropogênicos em escalas menores, mas

geralmente correlacionadas positivamente em escalas maiores (Levine, 1999). Neste estudo, foi detectado que em ambas as escalas espaciais, menor e maior, a desagregação da vegetação nativa da paisagem está positivamente correlacionada com a diversidade beta de médios e grandes mamíferos da Mata Atlântica. Este resultado condiz em parte com uma revisão recente de estudos empíricos na escala da paisagem (Fahrig, 2017), onde foi observado que as respostas ecológicas são positivas a disjunção da vegetação nativa, com abundância de espécies, ocorrência, riqueza e outras variáveis de resposta aumentando com a desagregação do habitat *per se*.

Estudos anteriores observaram que a fragmentação da vegetação nativa aumenta a diversidade de habitats na paisagem (Hu *et al.*, 2012; Slancarova *et al.*, 2014), inclusive para mamíferos generalistas de regiões neotropicais (Dotta & Verdade, 2007, 2011). Tschardt e colaboradores (2002) encontraram que a heterogeneidade ambiental é maior em uma série de pequenos ou médios fragmentos do que em um grande fragmento florestal. No presente trabalho, a fragmentação ou desagregação da vegetação parece aumentar a diversidade de habitats e a complementação da paisagem, permitindo maior acessibilidade entre os vários tipos de habitat necessários para as espécies da comunidade.

Outra explicação possível para efeitos positivos da desagregação do habitat na paisagem é que a porção da matriz de não habitat pode muitas vezes contribuir com a vida selvagem (Fahrig, 2017). Pesquisadores estudando diversos grupos taxonômicos em um mosaico agroflorestal no sul da Bahia encontraram que plantações de cacau, abrigavam um número apreciado de especialistas em florestas (Pardini *et al.*, 2009). De fato, estudos encontraram relações positivas entre a heterogeneidade configuracional da paisagem e biodiversidade em paisagens agrícolas (Fahrig & Nuttle, 2005; Fahrig *et al.* 2011; Concepción *et al.* 2012; Lindsay *et al.* 2013; Fahrig *et al.* 2015), até mesmo para mamíferos brasileiros (Dotta & Verdade, 2007, 2011). No Estado do Espírito Santo, é observado que várias espécies de mamíferos de médio e grande, como *Eira barbara* (irara), *Nasua nasua* (quati), *Pecari tajacu* (cateto), *Mazama sp.* (veado), *Dasyus novemcinctus* (tatu-galinha), *Tamandua tetradactyla* (tamanduá-mirin), *Tapirus terrestris* (anta), entre outras, utilizam matriz (agrícolas e de silvicultura) em áreas de Mata Atlântica de tabuleiro (Gatti & Moreira, comunicação pessoal; Centoducatte *et al.*, 2011).

### **Implicações para a conservação da região centro-serrana do Espírito Santo**

No contexto histórico de ocupação, a região de Santa Maria de Jetibá, sofreu um forte desmatamento na primeira metade do século 20, como a retirada de palmito para alimentação, corte de madeiras para construção civil e lenha, fogo para abertura das áreas agricultáveis, além da grande quantidade de caça, em toda a região serrana nos primeiros anos de imigração pomerana no território capixaba (Tressmann, 2005; Jacob, 2010; Gaede, 2012; Crepaldi, 2015). Um estudo mais recente na região, constatou que a cobertura florestal do município aumentou quase três vezes de 1970 a 2008, onde o número de fragmentos florestais diminuiu, mas o tamanho aumentou, refletindo uma regeneração natural que conectou alguns dos fragmentos que se encontravam isolados no passado (Centoducatte, 2017).

Outra pesquisa realizada em Santa Maria de Jetibá, apontou que devido ao aumento da tecnificação e modernização agrícola, iniciado em 1970 no município, houve uma mudança de uso da terra de pastagens extensivas para agricultura intensiva moderna, na qual permitiu que as áreas menos produtivas fossem abandonadas e estas áreas regeneradas (Crepaldi, 2015). Essa regeneração natural da cobertura florestal se deu principalmente nos topos dos morros, permitindo um ganho na conectividade das paisagens (Mendes *et al.*, 2005), que favoreceu em certo ponto a conservação da biodiversidade e a oferta de serviços ecossistêmicos, inclusive a permanência de espécies vulneráveis no estado do Espírito Santo.

Atualmente, os fragmentos florestais da região de Santa Maria de Jetibá estão inseridos em uma matriz de paisagem agrícola, os quais suportam espécies criticamente ameaçadas de extinção, como o muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) (Mendes *et al.*, 2005). Muitos dos fragmentos regenerados são constituídos por matas secundárias, e mesmo assim, abrigam espécies vulneráveis registradas neste estudo como gato-do-mato, jaguatirica, ouriço-preto e cateto (Passamani & Mendes, 2007). Espécies mais sensíveis, especialistas em habitat como grandes dispersores de sementes, por exemplo, anta (*Tapirus terrestres*) e queixada (*Tayassu pecari*), predadores de topo de cadeia, como onça-pintada (*Panthera onca*), que já ocorreram na região serrana do Espírito Santo (Passamani, Mendes & Chiarello, 2000; Mendes *et al.*, 2006), não ocorrem atualmente nessa região devido principalmente a dois fatores, a caça intensiva e a redução de habitat ocorrida nos primeiros anos de colonização na região serrana (Gaede, 2012; Crepaldi, 2015). As heterogeneidades ambientais, oriundas principalmente do

processo de perda e fragmentação da paisagem, limitam a existência desses especialistas em habitat (Dotta & Verdade, 2011; Magioli *et al.*, 2016).

Os resultados encontrados para a diversidade beta de médios e grandes mamíferos da região de Santa Maria de Jetibá condizem, em parte, com a perspectiva relatada por Fahrig (2017), onde a fragmentação do habitat se mostra significativamente positiva ao aumento da diversidade beta. No entanto, cabe ressaltar que a guilda de médios e grandes mamíferos registrados na região é constituída principalmente de espécies consideradas generalistas de uma perspectiva de uso de habitat e/ou recurso. Os generalistas, geralmente são mais abundantes ou mais facilmente detectáveis nas armadilhas fotográficas, até mesmo por usarem uma maior diversidade de habitats. Nesse sentido, a maioria dessas espécies fazem uso da matriz agrícola, mesmo que moderado, e outras podem até mesmo ser favorecidas (Dotta & Verdade, 2007, 2011; Bonecker *et al.*, 2009; Magioli *et al.*, 2016). Outro olhar crítico para os resultados encontrados neste trabalho é que eles podem indicar que nos fragmentos locais esteja ocorrendo uma substituição de especialistas florestais por generalistas, ao invés dos fragmentos passarem por um processo sistemático de perda de biodiversidade (Dornelas *et al.*, 2014). Estudos anteriores também têm alertado para isso, inclusive para mamíferos de médio e grande porte (Beca *et al.*, 2017) e em aves do mesmo bioma (Morante-Filho *et al.*, 2016).

Apesar disso, algumas espécies registradas nesta pesquisa são vulneráveis à extinção local como gato-do-mato, jaguatirica, ouriço-preto e cateto (Passamani & Mendes, 2007). Dessa forma, fica o alerta que a suposição generalizada de que os efeitos da fragmentação são grandes e negativos em escalas florestais mais amplas, contribui claramente para a falta de preocupação com a conservação de pequenos fragmentos (Fahrig *et al.*, 2019). Estes, por sua vez, ficam sem medidas protetórias, o que leva à erosão cumulativa dos pequenos habitats naturais, à medida que a perda desses remanescentes passa despercebida mesmo em paisagens altamente degradadas (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2009; Tulloch *et al.*, 2016).

## **V. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Diante do exposto, algumas lições podem ser retiradas deste estudo: (i) em uma paisagem fragmentada, um conjunto de pequenos fragmentos florestais

conseguem manter uma diversidade de espécies de médios e grandes mamíferos, algumas das quais estão ameaçadas localmente; (ii) pequenos fragmentos florestais possuem valor para a conservação, assegurando a continuidade dos remanescentes florestais do município; (iii) a utilização de índices de diversidade não dependentes de abundância podem ser insuficientes para estudos com médios e grandes mamíferos.

## VI. REFERÊNCIAS

- AHUMADA, J., SILVA, C., GAJAPERSAD, K., HALLAM, C., HURTADO, J., MARTIN, E., ... & SHEIL, D. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366 (1578), 2703-2711. doi: 10.1098/rstb.2011.0115
- ARMSTRONG, R. A., & MCGEHEE, R. (1980). Competitive exclusion. *The American Naturalist*, 115(2), 151-170.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, VÍCTOR, R., Pineda, E., Escobar, F., & BENÍTEZ-MALVIDO, J. U. L. I. E. T. A. (2009). Value of small patches in the conservation of plant- species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology*, 23(3), 729-739.
- ARROYO-RODRIGUEZ, V., RÊOS, M., ESCOBAR, F., MELO, F.P.L., SANTOS, B.A., TABARELLI, M. ET AL. (2013) Plant b-diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 6, 1449–1458."
- BARTON, KAMIL (2018). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version .42.1. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- BECA, G., VANCINE, M. H., CARVALHO, C. S., PEDROSA, F., ALVES, R. S. C., BUSCARIOL, D., ... & GALETTI, M. (2017). High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation*, 210, 352-359.
- BISWAS, S. R., & WAGNER, H. H. (2012). Landscape contrast: a solution to hidden assumptions in the metacommunity concept?. *Landscape Ecology*, 27(5), 621-631.
- BORCARD, D., & LEGENDRE, P. (2002). All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, 153(1-2), 51-68.
- BORCARD D., LEGENDRE P., AVOIS-JACQUET C. & TUOMISTO H. (2004) Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology*, 85, 1826-1832.
- BOGONI, J. A., CHEREM, J. J., HETTWER GIEHL, E. L., OLIVEIRA-SANTOS, L. G., DE CASTILHO, P. V., PICINATTO FILHO, V., ... & GRAIPEL, M. E. (2016).

Landscape features lead to shifts in communities of medium-to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 97(3), 713-725.

BOGONI, J. A., GRAIPEL, M. E., OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R., CHEREM, J. J., GIEHL, E. L. H., & PERONI, N. (2017). What would be the diversity patterns of medium-to large-bodied mammals if the fragmented Atlantic Forest was a large metacommunity?. *Biological Conservation*, 211, 85-94.

BONECKER, S. T., PORTUGAL, L. G., COSTA-NETO, S. F., & GENTILE, R. (2009). A long term study of small mammal populations in a Brazilian agricultural landscape. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 74(6), 467-477.

BURNHAM, K.P., ANDERSON, D.R., 2002. Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-Theoretic Approach. Springer-Verlag, New York.

CALAÇA, A. M., & DE VIVEIROS GRELLE, C. E. (2016). Review on studies conducted with functional diversity. *Oecologia Australis*, 20(4).

CARRARA, E., ARROYO-RODRIGUEZ, V., VEGA-RIVERA, J.H., SCHONDUBE, J.E., FREITAS, S.M. & FAHRIG, L. (2015) Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, 184, 117–126.

CENTODUCATTE, L. D., MOREIRA, D. D. O., SEIBERT, J. B., GONDIM, M. F. N., ACOSTA, I. C. L., & GATTI, A. (2011). *Tapirus terrestris* occurrence in a landscape mosaic of Atlantic Forest and Eucalyptus monoculture in southeast Brazil. *Tapir Conservation*, 20, 16-19.

CENTODUCATTE, L. (2017). *Muriquis e Onde Habitam: Fatores que interferem na distribuição espacial de grupos sociais na Mata Atlântica fragmentada.*

CHASE, J.M., MCGILL, B.J., MCGLINN, D.J., MAY, F., BLOWES, S.A., XIAO, X., KNIGHT, T.M., PURSCHKE, O., GOTELLI, N.J. (2018). Embracing scale-dependence to achieve a deeper understanding of biodiversity and its change across communities. *Ecol. Lett.* 21, 1737–1751.

CHIARELLO, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89(1), 71-82.

CHIARELLO, A. G. (2000). Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology*, 14(6), 1649-1657.

CIANCIARUSO, M. V., SILVA, I. A., & BATALHA, M. A. (2009). Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3).

CONCEPCIÓN, E. D., DÍAZ, M., KLEIJN, D., BÁLDI, A., BATÁRY, P., CLOUGH, Y., ... & MARSHALL, E. J. P. (2012). Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri- environmental management. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 695-705.

COUTERON, P. & PÉLISSIER, R. (2004). Additive apportioning of species diversity: towards more sophisticated models and analyses. *Oikos*, 107(1): 212-221.

- CREPALDI, M. O. S. (2015). Conectando florestas e primatas: as mudanças no uso da terra para a conservação do muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus* Kuhl, 1820) em propriedades rurais (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).
- DEHLING, D. M., FRITZ, S. A., TÖPFER, T., PÄCKERT, M., ESTLER, P., BÖHNING-GAESE, K., & SCHLEUNING, M. (2014). Functional and phylogenetic diversity and assemblage structure of frugivorous birds along an elevational gradient in the tropical Andes. *Ecography*, 37(11), 1047-1055
- DÍAZ, S., & CABIDO, M. (2001). Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology & evolution*, 16(11), 646-655.
- DINIZ-FILHO, J. A. F., BINI, L. M., & HAWKINS, B. A. (2003). Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global ecology and Biogeography*, 12(1), 53-64.
- DORMANN, C. F. (2007). Promising the future? Global change projections of species distributions. *Basic and applied ecology*, 8(5), 387-397.
- DORNELAS, M., GOTELLI, N. J., MCGILL, B., SHIMADZU, H., MOYES, F., SIEVERS, C., & MAGURRAN, A. E. (2014). Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. *Science*, 344(6181), 296-299.
- DOS SANTOS, R., DE ALMEIDA JUNIOR, C., & EUGENIO, F. (2012). Evolução da Cobertura Florestal no Município de Santa Maria de Jetibá-ES. *Floresta e Ambiente*, 19(3), 296-307
- DOTTA, G., & VERDADE, L. M. (2007). Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica*, 7(2), 0-0.
- DOTTA, G., & VERDADE, L. M. (2011). Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil.
- DRAY, S. & DUFOUR, A.B. (2007): The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*. 22(4): 1-20
- DUNNING JB, DANIELSON BJ, PULLIAM HR. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 10:169-95
- EISENBERG, J. F., & REDFORD, K. H. (1999). The contemporary mammalian fauna. Mammals of the Neotropics. In: *The central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*, 3, 49-522.
- EMMONS, L., & FEER, F. (1997). *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 307p.
- EWERS, R.M. & DIDHAM, R.K. (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81, 117-142

- ESTAVILLO, C., PARDINI, R., & DA ROCHA, P. L. B. (2013). Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *PloS one*, 8(12), e82369.
- FAHRIG, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515.
- FAHRIG, L., & NUTTLE, W. K. (2005). Population ecology in spatially heterogeneous environments. In *Ecosystem function in heterogeneous landscapes* (pp. 95-118). Springer, New York, NY.
- FAHRIG, L., BAUDRY, J., BROTONS, L., BUREL, F. G., CRIST, T. O., FULLER, R. J., ...& MARTIN, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters*, 14(2), 101-112.
- FAHRIG, L., GIRARD, J., DURO, D., PASHER, J., SMITH, A., JAVOREK, S., ...& TISCHENDORF, L. (2015). Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 219-234.
- FAHRIG, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 1-23.
- FAHRIG, L., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., BENNETT, J. R., BOUCHER-LALONDE, V., CAZETTA, E., CURRIE, D. J., ...& KOPER, N. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity?. *Biological Conservation*, 230, 179-186.
- FLYNN, D. F., GOGOL- PROKURAT, M., NOGEIRE, T., MOLINARI, N., RICHERS, B. T., LIN, B. B., ...& DECLERCK, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology letters*, 12(1), 22-33
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. (2017). Cartilha “Aqui tem Mata?”. Disponível em <<https://www.sosma.org.br>>. Acessado em 11 de fevereiro de 2017.
- GAEDE, W. (2012). Presença luterana no Espírito Santo: os primórdios da presença luterana no estado do Espírito Santo e a história da Paróquia de Santa Maria de Jetibá. São Leopoldo: Oikos, 322p.
- GAGIC, V., BARTOMEUS, I., JONSSON, T., TAYLOR, A., WINQVIST, C., FISCHER, C., ... & TSCHARNTKE, T. (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1801), 20142620.
- GALETTI, M., GIACOMINI, H. C., BUENO, R. S., BERNARDO, C. S., MARQUES, R. M., BOVENDORP, R. S., ... & BEGOTTI, R. A. (2009). Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation*, 142(6), 1229-1241.
- GALETTI, M., BOVENDORP, R. S., & GUEVARA, R. (2015). Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. *Global Ecology and Conservation*, 3, 824-830.
- GONÇALVES, F., BOVENDORP, R. S., BECA, G., BELLO, C., COSTA-PEREIRA, R., MUYLEAERT, R. L., ...& CHEREM, J. J. (2018). Atlantic mammal traits:a data set

of morphological traits of mammals in the Atlantic Forest of South America. *Ecology*, 99(2), 498-498

GRIME, J. P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86(6), 902-910.

HIJMANS, ROBERT J. (2017). raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 2.6-7. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>

HU, G., WU, J., FEELEY, K. J., XU, G., & YU, M. (2012). The effects of landscape variables on the species-area relationship during late-stage habitat fragmentation. *PloS one*, 7(8), e43894.

HURVICH, C. M., & TSAI, C. L. (1989). Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika*, 76(2), 297-307.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2016). Cidades do Brasil. Versão 2006. Disponível em < <http://cod.ibge.gov.br/34T>>. Acessado em 11 de fevereiro de 2017

IEMA- INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. (2012-2015). Levantamento Aerofotogramétrico, Apoio de Campo, Aerotriangulação, Restituição da Hidrografia, geração do Modelo Digital de Elevação, geração do Modelo Digital de Terreno, Restituição da Altimetria, elaboração Ortofotomosaicos e Mapeamento da Cobertura Vegetal Nativa e do Uso das Terras, em escala igual, ou melhor, a 1/25.000, do Estado do Espírito Santo. Ortofotomosaico (RGB/ RGBIr). Pixel 0,25x 0,25 m, UTM, Datum SIRGAS2000, Zona 24s.1:10.000 PEC "A"(\*).

IEMA-INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (2018). Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Atlas da mata atlântica do estado do Espírito Santo:2007-2008/2012-2015/ Sossai, Marcos Franklin(coord.). Cariacica-ES: 252p. ISBN:978-85-63658-09-8.

INCAPER-INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA, ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL (2011). Programa de assistência técnica e extensão rural. PROATER 2011 - 2013- Santa Maria de Jetibá. Disponível em <[https://incaper.es.gov.br/media/incaper/proater/municipios/Centro\\_cerrano/Santa\\_Maria.pdf](https://incaper.es.gov.br/media/incaper/proater/municipios/Centro_cerrano/Santa_Maria.pdf)>. Acessado em 11 de abril de 2017.

IUCN (2018) The IUCN red list of threatened species. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>. Acessado em 10 de outubro de 2018.

IVES, A. R., & CARDINALE, B. J. (2004). Food-web interactions govern the resistance of communities after non-random extinctions. *Nature*, 429(6988), 174.

JACOB, J.F.(2010). A Pomerânia brasileira: uma eterna migração. Vila Pavão 111p.

JAMONEAU, A., CHABRERIE, O., CLOSSET- KOPP, D., & DECOCQ, G. (2012). Fragmentation alters beta- diversity patterns of habitat specialists within forest metacommunities. *Ecography*, 35(2), 124-133.

- JENKINS, C. N., PIMM, S. L., & JOPPA, L. N. (2013). Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(28), E2602-E2610.
- JONES, K. E., BIELBY, J., CARDILLO, M., FRITZ, S. A., O'DELL, J., ORME, C. D. L., ...& CONNOLLY, C. (2009). PanTHERIA: a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals. *Ecology*, 90(9), 2648-2648.
- JOPPA, L. N., LOARIE, S. R., & PIMM, S. L. (2008). On the protection of “protected areas”. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(18), 6673-6678.
- JORDANI, M. X. (2017). Diversidade funcional em comunidades de girinos.
- KASSO, M., & BEKELE, A. (2014). Threats to mammals on fragmented habitats around Asella Town, central Ethiopia. *International Journal of Biodiversity*, 2014.
- KEMBEL, S.W., P.D. COWAN, M.R. HELMUS, W.K. CORNWELL, H. MORLON, D.D. ACKERLY, S.P. BLOMBERG, AND C.O. WEBB. (2010). Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463-1464.
- LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P., AND B. SHIPLEY. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.
- LAMOTHE, K. A., ALOFS, K. M., JACKSON, D. A., & SOMERS, K. M. (2018). Functional diversity and redundancy of freshwater fish communities across biogeographic and environmental gradients. *Diversity and Distributions*, 24(11), 1612-1626.
- LEGENDRE P. & LEGENDRE L. (1998). *Numerical Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam.
- LEVINE, J.M., D'ANTONIO, C.M. (1999). A review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos* 87, 15–26.
- LINDSAY, K. E., KIRK, D. A., BERGIN, T. M., BEST, L. B., SIFNEOS, J. C., SMITH, J., & SIFNEOS, J. C. (2013). Farmland heterogeneity benefits birds in American mid-west watersheds. *The American Midland Naturalist*, 121-143.
- MAGIOLI, M. (2013). Conservação de mamíferos de médio-grande porte em paisagem agrícola: estrutura de assembleias, ecologia trófica e diversidade funcional (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).
- MAGIOLI, M., DE BARROS, K. M. P. M., SETZ, E. Z. F., PERCEQUILLO, A. R., RONDON, M. V. D. S. S., KUHNEN, V. V., ... & DO PRADO, H. A. (2016). Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. *European journal of wildlife research*, 62(4), 431-446.
- MAGURRAN, A. (2005) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford.
- MAGURRAN, A. (2005). Species abundance distributions: pattern or process?. *Functional Ecology*, 19(1), 177-181.

- MASON, N. W., MOUILLOT, D., LEE, W. G., & WILSON, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118
- MCCULLAGH, P., & NELDER, J. A. (1989). *Generalized linear models* (Vol. 37). CRC press.
- MCGARIGAL, K. (2015). *Fragstats Help*. 2015.
- MCLEOD, A.I. (2011). Kendall: Kendall rank correlation and Mann-Kendall trend test. R package version 2.2. <https://CRAN.R-project.org/package=Kendall>
- MELO, A. S. (2008). O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. *Biota Neotropica*. Vol. 8, n. 3 (jul./set. 2008), p. 21-27.
- MENDES, S. L., SANTOS, R. R., & CARMO, L. P. (2005). Conserving the northern miqui in Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. *Neotropical Primates*, 13(Suppl), 31-35.
- MENDES, S. L., SIMON, J. E., VIANNA, D. M., & GATTI, A. (2006). *Aves e Mamíferos Ameaçados de Extinção na Região Serrana do Estado do Espírito Santo*. Vitória, Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica.
- METZGER, J. P. (1999). Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71(3-I), 445-463.
- MMA -MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2014). Lista de espécies da fauna brasileira ameaçada de extinção. Disponível em: [http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Instrucao\\_normativa/2014/in\\_mma\\_01\\_2014\\_lista\\_CITES\\_especies\\_amecadas\\_extincao\\_em\\_perigo\\_e\\_com\\_exploracao\\_restrita.pdf](http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Instrucao_normativa/2014/in_mma_01_2014_lista_CITES_especies_amecadas_extincao_em_perigo_e_com_exploracao_restrita.pdf)
- MORAES, B., PIMENTA, S., DE SANTANA, B., & MENDES, B. (2015). Análise métrica da paisagem na microbacia do rio água preta do mocambo, uruçuca, sul da bahia. *Rede-revista eletrônica do prodema*, 9(1).
- MORANTE-FILHO, J. C., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., & FARIA, D. (2016). Patterns and predictors of  $\beta$ -diversity in the fragmented Brazilian Atlantic forest: a multiscale analysis of forest specialist and generalist birds. *Journal of Animal Ecology*, 85(1), 240-250.
- MOUCHET, M. A., VILLÉGER, S., MASON, N. W., & MOUILLOT, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A., & KENT, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.
- NEWBOLD, T., HUDSON, L. N., HILL, S. L., CONTU, S., LYSSENKO, I., SENIOR, R. A., ...& DAY, J. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45.

- O'BRIEN, T. G. (2011). Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. In *Camera traps in animal ecology* (pp. 71-96). Springer, Tokyo.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P., O'HARA, R.B. ET AL. (2013) *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-7. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- PAGLIA, A. P., DA FONSECA, G. A., RYLANDS, A. B., HERRMANN, G., AGUIAR, L. M., CHIARELLO, A. G., ... & MENDES, S. L. (2012). Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição. *Occasional papers in conservation biology*, 6, 76.
- PARDINI, R., DE SOUZA, S. M., BRAGA-NETO, R., & METZGER, J. P. (2005). The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological conservation*, 124(2), 253-266.
- PARDINI, R., FARIA, D., ACCACIO, G. M., LAPS, R. R., MARIANO-NETO, E., PACIENCIA, M. L., ... & BAUMGARTEN, J. (2009). The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142(6), 1178-1190.
- PASSAMANI, M., MENDES, S. L., & CHIARELLO, A. G. (2000). Non-volant mammals of the Estação Biológica de Santa Lúcia and adjacent areas of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 11(12), 201-214.
- PASSAMANI, M. & MENDES, S. L. (2007). Espécies da fauna ameaçadas da extinção no Estado do Espírito Santo. Vitória-ES: Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica. 140 p.
- PEARSON, K. (1896). Mathematical contributions to the theory of evolution. III. Regression, heredity, and panmixia. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A, containing papers of a mathematical or physical character*, 187, 253-318
- PETCHEY, O. L., & GASTON, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3), 402-411. DOI: 10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x
- PETCHEY, O. L. (2004). On the statistical significance of functional diversity effects. *Functional Ecology*, 18(3), 297-303. DOI: 10.1111/j.0269-8463.2004.00852.x
- PIANKA, E. R. (1974). Niche overlap and diffuse competition. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 71(5), 2141-2145.
- PIMM, S. L., & RAVEN, P. (2000). Biodiversity: extinction by numbers. *Nature*, 403(6772), 843.
- R CORE TEAM (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

- RANGEL, TFLVB, DINIZ-FILHO, JAF E BINI, LM (2010) SAM: uma aplicação abrangente para Análise Espacial em Macroecologia. *Ecografia*, 33: 46-50.
- RIPPLE, W. J., ESTES, J. A., BESCHTA, R. L., WILMERS, C. C., RITCHIE, E. G., HEBBLEWHITE, M., ... & SCHMITZ, J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484. doi:10.1126/science.1241484
- RISSER, P. G. (1987). Landscape ecology: state of the art. In *Landscape heterogeneity and disturbance* (pp. 3-14). Springer, New York, NY.
- ROSADO, B. H., FIGUEIREDO, M. S., DE MATTOS, E. A., & GRELLE, C. E. (2016). Eltonian shortfall due to the Grinnellian view: functional ecology between the mismatch of niche concepts. *Ecography*, 39(11), 1034-1041.
- ROWCLIFFE, J. M., FIELD, J., TURVEY, S. T., & CARBONE, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228-1236.
- SCHLEUTER, D., DAUFRESNE, M., MASSOL, F., & ARGILLIER, C. (2010). A user's guide to functional diversity indices. *Ecological monographs*, 80(3), 469-484
- SHANNON, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell system technical journal*, 27(3), 379-423.
- SIMPSON, E. H., (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163: 688-697.
- SLANCAROVA, J. BENES, J. KRISTYNEK, M. KEPKA, P. KONVICKAM. (2014). Does the surrounding landscape heterogeneity affect the butterflies of insular grassland reserves? A contrast between composition and configuration. *J. Insect Conserv.* 18:1–12.
- SOKAL, R. & MICHENER, C. (1958). "A statistical method for evaluating systematic relationships". *University of Kansas, Science Bulletin*, 38, 1409–1438.
- SOLAR, R. R. D. C., BARLOW, J., FERREIRA, J., BERENQUER, E., LEES, A. C., THOMSON, J. R., ... & CHAUL, J. C. (2015). How pervasive is biotic homogenization in human- modified tropical forest landscapes?. *Ecology Letters*, 18(10), 1108-1118.
- TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M., & SIEMANN, E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277(5330), 1300-1302.
- TILMAN, D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1), 109-120.
- TILMAN, D. (2004). Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(30), 10854-10861.
- TRESSMANN, I. (2005). Da sala de estar à sala de baile; estudo etnolinguístico de comunidades camponesas pomeranas do Estado de espírito Santo. Tese (Doutorado em Antropologia) - Programa de Pós-Graduação em Antropologia Social do Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

- TROLLE, M., & KÉRY, M. (2005). Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia mamm*, 69(3-4), 409-416.
- TSCHARNTKE, T., STEFFAN-DEWENTER, I., KRUESS, A., & THIES, C. (2002). Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland–cropland landscapes. *Ecological Applications*, 12(2), 354-363.
- TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J. M., RAND, T. A., DIDHAM, R. K., FAHRIG, L., BATARY, P., ...& EWERS, R. M. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes- eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87(3), 661-685.
- TULLOCH, A. I., BARNES, M. D., RINGMA, J., FULLER, R. A., & WATSON, J. E. (2016). Understanding the importance of small patches of habitat for conservation. *Journal of applied Ecology*, 53(2), 418-429.
- VANDERWAL, J; FALCONI, L; JANUCHOWSKI, S; SHOO, L AND STORLIE, C. (2014). SDMTools: Species Distribution Modelling Tools: Tools for processing data associated with species distribution modelling exercises. R package version 1.1-221. <https://CRAN.R-project.org/package=SDMTools>".
- VILLÉGER, S., MASON, N. W., & MOUILLOT, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.
- VIOLLE, C., NAVAS, M. L., VILE, D., KAZAKOU, E., FORTUNEL, C., HUMMEL, I., & GARNIER, E. (2007). Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116(5), 882-892.
- VU, T. T., TRAN, L. M., NGUYEN, M. D., VAN TRAN, D., DOHERTY JR, P. F., GIANG, T. T., & DONG, H. T. (2018). A distance sampling approach to estimate density and abundance of gibbon groups. *American journal of primatology*, 80(9), e22903.
- WILMAN, H., BELMAKER, J., SIMPSON, J., DE LA ROSA, C., RIVADENEIRA, M. M., & JETZ, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species- level foraging attributes of the world's birds and mammals: *Ecological Archives* E095- 178. *Ecology*, 95(7), 2027-2027.
- WILSON, E. D., & PETER, F. M. (1988). *Biodiversity*. National Academy Press. Washington, D. C. 521 p.
- WILSON, D. E., & REEDER, D. M. (EDS.). (2005). *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference* (Vol. 1). JHU Press.

## **APÊNDICE**

**Apêndice A.** Medidas utilizadas no presente estudo: medidas de área e borda; medidas de forma; medidas da área central e medidas de agregação. As informações sobre as medidas foram extraídas de McGarigal (2015). (Continua)

---

**Medidas de Área e Borda**

<b>Medidas</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Descrição</b>
TA- Área Total	$TA = A \left( \frac{1}{10000} \right)$ <p>A = área total da paisagem (m<sup>2</sup>).</p>	<p>TA é igual à área total (m<sup>2</sup>) da paisagem, dividida por 10.000 (para converter para hectares). Unidade: hectares</p>
LPI- Índice de manchas maior	$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$ <p>a<sub>ij</sub> = área (m<sup>2</sup>) da mancha ij. A = área total da paisagem (m<sup>2</sup>).</p>	<p>LPI é igual à área (m<sup>2</sup>) da maior mancha na paisagem dividido pela área total da paisagem (m<sup>2</sup>), multiplicada por 100 (para converter em uma porcentagem). Em outras palavras, o LPI é igual à porcentagem da paisagem que a maior mancha compreende. Unidade: porcentagem</p>
TE- Total Edge	$TE = E$ <p>E = comprimento total das bordas na paisagem (m).</p>	<p>TE é igual à soma dos comprimentos (m) de todos os segmentos de borda na paisagem. A borda total é uma medida absoluta do comprimento total da borda de um determinado tipo de patch. Unidade: metros</p>
<b>Medida de forma</b>		
PAFRAC- Perímetro da área de dimensão		<p>PAFRAC é igual a 2 dividido pela inclinação da linha de regressão obtida pela regressão do logaritmo da área de manchas (m<sup>2</sup>) contra o logaritmo do perímetro de manchas (m). Ou seja, 2</p>

---

fractal

$$PAFRAC = \frac{\left[ n_i \sum_{j=1}^n (\ln p_{ij} \cdot \ln a_{ij}) \right]^2 - \left[ \left( \sum_{j=1}^n \ln p_{ij} \right) \left( \sum_{j=1}^n \ln a_{ij} \right) \right]}{\left( n_i \sum_{j=1}^n \ln p_{ij}^2 \right) - \left( \sum_{j=1}^n \ln p_{ij} \right)^2}$$

$a_{ij}$  = área (m<sup>2</sup>) de 2 manchaij.  
 $p_{ij}$  = perímetro (m) de manchaij.  
N = Número total de manchas na paisagem.

dividido pelo coeficiente b1 derivado de uma regressão de mínimos quadrados ajustada à seguinte equação:  $\ln(\text{área}) = b_0 + b_1 \times \ln(\text{perim})$ . Observe que o PAFRAC exclui quaisquer correções de fundo.  
Unidade: nenhuma

---

### Medida de área central

---

#### Medidas

TCA-Área central total

#### Fórmula

$$TCA = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^e \left( \frac{1}{10000} \right)$$

$a_{ij}^e$  = área central (m<sup>2</sup>) de cada manchaij baseada na profundidade específica de borda (m).

#### Descrição

O TCA é igual à soma das áreas centrais de cada patch (m<sup>2</sup>), dividido por 10.000 (para converter em hectares).

Unidade: hectares

---

### Medidas de agregação

---

Medidas	Fórmula	Descrição
PLADJ- Porcentagem de adjacências semelhantes	$PLADJ = \frac{g_{ii}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} (100)$ <p data-bbox="439 403 1249 531"> <math>g_{ii}</math> = número de adjacências semelhantes (junções) entre pixels de tipo de correção (classe) i com base no método de contagem dupla.  <math>g_{ik}</math> = número de adjacências (junções) entre pixels de tipos de correção (classes) i e k com base no método de contagem dupla.         </p>	PLADJ é igual ao número de adjacências semelhantes envolvendo a classe focal, dividido pelo número total de adjacências de células envolvendo a classe focal; multiplicado por 100 (para converter para uma porcentagem).  Unidade: porcentagem
AI- Índice de agregação	$AI = \left[ \sum_{i=1}^m \left( \frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right) P_i \right] (100)$ <p data-bbox="439 874 1238 1038"> <math>g_{ii}</math> = número de adjacências semelhantes (junções) entre pixels do tipo de correção (classe) I com base no método de contagem única.  <math>\max-g_{ii}</math> = número máximo de adjacências (junções) entre pixels do tipo de correção (classe) i com base no método de contagem única.  <math>P_i</math> = proporção de paisagem composta por tipo de mancha (classe) i.         </p>	AI é igual ao número de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente, dividido pelo número máximo possível de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente, multiplicado pela proporção da paisagem composta de classe correspondente, somada sobre todas as classes e multiplicada por 100 (para converter em uma porcentagem).  Unidade: porcentagem

---

LSI- Índice de  
forma da paisagem

$$LSI = \frac{.25 \sum_{k=1}^m e_{ik}^*}{\sqrt{A}}$$

$e_{ik}^*$  = comprimento total (m) da aresta da paisagem entre os tipos de manchas (classes) i e k; inclui todo o limite da paisagem e alguns ou todos os segmentos de borda de fundo envolvendo classe i.

A = Área total da paisagem (m<sup>2</sup>).

LSI é igual a 0,25 (ajuste para o formato raster) vezes a soma de todo o limite da paisagem e todos os segmentos de aresta (m) dentro do limite da paisagem, envolvendo o tipo de patch correspondente, divididos pela raiz quadrada da área total da paisagem (m<sup>2</sup>). Observe que a área total da paisagem (A) inclui qualquer fundo interno presente.

Unidade: nenhuma

COHESION-  
Índice de coesão  
da mancha

$$COHESION = \left[ 1 - \frac{\sum_{j=1}^n P_{ij}^*}{\sum_{j=1}^n P_{ij}^* \sqrt{a_{ij}^*}} \right] \cdot \left[ 1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right]^{-1} \cdot (100)$$

$P_{ij}^*$  = perímetro do patch ij em termos de número de superfícies celulares.

$a_{ij}^*$  = área do patch ij em termos de número de células.

Z = número total de células na paisagem.

Patch cohesion index mede a conectividade física do tipo de patch correspondente. Abaixo do limiar de percolação, a coesão do patch é sensível à agregação da classe focal. A coesão de patch aumenta conforme o tipo de patch se torna mais agregados ou agregados em sua distribuição; portanto, mais fisicamente conectado.

Unidade: nenhuma

NP-Número de  
manchas

$$NP = n_i$$

$n_i$  = número de manchas na paisagem do tipo de mancha (classe) i.

NP é igual ao número de manchas do tipo de mancha correspondente (classe).

Unidade: nenhuma

DIVISION-Índice  
de divisão da  
paisagem

DIVISÃO é igual a 1 menos a soma da área de manchas (m<sup>2</sup>) dividida pela área total da paisagem (m<sup>2</sup>), somada em todas as amostras do tipo correspondente.

---

$$DIVISION = \left[ 1 - \sum_{j=1}^n \left( \frac{a_{ij}}{A} \right)^2 \right]$$

$a_{ij}$  = área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ .  
 $A$  = área total da paisagem (m<sup>2</sup>).

A divisão é baseada na distribuição da área de patch cumulativa e é interpretada como a probabilidade de que dois pixels escolhidos aleatoriamente na paisagem não estejam situados no mesmo patch do tipo de patch correspondente.  
 Unidade: Proporção

SPLIT-Índice de divisão

$$SPLIT = \frac{A^2}{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}$$

$a_{ij}$  = área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ .  
 $A$  = área total da paisagem (m<sup>2</sup>).

SPLIT é igual à área total da paisagem (m<sup>2</sup>) ao quadrado dividida pela soma da área de manchas (m<sup>2</sup>) ao quadrado, somadas em todas as amostras do tipo de correção correspondente. é interpretado como o número de manchas com um tamanho constante quando o tipo de correção correspondente é subdividido em patches  $S$ , em que  $S$  é o valor do índice de divisão.  
 Unidade: nenhuma

MESH-Tamanho efetivo da mancha

$$MESH = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}{A} \left( \frac{1}{10000} \right)$$

$a_{ij}$  = área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ .  
 $A$  = área total da paisagem (m<sup>2</sup>).

MESH é igual à soma da área do patch ao quadrado, somada em todos os patches do tipo de patch correspondente, dividida pela área total da paisagem (m<sup>2</sup>), dividida por 10.000 (para converter em hectares).  
 Unidade: hectares.

**Apêndice B.** Relação dos eixos da análise de componentes principais com as medidas de mancha e paisagem.

Metrics	CP1	CP2	CP3
Total.edge	0.031835	-0.26454	0.105864
Landscape.shape.index	0.027013	-0.25013	0.116038
Largest.patch.index	0.033802	-0.26218	0.095309
Perimeter.area.frac.dim	0.003545	0.181541	-0.08478
Total.core.area	0.035326	-0.25051	0.081412
Prop.like.adjacencies	0.000349	-0.19292	0.084521
Aggregation.index	-0.01606	0.022541	-0.02459
Landscape.division.index	-0.03021	0.201696	-0.07138
Splitting.index	0.009256	0.109753	-0.07534
Effective.mesh.size	0.030207	-0.2017	0.071376
Patch.cohesion.index	0.001989	-0.19303	0.09923
Buffer10km_n.patches	-0.16968	-0.1222	-0.04769
Buffer10km_total.area	0.189193	-0.03133	0.09452
Buffer10km_landscape.shape.index	-0.01784	-0.19809	-0.01348
Buffer10km_largest.patch.index	0.160646	0.077165	0.062674
Buffer10km_mean.patch.area	0.190122	0.055453	0.076827
Buffer10km_sd.patch.area	0.176566	0.067836	0.074549
Buffer10km_mean.shape.index	0.154092	0.007348	0.03491
Buffer10km_sd.shape.index	0.190408	0.042329	0.067921
Buffer10km_total.core.area	0.189964	0.017587	0.099416
Buffer10km_prop.like.adjacencies	0.184955	0.05675	0.087125
Buffer10km_aggregation.index	0.184865	0.056889	0.086495
Buffer10km_landscape.division.index	-0.15937	-0.0792	-0.06206
Buffer10km_splitting.index	-0.17525	-0.07337	-0.0663

Buffer10km_effective.mesh.size	0.158654	0.06725	0.065248
Buffer10km_patch.cohesion.index	0.189496	0.047134	0.077586
Buffer5km_n.patches	-0.1493	-0.14586	0.044036
Buffer5km_total.area	0.177795	-0.11037	0.073782
Buffer5km_landscape.shape.index	0.000135	-0.23479	0.081681
Buffer5km_largest.patch.index	0.164083	0.057058	0.012651
Buffer5km_mean.patch.area	0.190312	0.028695	0.012489
Buffer5km_sd.patch.area	0.185861	0.033762	0.017626
Buffer5km_mean.shape.index	0.156442	-0.00534	0.020695
Buffer5km_sd.shape.index	0.189485	0.017648	0.013155
Buffer5km_total.core.area	0.192933	-0.04629	0.058737
Buffer5km_prop.like.adjacencies	0.187086	0.02727	0.026371
Buffer5km_aggregation.index	0.185622	0.02995	0.024508
Buffer5km_landscape.division.index	-0.1719	-0.06255	-0.00767
Buffer5km_splitting.index	-0.17389	-0.07346	-0.01732
Buffer5km_effective.mesh.size	0.176571	0.033155	0.016578
Buffer5km_patch.cohesion.index	0.190528	0.014609	0.036358
Buffer1km_n.patches	-0.01092	-0.15653	0.271267
Buffer1km_total.area	0.080428	-0.26217	-0.00688
Buffer1km_landscape.shape.index	0.03341	-0.22686	0.157399
Buffer1km_largest.patch.index	0.073028	-0.01021	-0.30815
Buffer1km_mean.patch.area	0.099914	-0.12646	-0.24776
Buffer1km_sd.patch.area	0.109593	-0.14581	-0.24846
Buffer1km_mean.shape.index	0.076582	-0.10625	-0.16581
Buffer1km_sd.shape.index	0.086827	-0.11254	-0.23413
Buffer1km_total.core.area	0.093034	-0.23535	-0.0679
Buffer1km_prop.like.adjacencies	0.095328	-0.11195	-0.23619
Buffer1km_aggregation.index	0.088224	-0.08622	-0.2525

Buffer1km_landscape.division.index	-0.07952	-0.00152	0.322692
Buffer1km_splitting.index	-0.07263	-0.00219	0.316238
Buffer1km_effective.mesh.size	0.105348	-0.16141	-0.21596
Buffer1km_patch.cohesion.index	0.106879	-0.15113	-0.21719

**Apêndice C.** Traços funcionais selecionados para análise da riqueza funcional. Foram categorizados os dados de Atividade (1-animais só noturnos; 2-animais noturno-crepuscular; 3-animais noturno-crepuscular-diurno; 4-animais crepuscular-diurno) e Locomoção (1-terrestre; 2-arboricola; 3-semifossorial; 4-escansorial; 5-semiaquático).

Banco de dados	Golçalves <i>et al.</i> (2018)		Wilman <i>et al.</i> (2014)									Paglia <i>et al.</i> (2012)	
	Espécies/Traços funcionais	Body_mass_mean (g)	Body_mass_sd	Diet_Inv	Diet_Vend	Diet_Vect	Diet_Vfish	Diet_Vunk	Diet_Vcav	Diet_SFruit	Diet_Seed	Diet_Plant	Acti- vity
<i>Cerdocyon thous</i>	4360,93	2571,35	50	0	0	0	40	10	0	0	0	1	1
<i>Chaetomys subspinosus</i>	1698,25	438,17	0	0	0	0	0	0	40	60	0	1	2
<i>Cuniculus paca</i>	6198,33	2131,61	0	0	0	0	0	0	20	30	50	1	1
<i>Dasyurus novemcinctus</i>	2631,72	1434,88	100	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
<i>Didelphis aurita</i>	746,88	465,87	20	0	0	0	30	30	0	0	20	1	4
<i>Eira barbara</i>	3570,67	2267,40	0	90	0	0	0	0	10	0	0	3	1
<i>Euphractus sexcinctus</i>	4500	2121,32	50	0	0	0	0	0	0	0	50	3	3
<i>Galictis cuja</i>	1194,66	525,18	20	30	20	0	10	0	20	0	0	3	1
<i>Leopardus guttulus</i>	2441,19	479,30	0	100	0	0	0	0	0	0	0	3	4
<i>Leopardus pardalis</i>	11600,53	2790,00	0	70	20	10	0	0	0	0	0	1	1
<i>Lontra longicaudis</i>	9817,5	12889,06	10	0	0	80	10	0	0	0	0	2	5
<i>Mazama</i>	13855	4664,05	0	0	0	0	0	0	30	20	50	1	1

<i>gouazoubira</i>													
<i>Pecari tajacu</i>	14202,17	5553,59	10	0	20	0	0	0	10	0	60	2	1
<i>Procyon cancrivorus</i>	7729,39	1375,89	50	0	10	20	0	0	10	10	0	1	4
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	3745,87	2704,80	10	80	0	0	0	0	10	0	0	4	1
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	628,58	322,81	0	0	0	0	0	0	0	0	100	2	1
<i>Tamandua tetradactyla</i>	4488,20	1454,70	100	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4

**Apêndice D.** Análise dos filtros espaciais a partir de Coordenadas Principais de Matrizes de Vizinhanças-PCNM, realizada no programa SpatialAnalysis in Macroecology (SAM), versão 4.0.

Eigenvector	Eigenvalue	Moran's I	r <sup>2</sup>	P
Vector 1	10.022	1.112	<.001	0.945
Vector 2	8.025	1.01	0.037	0.202
Vector 3	5.564	0.811	0.005	0.647
Vector 4	4.25	0.604	0.097	0.036**
Vector 5	2.536	0.707	<.001	0.940
Vector 6	1.686	0.139	0.025	0.297
Vector 7	1.627	0.083	<.001	0.947
Vector 8	0.939	0.12	0.003	0.736
Vector 9	0.718	0.1	<.001	0.867
Vector 10	0.356	-0.26	0.001	0.811
Vector 11	0.15	-0.196	0.011	0.482

Nota: \*\*Filtro espacial significativo.

**Apêndice E.** Mamíferos de médio e grande porte registrados nos fragmentos florestais da região de estudo (Santa Maria de Jetibá/ES), a partir de armadilhas fotográficas, com autoria e categorias de ameaça em diferentes níveis: internacional (IUCN,2018), nacional (MMA,2014) e estadual (PASSAMANI & MENDES, 2007). LC = Pouco preocupante; NT= Quase ameaçada; VU = Vulnerável; NA= Não ameaçada.

<b>Espécie Nativas</b>	<b>Autoria</b>	<b>IUCN (2018)</b>	<b>Lista brasileira (2014)</b>	<b>Lista estadual (2007)</b>
<i>Mazama gouazoubira</i>	G. Fischer, 1814	LC	NA	NA
<i>Pecari tajacu</i>	Linnaeus, 1758	LC	NA	VU
<i>Eira barbara</i>	Linnaeus, 1758	LC	NA	NA
<i>Procyon cancrivorus</i>	G. Cuvier, 1798	LC	NA	NA
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	É. Geoffroy, 1803	LC	VU	NA
<i>Leopardus guttulus</i>	Hensel, 1872	VU	VU	VU
<i>Galictis cuja</i>	Molina, 1782	LC	NA	NA
<i>Leopardus pardalis</i>	Linnaeus, 1758	LC	NA	VU
<i>Lontra longicaudis</i>	Olfers, 1818	NT	NA	NA
<i>Cerdocyon thous</i>	Linnaeus, 1766	LC	NA	NA
<i>Dasyus novemcinctus</i>	Linnaeus, 1758	LC	NA	NA
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Linnaeus, 1758	LC	NA	NA
<i>Didelphis aurita</i>	Wied-Neuwied, 1826	LC	NA	NA
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Linnaeus, 1758	LC	NA	NA
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Linnaeus, 1758	LC	NA	NA
<i>Cuniculus paca</i>	Linnaeus, 1766	LC	NA	NA
<i>Chaetomys subspinosus</i>	Olfers, 1818	VU	VU	VU
<b>Espécies domésticas</b>				
<i>Bos taurus</i>	Linnaeus, 1758	-	-	-
<i>Sus domesticus</i>	Erxleben, 1777	-	-	-
<i>Canis lupus familiaris</i>	Linnaeus, 1758	-	-	-
<i>Felis catus</i>	Linnaeus, 1758	-	-	-

\*Nota: As espécies consideradas não ameaçadas incluem espécies consideradas pouco preocupante ou não presentes nas listas consultadas.

**Apêndice F.** Seleção de modelos, baseado no critério de Akaike para amostras reduzidas, para a diversidade alfa de médios e grandes mamíferos em um sistema de fragmentos florestais. Nenhum dos modelos teve habilidade para explicar a variação de riqueza de espécies nos fragmentos florestais.

(Intercept)	CP1	CP2	CP3	SF4	df	logLik	AICc	delta	weight
3.76	NA	NA	NA	-3.62	3	-87.93	182.45	0.00	0.11
3.76	NA	NA	NA	NA	2	-90.07	184.43	1.98	0.12
3.75	NA	NA	-0.12	-3.47	4	-87.81	184.62	2.17	0.11
3.76	NA	-0.10	NA	-3.58	4	-87.87	184.74	2.29	0.10
3.76	0.00	NA	NA	-3.62	4	-87.93	184.86	2.41	0.09
3.75	NA	NA	-0.21	NA	3	-89.74	186.07	3.62	0.05
3.77	NA	-0.14	NA	NA	3	-89.96	186.52	4.07	0.04
3.75	-0.08	NA	NA	NA	3	-90.03	186.65	4.20	0.04
3.76	NA	-0.09	-0.11	-3.45	5	-87.76	187.06	4.62	0.03
3.75	0.01	NA	-0.12	-3.48	5	-87.81	187.15	4.71	0.03
3.76	0.00	-0.10	NA	-3.58	5	-87.87	187.28	4.83	0.03
3.76	NA	-0.11	-0.20	NA	4	-89.67	188.34	5.90	0.02
3.74	-0.06	NA	-0.20	NA	4	-89.72	188.44	5.99	0.02
3.76	-0.08	-0.14	NA	NA	4	-89.93	188.85	6.41	0.01
3.76	0.01	-0.09	-0.12	-3.46	6	-87.76	189.74	7.29	0.01
3.75	-0.06	-0.11	-0.19	NA	5	-89.65	190.84	8.39	0.00

**Apêndice G.** Seleção de modelos, baseado no critério de Akaike para amostras reduzidas, para a diversidade beta de médios e grandes mamíferos em um sistema de fragmentos florestais. \*Dois modelos aparecem como explicações complementares para a diversidade beta.

(Intercept)	CP1	CP2	CP3	SF4	df	logLik	AICc	delta	weight
1.94	-0.26*	NA	NA	NA	3	-51.01	108.61	0.00	0.32
1.93	-0.27*	0.11*	NA	NA	4	-50.61	110.22	1.60	0.14
1.94	-0.27	NA	0.03	NA	4	-50.97	110.94	2.32	0.10
1.94	-0.26	NA	NA	-0.20	4	-50.98	110.96	2.35	0.10
1.96	NA	NA	NA	NA	2	-53.48	111.25	2.64	0.09
1.93	-0.26	0.12	NA	-0.24	5	-50.56	112.65	4.04	0.04
1.94	-0.27	0.11	0.02	NA	5	-50.59	112.71	4.10	0.04
1.95	NA	0.11	NA	NA	3	-53.17	112.92	4.31	0.04
1.96	NA	NA	NA	-0.43	3	-53.33	113.25	4.64	0.03
1.94	-0.26	NA	0.04	-0.24	5	-50.92	113.38	4.76	0.03
1.96	NA	NA	0.01	NA	3	-53.48	113.54	4.93	0.03
1.95	NA	0.11	NA	-0.47	4	-52.99	114.98	6.36	0.01
1.94	-0.26	0.11	0.03	-0.27	6	-50.52	115.26	6.64	0.01
1.95	NA	0.11	0.00	NA	4	-53.17	115.33	6.72	0.01
1.96	NA	NA	0.02	-0.46	4	-53.32	115.64	7.02	0.01
1.95	NA	0.11	0.01	-0.49	5	-52.98	117.51	8.89	0.00