

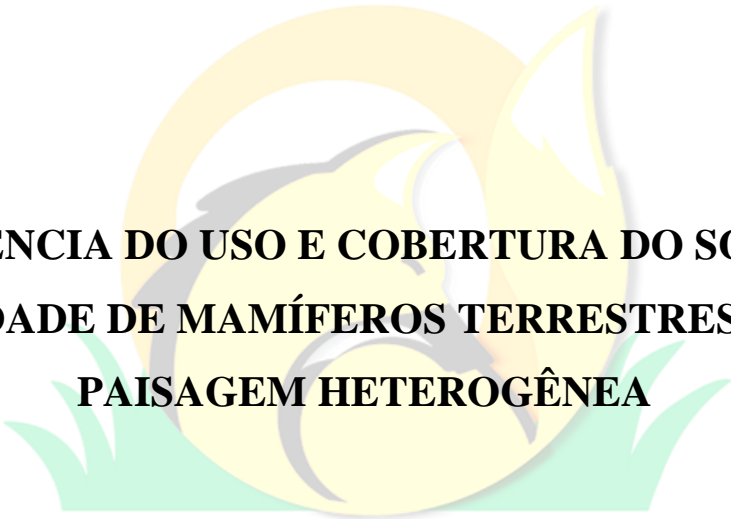


Universidade Federal de Minas Gerais

Instituto de Ciências Biológicas

Departamento de Biologia Geral

Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre



**INFLUÊNCIA DO USO E COBERTURA DO SOLO NA
DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS TERRESTRES EM UMA
PAISAGEM HETEROGÊNEA**

ECMVVS

Luiza Neves Guimarães

Orientador: Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia

Co-orientadores: Dr. Rodrigo Lima Massara

Dr. Pedro Giovâni da Silva

Belo Horizonte

Fevereiro de 2019

Luiza Neves Guimarães

**INFLUÊNCIA DO USO E COBERTURA DO SOLO NA
DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS TERRESTRES EM UMA
PAISAGEM HETEROGÊNEA**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais como pré-requisito para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia

Co-orientadores: Dr. Rodrigo Lima Massara

Dr. Pedro Giovâni da Silva

Belo Horizonte

Fevereiro de 2019

AGRADECIMENTOS

Dedico esse trabalho ao meu anjo da guarda Maria Helena, que se faz presente em todos os momentos da minha vida, me acompanha e me guia.

Agradeço aos meus pais, Lucia e Emerson, por todo suporte, incentivo e amor. Por sempre terem apoiado a escolha da minha profissão, por terem me dado condições de passar tantas temporadas longe de casa estudando ou cuidando de animais silvestres e por todas as vezes que me ouviram falar do que mais amo fazer na vida, me estimularam e deram o melhor de si para que eu chegasse até aqui e aonde ainda vou.

À Tia Pá e Tia Penha, por todos os abraços cheios de carinho, amor e coragem. Às minhas primas e primos, aos meus avós e meu padrinhos, todos que mesmo sem a convivência frequente sempre torceram e me apoiaram.

Agradeço também às outras famílias que ganhei durante a vida. À Roberto e Isabella que me ensinaram sobre convivência e diferenças. À Valéria e Maurílio que me adotaram como segunda filha e me acolheram tão carinhosamente tantas vezes. E à Lud, minha irmã, companheira de tantos momentos, trabalhos, viagens, risadas e choros, por ser minha parceira desde 2010 e para o resto da vida.

À Lu, Marla e Isa que também estiveram presentes em muitos momentos, pra falar sério, desabafar, brincar, beber e trazem alegria e sentido à palavra amizade pra minha vida. A todos os amigos da Biologia UFMG, pelas conversas, incentivos e cervejas, em especial à toda galera do boteco de quarta, à galera do bandeco e ao Caio, Iago, Thi, Fernanda, Wanessa, e André Zaidan. Aos amigos de sempre, por entenderem minhas ausências e continuarem comigo, em especial à Thâmara, Pegê e Igor.

Esse mestrado não existiria se não fosse graças à uma outra família: a Villa Parentoni. Juntos, o Laboratório de Ecologia e Conservação (LEC), o Laboratório de Ecologia de Insetos (LEI) e os agregados me ensinaram muito mais do que fazer pesquisa científica. Aprendi sobre trabalho em equipe, sobre colaboração e companheirismo. Aprendi a respeitar os limites e incentivar os potenciais do outro e de mim mesma. Aprendi que a carreira acadêmica é exaustiva mas pode ser muito mais leve e prazerosa quando se tem pessoas que se ajudam e se fortalecem.

Agradeço imensamente à todas as pessoas que participaram do Projeto QF, em especial à Gabi, Paloma, Lud e Ana por toda disposição e determinação para que tudo acontecesse.

A todos os ICs e estagiários que ajudaram no campo e com as análises, em especial Arthur e Elisa por serem meu braço direito, esquerdo e até o cérebro quando ele já não funcionava mais.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia, que me deu a oportunidade e conduziu todo o meu trabalho estando presente quando precisei e, ao mesmo tempo, me dando a liberdade necessária. Ao meus co-orientados Dr. Rodrigo Lima Massara e Dr. Pedro Giovâni da Silva pela paciência infinita e por compartilharem comigo seus conhecimentos, também infinitos.

Agradeço a todos os professores, em especial ao Prof. Dr. Paulo Enrique Peixoto pela oportunidade de ter participado do curso de Ecologia da Floresta Amazônica durante um mês discutindo ciência e me redescobrimo como pessoa e profissional. A todos os amigos que trouxe da Amazônia pra vida, em especial à Bruna, Vivian e Tiago. À todas as pessoas queridas da UFSC que foram fundamentais durante o “mestrado misto quente”, em especial a todos os amigos da Pós Eco, ao Laboratório ECOHE, à Prof.^a Dr.^a Malva Isabel Medina Hernández, e a Mai e ao Panda por resgatarem uma amizade de cinco anos e que ainda tem muito pela frente.

Ao CNPq pelo financiamento da bolsa de mestrado e à CAPES e à FAPEMIG pelo financiamento ao Projeto QF.

Agradeço à todas as pessoas que me incentivam, fortalecem e me inspiram. Vivemos tempos difíceis, mas estamos juntos, somos fortes e resistimos! Muito obrigada!

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Localização dos sítios de armadilhas fotográficas nos três diferentes tipos de habitats naturais (Cerrado, Campo Rupestre e Floresta) amostrados nos anos de 2015, 2016 e 2017 no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, sudeste do Brasil. 14
- Figura 2: Análise de Coordenadas Principais originada pela ordenação da dissimilaridade da composição de táxons testada pela PERMANOVA. Os triângulos azuis representam sítios amostrais no habitat Cerrado (CE), os quadrados laranjas são os sítios no habitat Campo Rupestre (CR) e os círculos verdes são os sítios em Floresta (F) no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, sudeste do Brasil. 21
- Figura 3: Influência da porcentagem de Floresta (A) e de Campo Rupestre (B) na riqueza estimada de mamíferos terrestres de médio e grande porte e influência do esforço amostral na probabilidade de detecção (C) desses animais registrados por armadilhas fotográficas no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, sudeste do Brasil. Calculamos a porcentagem de Floresta e Campo Rupestre por meio da métrica de paisagem PLAND no interior de um buffer de 1 km de raio ao redor de cada sítio amostral. Os pontos pretos representam cada sítio amostral e as barras verticais representam os limites superior e inferior do intervalo de confiança de 95%..... 23

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Lista de táxons de mamíferos terrestres do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, sudeste do Brasil, com seus respectivos nomes comuns, número de sítios amostrais em que foram encontrados durante os anos de 2015, 2016 e 2017 e seus status de conservação obtidos por meio da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (2018) e da Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA, 2014). As siglas significam: LC = Least Concern (Segura ou pouco preocupante); NT = Near Threatened (Quase ameaçada); VU = Vulnerable (Vulnerável). As espécies com o número de sítio registrados igual à zero são aquelas que foram adicionas à este trabalho por potencialmente ocorrerem na área de estudo e já terem sido encontradas em trabalhos anteriores (Talamoni et al. 2014, Lima et al. 2017)..... 19

Tabela 2: Tabela de resultados da seleção de modelos da Probabilidade de Ocupação em Multiescala, para os parâmetros de detecção (p), riqueza local (Θ) e riqueza regional (Ψ) de acordo com a abordagem stepdown (Lebreton et al. 1992) utilizada para avaliar as variáveis responsáveis por influenciar a riqueza e probabilidade de detecção de mamíferos terrestres de médio e grande porte no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, sudeste do Brasil. Os modelos mais bem ranqueados em cada uma das etapas estão em negrito e seguem o critério de $\Delta AICc \leq 2$ (Burnham and Anderson 2002). 22

SUMÁRIO

RESUMO	08
ABSTRACT	09
1. INTRODUÇÃO	10
2. MATERIAIS E MÉTODOS	13
2.1 Área de estudo	13
2.2 Delineamento amostral e coleta de dados	13
2.3 Análise de dados	14
2.3.1 Variáveis de paisagem	14
2.3.2 Composição de espécies	15
2.3.3 Riqueza de espécies	16
3. RESULTADOS	18
4. DISCUSSÃO	24
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	27
REFERÊNCIAS	28

RESUMO

O estudo de metacomunidades compreende as dinâmicas relacionadas a padrões e processos ecológicos em diferentes escalas entre comunidades conectadas por dispersão. Distúrbios causados por atividades humanas criam uma paisagem heterogênea com fragmentos de habitats de diferentes tamanhos e qualidades, o que potencialmente modifica a distribuição de mamíferos no ambiente, alterando seus padrões de dispersão e diversidade. Neste estudo avaliamos variáveis da paisagem que influenciaram a composição e riqueza da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte na região do Quadrilátero Ferrífero (QF), Estado de Minas Gerais, no sudeste do Brasil. Aleatorizamos 114 sítios de armadilhas fotográficas na área de estudo, sendo cada armadilha fotográfica configurada para operar durante 24 horas durante dois meses consecutivos em cada um dos três anos (2015, 2016 e 2017) de amostragem. Consideramos a porcentagem de habitat natural (Cerrado, Campo Rupestre e Floresta) em um raio de 1km, a distância para a atividade humana mais próxima, e se o sítio estava localizado dentro ou fora de Unidades de Conservação, como variáveis que poderiam influenciar a riqueza na escala do sítio amostral. Já para a escala regional, hipotetizamos que as espécies não ameaçadas estariam mais amplamente distribuídas no QF do que as espécies ameaçadas. Também consideramos as variações anuais e o esforço amostral das armadilhas fotográficas como variáveis que poderiam influenciar a probabilidade de detecção das espécies. A composição de táxons de mamíferos variou entre os habitats de Cerrado, Campo Rupestre e Floresta. Adicionalmente, a porcentagem de habitat de Floresta e de Campo Rupestre influenciaram positivamente e negativamente a riqueza, respectivamente. Em nível regional, tanto os táxons não ameaçados quanto os ameaçados estão amplamente distribuídos no QF. O esforço amostral das armadilhas fotográficas influenciou positivamente a probabilidade de detecção dos táxons. A riqueza de táxons estimada para o Quadrilátero Ferrífero foi de 24 espécies (IC95% = 17,6 a 28,0), valor próximo da riqueza observada ($n = 23$). É importante que o papel dos remanescentes de habitat seja avaliado assim como as diferentes ameaças às espécies, os padrões e processos ecológicos que estruturam as comunidades biológicas, de modo a garantir a permanência da diversidade biológica, especialmente em paisagens heterogêneas.

Palavras chave: Mastofauna, paisagens antropizadas, beta diversidade, probabilidade de ocupação, conservação.

ABSTRACT

The study of metacommunities comprises the dynamics related to patterns and processes at different scales between communities that are connected by dispersion. Disturbances caused by human activities create a heterogeneous landscape with fragments of different sizes and qualities, modifying the mammal distribution in the environment and changing their patterns of dispersion and diversity. In this study, we identified and evaluated landscape variables that could influence the composition and richness of the community of medium and large-sized terrestrial mammals in the Quadrilátero Ferrífero, State of Minas Gerais, southeastern Brazil. We randomized 114 camera sites in the study area, where each camera operated for 24 hours and for two consecutive months in each of the three years (2015, 2016 and 2017) of sampling. We considered the percentage of natural habitat (Savannah, or Rocky Outcrop, or Forest) within a radius of 1 km, the distance to the nearest anthropic impact, and whether the site was located inside or outside protected areas, as variables that could influence the composition and richness of mammals at the camera site scale. At the regional scale, we hypothesized that non-threatened species would be more widely distributed in QF than threatened species. We also considered the annual variations and the sampling effort of the camera traps as variables that could influence the detection probability of the species. The mammalian taxa composition varied between savannah, rocky outcrop and forest habitats. Additionally, the percentage of forest and rocky outcrop habitats influenced positively and negatively species richness, respectively. At the regional scale, apparently both the non-threatened and threatened taxa are widely distributed in QF. The sampling effort of camera traps positively influenced the detection probability of taxa. The taxa richness estimated for Quadrilátero Ferrífero was 24 (CI95% = 17.6 to 28.0), which is close to our observed richness ($n = 23$). It is important to assess the role of habitat remnants as well as the different threats to species, patterns and processes that structure the biological communities and thus, ensure the permanence of biological diversity, especially in heterogeneous landscapes.

Keywords: Mammalian fauna, anthropized landscapes, beta diversity, occupancy probability, conservation.

1. INTRODUÇÃO

Estudos com foco em ecologia de comunidades buscam explicar os padrões e processos ecológicos relacionados à distribuição, abundância e composição de espécies ao longo de gradientes espaço-temporais (Vellend 2010) e, a maioria deles, focados na escala local (Leibold et al. 2004). Porém, a ampliação da escala de estudo e investigação permite a adição de dinâmicas espaciais que ocorrem em escalas regionais (Ricklefs 2008). Essas dinâmicas que incorporam interações entre comunidades em escalas mais amplas via dispersão correspondem ao estudo de metacomunidades (Leibold et al. 2004, Holyoak et al. 2005).

Uma metacomunidade refere-se ao conjunto de comunidades que na escala local estão submetidas a diferentes condições bióticas e abióticas e, na escala regional, estão conectadas por dispersão (Leibold and Chase 2017). A variação dessas condições bióticas e abióticas e o consequente crescimento da heterogeneidade ambiental estão associados ao aumento da diversidade de espécies (Hortal et al. 2009, Stein et al. 2014). Por outro lado, o crescimento da taxa de dispersão de indivíduos provoca a homogeneização das comunidades locais reduzindo a diversidade de espécies (Cadotte 2006). Essa variação na diversidade devido a fatores locais e regionais tem reflexos na diversidade beta, que é definida pelo grau de (dis)similaridade entre comunidades em escalas locais (Whittaker 1960, Magurran 2004, Baselga 2010).

A diversidade beta pode ser decomposta em substituição de espécies (*turnover*) e em aninhamento (*nestedness*). A substituição é a mudança na composição de espécies entre locais ou sítios amostrais em função da amplitude de nicho ou tolerância ecológica das espécies (Legendre et al. 2005, Legendre 2014). O aninhamento é definido como uma perda hierárquica na riqueza de espécies entre locais (Atmar and Patterson 1993). No aninhamento, a diferença na composição de espécies entre os sítios se deve também pela diferença de riqueza, já que um sítio é um subconjunto mais pobre de outro sítio mais rico (Baselga 2012). O tamanho, a qualidade dos sítios e a ocorrência de distúrbios naturais ou humanos podem influenciar a riqueza de espécies e, conseqüentemente, a diversidade beta (Chase and Bengtsson 2010, Altermatt and Holyoak 2012).

Distúrbios causados por atividades humanas criam um mosaico de uso da terra que modifica a dinâmica de dispersão das espécies (Wagner and Fortin 2005). A fragmentação cria paisagens formadas por um mosaico de habitats de qualidade variada para a fauna (Gascon et al. 1999). No Brasil, por exemplo, o crescimento urbano e de terras agrícolas, a poluição do ar e da água e a expansão da rede rodoviária provocam a fragmentação e perda de habitat que são,

juntamente com a caça, as maiores ameaças aos mamíferos terrestres (Costa et al. 2005). Os padrões de uso de habitat e a ecologia destes animais são altamente diversificados, o que permite seu uso como indicadores ecológicos nesse atual cenário de mudanças no uso e cobertura do solo (Zimbres et al. 2017). Assim sendo, são necessárias técnicas para medir e antecipar os efeitos dos distúrbios humanos nas diferentes relações e dinâmicas associadas à comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte, a fim de propor estratégias de manejo e conservação do grupo (Mouillot et al. 2013).

Este estudo objetivou identificar e avaliar as características da paisagem que influenciam a composição e riqueza da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte na região do Quadrilátero Ferrífero (QF), em Minas Gerais, Brasil. A paisagem do QF é bastante transformada principalmente pela mineração e urbanização, apesar de ainda apresentar grande biodiversidade e endemismo (Jacobi and Carmo 2008). As fitofisionomias de Cerrado (CE), Campo Rupestre (CR) e Floresta (F) existentes no QF são afetadas pelo desmatamento e mudanças no uso do solo (Sonter et al. 2014a). Ao avaliar a comunidade de mamíferos em diferentes fitofisionomias, August (1983) demonstrou que a riqueza de espécies de pequenos mamíferos é maior em florestas do que em áreas savânicas devido ao aumento da heterogeneidade e complexidade de habitats. Sabemos que as análises de diversidade beta permitem identificar a composição da comunidade de mamíferos em função das variações entre locais amostrados (Legendre 2014). Portanto, ao avaliar separadamente as fitofisionomias existentes no QF, esperamos que (1) a composição de táxons varie entre os habitats de Cerrado (CE), Campo Rupestre (CR) e Floresta (F), resultando em alta diversidade beta ocasionada por aninhamento no qual habitats CE e CR apresentem um subconjunto de espécies do habitat F.

Ao avaliar a influência da disponibilidade de habitat e das características da paisagem na riqueza de mamíferos de médio e grande porte no QF, esperamos que (2), em uma escala local (sítio amostral), haja uma correlação positiva entre a riqueza de espécies e a porcentagem de habitats nativos (CE, CR ou F), assim como uma correlação positiva entre a riqueza de espécies e a localização dos sítios amostrais em Unidades de Conservação. Por outro lado, esperamos (3) uma correlação negativa entre a riqueza de espécies e a proximidade de atividades humanas (mineração, área urbana ou estrada). Na escala regional (QF), esperamos (4) uma riqueza menor de espécies ameaçadas, uma vez que o QF é uma região altamente antropizada. Por fim, sabemos que a riqueza pode estar positivamente relacionada à quantidade de dias que armadilhas fotográficas funcionam em campo (Srbek-araujo and Chiarello 2007) e negativamente relacionada com as variações anuais nas condições e recursos bióticos e

abióticos (Andrews and O'Brien 2000). Sendo assim, esperamos (5) uma relação positiva entre o número de dias que as armadilhas fotográficas funcionaram (esforço amostral) e a probabilidade de detecção das espécies, e uma relação negativa entre a riqueza de espécies e a variação de qualquer natureza nos fatores bióticos e abióticos durante o período amostral.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 *Área de estudo*

Localizado no sudeste brasileiro, o Quadrilátero Ferrífero (QF) encontra-se em uma área de transição entre o Cerrado e a Mata Atlântica, considerados dois *hotspots* de biodiversidade (Jacobi and Carmo 2008) (Figura 1). O clima é caracterizado por uma típica sazonalidade subtropical, com predomínio do inverno seco e o verão chuvoso (Echternacht et al. 2011). A variação altitudinal é de aproximadamente 600 a 2.000 m (Silva 2007), e a vegetação apresenta fitofisionomias características da Floresta Atlântica semidecidual, do Cerrado e do Campo Rupestre (Ribeiro and Walter 1998). A região de 7.000 km² apresenta alta biodiversidade e grandes níveis de endemismo de plantas e animais (Drummond et al. 2005, Fernandes et al. 2014). Apesar de conter aproximadamente 70% de área nativa (Duarte et al. 2016), existem também atividades humanas como plantações de *Eucalyptus* para produção de carvão, pastagens, urbanização e mineração, responsáveis pelo desmatamento na região (Sonter et al. 2014b). O QF apresenta grande importância mundial por ser uma região de mineração de ferro (Spier et al. 2003) sendo responsável por aproximadamente 67% da produção de minério do Brasil (Gurmendi, 2013).

2.2 *Delineamento amostral e coleta de dados*

Para registrar os mamíferos terrestres, aleatorizamos 114 sítios amostrais com o uso do *software* ArcGis 10.2 (ESRI 2014), sendo 46 sítios em áreas de habitat de Floresta Atlântica, 44 no Cerrado e 24 no Campo Rupestre (Figura 1). Do total, 35 estavam localizados em 11 Unidades de Conservação, das quais 9 são unidades de proteção integral e 2 são de uso sustentável. Os sítios estavam distantes entre si por no mínimo 2 km. Em cada sítio amostral instalamos uma armadilha fotográfica (Bushnell NatureView HD Essential) configurada para funcionar durante 24 horas e com intervalo de 30 segundos entre as fotos. As armadilhas permaneceram em campo por dois meses consecutivos, nos anos de 2015, 2016 e 2017, e priorizamos o período de seca (isto é, entre os meses de maio e outubro) para amostragem.

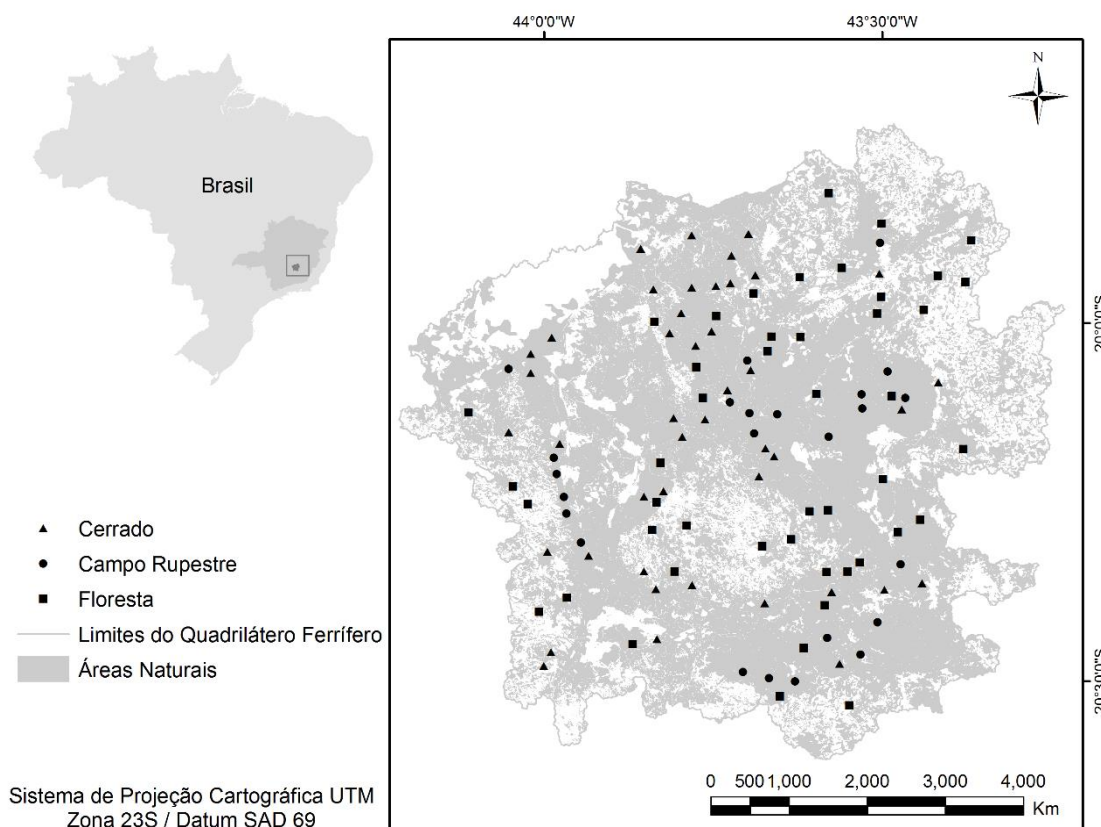


Figura 1: Localização dos sítios de armadilhas fotográficas nos três diferentes tipos de habitats naturais (Cerrado, Campo Rupestre e Floresta) amostrados nos anos de 2015, 2016 e 2017 no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, sudeste do Brasil.

Consideramos para as análises apenas os mamíferos terrestres de médio e grande porte adultos com peso acima de 1 kg (Srbek-araujo and Chiarello 2007) e excluímos espécies exóticas e domésticas. Armazenamos os registros fotográficos no programa CPW Photo Warehouse 4.0 (Newkirk 2016) e identificamos as espécies ao menor nível taxonômico possível. Consideramos como registros independentes de um mesmo táxon aqueles com intervalo mínimo de 24 horas no mesmo sítio amostral (Zimbres et al. 2017).

2.3 Análise de dados

2.3.1 Variáveis de paisagem

Utilizamos como mapa base, o mapa de uso e cobertura do solo do QF elaborado por Duarte et al. (2016). Realizamos as análises nos programas ArcGis 10.2 (ESRI 2014) e Fragstats 4.2 (McGarigal et al. 2012). Para calcular a porcentagem de habitat de CE, CR e F delimitamos um *buffer* de 1 km de raio ao redor de cada sítio amostral, tendo como centro o local onde instalamos a armadilha fotográfica. Em cada *buffer*, utilizamos a métrica PLAND (*Percentage of Landscape*), uma medida de composição calculada pela soma das áreas (m²) de todas as

manchas correspondentes à cada classe (CE, CR e F) dividida pela área total da paisagem (m²) e multiplicada por 100 (McGarigal 2015). Para calcular a distância de cada sítio à atividade humana mais próxima (mineração, área urbana ou estrada), utilizamos a métrica de isolamento NDIST (*Nearest Distance*) (McGarigal and Marks, 1995) que calcula a menor distância euclidiana (m) do local de instalação da armadilha fotográfica até a atividade humana mais próximo. Também utilizamos as coordenadas geográficas de cada sítio amostral para identificar se estas estavam localizados dentro ou fora de Unidades de Conservação.

2.3.2 *Composição de espécies*

Para testar a diferença na composição de táxons entre os habitats (CE, CR e F), realizamos uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), que detecta a mudança na estrutura de comunidades (Anderson and Walsh 2013). Utilizamos os dados de incidência de táxons para o cálculo do Índice de Jaccard, com 999 permutações. Realizamos a análise no programa R (R Core Team 2017) utilizando o pacote *vegan* e a função *adonis* (Oksanen et al. 2018).

Para descrever a dissimilaridade entre os habitats utilizamos o Índice de Jaccard calculado com o pacote *betapár* com a função *beta.multi* (Baselga and Orme 2012), que revela a dissimilaridade total considerando os três tipos habitats e a função *beta.pair* (Baselga and Orme 2012), que revela a dissimilaridade par-a-par entre os sítios amostrais. Por meio desse índice particionamos a diversidade beta a fim de avaliar qual fenômeno contribuiu mais para a diferença de composição entre sítios: substituição ou aninhamento de espécies. Representamos graficamente essa dissimilaridade através de uma ordenação via Análise de Coordenadas Principais (Anderson and Willis 2003).

Para testar a homogeneidade multivariada (variância) dos habitats realizamos a análise PERMDISP (Anderson et al. 2006) utilizando também o pacote *vegan* e a função *betadisper* (Oksanen et al. 2018). Essa análise compara a distância média dos sítios amostrais ao centroide de cada conjunto de hábitat (CE, CR e F), levando em consideração a medida de dissimilaridade dada pelo índice de Jaccard (Anderson et al. 2006). O resultado significativo indica que os sítios amostrados em um conjunto de habitat são mais diversos entre si quando comparados a outro habitat, ou seja, com essa análise testamos se há heterogeneidade composicional (diversidade beta) nos grupos amostrais (Anderson et al. 2006).

2.3.3 Riqueza de espécies

Para compor os históricos de detecção de espécies para cada sítio em cada um dos anos amostrados, dividimos os 60 dias/ano de amostragem em 10 ocasiões de 6 dias. Consideramos a detecção (1) ou não detecção (0) de cada táxon em cada uma das ocasiões de amostragem. Adicionalmente, incluímos espécies nativas não registradas no presente estudo, mas que potencialmente ocorrem na área de estudo e já foram encontradas em trabalhos anteriores (Talamoni et al. 2014, Lima et al. 2017).

A modelagem da probabilidade de ocupação possibilita estimar a riqueza relativa da comunidade de mamíferos levando em consideração a probabilidade de detecção de espécies para uma estimativa robusta e não enviesada da riqueza e permite a inclusão de espécies não registradas no estudo, mas de potencial ocorrência na região (MacKenzie et al. 2017). Usamos o modelo de Probabilidade de Ocupação em Multiescala (Nichols et al. 2008), disponível no Programa MARK (White and Burnham, 1999), que nos permitiu explorar os fatores que influenciam a riqueza de espécies em duas escalas espaciais distintas (sítio e região amostral). A riqueza de espécies em uma escala maior (isto é, o QF) é representada pelo parâmetro Psi (Ψ), enquanto que a riqueza de espécies em uma escala menor (isto é, o sítio amostral) é representada pelo parâmetro Theta (Θ). O parâmetro probabilidade de detecção (p) é definido como a probabilidade de detectar uma espécie em um sítio amostral, dado que a espécie use o sítio (Nichols et al. 2008).

Utilizamos a estratégia de seleção de modelo conhecida como *stepdown* (ou seja, por etapas) na qual cada parâmetro é modelado separadamente enquanto os demais permanecem o mais parametrizado possível (Lebreton et al. 1992). Na primeira etapa, construímos três modelos para o parâmetro detecção (p) utilizando as hipóteses: número de dias que cada armadilha fotográfica funcionou em cada ano de amostragem (esforço amostral), variação anual e o modelo nulo. Os parâmetros Theta (Θ) e Psi (Ψ) permaneceram fixos e parametrizados pela adição de todas as hipóteses a serem exploradas em cada um deles. Após selecionado e fixado o melhor modelo para p , construímos oito modelos para Θ utilizando as hipóteses: porcentagem de habitat de CE, CR e F (métrica PLAND), distância de cada sítio à atividade humana mais próxima (mineração, área urbana e estrada; métrica NDIST), se os sítios estavam dentro (1) ou fora (0) de Unidades de Conservação e o modelo nulo. Novamente, mantivemos o parâmetro Ψ fixo e parametrizado. Após selecionado e fixado o melhor modelo do parâmetro Θ , construímos dois modelos para o parâmetro Ψ , um sobre a influência do *status* de conservação das espécies, obtidos por meio da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (2018) e da Lista

Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA, 2014), e o outro não (modelo nulo). Utilizamos um $\Delta AICc \leq 2$ como critério para selecionar os melhores modelos em cada uma das etapas e, conseqüentemente, as hipóteses que mais influenciaram cada um dos parâmetros de interesse (Burnham and Anderson 2003). Utilizamos os métodos de máxima verossimilhança incorporados no Programa MARK para obter as estimativas de riqueza e de probabilidade de detecção de espécies (MacKenzie et al. 2017).

3. RESULTADOS

Registramos um total de 23 táxons de mamíferos terrestres de médio e grande porte, sendo 6 e 17 táxons ameaçados e não ameaçados, respectivamente (Tabela 1). Dentre eles, os mais comuns foram *Sylvilagus brasiliensis* (Linnaeus, 1758) e *Mazama* spp., registrados respectivamente em 34 e 30 sítios dos 114 amostrados. Os táxons mais raros foram: *Procyon cancrivorus* (G. [Baron] Cuvier, 1798), registrado em apenas um sítio; e *Conepatus semistriatus* (Boddaert, 1785), *Dasyprocta leporina* (Linnaeus, 1758), *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758) e *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) registrados em apenas dois sítios amostrais. O número de táxons registrados por sítios amostrais variou de zero a 14. A média de registros foi de 3,39 para sítios em habitat de Floresta, 2,09 em Cerrado e 1,29 em Campo Rupestre.

A composição de táxons variou entre os sítios amostrados em habitats de CE, CR e F (PERMANOVA: $R^2=7\%$; $F=3,367$; $P\text{-valor}=0,001$). Apesar da heterogeneidade em relação à composição, todos os habitats foram similares quanto à homogeneidade multivariada de dispersão de grupos em relação à diversidade (PERMDISP: $F=0.472$; $P\text{-valor}=0,624$). A dissimilaridade entre os sítios amostrados em CE, CR e F foi de 44% segundo o Índice de Jaccard. Dessa dissimilaridade, 56% é resultante da substituição e 44% é resultante do aninhamento. Os valores relativos de dissimilaridade dos habitats CE e CR apresentaram, respectivamente, 65,7% e 62,5% de substituição com o habitat F, enquanto os sítios em CE e CR apresentaram 67,5% de aninhamento entre si. A ordenação da dissimilaridade testada pela PERMANOVA originou um gráfico de Análise de Coordenadas Principais (Figura 2). A região de maior sobreposição de pontos pertencentes aos habitats CE e CR representou um maior compartilhamento de táxons entre eles, resultado demonstrado também pela decomposição da diversidade beta. O grupo formado pelos habitats CE e CR apresentou uma região na qual não há sobreposição com os pontos pertencentes ao habitat F, o que indicou a substituição de táxons de sítios de CE e CR em relação aos sítios de F, também demonstrada pela decomposição de diversidade beta. Dessa forma, observamos que os habitats de CE e CR formam um grupo de pontos sobrepostos devido ao maior aninhamento entre eles, enquanto esse mesmo grupo se difere do habitat F devido à maior substituição de táxons (Figura 2).

Tabela 1: Lista de táxons de mamíferos terrestres do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, sudeste do Brasil, com seus respectivos nomes comuns, número de sítios amostrais em que foram encontrados durante os anos de 2015, 2016 e 2017 e seus *status* de conservação obtidos por meio da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (2018) e da Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA, 2014). As siglas significam: LC = *Least Concern* (Segura ou pouco preocupante); NT = *Near Threatened* (Quase ameaçada); VU = *Vulnerable* (Vulnerável). As espécies com o número de sítio registrados igual à zero são aquelas que foram adicionadas a este trabalho por potencialmente ocorrerem na área de estudo e já terem sido encontradas em trabalhos anteriores (Talamoni et al. 2014, Lima et al. 2017).

TÁXON	NOME COMUM	Nº DE SÍTIOS REGISTRADOS	STATUS DE CONSERVAÇÃO
Artiodactyla (n=3)			
Família Cervidae			
<i>Mazama</i> sp.	Veado-catingueiro ou Veado-mateiro	30	LC
Família Tayassuidae			
<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	6	LC
<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	0	VU
Carnivora (n=15)			
Família Canidae			
<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	17	LC
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	4	VU
<i>Lycalopex vetulus</i>	Raposinha-do-campo	15	VU
<i>Speothos venaticus</i>	Cachorro-vinagre	0	VU
Família Felidae			
<i>Leopardus guttulus</i>	Gato-do-mato-pequeno	4	VU
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	14	LC
<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá	0	VU
<i>Panthera onca</i>	Onça-pintada	0	VU
<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	7	VU
<i>Puma yagouaroundi</i>	Jaguarundi	9	VU
Família Mephitidae			
<i>Conepatus semistriatus</i>	Jaritataca	2	LC
Família Mustelidae			
<i>Eira barbara</i>	Irara	17	LC
<i>Galictis cuja</i>	Furão-pequeno	0	LC
<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	0	NT
Família Procyonidae			
<i>Nasua nasua</i>	Quati	19	LC
<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	1	LC

TÁXON	NOME COMUM	Nº DE SÍTIOS REGISTRADOS	STATUS DE CONSERVAÇÃO
Cingulata (n=5)			
Família Chlamyphoridae			
<i>Priodontes maximus</i>	Tatu-canastra	0	VU
Família Dasypodidae			
<i>Cabassous</i> sp.	Tatu-de-rabo-mole ou Tatu-de-rabo-mole-comum	19	LC
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	24	LC
<i>Dasypus septemcinctus</i>	Tatuí	6	LC
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatupeba	2	LC
Didelphimorphia (n=1)			
Família Didelphidae			
<i>Didelphis</i> sp.	Gambá-de-orelha-branca ou Gambá-de-orelha-preta	25	LC
Lagomorpha (n=1)			
Família Leporidae			
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapeti	34	LC
Perissodactyla (n=1)			
Família Tapiridae			
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	2	VU
Pilosa (n=2)			
Família Myrmecophagidae			
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	8	LC
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	0	VU
Rodentia (n=3)			
Família Caviidae			
<i>Hydrochoerus hydrocaeris</i>	Capivara	0	LC
Família Cuniculidae			
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	12	LC
Família Dasyproctidae			
<i>Dasyprocta leporina</i>	Cutia	2	LC

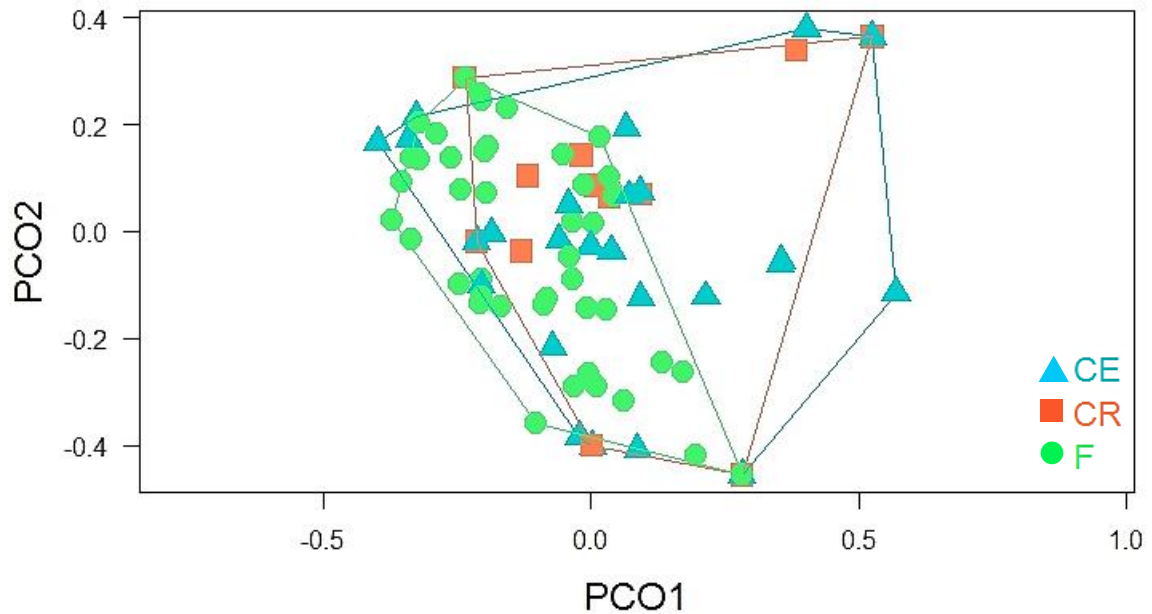


Figura 2: Análise de Coordenadas Principais originada pela ordenação da dissimilaridade da composição de táxons testada pela PERMANOVA. Os triângulos azuis representam sítios amostrais no habitat Cerrado (CE), os quadrados laranjas são os sítios no habitat Campo Rupestre (CR) e os círculos verdes são os sítios em Floresta (F) no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, sudeste do Brasil.

As variáveis de porcentagem de habitats CR e F influenciaram a riqueza dos táxons na escala do sítio amostral (Θ) (Tabela 2). A porcentagem de habitat F influenciou positivamente a riqueza ($\beta=0,011$; $SE=\pm 0,002$) (Figura 3A), enquanto que a porcentagem de habitat CR influenciou negativamente a riqueza ($\beta=-0,009$; $SE=\pm 0,002$) (Figura 3B). Ainda na escala local, a porcentagem de habitat CE, a localização do sítio amostral em Unidades de Conservação e a proximidade de atividades humanas (mineração, área urbana ou estrada) não influenciaram a riqueza de táxons (Tabela 2). Em nível regional (Ψ), houve incerteza se a riqueza de táxons não ameaçados é, de fato, maior que a riqueza de táxons ameaçados ($\beta=-1,73$; $SE=\pm 0,85$), já que o modelo nulo também teve um forte suporte (Tabela 2). O número de dias que cada armadilha fotográfica funcionou em cada ano (esforço amostral) influenciou positivamente a probabilidade de detecção (p) dos táxons ($\beta=0,02$; $SE=\pm 0,005$), mas a variação anual não influenciou essa probabilidade (Tabela 2). A riqueza de táxons estimada para o QF foi de 24 (IC95% = 17,6-28,0), valor próximo à riqueza observada (23 táxons registrados).

Tabela 2: Tabela de resultados da seleção de modelos da Probabilidade de Ocupação em Multiescala, para os parâmetros de detecção (p), riqueza local (Θ) e riqueza regional (Ψ) de acordo com a abordagem *stepdown* (Lebreton et al. 1992) utilizada para avaliar as variáveis responsáveis por influenciar a riqueza e probabilidade de detecção de mamíferos terrestres de médio e grande porte no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, sudeste do Brasil. Os modelos mais bem ranqueados em cada uma das etapas estão em negrito e seguem o critério de $\Delta AICc \leq 2$ (Burnham and Anderson 2002).

PROBABILIDADE DE OCUPAÇÃO EM MULTIESCALA						
Modelando p						
Modelo	AICc	$\Delta AICc$	AICc Weights	Model Likelihood	N° Param.	Deviance
{Psi(status), Theta(CE+CR+F+mineração+areaurbana+estrada+uc), P(esforço)}	5549.67	0.000	0.999	1	12	5509.25
{Psi(status), Theta(CE+CR+F+mineração+areaurbana+estrada+uc), P(ano)}	5566.69	17.013	0.000	0.0002	13	5520.46
{Psi(status), Theta(CE+CR+F+mineração+areaurbana+estrada+uc), P(.)}	5568.16	18.485	0.000	0.0001	11	5532.96
Modelando Theta (Θ)						
Modelo	AICc	$\Delta AICc$	AICc Weights	Model Likelihood	N° Param.	Deviance
{Psi(status), Theta(CR), P(esforço)}	5539.46	0.000	0.535	1	6	5524.10
{Psi(status), Theta(F), P(esforço)}	5539.77	0.310	0.458	0.8563	6	5524.41
{Psi(status), Theta(CE+CR+F+mineração+areaurbana+estrada+uc), P(esforço)}	5549.67	10.208	0.003	0.0061	12	5509.25
{Psi(status), Theta(mineração), P(esforço)}	5550.86	11.399	0.001	0.0033	6	5535.50
{Psi(status), Theta(.), P(esforço)}	5555.53	16.065	0.000	0.0003	5	5543.22
{Psi(status), Theta(uc), P(esforço)}	5555.76	16.292	0.000	0.0003	6	5540.40
{Psi(status), Theta(CE), P(esforço)}	5557.11	17.650	0.000	0.0001	6	5541.75
{Psi(status), Theta(areaurbana), P(esforço)}	5558.28	18.815	0.000	0.0001	6	5542.92
{Psi(status), Theta(estrada), P(esforço)}	5558.48	19.017	0.000	0.0001	6	5543.12
Modelando Psi (Ψ)						
Modelo	AICc	$\Delta AICc$	AICc Weights	Model Likelihood	N° Param.	Deviance
{Psi(status), Theta(CR), P(esforço)}	5539.46	0.000	0.3610	1	6	5524.10
{Psi(status), Theta(F), P(esforço)}	5539.77	0.310	0.3090	0.856	6	5524.41
{Psi(.), Theta(CR), P(esforço)}	5540.89	1.428	0.1770	0.489	5	5528.58
{Psi(.), Theta(F), P(esforço)}	5540.20	1.738	0.1510	0.419	5	5528.89

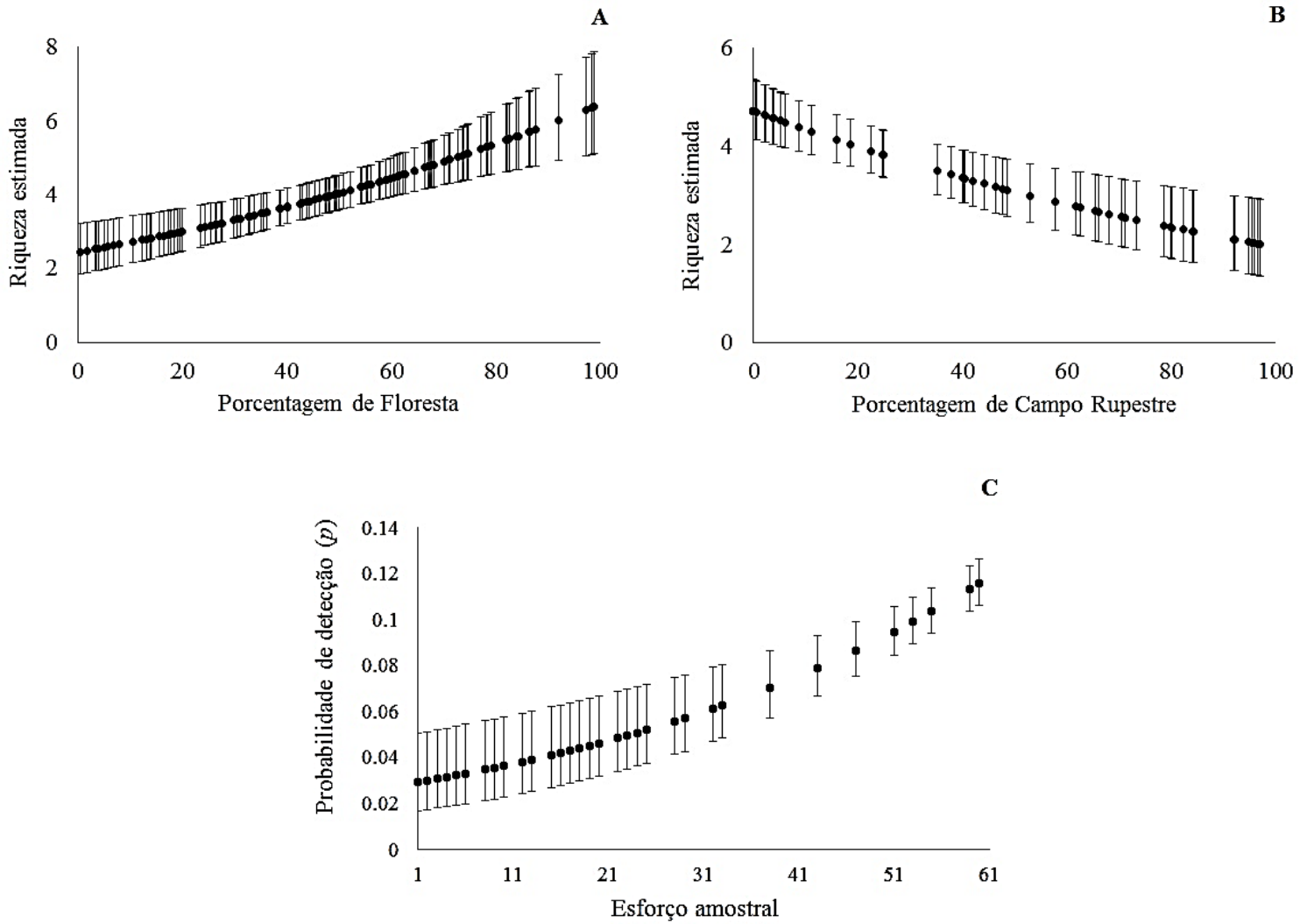


Figura 3: Influência da porcentagem de Floresta (A) e de Campo Rupestre (B) na riqueza estimada de mamíferos terrestres de médio e grande porte e influência do esforço amostral na probabilidade de detecção (C) desses animais registrados por armadilhas fotográficas no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, sudeste do Brasil. Calculamos a porcentagem de Floresta e Campo Rupestre por meio da métrica de paisagem PLAND no interior de um *buffer* de 1 km de raio ao redor de cada sítio amostral. Os pontos pretos representam cada sítio amostral e as barras verticais representam os limites superior e inferior do intervalo de confiança de 95%.

4. DISCUSSÃO

Conforme esperado, encontramos uma variação na composição de táxons de mamíferos terrestres entre os habitats CE, CR e F. O Índice de Jaccard revelou a formação de um grupo com maior aninhamento entre os habitats CE e CR, o que indica que os mesmos compartilham grande parte dos táxons encontrados. Por outro lado, ao comparar o grupo formado pelos habitats CE e CR com o habitat F observamos uma maior contribuição da substituição de táxons na dissimilaridade, diferentemente do esperado pela hipótese. Esses dados revelam que existem táxons específicos dos habitats CE e CR que não são encontrados em F e vice-versa. Por exemplo, *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) e *Lycalopex vetulus* (Lund, 1842) foram registrados somente em sítios amostrais de habitat CE e CR, enquanto *Dasyprocta leporina* (Linnaeus, 1758) foi registrada em sítios localizados somente em habitat F.

Essa dissimilaridade na composição de espécies de mamíferos entre os habitats pode ser explicada pelas características específicas das espécies, uma vez que as exigências de habitat de cada uma delas faz com que suas distribuições variem de acordo com a fitofisionomia da região amostrada (Andrén et al. 1997, Estavillo et al. 2013). Além disso, a distribuição de táxons e a permanência de suas populações podem ser afetadas pela heterogeneidade espacial da paisagem, definida pelas diferentes qualidades e posições de fragmentos de habitat (Kozakiewicz 1995). A interferência humana é o componente mais importante que contribui para distribuição de mamíferos no ambiente (Bogoni et al. 2016). Mudanças no uso do solo no QF quantificadas por Sonter e colaboradores (2014a), revelaram que o crescimento urbano, a expansão das minerações e plantações aumentaram a pressão de desmatamento na região. Essas mudanças favorecem o surgimento de um mosaico de fragmentos de habitats de diversos tamanhos e composições e, conseqüentemente, a divisão das espécies em subconjuntos de indivíduos (McCauley 1995).

A heterogeneidade de habitats é um importante elemento de variação na metacomunidade (Leibold and Chase 2017), uma vez que a disposição espacial dos fragmentos pode interferir na influência da dispersão de espécies na estrutura comunitária (Ims, 1995; Cottenie et al. 2003). Apesar da importância de processos neutros, os filtros ambientais e a capacidade de competição e dispersão em ambientes fragmentados se complementam para originar a diversidade de espécies no ponto de vista da metacomunidade (Bogoni et al. 2017). Sendo assim, a variedade de elementos naturais e humanos na paisagem do QF pode dificultar a dispersão entre os fragmentos de habitat, tornando-os mais isolados, aumentando então a

diversidade beta entre eles e, conseqüentemente, a diferença de composição de táxons, como encontrado neste estudo.

O modelo de Probabilidade de Ocupação em Multiescala revelou que o aumento da porcentagem de habitat F favorece o aumento da riqueza estimada, mas, por outro lado, o aumento da porcentagem de habitat CR diminui a riqueza estimada. Essa resposta contrária para cada habitat pode ser explicada pela diferença na composição de táxons encontrada pela PERMANOVA, uma vez que cada espécie responde diferentemente à variação de vegetação nativa dependendo do seu nível de especialização (Andrén et al. 1997). Por exemplo, Estavillo e colaboradores (2013) demonstraram que espécies especialistas em habitats florestais respondem mais à variação na quantidade de área nativa que espécies generalistas de habitat. Já Beca e colaboradores (2017) mostraram que uma maior diversidade e riqueza de mamíferos terrestres de médio e grande porte foi encontrada em paisagens com maiores índices de cobertura florestal.

Os Campos Rupestres são mosaicos complexos caracterizados pela presença de afloramentos rochosos e vegetação gramínea e arbustiva nos topos de montanhas que variam de 1.000 a 2.000 m (Jacobi and Carmo 2008, Fernandes et al. 2014). Essa fitofisionomia apresenta condições abióticas contrastantes com habitats de Floresta, como cobertura do solo pouco desenvolvida, grande intensidade de radiação ultravioleta e a temperatura do substrato varia diariamente, podendo chegar a 45°C (Jacobi and Carmo 2008). Essas condições podem ser extremas para alguns mamíferos terrestres, restringindo seu uso nesse habitat. Os afloramentos rochosos de ferro, denominados canga, são os principais alvos de mineração dos Campos Rupestres na região do QF, principalmente por meio de minas a céu aberto (Jacobi and Carmo 2008). Além da mineração, a pecuária tradicional também é uma atividade econômica presente e algumas raças de gado são criadas soltas (Almada et al. 2016), e potencialmente interagem com espécies silvestres. Durante os períodos de coleta em campo observamos que grande parte das áreas de CR estão associadas ao pasto, o que pode também prejudicar o uso por mamíferos silvestres nessas áreas e, conseqüentemente, diminuir a estimativa de riqueza nesse habitat.

A influência positiva do esforço amostral na probabilidade de detecção indica que a probabilidade de detecção aumenta proporcionalmente ao número de dias que as armadilhas fotográficas permaneceram funcionando dentro do período amostral. Apesar da padronização de 60 dias de amostragem, houve uma variação de esforço entre as armadilhas fotográficas devido a falhas mecânicas e problemas em relação às pilhas e cartões de memória. Algumas

dessas falhas foram reportadas como uma desvantagem do uso desses equipamentos por Cutler and Swann (1999) apesar de ser um dos métodos mais estabelecidos em estudos com mamíferos terrestres (Tobler et al. 2008). Dessa forma, é importante que estudos com armadilhas fotográficas considerem a possibilidade de variação de esforço amostral e sua influência nos resultados. Além disso, é importante que estudos que avaliam a riqueza de espécies considerem a detecção imperfeita para que não gerem estimativas enviesadas, principalmente em relação às espécies mais raras e que demandam estratégias de conservação específicas.

Na escala regional do QF, esperávamos encontrar uma riqueza menor de táxons ameaçadas em relação aos táxons não ameaçados mas, como o modelo nulo também obteve suporte, houve incerteza da influência do status de conservação na riqueza de táxons. Ou seja, é provável que tanto táxons ameaçados quanto táxons não ameaçados ocorram com a mesma probabilidade na região. Apesar disso, 12 táxons foram classificados em categorias de ameaça em pelo menos uma das referências bibliográficas utilizadas, sendo que seis deles não foram registrados neste estudo pelas armadilhas fotográficas (*Leopardus wiedii* (Schinz, 1821), *Myrmecophaga tridactyla* (Linnaeus, 1758), *Panthera onca* (Linnaeus, 1758), *Priodontes maximus* (Kerr, 1792), *Speothos venaticus* (Lund, 1842) e *Tayassu pecari* (Link, 1795)). Esse resultado pode ser um reflexo da dificuldade de detectar táxons ameaçados, uma vez que se encontram em baixa densidade populacional e apresentam menor probabilidade de ocorrência ao longo do QF. Isso indica que os táxons ameaçados ainda ocorrem na região, mas sofrem grandes ameaças devido às atividades humanas existentes no QF, o que demanda ainda mais estratégias voltadas para sua conservação. Os critérios utilizados pelo ICMBio na elaboração da Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (MMA 2014), baseada no método criado pela IUCN, são: ameaças à espécie, dados populacionais, distribuição geográfica, características que interferem nas respostas às alterações ambientais e estratégias de conservação existentes. Um estudo realizado por Cofré and Marquet (1999) destacou que a existência de mamíferos na América do Sul é garantida por meio da identificação de regiões de importância e da análise das ameaças de extinção e prioridades de conservação, sendo a última um processo dinâmico sem fim. É importante entender as diferentes ameaças para a elaboração de estratégias de conservação das espécies (Sandom et al. 2017).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo demonstrou a influência de aspectos da paisagem na estrutura da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte. Considerando as mudanças no padrão de uso e cobertura do solo causadas por atividades humanas, vários processos são responsáveis pela configuração dessa metacomunidade, como o aninhamento e substituição de espécies entre habitats encontrados neste estudo. Existe, então, uma necessidade de avaliar o papel dos remanescentes de habitats, principalmente em paisagens fragmentadas, para a elaboração de estratégias de conservação dessas espécies.

É importante ressaltar o papel dos Planos de Ação Nacional para espécies ameaçadas, um instrumento utilizado pelo ICMBio, que define e organiza ações para a conservação dessas espécies. Além deles, os Planos de Redução de Impactos à Biodiversidade causados por Atividades Antrópicas buscam entender as causas de ameaças para identificar medidas mitigatórias, a fim de conciliar as atividades humanas com a conservação. No Brasil, a conservação de mamíferos tem apresentado grande avanço, mas as ameaças às espécies também continuam crescendo. Dessa forma, os estudos de conservação devem acompanhar esse crescimento. A identificação de padrões e processos ecológicos que estruturam as comunidades, de áreas prioritárias para a conservação e das principais ameaças à cada espécie são fundamentais para garantir a persistência da diversidade biológica.

REFERÊNCIAS

- Almada E. D., F. C. Anaya, and F. T. Monteiro. 2016. The people of the mountains: The biocultural heritage of the Espinhaço Range in Minas Gerais State, Brazil. Pages 479-499 *Ecology and Conservation of Mountaintop grasslands in Brazil*.
- Altermatt, F., and M. Holyoak. 2012. Spatial clustering of habitat structure effects patterns of community composition and diversity. *Ecology* 93:1125–1133.
- Anderson, M. J., K. E. Ellingsen, and B. H. McArdle. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9:683–693.
- Anderson, M. J., and D. C. I. Walsh. 2013. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs* 83:557–574.
- Anderson, M. J., and T. J. Willis. 2003. Canonical analysis of principal coordinates: A useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology* 84:511–525.
- Andrén, H., A. Delin, and A. Seiler. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. *Oikos* 80:193–196.
- Andrews, P., and E. M. O'Brien. 2000. Climate, vegetation, and predictable gradients in mammal species richness in southern Africa. *Journal of Zoology* 251:205–231.
- Atmar, W., and B. D. Patterson. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96:373–382.
- August, P. V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64:1495–1507.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19:134–143.
- Baselga, A. 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography* 21:1223–1232.
- Baselga, A., and C. D. L. Orme. 2012. Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3:808–812.
- Beca, G., M. H. Vancine, C. S. Carvalho, F. Pedrosa, R. S. C. Alves, D. Buscariol, C. A. Peres, M. C. Ribeiro, and M. Galetti. 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation* 210:352–359.

- Bogoni, J. A., J. J. Cherem, E. L. H. Giehl, L. G. Oliveira-Santos, P. V. De Castilho, V. Picinatto Filho, F. M. Fantacini, M. A. Tortato, M. R. Luiz, R. Rizzaro, and M. E. Graipel. 2016. Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy* 97:713–725.
- Bogoni, J. A., M. E. Graipel, L. G. R. Oliveira-Santos, J. J. Cherem, E. L. H. Giehl, and N. Peroni. 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.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2003. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer Science & Business Media.
- Cadotte, M. W. 2006. Metacommunity influences on community richness at multiple spatial scales: A microcosm experiment. *Ecology* 87:1008–1016.
- Chase, J. M., and J. Bengtsson. 2010. Increasing spatio-temporal scales: metacommunity ecology. Pages 57–68 *Community Ecology: Processes, Models, and Applications*.
- Cofré, H., and P. A. Marquet. 1999. Conservation status, rarity, and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment. *Biological Conservation* 88:53–68.
- Costa, L. P., Y. L. R. Leite, S. L. Mendes, and A. D. Ditchfield. 2005. Mammal Conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19:672–679.
- Cottenie, K., E. Michels, N. Nuytten, and L. De Meester. 2003. Zooplankton metacommunity structure: Regional vs. Local processes in highly interconnected ponds. *Ecology* 84:991–1000.
- Cutler, T. L., and D. E. Swann. 1999. Using remote photography in wildlife ecology : review. *Wildlife Society Bulletin* 27:571–581.
- Drummond G. M., C. S. Martins, A. B. M. Machado, F. A. Sebaio, and Y. Antonini. 2005. Biodiversity in Minas Gerais. 2nd ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.
- Duarte, G. T., M. C. Ribeiro, and A. P. Paglia. 2016. Ecosystem services modeling as a tool for defining priority areas for conservation. *PLoS ONE* 11:e0154573.
- Echternacht, L., M. Trovó, C. T. Oliveira, and J. R. Pirani. 2011. Areas of endemism in the Espinhaço Range in Minas Gerais, Brazil. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 206:782–791.
- Estavillo, C., R. Pardini, and P. L. B. Da Rocha. 2013. Forest loss and the biodiversity threshold: An evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *PLoS ONE* 8:e82369.

- ESRI, 2014. ArcGIS v.10.2. URL: <http://www.esri.com/software/index.html>.
- Fernandes, G. W., N. P. U. Barbosa, D. Negreiros, and A. P. Paglia. 2014. Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. *Natureza e Conservacao* 12:162–165.
- Gascon, C., J. R. Malcolm, W. F. Laurance, T. E. Lovejoy, R. O. Bierregaard, P. C. Stouffer, H. L. Vasconcelos, Zimmerman, M. Tocher, and S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223–229.
- Gurmendi A. C. 2013. The Mineral Industry of Brazil. *Minerals Yearbook*. Volume 3. Brazil: U.S. Geological Survey.
- Holyoak, M., M. A. Leibold, and R. D. Holt. 2005. *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities*. University of Chicago Press.
- Hortal, J., K. A. Triantis, S. Meiri, E. Thébault, and S. Sfenthourakis. 2009. Island species richness increases with habitat diversity. *The American Naturalist* 174:E205–E217.
- Ims, R. A. 1995. Movement patterns related to spatial structures. Pages 85-109 *Mosaic landscapes and ecological processes*.
- IUCN. 2018. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-2. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 14 November 2018.
- Jacobi, C. M., and F. F. Carmo. 2008. The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. *Ambio* 37:324–326.
- Kozakiewicz, M. 1995. Resource tracking in space and time. Pages 136-148 *Mosaic landscapes and ecological processes*.
- Lebreton, J., K. P. Burnham, J. Clobert, and D. R. Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62:67–118.
- Legendre, P. 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 23:1324–1334.
- Legendre, P., D. Borcard, and P. R. Peres-Neto. 2005. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75:435–450.
- Leibold, M. A., and J. M. Chase. 2017. *Metacommunity Ecology*. Princeton University Press.

- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau, and A. Gonzalez. 2004. The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*. 7:601-613.
- Lima, F., G. Beca, R. L. Muylaert, C. N. Jenkins, M. L. L. Perilli, A. M. O. Paschoal, R. L. Massara, A. P. Paglia, A. G. Chiarello, M. E. Graipel, J. J. Cherem, A. L. Regolin, L. G. R. Oliveira Santos, C. R. Brocardo, A. Paviolo, M. S. Di Bitetti, L. M. Scoss, F. L. Rocha, R. Fusco-Costa, C. A. Rosa, M. X. Da Silva, L. Hufnagell, P. M. Santos, G. T. Duarte, L. N. Guimarães, L. L. Bailey, F. H. G. Rodrigues, H. M. Cunha, F. M. Fantacini, G. O. Batista, J. A. Bogoni, M. A. Tortato, M. R. Luiz, N. Peroni, P. V. De Castilho, T. B. Maccarini, V. P. Filho, C. De Angelo, P. Cruz, V. Quiroga, M. E. Iezzi, D. Varela, S. M. C. Cavalcanti, A. C. Martensen, E. V. Maggiorini, F. F. Keesen, A. V. Nunes, G. M. Lessa, P. Cordeiro-Estrela, M. G. Beltrão, A. C. F. De Albuquerque, B. Ingberman, C. R. Cassano, L. C. Junior, M. C. Ribeiro, and M. Galetti. 2017. ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America. *Ecology* 98:2979.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, and J. E. Hines. 2017. *Occupancy Estimation and Modeling. Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring of biological diversity*. Page Blackwell Science.
- McCauley, D. E. 1995. Effects of population dynamics on genetics in mosaic landscapes. Pages 178-198 *Mosaic landscapes and ecological processes*.
- McGarigal, K. 2015. FRAGSTATS help. Documentation for FRAGSTATS, 4.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, and E. Ene. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. URL: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- McGarigal, K., and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p, 351.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2014. Lista Nacional Oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. Diário Oficial da União.

- Mouillot, D., N. A. J. Graham, S. Villéger, N. W. H. Mason, and D. R. Bellwood. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution* 28:167–177.
- Newkirk, E. S. 2016. CPW Photo Warehouse. Colorado Parks and Wildlife, Fort Collins, Colorado, USA. URL: <http://cpw.state.co.us/learn/Pages/ResearchMammalsSoftware.aspx>.
- Nichols, J. D., L. L. Bailey, A. F. O’Connell Jr, N. W. Talancy, E. H. Campbell Grant, A. T. Gilbert, E. M. Annand, T. P. Husband, and J. E. Hines. 2008. Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. *Journal of Applied Ecology* 45:1321–1329.
- Oksanen, A. J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. Mcglinn, and E. Szoecs, 2018. Package “vegan” (version 2.4-6).
- 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/>.
- Ribeiro, J. F., and B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. Pages 89–166 *Cerrado Ambiente e Flora*.
- Ricklefs, R. E. 2008. Disintegration of the Ecological Community. *The American Naturalist* 172:741–750.
- Sandom, C. J., J. Williams, D. Burnham, A. J. Dickman, A. E. Hinks, E. A. Macdonald, and D. W. Macdonald. 2017. Deconstructed cat communities: Quantifying the threat to felids from prey defaunation. *Diversity and Distributions* 23:667–679.
- Silva, F. R. 2007. A paisagem do Quadrilátero Ferrífero, MG: Potencial para o uso turístico da sua geologia e geomorfologia. M. Sc, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte.
- Sonter, L. J., D. J. Barrett, and B. S. Soares-Filho. 2014a. Offsetting the impacts of mining to achieve no net loss of native vegetation. *Conservation Biology* 28:1068–1076.
- Sonter, L. J., D. J. Barrett, B. S. Soares-Filho, and C. J. Moran. 2014b. Global demand for steel drives extensive land-use change in Brazil’s Iron Quadrangle. *Global Environmental Change* 26:63–72.
- Spier, C. A., S. M. B. de Oliveira, and C. A. Rosière. 2003. Geology and geochemistry of the Águas Claras and Pico Iron Mines, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. *Mineralium Deposita* 38:751–774.

- Srbek-araujo, A. C., and A. G. Chiarello. 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Revista Brasileira de Zoologia* 24:647–656.
- Stein, A., K. Gerstner, and H. Kreft. 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters* 17:866–880.
- Talamoni, S. A., B. D. Amaro, D. A. Cordeiro-Júnior, M. Carlos Eduardo, and A. Maciel. 2014. Mammals of Reserva Particular do Patrimônio Natural Santuário do Caraça, state of Minas Gerais, Brazil. *Check List* 10:1005–1013.
- Tobler, M. W., S. E. Carrillo-Percegui, R. Leite Pitman, R. Mares, and G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169–178.
- Vellend, M. 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology* 85:183–206.
- Wagner, H. H., and M. J. Fortin. 2005. Spatial analysis of landscapes: Concepts and synthesis. *Ecology* 86:1975–1987.
- White, G. C., and K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46, S120–S139. doi:10.1080/00063659909477239
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30:279–338.
- Zimbres, B., C. A. Peres, and R. B. Machado. 2017. Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. *Biological Conservation* 206:283–292.