

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS - UNIFAL

ANA RAÍSSA CUNHA COSTA

**EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A OCORRÊNCIA E
FREQUÊNCIA DE MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS DE FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Alfenas/MG
2016

ANA RAÍSSA CUNHA COSTA

**EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A OCORRÊNCIA E
FREQUÊNCIA DE MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS DE FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração Fragmentação Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Rogério Grassetto Teixeira da Cunha

Co-Orientador: Prof. Dr. Marcelo Passamani

Alfenas/MG
2016

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal de Alfenas

Costa, Ana Raissa Cunha.

Efeito da estrutura da paisagem sobre a ocorrência e frequência de mamíferos em fragmentos de floresta estacional semidecidual / Ana Raissa Cunha Costa. -- Alfenas - MG, 2016.

45 f.

Orientador: Rogério Grassetto Teixeira da Cunha.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) -
Universidade Federal de Alfenas, 2016.

Bibliografia.

1. Pastagem - Manejo. 2. Animais das florestas tropicais. 3. Mata Atlântica. I. Cunha, Rogério Grassetto Teixeira da. II. Título.

CDD-577.3



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós-graduação – Ecologia e Tecnologia Ambiental

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação) / (35) 3299-1392 (Secretaria)
<http://www.unifal-mg.edu.br/ppgca/>



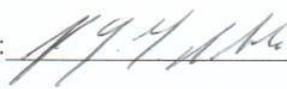
ANA RAÍSSA CUNHA COSTA

“Efeito da estrutura da paisagem sobre a ocorrência e frequência de mamíferos em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual”.

A Banca julgadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Área de Pesquisa: Meio Ambiente Sociedade e Diversidade Biológica.

Aprovada em: 27 de janeiro de 2016.

Prof. Dr. Rogério Grassetto Teixeira da
Cunha

Assinatura: 

Instituição: UNIFAL - MG

Prof. Dr. Nelson Henrique de Almeida
Curi

Assinatura: 

Instituição: UFLA

Profa. Dra. Érica Hasui

Assinatura: 

Instituição: UNIFAL - MG

Dedico à minha família e amigos pelo apoio nesta etapa concluída.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pela vida e por me capacitar a fazer este estudo.

À Universidade Federal de Alfenas pela oportunidade oferecida.

Agradeço ao apoio financeiro concedido pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG).

À Coordenação do Curso de Pós-Graduação de Ecologia e Tecnologia Ambiental pela política e incentivo à produção acadêmica.

Ao Prof^o Dr. Rogério Grassetto Teixeira da Cunha, orientador, pela confiança, atenção, pelos conhecimentos repassados, pela disposição de sempre me ajudar quando precisei, principalmente por ter acreditado em mim quando fui procurá-lo para iniciar o mestrado.

Ao Prof^o Dr. Marcelo Passamani, co-orientador, pelo aceite de me auxiliar nesse estudo, pela confiança depositada, pela troca de conhecimentos, sugestões e pela recepção em Lavras.

Ao Laboratório de Ecologia de Fragmentos Florestais (ECOFRAG), aos professores que me ajudaram com sugestões sempre construtivas. À Julieta, que sempre me salvou nos meus apuros, me ajudando a conseguir materiais e pela oportunidade de fazer parte do EducAmbiental, que é uma área que sou apaixonada. Aos funcionários dos serviços gerais, em especial à Denise, sempre acolhedora e prestativa, sempre que precisei nunca me deixou na mão. Aos motoristas que acompanharam os campos, sempre dispostos e fazendo com que as saídas de campo fossem sempre agradáveis. Aos proprietários das áreas rurais, que gentilmente abriram as portas pra que este trabalho fosse realizado.

Agradeço imensamente minha família, que me dá toda a base pra que eu continue a crescer, sempre me incentivando e sendo positiva. À minha mãe, que se desdobra em duas pra que eu possa alcançar meus objetivos e por estar sempre atenta às minhas necessidades, o meu amor sempre será incondicional. Aos meus avós, Waldomiro e Lúcia, pelo apoio, amor e exemplo.

Ao meu “paidrasto” Nivaldo, pelo amor e apoio sem medir esforços. Às minhas tias, Vanessa, Karina, Giseli e meu irmão, Bruno, pelos conselhos, apoio, amor, por sempre estarem prontos a me ajudar quando preciso. Ao meu pai, por ter olhado e orado por mim mesmo longe. No geral a todos os meus amigos, que estavam comigo nos altos e baixos ao longo desses 2 anos, foram essenciais nessa caminhada. Alguns claro que se destacam, como minhas “irmãs”, Pollyane e Tália, quero dizer que vocês são pilares na minha vida. Juceli, você não soltou minha mão em nenhum momento, sua paz me trouxe paz, te amo e admiro muito, obrigada por todos os abraços e conselhos, você mora no meu coração. Edimar, as palavras aqui não

cabem de como eu tenho que te agradecer, pelas sugestões, pelas super críticas, pelo incentivo, apoio, pelos puxões de orelha, por todas as vezes que me recebeu na sua casa, sempre com muito carinho e muitas risadas, te amo. Aos meus amigos de Botucatu, do NEBECC, em especial, Thiago (Cabelo), Paloma (Palomita) e Geslaine (Gês), que mesmo longe torcem por mim, cresci muito com vocês. E agradeço muito meus companheiros de campo, Juceli, Edimar, Guilherme, Ana Vianna, Davi, obrigada pela companhia e por sempre irem comigo quando ninguém mais podia, e principalmente agradeço ao André, que abraçou a causa, e me acompanhou nos campos, nas subidas e decidas, abrindo trilhas e sempre positivo, me incentivando a continuar quando as pernas pareciam não ter forças mais, de coração eu sou eternamente grata a todos vocês.

RESUMO

A fragmentação da paisagem acarreta na diminuição da abundância, riqueza e diversidade de animais por meio de diversos processos. Entre eles está a influência na movimentação entre os remanescentes florestais através das matrizes, formadas durante o processo de fragmentação, sendo a matriz de pasto a mais inóspita por ser um ambiente pouco heterogêneo e estruturalmente o mais distinto do ambiente florestal. No entanto, mesmo um tipo específico de matriz, como as pastagens, apresenta variação em suas características, podendo esta variação influenciar na movimentação animal, como a densidade de árvores isoladas. Este trabalho teve como objetivo testar se a heterogeneidade da paisagem e densidade de árvores isoladas em matriz de pasto influencia na movimentação de médios e grandes mamíferos. Testamos as hipóteses de que tanto a densidade de árvores isoladas em matriz de pastagem quanto a heterogeneidade desta matriz influenciam positivamente a riqueza de mamíferos de médio e grande porte na paisagem como um todo. Para testar esta hipótese, monitoramos a movimentação de mamíferos por meio de armadilhas fotográficas, dispostas em pares dentro dos fragmentos e fora de fragmentos em 8 paisagens. Nas oito paisagens amostradas foram encontradas 14 espécies de mamíferos de médio e grande porte, distribuídas em 7 ordens e 10 famílias. No entanto, não foi encontrada relação entre o número de matrizes diferentes e árvores isoladas sobre a riqueza total de mamíferos na paisagem. Este trabalho sendo o primeiro a fazer o registro de mamíferos de médio e grande porte é de suma importância, para que ações sejam tomadas na preservação desses fragmentos de habitats.

Palavras-chave: Matriz. Mastofauna. Mata Atlântica. Conectividade. Fragmentação.

ABSTRACT

The landscape fragmentation causes to decrease of abundance, richness and diversity of animals through various processes. Among them is the influence on the movement of the remaining forests through the matrices formed during the fragmentation process, and the pasture matrix the most inhospitable for being a little heterogeneous environment and structurally the most distinguished of the forest environment. However, even a particular type of matrix, such as pasture, has variations in its characteristics, and this variation can influence the moving animal, such as isolated trees density. This study had as objective to test whether the heterogeneity of the landscape and density of isolated trees in pasture matrix influences the movement of medium and large mammals. We tested the hypothesis that both the density of isolated trees in pasture matrix as the heterogeneity of this matrix positively influences the wealth of medium and large mammals in the landscape as a whole. To test this hypothesis, we monitor the movement of mammals by camera traps arranged in pairs within and outside of the fragments in 8 landscapes. The eight sampled landscapes were found 14 species of medium and large mammals, distributed in 7 orders and 10 families. Conversely, no relationship was found between the number of different arrays and isolated trees on total wealth of mammals in the landscape. Because this work is the first to make the registration of medium and large mammals, it becomes very important, so that actions are taken to preserve these habitats fragments.

Key-words: Matrix. Mammal. Atlantic forest. Conectivity. Fragmentation.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 –	Mapa de Minas Gerais com destaque nas paisagens que foram estudadas	23
FIGURA 2 –	Gráfico da regressão linear simples, relação entre o número de matrizes diferentes (heterogeneidade da paisagem) presentes em um <i>buffer</i> de 2,82 km ² e a riqueza total de mamíferos na paisagem	25
FIGURA 3 –	Gráfico da regressão linear simples, relação entre a densidade de árvores isoladas e a riqueza total de mamíferos na paisagem	26
FIGURA 4 –	Curva de acumulação de espécies para as paisagens de Floresta de Mata Atlântica Estacional Semidecidual, e seus intervalos de confiança 95%, mostrando o número de espécies observadas em relação aos 60 dias amostrados (número de amostras)	26
FIGURA 5 –	Mamíferos nativos indentificados com armadilhas fotográficas nos fragmentos no entorno de Alfenas, MG. A. <i>Sylvilagus brasiliensis</i> ; B . <i>Myrmecophaga tridactyla</i> ; C. <i>Tamandua tetradactyla</i> ; D. <i>Cuniculus paca</i> ; E. <i>Nasua nasua</i> ; F. <i>Cerdocyon thous</i> ; G. <i>Chrysocyon brachyurus</i> ; H. <i>Leopardus guttulus</i>	28
FIGURA 6 -	Mamíferos nativos indentificados com armadilhas fotográficas nos fragmentos no entorno de Alfenas, MG. I. <i>Leopardus pardalis</i> ; J. <i>Puma concolor</i> ; K. <i>Eira barbara</i> ; L. <i>Mazama americana</i> ; M. <i>Sapajus nigrurus</i> ; N. <i>Dasypus sp.</i>	29

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Classificação das pastagens das paisagens: municípios, coordenadas dos locais de pastagem, densidade de árvores em pastagem e heterogeneidade da paisagem	23
TABELA 2 – Lista de espécies de mamíferos de médio e grande porte Encontradas nas paisagens de Floresta Estacional Semidecidual do bioma Mata Atlântica, no entorno da cidade de Alfenas, MG, táxons, nome popular e paisagens (pasto/fragmento)	27
TABELA 3 – Lista das paisagens e sua respectiva riqueza	29

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2.	REVISÃO DA LITERATURA	14
2.1	Fragmentação Florestal	14
2.2	Ocorrência de mamíferos de médio e grande porte na paisagem	17
2.3	Armadilhas Fotográficas	19
3	OBJETIVOS.....	21
4	MATERIAIS E MÉTODOS	21
4.1	Área de Estudo	21
4.2	Amostragem	24
4.3	Análise dos dados	24
5	RESULTADOS	25
6	DISCUSSÃO	30
	REFERÊNCIAS	36

1 INTRODUÇÃO

O conjunto das alterações provocadas pelo homem em grandes áreas naturais que resultam na formação de manchas menores de habitat, geralmente isoladas e imersas em uma paisagem de modificada, conhecida como matriz é um processo denominado de fragmentação (WILCOVE *et al.*, 1998). Três tipos de ambientes compõem a estrutura da paisagem resultante deste processo: manchas (fragmentos, áreas florestais), corredores ecológicos e matrizes (FORMAN; GODRON, 1986; OPDAM *et al.*, 1993).

A matriz é definida como o ambiente que recobre a maior proporção da paisagem (FORMAN, 1995; METZGER, 2001) e, para muitos locais atualmente, é composta de usos humanos da paisagem, muitas vezes pouco heterogêneos (como a pastagem e monoculturas) e normalmente muito distintos do habitat original (DAVIES *et al.* 2001; LINDENMAYER; FRANKLIN, 2002).

As matrizes podem ser utilizadas pelos animais como refúgio, como alternativa na busca de alimento e fuga por algumas espécies (BUREL *et al.* 1998), ou até mesmo servir de habitat para outras (CARYL *et al.* 2012; KENNEDY *et al.* 2010).

No entanto mesmo para a maioria das espécies florestais, elas são como um filtro seletivo sobre a movimentação entre fragmentos de habitat, podendo influenciar a movimentação dos animais, por ser um ambiente distinto do original e por ser um ambiente pouco heterogêneo (MAGRACH *et al.* 2012; METZGER; DECAMPS, 1997; RIES *et al.*, 2004).

Uma paisagem heterogênea é caracterizada por conter vários tipos de ambientes, com características de solo, topografia, microclima e formação vegetal (CERQUEIRA *et al.*, 2003; LAW; DICKMAN, 1998).

Entretanto, como existem tipos diferente de matrizes, eles variam muito em sua estrutura e composição, apresentando diferentes graus de interferência na movimentação (MAGRACH *et al.*, 2012; METZGER; DECAMPS, 1997). Devido às suas próprias características estruturais, a pastagem é a matriz mais inóspita para espécies florestais, por sua vegetação ser estruturalmente simples (RIES *et al.*, 2004).

Além disto, por seu microclima, expõe os animais que se movimentam por ela ao aumento da ação do vento, altas temperaturas, maior incidência de a luz solar (radiação ultravioleta), umidade relativa do ar mais baixa (DAVIES-COLLEY *et al.*, 2000; REDDING

et al., 2003). Por fim, nas pastagens os animais também podem ser alvo de predadores mais facilmente (BANCROFT *et al.*, 2008; DENOEL *et al.*, 2005; HAYES *et al.*, 2002; PREEST).

No entanto, as matrizes de pasto não são todas iguais, podendo diferenciar-se pelo tipo de vegetação, pela ocorrência e densidade de árvores isoladas e pelo grau de agregação destas, dentre outros fatores (AGRONLINE, 2016).

Tais diferenças podem interferir na movimentação de mamíferos pelas pastagens e alguns trabalhos se referem às vantagens da utilização de “stepping – stones”, cercas-vivas, quebra-ventos e árvores isoladas que podem promover a conectividade para a permanência ou passagem da fauna pela matriz (LAURENCE, 2004; PERFECTO *et al.*, 1996).

Existem muitos trabalhos que caracterizam a presença de árvores isoladas no aumento na chuva de sementes e como pontos de parada, refúgio, forrageio e nidificação para aves (DUNN, 2000; GUEVARA; LABORDE, 1993; HARVEY, 2000; LUCK; DAILY, 2003). Mas não existem trabalhos que relacionam a presença de árvores isoladas com a movimentação de mamíferos pelo pasto.

Desta forma, compreender os efeitos da estrutura da paisagem sobre a movimentação animal possui uma forte importância para a conservação das espécies. Assim, este trabalho objetiva analisar efeitos das características da paisagem sobre a movimentação de mamíferos silvestres.

Testamos a hipótese de que tanto a densidade de árvores isoladas em matriz de pastagem quanto a heterogeneidade desta matriz influenciam positivamente a riqueza de mamíferos de médio e grande porte na paisagem como um todo.

2 REVISÃO DA LITERATURA

O presente trabalho aborda como referencial teórico a fragmentação florestal, movimentação de mamíferos de médio e grande porte e o uso de armadilhas fotográficas.

2.1 Fragmentação Florestal

Atualmente, a perda de habitats e a fragmentação são, em conjunto, a maior ameaça à biodiversidade, estando associadas ao desenvolvimento econômico, o qual tende a aumentar a quantidade de áreas cultivadas e urbanas, e também a densidade populacional e da malha rodoviária (COSTA *et al.*, 2005).

A fragmentação é o processo pelo qual um hábitat contínuo é dividido em manchas menores e isoladas, ocorrendo quando uma parte significativa de um hábitat é removida, resultando em uma paisagem abrangendo pequenas manchas de ecossistemas naturais, separadas por um ambiente distinto, denominado matriz, que pode ser agropecuária, silvicultura, de mineração ou relacionada a outros usos do solo (CERQUEIRA, 2003)

As consequências da fragmentação podem ser divididas em dois processos: O primeiro corresponde à própria modificação do habitat, que pode ocorrer por divisão ou redução direta de uma área natural e o segundo caracteriza-se pela alteração da biodiversidade causada pelos efeitos do primeiro processo (FERNANDEZ, 1997).

Podem ser caracterizados em dois efeitos: físicos e biológicos, os efeitos físicos caracterizam-se pelo aumento da exposição das margens do fragmento à ação do vento, de temperaturas elevadas e da radiação solar, com diminuição da umidade do ar, e os biológicos são as alterações sofridas na estrutura das comunidades do fragmento remanescente, por exemplo, redução da abundância em populações de espécies mais sensíveis e o contrário em espécies mais tolerantes (ex.: espécies invasoras) (MURCIA, 1995).

Murcia (1995) divide ainda os efeitos biológicos em diretos e indiretos. Os primeiros são aqueles causados pelas mudanças físicas na borda do fragmento, sujeitando as espécies à dessecação, ação direta do vento, influenciando no seu crescimento e os efeitos indiretos são mudanças nas interações entre as espécies, como predação, parasitismo, competição, herbivoria, polinização biológica e na dispersão de sementes.

Além disso, no ambiente de transição entre matriz/fragmento, a perda de habitat pode comprometer também na taxa de crescimento populacional (BASCOMPTE *et al.*, 2002), as interações interespecíficas (TAYLOR; MERRIAM, 1996), o sucesso na dispersão (BÉLISLE *et al.*, 2001) e o comprimento e a diversidade da cadeia trófica (DOBSON *et al.*, 2006; KOMONEN *et al.*, 2000).

Quaisquer que sejam os tipos de efeitos, de uma maneira geral a conversão da paisagem natural em áreas antropizadas, pela retirada da vegetação nativa pode diminuir o número de reprodutores, principalmente nas áreas de menor tamanho e mais isoladas, tornando a população vulnerável aos efeitos da deriva genética, à depressão endogâmica (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; WILSON, 1994), à extinção local de populações em médio e longo prazo (CERQUEIRA *et al.*, 2003; HERO; RIDGWAY, 2006) e isto pode ocorrer por uma combinação de causas estocásticas ou determinísticas (SHAFFER, 1981; SHAFFER; SAMSOM, 1985).

Shaffer (1981) identificou os aspectos estocásticos que interferem na probabilidade de extinção como demográficos, genéticos, ambientais e catástrofes.

A estocasticidade demográfica corresponde às mudanças aleatórias no tamanho da população, que varia ao acaso por flutuações naturais nas taxas de morte e nascimento (GILPIN; SOULÉ, 1986; MacARTHUR; WILSON, 1967). Estas variações aumentam o risco de extinção em populações pequenas em relação à população inicial (MacARTHUR; WILSON, 1967).

Em termos genéticos, a fragmentação tende a dividir as populações das espécies do habitat original em diversas populações nos fragmentos remanescentes, as quais guardam da população inicial apenas uma amostra do conjunto gênico inicial (gargalo genético), isolando-os geneticamente (BARRET; KOHN, 1991; CHARLESWOTH; CHARLESWOTH, 1987; SOUZA, 1997; YOUNG *et al.*, 1996).

Este processo aumenta a probabilidade de perda de alelos, mais comumente os raros, devido à deriva genética, se a população que se mantém no fragmento continuar isolada por sucessivas gerações (ELLSTRAND; ELLAN, 1993). Essas populações remanescentes ficam também mais susceptíveis à endogamia, por haver nos fragmento uma menor quantidade de indivíduos disponíveis para cruzamento (SOUZA, 1997). Quanto menor a população remanescente, maior a perda da variabilidade genética (ELLSTRAND; ELLAN, 1993).

A perda de heterozigosidade através da deriva genética e endogamia referem-se à estocasticidade genética (LANDER, 1988; SHAFFER, 1981). A perda de heterozigosidade por deriva genética e endogamia pode reduzir a capacidade de adaptação de populações

remanescentes em longo prazo, quando ocorre um cruzamento endogâmico há uma maior probabilidade de alelos recessivos deletérios se combinarem, e sua prole pode sofrer uma “depressão endogâmica”, resultando na extinção da espécie por limitar a capacidade de resposta da população remanescente às mudanças resultantes da ação de forças seletivas (CHARLESWORTH; CHARLESWORTH, 1987; ENGLAND *et al.*, 2002; TEMPLETON *et al.*, 1990).

A estocasticidade ambiental refere-se tanto às variações nas condições climáticas locais e que podem levar estas populações à extinção (GOODMAN, 1987), quanto à ocorrência de catástrofes (inundações, fogo, erupções vulcânicas locais), que eliminam populações em áreas restritas.

As causas determinísticas ocorrem pela perda de elementos fundamentais para a sobrevivência da população como espaço, abrigo e alimento (HARRISON, 1991).

Outra consequência que afeta as populações que permanecem nos fragmentos florestais, principalmente os indivíduos que ocorrem nas áreas mais externas, é o efeito de borda, que pode ser definido como uma abrupta mudança ambiental que altera a estrutura da biota e do meio abiótico na periferia do fragmento (área de transição entre a matriz e o remanescente) (AGUIAR *et al.*, 1998; FORMAN; GORDON 1986, MURCIA, 1995).

Diferentes fatores potencializam o efeito de borda, como a ação direta dos ventos, incidência de luminosidade, fogo, invasão de animais exóticos (SIMBERLOFF, 1993), domésticos e também de plantas generalistas (SCARIOT *et al.*, 2003). Estes fatores podem fazer com que o ambiente no entorno imediato do fragmento se torne inóspito para muitas populações que ali habitam (SCARIOT *et al.*, 2003).

O efeito borda pode também influenciar na movimentação dos indivíduos da periferia do remanescente para a matriz, esta migração pode ser causada pela diminuição de recursos dentro do fragmento (FAHRIG, 2002). Essa movimentação pela matriz aumenta a mortalidade das espécies, pois as condições desse ambiente são potencialmente desfavoráveis (FAHRIG, 2002).

Todas as consequências, diretas e indiretas, fazem constatar que a fragmentação comporta consequências como o isolamento (TURNER, 1996), levando à diminuição da biodiversidade, com perda de espécies, principalmente as raras e ameaçadas de extinção, ocasionadas pela redução das populações (OLIVEIRA *et al.*, 2004), levando, em última instância à simplificação e homogeneização biótica entre os fragmentos (OLIVEIRA *et al.*, 2004).

2.2 Ocorrência de mamíferos de médio e grande porte na paisagem

A matriz é o conjunto de ambientes modificados que cercam os remanescentes de habitat natural em uma paisagem fragmentada (RICKETTS, 2001). A matriz que ocorre entre os remanescentes, dependendo de suas características e qualidade, facilita, dificulta ou impede a movimentação das diferentes espécies, podendo até servir de habitat alternativo para indivíduos que anteriormente ocupavam a floresta (ESTRADA *et al.*, 1993; MALCOLM, 1997; MEDELLIN; EQUIHUA, 1998).

Alguns animais podem assim mudar seu hábito de movimentação, permanência e a forma como se distribuem espacialmente pela paisagem, dependendo do tipo de matriz (HAYNES; CRONIN, 2006; ZOLLNER; LIMA, 2005). Assim, conforme o tipo de vegetação ou o ambiente que circunda os fragmentos, a movimentação entre eles pode ser facilitada ou não, e isto tem grande importância sobre uma metapopulação em uma paisagem fragmentada (METZGER; DECAMPS, 1997; TAYLOR *et al.*, 1993). Desta forma, a permanência das populações nos fragmentos é fortemente influenciada pelas matrizes de entorno (FAHRIG; MERRIAM, 1985; HANSKI; GILPIN, 1991; RICKETTS, 2001).

Por exemplo, por possuírem recursos geralmente diferentes em relação aos habitats naturais (remanescentes), as matrizes podem afetar negativamente a presença de algumas espécies, como as mais especialistas, que não se deslocam com sucesso por elas, e espécies generalistas acabam por adentrar no fragmento aumentando no remanescente o risco de predação, aumento das doenças advindas do parasitismo e a extinção de algumas espécies (ANDRÉN, 1992; MAGRACH *et al.*, 2012; THAMM *et al.*, 2009).

Assim, fatores que influenciam na movimentação dos animais de um fragmento a outro pelas matrizes são classificados em intrínsecos, como tamanho do corpo, capacidade perceptual etc., (sendo a capacidade perceptual a distância em que o indivíduo percebe manchas de habitat) e extrínsecos (ex. características da paisagem, variáveis ambientais) (ZOLLNER; LIMA, 1999).

Porém, a maior parte do que se entende sobre os fatores extrínsecos e intrínsecos que influenciam no deslocamento das espécies na matriz, foi obtida através de estudos experimentais com pequenos mamíferos na Mata Atlântica (CROUZEILLES *et al.*, 2010).

No entanto, a capacidade de uma determinada espécie mover-se pela paisagem alterada (matriz) é avaliada por meio da conectividade, que abrange aspectos da paisagem (conectividade estrutural) e da espécie (conectividade funcional) (TISCHENDORF; FAHRIG,

2000). A conectividade estrutural é definida pela conexão física entre os habitats, e pode ser medida por meio da estrutura da paisagem, não dependendo de nenhuma característica das espécies interessadas (COLLINGE; FORMAN, 1998).

Avalia-se a conectividade estrutural por algumas medidas, como a distância entre os fragmentos e a densidade e complexidade dos corredores ecológicos (KINDLMANN; BUREL, 2008) e “*stepping stones*” (áreas pequenas de vegetação, comparadas aos fragmento) (METZGER, 1999; METZGER; DÉCAMPS, 1997).

Já o conceito funcional de conectividade considera claramente as respostas comportamentais de um organismo aos elementos existentes na paisagem envolvendo, portanto, situações em que os organismos se arriscam pela matriz (não habitat) (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000).

Em algumas circunstâncias pode haver conectividade funcional, mas não estrutural (espécies são capazes de percorrer a matriz, mesmo na ausência de ligação física ou de trampolins ecológicos entre os remanescentes), ocorrendo também o oposto (TAYLOR *et al.*, 2006; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000; VOGT *et al.*, 2009; WITH, 1997), fazendo com que a resposta às características da paisagem em termos de movimentação seja espécie-específica (TISHENDORF; FAHRIG, 2000).

Analisando as características da matriz obtêm-se informações sobre a conectividade estrutural que influenciam na movimentação dos animais, como sua heterogeneidade, sendo evidenciado em trabalhos que relatam populações de animais que podem diminuir ou tendem a desaparecer dos remanescentes quando evitam se movimentar pela matriz, em oposição àqueles que se arriscam na matriz, cujas populações permanecem estáveis ou aumentam (GASCON *et al.*, 1999).

Matrizes heterogêneas podem facilitar a movimentação dos indivíduos entre os fragmentos, aumentando sua conectividade funcional (RICKETTS, 2001). Elas podem ser usadas como alternativas de abrigo, possuir disponibilidade de recursos alimentares semelhantes aos encontrados na floresta (CARYL *et al.* 2012; CAULA *et al.*, 2008; FORMAN; GORDON, 1981; ; KENNEDY *et al.*, 2010; PERFECTO; VANDERMEER, 2002; ROCHA *et al.*, 2011).

Assim vários comportamentos em resposta a conectividade estrutural passam a ser compreendidos, como a propensão da espécie em atravessar a matriz (*gap crossing*) (AWADE; METZGER 2008; VOGT *et al.* 2009), de ultrapassar barreiras (KINDLMANN ; BUREL, 2008), a permeabilidade da matriz (RICKETTS 2001; TAYLOR *et al.* 2006), a taxa de movimento entre os fragmentos (BOWNE ; BOWERS 2004, TAYLOR *et al.* 2006), do

tempo gasto, custo da movimentação e causas eventuais envolvidas nessa movimentação (BÉLISLE, 2005; TISHENDORF; FAHRIG, 2000; ZOLLNER; LIMA, 1999, 2005).

Assim, para facilitar o deslocamento de animais entre fragmentos, uma alternativa é a utilização de corredores ecológicos (faixas de vegetação linear que ligam fragmentos próximos) e *stepping stones* ou trampolins ecológicos (agregações de árvores dispersas pela matriz que podem servir de paradas e refúgios durante o deslocamento (PERAULT; LOMOLINO, 2000). Mesmo sendo elementos estruturalmente semelhantes ao habitat, observou-se que eles são utilizados pelos animais com maior intensidade quando estão inseridos em matrizes de melhor qualidade, ou seja, matrizes heterogêneas (PERAULT; LOMOLINO, 2000).

Dados sobre a conectividade funcional podem ser difíceis de serem quantificados e registrados devido à baixa quantidade de métodos que analisam o movimento dos animais no contexto espacial (BOWNE ; BOWERS, 2004; LAMBECK, 1997; VOGT *et al.* 2009).

2.3 Armadilhas Fotográficas

Uma armadilha fotográfica é basicamente uma câmera, que pode ser analógica ou digital, programada para disparar/ capturar uma imagem quando um animal passa no seu campo de abertura e aciona o sensor de movimento.

Os primeiros registros utilizando armadilhas fotográficas foram na década de 1920 (CHAPMAN, 1927), mas a maioria dos estudos é recente, a partir de 1970 (CUTLER; SWANN, 1999; KARANTH; NICHOLS, 1998; LAURANCE; GRANT, 1994; SAVIDGE; SEIBERT, 1988).

Estudos com vários objetivos podem ser feitos com uso de armadilhas fotográficas, como de populações, riqueza, abundância, distribuição, comportamento, densidade populacional (BRIDGES *et al.*, 2004; CARBONE *et al.*, 2001; CLARIDGE, 2004; COLWELL, 2006, JONES, 2011), densidade em grandes áreas, o uso do habitat, comportamentos de reprodução, idade, sexo e os resultados obtidos também permitem a identificação para muitas das espécies e informações para um melhor manejo na conservação da vida selvagem (SILVEIRA *et al.*, 2003; SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2005).

Existem trabalhos recentes utilizando armadilhas fotográficas na Mata Atlântica como levantamentos de mamíferos de grande porte (SOARES *et al.*, 2013), composição e abundância relativa de mamíferos de médio e grande porte (NUNES *et al.*, 2012).

Eduardo; Passamani (2009) calcularam o índice de abundância relativa das espécies dividindo o número de registros de cada espécie pelo número total de registros de todas as espécies. Os índices de abundância relativa explicam a frequência dos registros de cada espécie relacionada à frequência dos registros de todas as espécies na área (WALKER *et al.* 2000).

Srbek-Araujo; Chiarello (2007) calcularam a riqueza somando - se um registro diário por espécie em cada ponto de amostragem, e no intervalo de cinco minutos foi considerado suficiente para que o mesmo indivíduo, ou indivíduos de um mesmo grupo social, não fossem considerados como registros a mais de uma espécie em uma única ocasião de captura.

Assim, pode-se dizer que muitas das vantagens de se usar armadilhas fotográficas são por elas não requererem um gasto em esforço horas/homem no campo e por ser um método não invasivo (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2005).

Um estudo feito com o objetivo de avaliar a eficiência de armadilhas fotográficas como método para inventariar áreas de floresta de Mata Atlântica concluiu que armadilhas fotográficas são uma ótima forma de se obter informações satisfatórias em ecossistemas terrestres sobre a riqueza de mamíferos de médio e grande porte (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2005).

No entanto, para pequenos mamíferos e espécies arborícolas o uso de armadilhas fotográficas é pouco eficiente e sugere-se que outros métodos sejam utilizados concomitantemente para a amostragem destes grupos (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2005), como o método de captura-marcação-recaptura (DATIKO; BEKELE, 2013; LIRA; FERNANDEZ, 2009).

Existem algumas limitações gerais no uso de armadilhas fotográficas, como problemas espaciais e temporais, locais de difícil acesso ou inapropriados para a colocação das mesmas, o calor faz com que a câmera dispare muitas fotos aleatórias (sem nenhum animal), também estão sujeitas à entrada de pequenos artrópodes e que podem danificar seu interior, outros animais podem roer ou se chocar contra elas, promovendo danos diretos ou até mesmo modificando seu posicionamento.

Algumas espécies possuem manchas ou listras particulares, e, através das imagens feitas pela armadilha fotográfica, pode-se individualizar um animal específico e

posteriormente estimar a abundância e a densidade da população (KARANTH; NICHOLS, 1998, SHARMA *et al.*, 2010).

Os desenhos amostrais podem variar de acordo com as diversas metodologias aplicadas ao uso da armadilha fotográfica, quanto à disposição das câmeras, altura de fixação, distância entre as câmeras, o número de câmeras, intervalos entre os disparos, etc.

3 OBJETIVOS

Este estudo tem como objetivo testar as hipóteses de que tanto a densidade de árvores isoladas em matriz de pastagem quanto a heterogeneidade desta matriz influenciam positivamente a riqueza de mamíferos de médio e grande porte na paisagem como um todo.

Os objetivos específicos são:

- (I) Testar a previsão de que maiores quantidades de árvores isoladas na matriz de pasto em uma área fixa de 2 km² centrada no fragmento correspondem a uma maior riqueza de mamíferos de médio e grande porte registrados por armadilhas fotográficas;
- (II) Testar a previsão de que maiores quantidades de tipos de matrizes diferentes em uma área fixa de 2 km² centrada no fragmento correspondem a uma maior riqueza de mamíferos de médio e grande registrados por armadilhas fotográficas.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

As paisagens onde o estudo foi realizado, a metodologia utilizada e a análise dos dados estão apresentadas nos tópicos a seguir.

4.1 Área de Estudo

Realizei o estudo em oito paisagens centradas em fragmentos de Mata Atlântica Estacional Semidecidual. Como critérios de seleção, os fragmentos focais deveriam ser

rodeados por matriz de pasto ou apresentando esta matriz em larga extensão em parte de seu entorno direto. Além disto, deveriam apresentar entre 20 e 40% de cobertura florestal em um *buffer* de 2 km² em seu entorno. Fiz isto para controlar este aspecto da paisagem, o qual pode interferir na variável resposta. Selecionei ainda as paisagens de modo que apresentassem um gradiente de densidade de árvores isoladas (ver abaixo) nas pastagens de entorno, consideradas como qualquer árvore presente na paisagem.

Os fragmentos estão localizados dentro de um raio de aproximadamente 60 quilômetros no entorno do município de Alfenas, MG, Brasil MG (FIGURA 1). A região apresenta alto índice de fragmentação, tendo sofrido intenso desmatamento, com áreas naturais convertidas principalmente em monoculturas de café, cana-de-açúcar, milho, feijão e pastagens para gado (OLIVETTI, 2015).

Para o cálculo de densidade de árvores isoladas, contamos a quantidade de árvores isoladas presentes nas pastagens em um quadrado de 2,82 km de lado (ou seja, com uma distância de 2 km entre seu centro e os vértices), e dividimos este valor pela área deste quadrado (799,75 hectares). Como um estimador da heterogeneidade de ambientes presentes neste *buffer*, contamos a quantidade de matrizes diferentes que podiam ser visualmente identificadas nas imagens de satélite neste mesmo quadrado (TABELA 1).

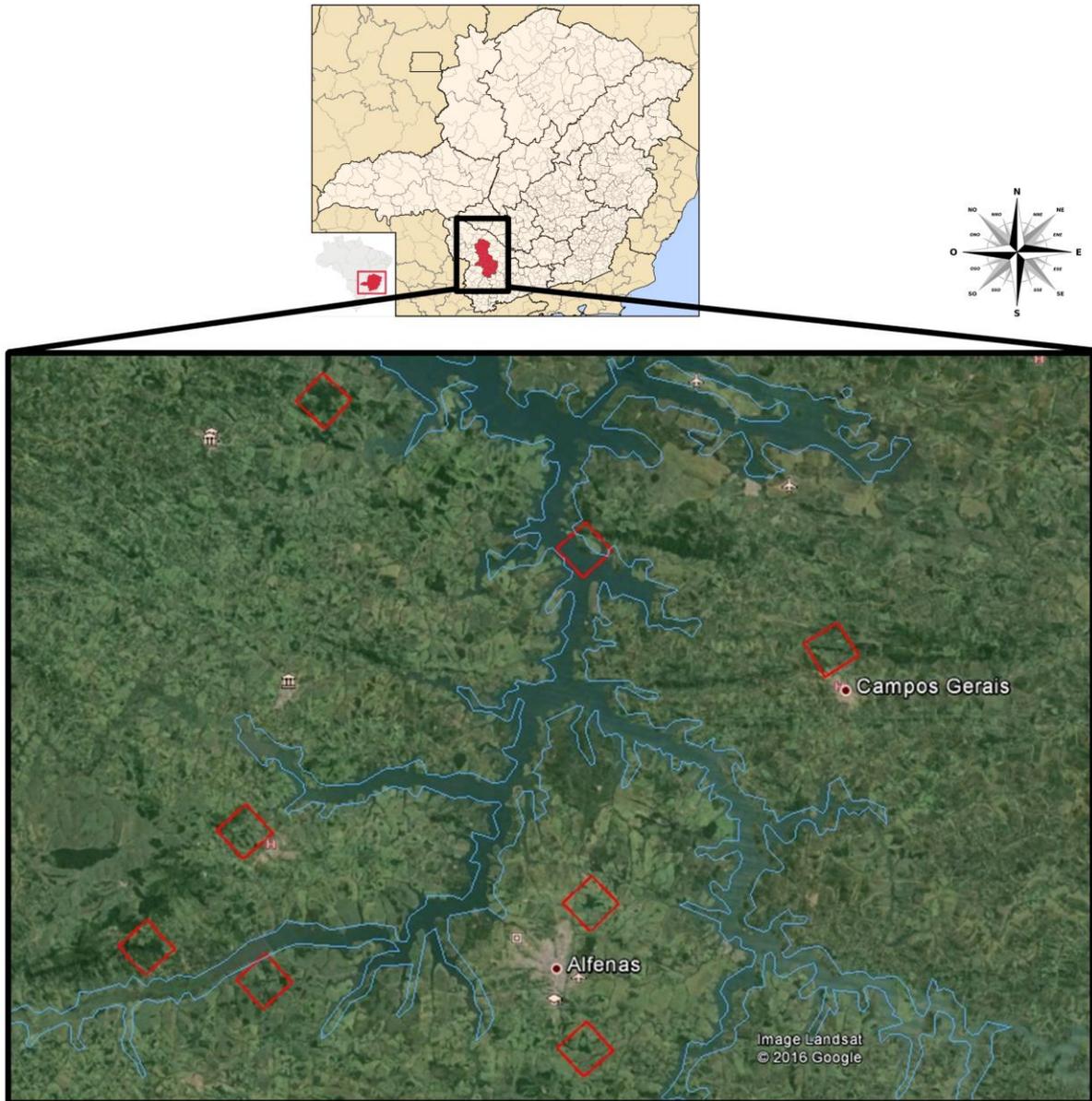


Figura 1 - Mapa de Minas Gerais com destaque nas paisagens que foram estudadas.

Fonte: Link: http://www.unifal-mg.edu.br/etologia/sites/default/files/image/map_alfenas.png e Imagem de Satélite Google Earth.

Tabela 1 - Classificação das pastagens das paisagens: municípios, coordenadas dos locais de pastagem, densidade de árvores em pastagem e heterogeneidade da paisagem.

Nomes Regionais	Município	Longitude	Latitude	Densidade de árvores	Heterogeneidade
PID2 Diniz	Alfenas	46° 8' 57	21° 26' 31	0,09	3
Ze Vanio	Campo do Meio	45° 56' 37	21° 9' 16	0,45	4
P5	Alfenas	45° 55' 32	21° 23' 0	0,58	3
ID4	Areado	46° 9' 55	21° 20' 50	0,87	2
P13	Areado	46°1' 6	21° 25' 19	0,9	2
P7	Alfenas	45°55' 32	21° 28' 33	1,09	2
P2	Carmo do Rio Claro	46° 7' 52	21° 4' 34	1,1	4
P9	Campos Gerais	45°46' 9	21° 12' 39	1,34	3

Fonte: Do autor.

4.2 Amostragem

Para registrar a ocorrência de mamíferos nos fragmentos e nas matrizes utilizei armadilhas fotográficas (Câmera-trap Bushnell 8 MP Trophy Cam Trail Camera) (TOMAS; MIRANDA, 2003). Os dois ambientes de cada paisagem (pasto e fragmento associado) foram amostrados concomitantemente, e de forma contínua, por um período de dois meses. Foram dispostas quatro câmeras em cada paisagem monitorada. Nos fragmentos, as câmeras foram dispostas voltadas para trilhas preexistentes, quando disponíveis, a uma distância entre 1 e 3 m delas. Quando não havia trilhas disponíveis, as câmeras foram colocadas espaçadas, em áreas centrais, com boa qualidade florestal. Para a amostragem da ocorrência de mamíferos na matriz de pasto, duas câmeras foram colocadas nas bordas dos mesmos fragmentos amostrados, voltadas para a saída da mata de trilhas, quando existentes, ou para o pasto, sendo a distância entre elas maior que seus campos de captura da imagem. Após um disparo, as câmeras foram programadas para disparar novamente somente após 1 minuto. Em cada acionamento as câmeras registravam três imagens em sequência. Não é aconselhável colocar câmeras dentro do próprio pasto, por razões de segurança e devido a uma grande chance do gado presente danificá-las ou movê-las. Eu, portanto, recorri a uma estratégia alternativa de colocá-las nas bordas, voltadas para o pasto, permitindo, assim, o registro dos animais que entram e saem da matriz.

4.3 Análise dos dados

A riqueza total de espécies em cada paisagem (fragmento + pasto) foi nossa variável resposta. Realizei uma análise de regressão simples da riqueza de espécies tanto contra a densidade de árvores isoladas quanto contra a quantidade de matrizes, calculadas como acima.

Realizei também uma análise paralela, para verificar se o tempo de amostragem foi suficiente para capturar a riqueza de mamíferos em cada paisagem. Para isto foi elaborada a curva de acumulação de espécies com intervalos de confiança de 95% em relação aos dias de amostragem. A curva foi obtida por estimativa, utilizando-se o software online Past.

5 RESULTADOS

Nas oito paisagens amostradas foram encontradas 14 espécies de mamíferos de médio e grande porte, distribuídas em 7 ordens e 10 famílias (TABELA 2 e 3) (FIGURA 5 e 6).

A paisagem com maior riqueza de espécies foi a P7, com 11 espécies. A paisagem P5 foi o lugar de menor riqueza de espécie, registrando apenas *Nasua nasua*. Dentre as espécies registradas, uma delas é predominantemente arbórea, embora tenha sido registrada ao nível do solo (*Sapajus nigritus*).

Não foi encontrada relação entre o número de matrizes diferentes (heterogeneidade da paisagem) presentes em um *buffer* de 2,82 km² e a riqueza total de mamíferos na paisagem ($F= 2,0751$, $p= 0,1984$) (FIGURA 2). Também não houve relação entre a densidade de árvores isoladas e a riqueza total de mamíferos na paisagem ($F= 0,3725$, $p= 0,5695$) (FIGURA 3).

Embora outras espécies de mamíferos terrestres pudessem ter sido registradas pelas armadilhas fotográficas, a análise da curva do coletor indica que a comunidade que utiliza as áreas amostradas deve ter sido bem representada, pois mostrou tendência à estabilização. (FIGURA 4).

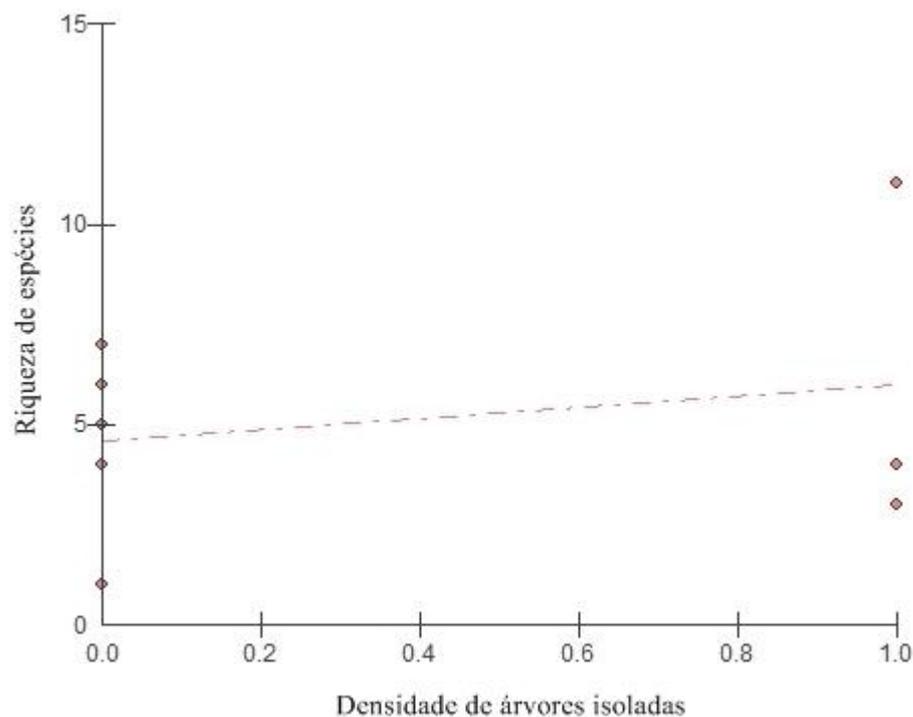


Figura 2 - Gráfico da regressão linear simples, relação entre o número de matrizes diferentes (heterogeneidade da paisagem) presentes em um *buffer* de 2,82 km² e a riqueza total de mamíferos na paisagem.

Fonte: BioEstat 5.0

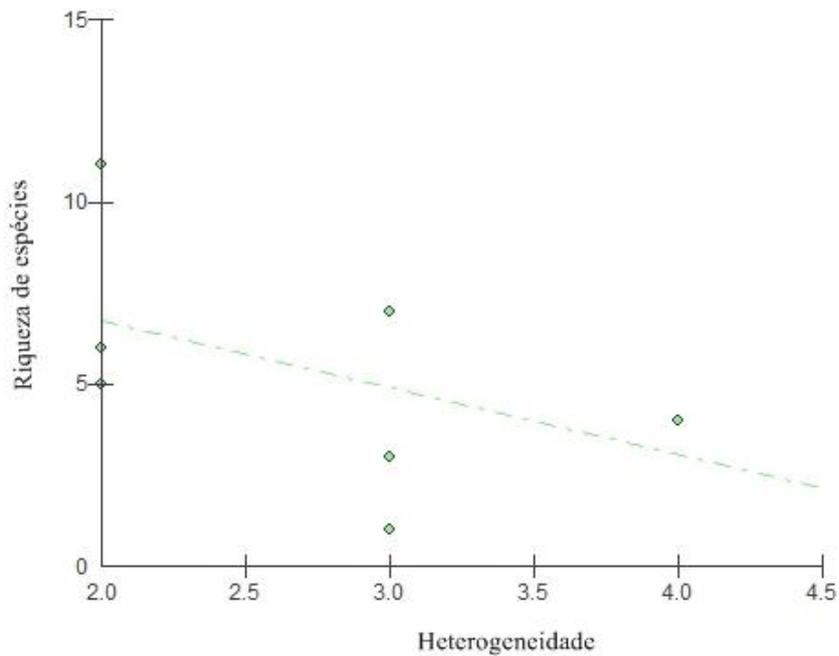


Figura 3 - Gráfico da regressão linear simples, relação entre a densidade de árvores isoladas e a riqueza total de mamíferos na paisagem.

Fonte: BioEstat 5.0

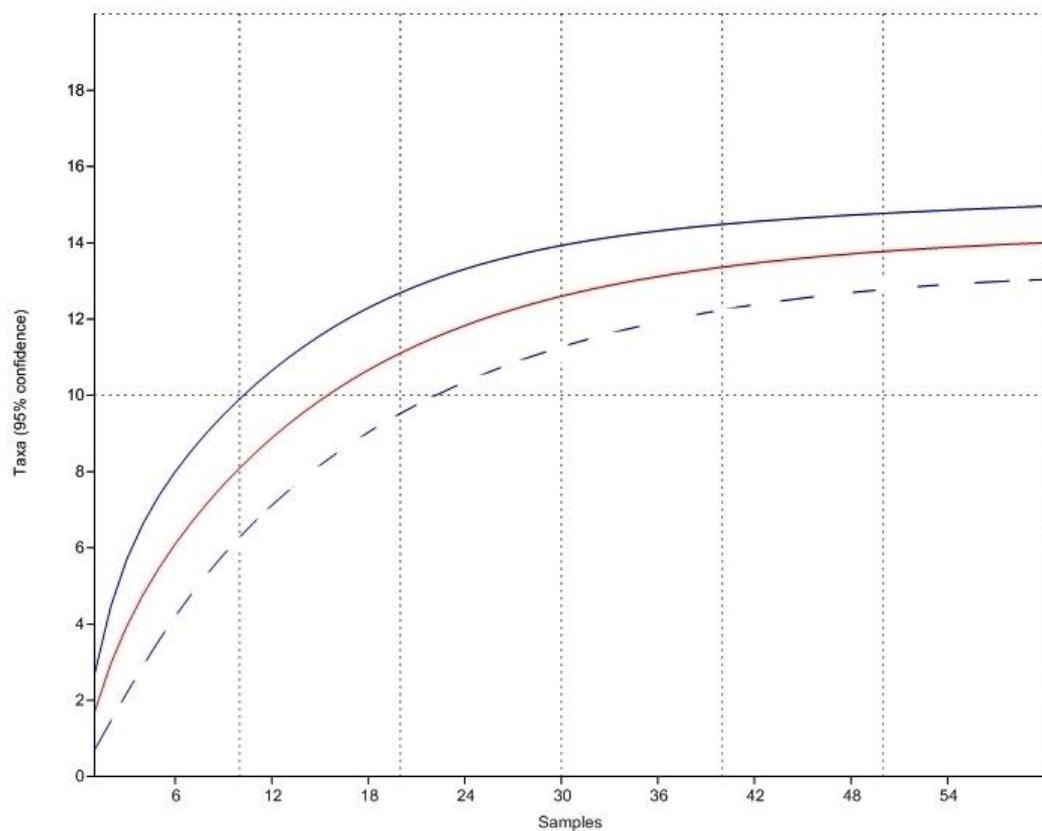


Figura 4 - Curva de acumulação de espécies para as paisagens de Floresta de Mata Atlântica Estacional Semidecidual, e seus intervalos de confiança 95%, mostrando o número de espécies observadas em relação aos 60 dias amostrados (número de amostras).

Fonte: Software Past.

Tabela 2 - Lista de espécies de mamíferos de médio e grande porte encontrados nas paisagens de Floresta Estacional Semidecidual do bioma Mata Atlântica, no entorno da cidade de Alfenas, MG, táxons, nome popular e paisagens (pasto/fragmento).

Fonte: Do autor.

Táxons	Nome Popular	ID4		AREADO P13		P7		P2		PID2 Diniz		P5		P Zé Vânio		P9	
		FRAG	PASTO	FRAG	PASTO	FRAG	PASTO	FRAG	PASTO	FRAG	PASTO	FRAG	PASTO	FRAG	PASTO	FRAG	PASTO
Ordem Lagomorpha																	
Família Leporidae																	
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapiti	1	0	0	0	40	0	3	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Ordem Pilosa																	
Família Myrmecophagidae																	
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Tamanduá-bandeira	0	2	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	3	1	2	0
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ordem Rodentia																	
Família Cuniculidae																	
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca	0	0	0	0	32	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Ordem Carnivora																	
Família Procyonidae																	
<i>Nasua nasua</i> Linnaeus, 1766	Quati	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Família Canidae																	
<i>Cerdocyon thous</i> Linnaeus, 1766	Cachorro-do-mato pequeno	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	12	2	0	0
<i>Chrysocyon brachyurus</i> Illiger, 1815	Lobo-guará	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Felidae																	
<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	Gato-do-mato pequeno	3	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguaritica	0	0	1	0	4	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Puma concolor</i> Linnaeus, 1771	Onça-parda	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Mustelidae																	
<i>Eira barbara</i> Linnaeus, 1758	Irara	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Ordem Artiodactyla																	
Família Cervidae																	
<i>Mazama americana</i> Erxleben, 1777	Veado	2	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	3	0
Ordem Primatas																	
Família Cebidae																	
<i>Sapajus sp.</i> Kerr, 1792	Macaco-prego	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Ordem Cingulata																	
Família Dasypodidae																	
<i>Dasypus sp.</i> Linnaeus, 1758	Tatu	1	0	0	0	3	0	0	0	0	5	0	0	0	0	2	0

Fonte: Do autor.

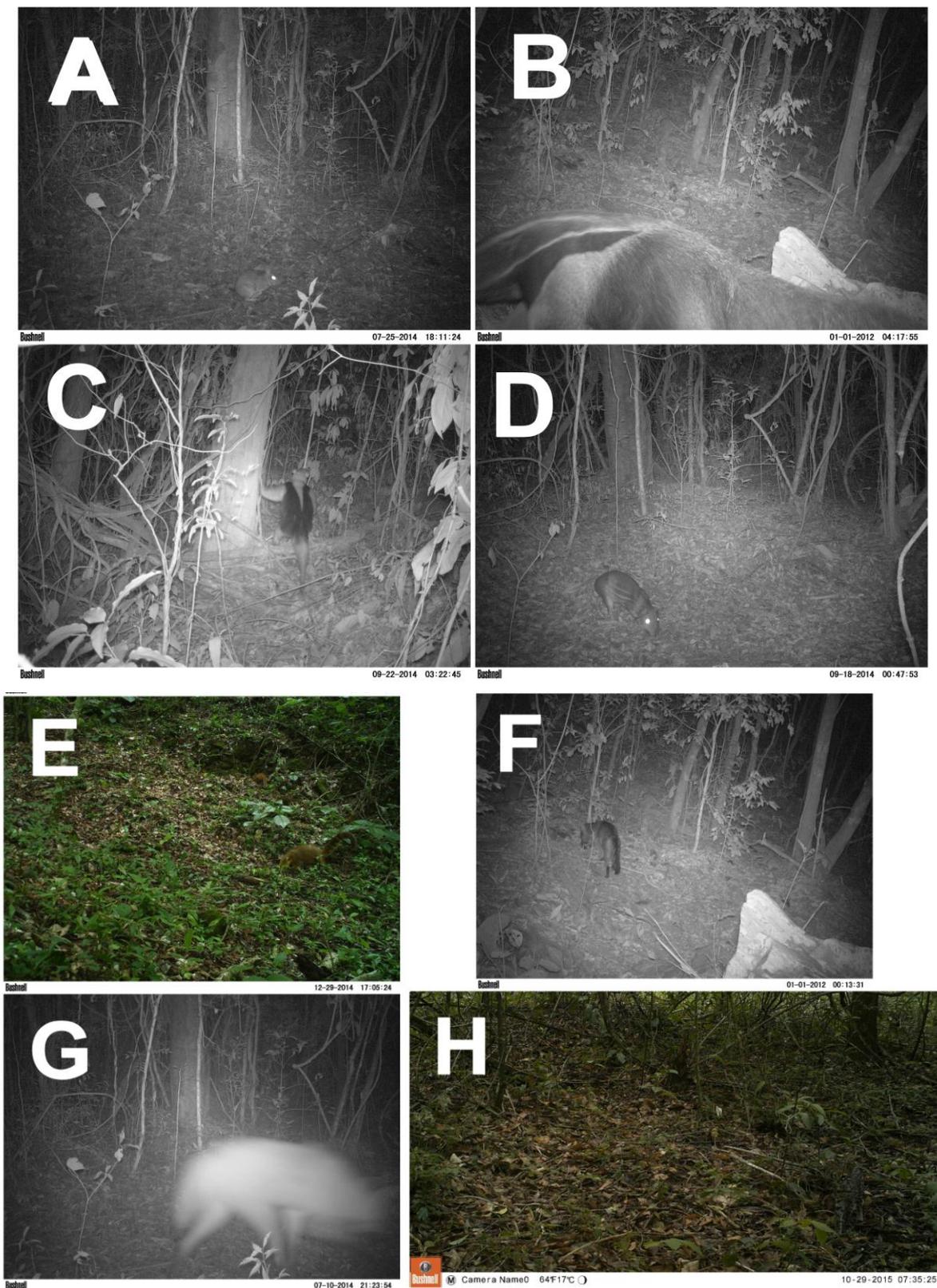


Figura 5 - Mamíferos nativos indentificados com armadilhas fotográficas nos fragmentos no entorno de Alfenas, MG. A. *Sylvilagus brasiliensis*; B. *Myrmecophaga tridactyla*; C. *Tamandua tetradactyla*; D. *Cuniculus paca*; E. *Nasua nasua*; F. *Cerdocyon thous*; G. *Chrysocyon brachyurus*; H. *Leopardus guttulus*;
 Fonte: Do autor.

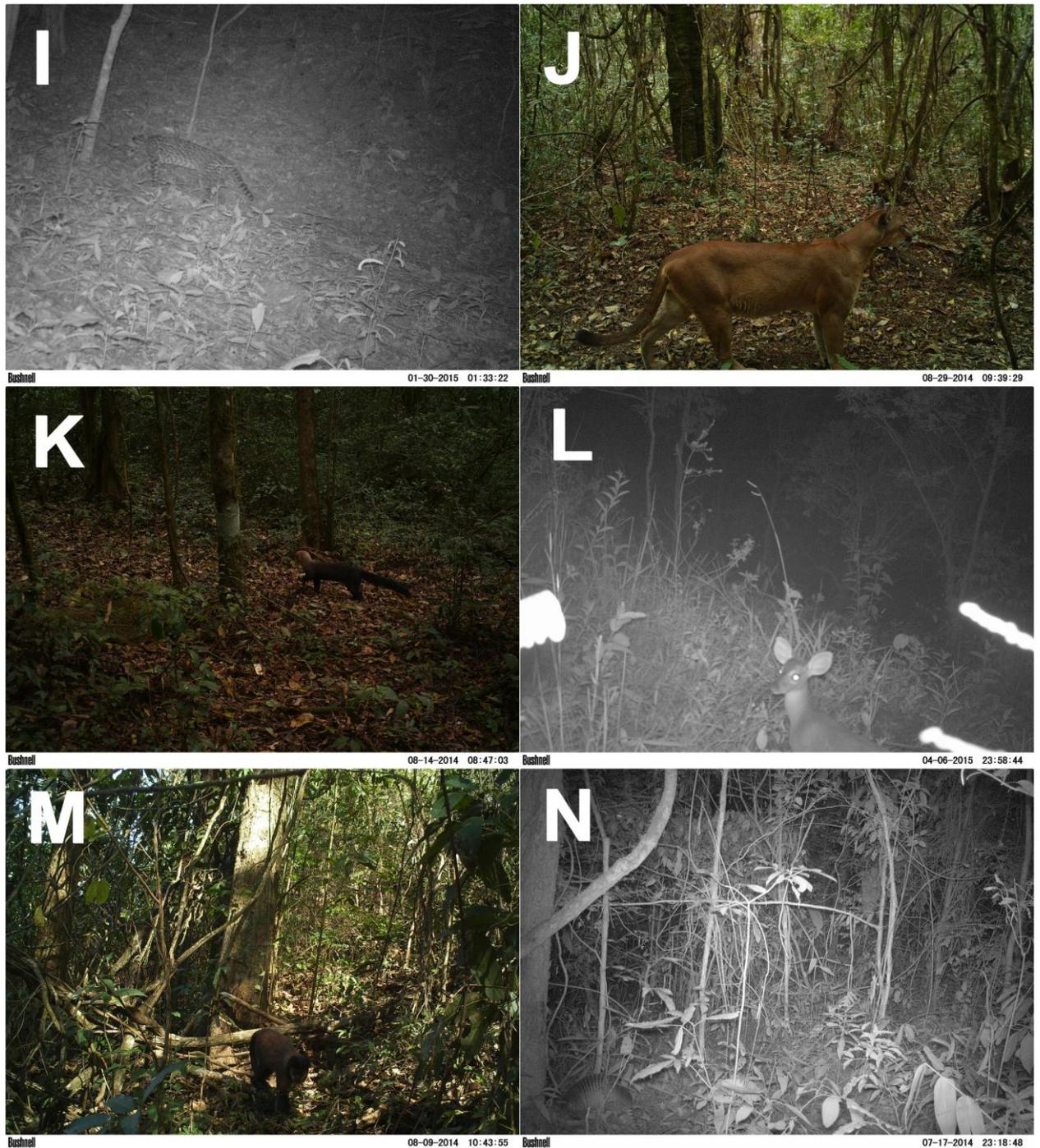


Figura 6 - Mamíferos nativos identificados com armadilhas fotográficas nos fragmentos no entorno de Alfenas, I. *Leopardus pardalis*; J. *Puma concolor* ; K. *Eira barbara*; L. *Mazama americana*; M. *Sapajus nigritus*; N. *Dasypus sp.*

Fonte: Do autor.

Tabela 3: Lista das paisagens e sua respectiva riqueza.

(continua)

Nomes Regionais	Município	Riqueza
PID2 Diniz	Alfenas	7
Ze Vanio	Campo do Meio	4

Tabela 3: Lista das paisagens e sua respectiva riqueza.
(conclusão)

Nomes Regionais	Município	Riqueza
P5	Alfenas	1
ID4	Areado	6
P13	Areado	5
P2	Carmo do Rio Claro	4
P9	Campos Gerais	3

Fonte: Do autor

6 DISCUSSÃO

Nos subtítulos a seguir serão discutidos as diferentes formas de amostragens de mamíferos de médio e grande porte, levantamentos na região e vantagens e desvantagens de se utilizar armadilhas fotográficas.

6.1 Levantamentos de espécies de mamíferos de médio e grande porte na região

A riqueza encontrada neste de trabalho, de 14 espécies, é semelhante a de outros trabalhos feitos em florestas estacionais semidecíduas, com 13 espécies (BERNARDO; MELO, 2013), 11 espécies (ALBUQUERQUE *et al.*, 2013), com 16 espécies (PIRES; CADEMARTORI, 2012).

A única espécie classificada pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) como vulnerável à extinção foi a *Myrmecophaga tridactyla*. Entretanto, foram classificadas como vulneráveis a extinção na lista do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção as espécies: *Chrysocyon brachyurus* (Lobo-guará), o maior canídeo sul-americano, *Leopardo pardalis* (Jagatirica), maior das espécies de mesofelinos Brasileira, *Leopardus guttulus* (Gato-do-mato pequeno) menor gato silvestre da América do Sul e *Puma concolor* (Onça-parda), segundo maior felídeo do Brasil. Todos carnívoros, encontram dentro dos remanescentes alimento e refúgio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, 2016), sem os quais poderiam desaparecer da região por sofrer constantemente com a antropização.

Já na lista de espécies ameaçadas de extinção no estado de Minas Gerais, encontramos todas as espécies deste trabalho registradas na lista Brasileira mais a espécies: *Tamandua tetradactyla*, as ameaça predominantes dessa espécie são: atropelamentos, desmatamento, a perda de hábitat, caça, predação por espécies invasoras e exóticas (ICMBio, 2016).

Nos fragmentos deste trabalho houve uma variação da riqueza entre si como no P7, no qual se obteve a maior riqueza de espécies, totalizando 11: *Sylvilagus brasiliensis*, *T. tetradactyla*, *Cuniculus paca*, *Nasua nasua*, *C. brachyurus*, *L. guttulus*, *L. pardalis*, *P. concolor*, *Eira barbara*, *Mazama americana* e *Dasypus sp.*, único fragmento que amostrou a espécie *C. brachyurus*.

A paisagem P5 foi o lugar de menor riqueza de espécie, registrando apenas *N. nasua*, este fragmento era colonizado predominantemente por uma espécie vegetal com muitos espinhos (arranha-gato), e trilhas não foram encontradas, precisando ser abertas na mata para a instalação das armadilhas fotográficas. Pela sua dieta generalista, e por já ter sido encontrado se alimentando de lixo e rejeitos humanos (ALVES-COSTA *et al.*, 2004), este pode ser o motivo por ter se registrado apenas esta espécie no remanescente, por ser rodeado por casas e algumas fazendas.

Nossa região sofre progressivamente com o processo de fragmentação, seja para substituir áreas florestais por plantações ou pastagem, e não existe nenhum trabalho sobre o registro, levantamento ou inventário dos mamíferos de médio e grande porte existentes, e são dados de suma importância por se tratar de uma região altamente fragmentada, necessitando que planos de conservação e manejo sejam realizados nesses fragmentos.

Outra forma para se conservar a fauna existente nesses remanescentes, seria melhorar a conectividade entre os fragmentos, visto que na maioria deles isto não ocorria, uma alternativa é a utilização de corredores ecológicos (faixas de vegetação linear que ligam fragmentos próximos) e *stepping stones* ou trampolins ecológicos (agregações de árvores dispersas pela matriz que podem servir de paradas e refúgios durante o deslocamento (PERAULT; LOMOLINO, 2000).

Mesmo sendo elementos estruturalmente semelhantes ao habitat, observou-se que eles são utilizados pelos animais com maior intensidade quando estão inseridos em matrizes de melhor qualidade, ou seja, matrizes heterogêneas (PERAULT; LOMOLINO, 2000).

A nossa metodologia, baseando-se na utilização de armadilhas fotográficas, faz com que esse método minimamente invasivo no ambiente capturasse eficientemente imagens de espécies raras ou de difícil visualização e que podem se intimidar pela presença humana, tal como observado em trabalhos com metodologia e resultados semelhantes aos nossos

(GOULART, 2008; SANTOS-FILHO; SILVA, 2002; SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2007).

No entanto, a relação custo/benefício de se utilizar armadilhas fotográficas como método de amostragem de médios e grandes mamíferos é a melhor em relação a outras técnicas, pois não é necessário gastar com treinamento de pessoas para ir ao campo e o método fornece uma identificação exata para a maioria das espécies (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2005).

Uma das muitas vantagens por optarmos pelo uso de armadilhas fotográficas foi o registro de espécies que são difíceis de serem detectadas por metodologia de caminhadas por transectos e de espécies que têm se tornado cada vez mais raras na região devido à exploração dos habitats, caça e a fragmentação como o veado-mateiro (*M. americana*), que foi registrado neste trabalho (SRBEK-ARAÚJO; GARCIA, 2005).

Se compararmos os registros entre os remanescentes amostrados e as pastagens, observamos grande diferença de riqueza entre eles, sendo que a espécie *M. tridactyla* obteve os maiores números de registro no pasto, no total de 4. De acordo com estudos de Miranda (2004), *M. tridactyla* pode se deslocar por diversos tipos de paisagens, como em nosso trabalho, onde foi encontrado no interior e no exterior de remanescentes.

A riqueza encontrada neste trabalho, de 14 espécies, é semelhante a de outros trabalhos feitos em florestas estacionais semidecíduas, com 13 espécies (BERNARDO; MELO, 2013), 11 espécies (ALBUQUERQUE *et al.*, 2013), com 16 espécies (PIRES; CADEMARTORI, 2012), todos com metodologias semelhantes, reafirmando a necessidade de um padrão de metodologia para a coleta de dados de médios e grandes mamíferos.

Já um estudo feito por Alves (2012), também em floresta estacional semidecidual, obteve resultados diferentes em relação à riqueza por nós encontrada no pasto, registrando um número bem maior de espécies, incluindo, *C. thous* e *P. concolor*. Seus resultados foram obtidos através de observações indiretas (registros de pegadas e fezes) e observações de campo, recursos que podem ser incorporado à metodologia de armadilhas fotográficas, aumentando provavelmente o número de espécies amostradas.

Entretanto é esperado que espécies de ambiente aberto como *C. thous*, *C. brachyurus* e *M. tridactyla* e generalistas como *P. concolor*, *S. brasiliensis*, *N. nasua*, *M. americana*, locomovam-se pelo pasto ou por outros tipos de matriz (MAGIOLI *et al.*, 2014; SANTOS, 2014)

O que dificulta a comparação de trabalhos faunísticos conduzidos em diferentes tipos de habitats utilizando armadilhas fotográficas são os poucos métodos padronizados na

metodologia, apontando a necessidade de elaborar estudos desenhados especificamente para testar as diferenças de metodologia, juntamente com a utilização de outros métodos, como análise de pegadas, fezes e a influência de iscas (CUTLER; SWANN, 1999).

Este é o primeiro levantamento de médios e grandes mamíferos da região. E tem grande relevância, apontando a existências de animais que estão vulneráveis a extinção. Os resultados deste estudo ressaltam a necessidade de estudos e esforços dirigidos para a conservação de mamíferos de médio e grande porte na nossa região.

6.2 Influências de aspectos da paisagem sobre a riqueza de mamíferos em relação à densidade de árvores e heterogeneidade

Nossos dados apontam para uma falta de influência tanto da densidade de árvores isoladas em matriz de pastagem quanto da heterogeneidade desta matriz sobre a riqueza de mamíferos de médio e grande porte na paisagem como um todo. Podemos interpretar estes resultados de diferentes maneiras.

O que se pode afirmar é que o esforço amostral (medido normalmente pelo número de armadilhas multiplicado pelos dias de registro) não foi suficiente para detectar todas ou a maioria das espécies que habitam os fragmentos florestais, já que em zonas tropicais como o Brasil, que possui uma alta riqueza de mamíferos, precisariam de uma amostragem muito maior (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2005).

Para contornar esta eventual dificuldade, sugerimos para trabalhos futuros a utilização de outros métodos concomitantemente às armadilhas fotográficas, como o registro de pegadas em trilhas (utilizando ou não caixas de areia/argila/gesso), colocação de iscas defronte às câmeras, coleta e análise de fezes e a caminhada por transectos, anotando visualizações, vocalizações e pegadas.

Em relação à paisagem, a amostragem parece ter atingido o objetivo, pois a curva de rarefação mostrou tendência à estabilização, e o número de espécies registradas neste trabalho é semelhante às de outros estudos em ambientes fragmentados de mata Atlântica (PASSAMANI *et al.*, 2004; SILVA; PASSAMANI, 2007; PRADO *et al.*; 2008; MAGIOLI *et al.*, 2014).

Um segundo aspecto metodológico que pode ter influenciado nossos resultados é o espectro de variação da variável resposta. Pode ser que, do ponto de vista da influência sobre

a movimentação e ocorrência de mamíferos, todas as densidades de árvores isoladas consideradas no estudo sejam igualmente baixas, não influenciando assim o comportamento dos animais, ou influenciando-o homogeneamente (por exemplo, afastando a maioria dos indivíduos). Para testar esta possibilidade, estudos futuros devem ser conduzidos em paisagens apresentando maior amplitude de variação da densidade de árvores isoladas.

Por fim, caso a baixa riqueza de mamíferos no pasto não seja decorrência de um problema metodológico, a conclusão é que a densidade de árvores isoladas não é uma variável que interfere na movimentação de mamíferos de médio e grande porte.

Dada a baixa ocorrência de movimentação pela pastagem, caso confirmado, este seria um aspecto preocupante, e novos estudos deveriam testar outras variáveis, como grau de agregação, tamanho e forma do remanescente, a fim de que possamos contribuir com informações que permitam o manejo destas paisagens para que elas se tornem mais permeáveis.

Outra hipótese que pode ser levantada é a de que os mamíferos não estão se arriscando no pasto e sim por outros tipos de matrizes mais semelhantes aos fragmentos que circundam os remanescentes. Em todas as paisagens analisadas houve pelo menos uma matriz de pasto e uma de café, variando em uma ou outra as culturas de feijão, milho e cana-de-açúcar, não instalamos armadilhas fotográficas nessas matrizes, mas existe a possibilidade dos animais estarem utilizando esses tipos de cultura para atravessarem para outros remanescentes, como relatados nos trabalhos de Alves (2012) e Santos (2014).

Para testar esta possibilidade, podem ser feitos estudos em fragmentos contendo duas matrizes associadas (pasto e outro tipo de matriz) e verificando por qual delas os animais preferem mover-se.

6.3 Problemas metodológicos

Houve furto de duas câmeras e alguns problemas com outras, como a entrada de formigas que, devido ao ácido fórmico, corroeram as pilhas e o cartão de memória. Em outras vezes, as vacas se coçavam nas câmeras e as mudavam de lugar. Em todos esses casos foi necessária a permanência das câmeras por mais de dois meses.

Dada a necessidade de um maior número de dias de amostragem em alguns casos, de se cobrir diversos ambientes e de ser interessante realocações dentro dos fragmentos,

sugerimos que as armadilhas sejam colocadas em maior número, dependendo do tamanho do fragmento, sendo vistoriadas e realocadas a cada 15 a 30 dias, como sugerem Rovero e colaboradores (2013).

Estudos apontam que uso de 1000 a 2000 dias da armadilha fotográfica é suficiente para a detecção de 60-70% das espécies em um ambiente (TOBLER *et al.*, 2008; AHUMADA *et al.* 2011). Assim Rovero *et al.* (2013) afirmam que quanto maior for o número de câmaras colocadas no ambiente, mais rápido o esforço suficiente será atingido.

Sugerimos ainda que o pesquisador possua 20% de câmeras extras em estoque, devido aos possíveis furtos e danos. Se possível também, é interessante utilizar métodos adicionais, como análise de fezes e registro de pegadas. Se determinados fragmentos não possuírem trilhas, colocar as câmeras em áreas mais abertas, próximas de corpos d'água, sendo possíveis locais de passagem, forrageio, emboscadas.

REFERÊNCIAS

- AGRONLINE. **Área de Zootecnia**. Disponível em: <
<http://www.agronline.com.br/agrociencia/artigo.php/47>>. Acesso em 16 jan. 2016.
- AGUIAR, L.M.S., R.B. et al. Working with the IUCN Red List Categories: the experience of the Workshop on the Conservation of Brazilian Bats. **Bol. Mus. Biol. Mello Leitão**. v. 9, p. 3-11. 1998.
- AHUMADA, J. A. et al. Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**. v. 366, n. 1578, p. 2703–2711. 2011.
- ALBUQUERQUE, H. G. et al. Mammals of a forest fragment in Cambuci municipality, state of Rio de Janeiro, Brazil. **Check List**. v. 9, n. 6, p. 1505–1509. 2013.
- ALVES-COSTA, C. P., FONSECA, G. A.B, CHRISTOFARO, C. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. **J Mammal**. v. 85, p. 478–482. 2004.
- ANDRÉN, H. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation – A landscape perspective. **Ecology**. V. 73, p. 794-804. 1992.
- AWADE, M.; METZGER, J.P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic Rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**. v. 33, p. 863-871. 2008.
- BANCROFT, B. A.; BAKER, N. J.; BLAUSTEIN, A. R. A meta-analysis of the effects of ultraviolet B radiation and its synergistic interactions with pH, contaminants, and disease on amphibian survival. **Conservation Biology**. v. 22, p. 987–996. 2008.
- BARRET, S. C. H.; KOHN, J. R. Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: implications for conservations. In: FALK, D. A.; HOLSINGER, K. E. ed. **Genetics and conservation of rare plants**. Oxford: Oxford University Press. p. 3-30. 1991.
- BASCOMPTE, J.; POSSINGHAM, H.; ROUGHGARDEN, J. Patchy populations in stochastic environments: Critical number of patches for persistence. **The American Naturalist**. v. 159, p. 128-137. 2002.
- BÉLISLE, M.; DESROCHERS, A.; FORTIN, M.-J. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. **Ecology**. v. 87, p. 1893-1904. 2001.
- BERNARDO, P. V. S.; MELO, F. R. Assemblage of medium and large size mammals in an urban Semideciduous Seasonal Forest fragment in Cerrado biome. **Biota Neotropica**. v. 13, n. 2, p. 76-80. 2013.
- BOWNE, D.R.; BOWERS, M.A. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. **Landscape Ecology**. v. 19, p. 1-20. 2004.

BRIDGES, A.S.; VAUGHAN, M.R.; KLENZENDORF, S. Seasonal variation in American black bear (*Ursus americanus*) activity patterns: quantification by remote photography. **Wildlife Biology**. v. 10, p. 277–284. 2004.

BUREL, F. et al. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. **Acta Oecologica**. v. 19, p. 47-60. 1998.

CARBONE, C. et al. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. **Animal Conservation**. v. 4, p. 75–79. 2001.

CARYL, F. M.; QUINE, C. P.; PARK, K. J. Martens in the matrix: the importance of nonforested habitats for forest carnivores in fragmented landscapes. **Journal of Mammalogy**. v. 93, p. 464-474. 2012.

CAULA, S.; MARTY, P.; MARTIN, J.L. Seasonal variation in species composition of an urban bird community in Mediterranean France. **Landscape and Urban Planning**. v. 87, p. 1-9. 2008.

CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M. T.; PARDINI, R. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF. p. 23-40. 2003.

CHAPMAN, F.M. "Who Treads Our Trails?". **National Geographic**. v. 52, n. 3, p. 331-345. 1927.

CHARLESWORTH, D.; CHARLESWORTH, B. Inbreeding depression and its evolutionary consequences. **Annual review of ecology and systematic**. v.18, p. 237-268, 1987.

CLARIDGE, A.W. et al. Use of infrared digital cameras to investigate the behaviour of cryptic species. **Wildlife Research**. v. 31, p. 645–650. 2004.

COLLINGE, S. K.; FORMAN, R. T. T. A conceptual model of land conversion processes – predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. **Oikos**. v. 82, p. 66–84. 1998.

COLWELL, R.K. **Estimate S, Version 8: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples**. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>> . 2006. Acesso em 14 dez. 2015.

COSTA, L.P. et al. Conservação de mamíferos no Brasil. **Megadiversidade**. v.1, p. 103-112. 2005.

CROUZEILLES, R; LORINI, M. L.; GRELLE, C. E. V. Deslocamento na matriz para espécies da mata atlântica e a Dificuldade da construção de perfis ecológicos. **Oecologia Australis**. v.14, n. 4, p. 872-900. 2010.

CUTLER, T. L. & SWANN, D. E. Using remote photography in wildlife ecology: a review. **Wildlife Society Bulletin**. v. 23, p. 571–581. 1999.

- DATIKO, D.; BEKELE, A. Species composition and abundance of small mammals in Chebera-Churchura National Park, Ethiopia. **J. Ecol. Nat. Environ.** v. 5, n. 6, p. 95-102. 2013.
- DAVIES, K.F., GASCON, C. ; MARGULES, C.R. Habitat fragmentation: consequences, management and future research priorities. *In*: M.E. Soulé Orians, G.H. (Eds.), **Conservation Biology - Research Priorities for the Next Decade**. Washington: Island Press, Washington, DC. 2001.
- DAVIES-COLLEY, R.J.; PAYNE, G.W.; VAN ELSWIJK, M. Microclimate gradients across a forest edge. **New Zealand Journal of Ecology.** v. 24, p. 111-121. 2000.
- DENOEL, M.; DZUKIC, G; KALEZIC, M. L. Effects of widespread fish introductions on paedomorphic newts in Europe. **Conservation Biology.** v. 19, p. 162–170. 2005.
- DOBSON, A. et al. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. **Ecology.** v. 87, n. 8, p. 1915–1924. 2006.
- DUNN, R. R. Isolated trees as foci of diversity in active and fallow fields. **Biological Conservation.** v. 95, n. 3, p. 317-32. 2000.
- EDUARDO, A.A. ; PASSAMANI, M. . Mammals of medium and large size in Santa Rita do Sapucaí, Minas Gerais, southeastern Brazil. *Check List (São Paulo)*, v. 5, p. 339-402, 2009.
- ELLSTRAND, N.C.; ELLAN, D.R. Population genetic consequences of small population sizes: implication for plant conservation. **Annual review on ecological systematics.** v. 24, p. 217-242. 1993.
- ENGLAND, P.R., USHER, A.V., WHELAN, R.J. ; AYRE, D.J. Microsatellite diversity and genetic structure of fragmented populations of the rare, fire-dependent shrub *Grevillea macleayana*. **Molecular Ecology.** v.11, p. 967-977. 2002.
- ESTRADA, A. R. et al. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest island and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Vegetatio.** v. 107/108, p. 245-257. 1993.
- FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications.** v. 12, n. 2, p. 346-353. 2002.
- FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Habitat Patch Connectivity and Population Survival. **Ecology.** v. 66, n. 6, p. 1762-1768. 1985.
- FERNANDEZ, F. A .S. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das Unidades de Conservação, pp. 48-68. *In*: **Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Rede Nacional Pró- Unidades de Conservação, Curitiba. 1997.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. Wiley & Sons Ed., New York. p. 619. 1986.

- FORMAN, R. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape Ecology**. v. 10, n. 3, p. 133–142. 1995.
- GASCON, C. et al. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**. v. 91, p. 223–229. 1995.
- FORMAN, R.T.T.; GORDON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. **Bioscience**. v. 31, p. 733-74. 1981.
- GASCON, C. et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation** . v. 91, p. 223-230. 1999.
- Gilpin, M. E., and M. E. Soulé. Minimum viable populations: processes of species extinction. p. 19-34. In M. E. Soule, editor. **Conservation biology: The science of scarcity and diversity**. Sinauer, Sunderland, MA. 1986.
- GOODMAN, D. Consideration of stochastic demography in the design and management of biological reserves. **Nat. Res. Model**. v. 1, p. 205-234. 1987.
- GOULART, F. V. B. **Ecologia de mamíferos, com ênfase na Jaguatirica *Lopardus pardalis*, através do uso de armadilhas fotográficas em unidades de conservação no sul do Brasil**. 2008. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. Campo Grande. 2008.
- GUEVARA, S.; LABORDE, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio**. v. 107/108, p. 319-338. 1993.
- HANSKI, I; GILPIN, M. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. **Biological Journal of de Linnean Society**. v. 42, p. 3-16. 1991.
- HARRISON, S. Local extinction in a metapopulation context: HAYES, T. B. et al. Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. v. 99, p. 5476–5480. 2002.
- HARVEY, C. A. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscapes in Monteverde, Costa Rica. **Ecol Appl**. v. 10, p. 155-173. 2000.
- HAYNES, K.J.; CRONIN, J.K. Interpatch movement and edge effects: the role of behavioral responses to the landscape matrix. **Oikos**. v. 113, p. 43-54. 2006.
- HERO, J.; RIDGWAY, T. **Declínio Global de Espécies**. In: HERO, J.; RIDGWAY, T. **Biologia da conservação: essências**. RiMa. p.53 - 90. 2006.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. ICMBio. 2014. **Espécies Ameaçadas – Lista 2014**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html>>. Acesso em: 15 fev. 2016.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN. 2015. The IUCN Red List of threatened species. Version 2015.4. **International Union for Conservation of Nature**. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 15 fev. 2016.

JONES, J.P.G. Monitoring species abundance and distribution at the landscape scale. **Journal of Applied Ecology**. v. 48, p. 9–13. 2011.

KARANTH, K. U.; NICHOLS, J. D. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. **Ecology**. v. 79, p. 2852-2862. 1998.

KENNEDY, C. et al. Landscape matrix and species traits mediate responses of Neotropical resident birds to forest fragmentation in Jamaica. **Ecological Monographs**. v. 80, p. 651-669. 2010.

KINDLMANN, P.; BUREL, F. Connectivity measures: a review. **Landscape Ecology**, v. 23, p. 879-890. 2008.

KOMONEN, A.; PENTTILÄ, R.; LINDGREN, M.; HANSKI, I. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. **Oikos**. v. 90, p. 119-126. 2000.

LAMBECK, R.J. A multi-species umbrella for nature conservation. **Conservation Biology**. v. 11, p. 849-856. 1997.

LANDER, R. Genetics and demography in biological conservation. **Science**. v. 241, p. 144-1460. 1988.

LAURANCE, G. W. Landscape connectivity and biological corridors. In: SCHROTH, G. et al. (eds). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. **Island Press**. p. 50:64. 2004.

LAURANCE, W.F., GRANT, J.D. Photographic identification of ground-nest predators in Australian tropical rainforest. **Wildlife Research**. v. 21, p. 241–248. 1994.

LAW, B. S.; C. R. DICKMAN. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. **Biodiversity and Conservation**. v. 7, p. 323-333. 1998.

LINDENMAYER .D.B, FRANKLIN J. Conserving forest biodiversity: a comprehensive, multiscaled approach. **Island Press**. Washington. 2002.

LIRA, P. K.; FERNANDEZ, F. A. S. A comparison of trapping-and radiotelemetry-based estimates of home range of the neotropical opossum *Philander frenatus*. **Mammalian Biology**. v. 74, p. 1–8. 2009.

LUCK, G. W.; DAILY, G. C. Tropical countryside bird assemblages: richness, composition, and foraging differ by landscape context. **Ecological applications**. v. 13, p. 235-247. 2003.

MacARTHUR, R.H., WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. New Jersey, Princeton Univ. Press. 1967.

MAGIOLI, M.; FERRAZ, K. M. P. M DE B.; RODRIGUES, M. G. Medium and large-sized mammals of an isolated Atlantic Forest remnant, southeast São Paulo State, Brazil. **Check List**. v. 10, n. 4, p. 850–856. 2014.

MAGRACH, A.; LARRINAGA, A. R.; SANTAMARINA, L. Effects of Matrix Characteristics and Interpatch Distance on Functional Connectivity in Fragmented Temperate Rainforests. **Conservation Biology**. v. 26, p. 238-247. 2012.

MALCOM, J. R. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants – ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press. p. 207-221. 1997.

MEDELLIN, R. A.; EQUIHUA, M. Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. **Journal of Applied Ecology**. v. 35, p. 13-23. 1998.

METZGER, J.P. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: análise Bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciência**. v. 71, p. 445-463. 1999.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens. **Biota Neotropica**. v. 1, p. 1-9. 2001.

METZGER, J.P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Ecologica**. v. 18, p. 1-12. 1997.

MURCIA, C. **Edge effects in fragmented forests: implications for conservation**. Trends in Ecology and Evolution. v. 10, p. 58-62. 1995.

NUNES, A. V.; LESSA, G.; SCOSS, L. M. Composição e abundância relativa dos mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. **Biotemas**. v. 25, n. 3, p. 205-216. 2012.

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO A. S.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**. v. 38, n. 4, p. 389-394. 2004.

OLIVETTI, D. et al. Spatial and temporal modeling of water erosion In dystrophic red latosol (oxisol) used for Farming and cattle raising activities in a Sub-basin in the south of Minas Gerais. **Ciências Agrotec**. v. 39, n. 1, p. 58-67. 2015.

OPDAM, P. et al. Population responses of fragmentation. In Vos, C. C.: OPDAM, P. eds. **Landscape ecology of stressed environment**. London, Chapman & Hall. p. 147-171. 1993.

PASSAMANI, M.; MENDES, S. L.; LEITE, Y. **Riqueza e abundância de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem fragmentada na região serrana do Espírito santo, Brasil**. Universidade Federal do Espírito Santo. 2004.

PERAULT, D. R.; LOMOLINO, M. V. Corridors and mammal community structure across a fragmented, old-growth forest landscape. **Ecological Monographs**. v. 70, p. 401-422. 2000.

PERFECTO, I.; RICE, R. A; GREENBERG, R.; VAN DER VOORT, M. E. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. **BioScience**. n. 46, p. 598-608. 1996.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. **Conservation Biology**. v. 16, p. 174-182. 2002.

PIRES, D. P. S.; CADEMARTORI, C. V. Medium and large sized mammals of a semideciduous forest remnant in southern Brazil. **Biota Neotrop**. v. 12, n. 3. 2012.

PRADO, M. R.; ROCHA, E. C.; E GIUDICE, G. M. L. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**. v. 32, n. 4, p. 741-749. 2008.

PREEST, M. R.; POUGH, F. H. Effects of body temperature and hydration state on organismal performance of toads, *Bufo americanus*. **Physiological and Biochemical Zoology**. v. 7, p. 229–239. 2003.

PRIMACK, R.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001.

REDDING, T.E.; HOPE, G.D.; FORTIN, M.J.; SCHMIDT, M.G e BAILEY, W.G. Spatial patterns of soil temperature and moisture across subalpine forest-clearcut edges in the southern interior of British Columbia. **Canadian Journal of Soil Science**. v. 83, p. 121-130. 2003.

RICKETTS, N. T. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**. v.158, p. 87-99. 2001.

RIES, L., FLETCHER, R.J., BATTIN, J., SISK, T.D. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v.35, p. 491–522. 2004.

ROCHA, M. F., PASSAMANI, M.; LOUZADA, J. A small mammal community in a forest fragment, vegetation corridor and coffee matrix system in the Brazilian Atlantic forest. **PLoS One**.v. 6, n. 8, p. 1-8. 2011.

ROVEROA, F.; ZIMMERMANN, F.; BERZID, D.; MEEKE, P. “Which camera trap type and how many do I need?” A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. **Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy**. v. 24, n. 2, p. 148–156. 2013.

SANTOS, J. S. **Influência da permeabilidade da matriz e da heterogeneidade da paisagem na Conservação da biodiversidade de Mamíferos terrestres**. 2014. Tese (Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. São José dos Campos. p. 82. 2014.

SANTOS-FILHO, M.; SILVA, M. N. F. Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. **Rev. bras. Zoociências**.v. 4, n. 1, p. 57-73. 2002.

SAVIDGE, J.A., SEIBERT, T.F. An infrared trigger and camera to identify predators at artificial nests. **The Journal of Wildlife Management**. v. 52, p. 291–294. 1988.

SCARIOT, A. et al. (org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF. p. 103-123. 2003.

SHAFFER, M.L. Minimum population sizes for species conservation. **Bioscience**, v. 31, n. 2, p. 131-134. 1981.

SHAFFER, M.L.; SAMSOM, F.B. Population size and extinction: a note on determining critical population size. **Am. Nature**. v. 125, p.144-152. 1985.

SHARMA, R.K.; JHALA, Y.; QURESHI, Q.; VATTAKAVAN, J.; GOPAL, R.; NAYAK, K. Evaluating capture–recapture population and density estimation of tigers in a population with known parameters. **Animal Conservation**. v. 13, p. 94–103. 2010.

SILVA, L. D. ; PASSAMANI, M. Mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais no município de Lavras, MG. **Revista Brasileira de Zoociências**. v. 11, n. 2, p. 137-144. 2009.

SILVEIRA, L. et al. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. **Biological Conservation**.v. 114, p. 351–355. 2003.

SIMBERLOFF, D. Effect of fragmentation on some Florida ecosystems, and how to redress them. Pp.179-187. In: D.A., Saunders; R. J. Hobbs; P. Ehrlich, (eds.), **Nature Conservation 3**. Reconstruction of fragmented ecosystems. Surrey Beatry, Sons. 1993.

SOARES, C. S. ; FANECA, L. F. ; Barreto, R. M. F. ; ALVAREZ, M. R. V. Levantamento de mamíferos de maior porte em seringais e florestas do sul da Bahia (Brasil) utilizando armadilhas fotográficas. **Revista de Biologia Neotropical**. v. 10, p. 36-45. 2013.

SOUZA, L.M.F.I. **Estrutura genética de populações naturais de *Chorisia speciosa* St. Hill (Bombacaceae) em fragmentos florestais na região de Bauru (SP) - Brasil**. Piracicaba. 1997. 76p. Tese (Mestrado). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo. 1997.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 24, n. 3, p. 647-656. 2007.

SRBEK-ARAUJO, A.C.; CHIARELLO, A.G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **J. Trop. Ecol.** v. 21, n. 1, p. 121-125. 2005.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; KRINGEN, H. ; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**. v. 68, p. 571-573. 1993.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; WITH, K.A. Landscape Connectivity: A return to the basics. p. 29-46. In: K. Crooks & M.A. Sanjayan (eds.). **Connectivity Conservation**. Cambridge University Press, Cambridge, NY. p. 448. 2006.

TAYLOR, P.D.; MERRIAM, G. Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. **Landscape Ecology**. v. 11, p. 181-189. 1996.

TEMPLETON, A. R.; SHAW, K.; ROUTMAN, E.; DAVIS, S. K. The genetics consequences of habitat fragmentation. **Annual Review of the Missouri Botanical Gardens**. v. 77, p. 13–27. 1990.

THAMM, S.; KALKO, E. K. V.; WELLS, K. Ectoparasite Infestations of Hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) are Associated with Small-Scale Landscape Structures in a Urban-Suburban Environment. **Ecohealth**. v. 6, p. 404-413. 2009.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**. v. 90, p. 7-19. 2000.

TOBLER, M. W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E.; PITMAN, R. L.; MARES, R.; POWELL, G. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**. v. 11, p. 169–178. 2008.

TOMAS, W.M.; MIRANDA, G.H.B. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: CULLEN, Jr,L.; RUDRAN, R.; VALLADERESPADUA, C.(orgs.) **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Ed. da UFPR. Fundação O Boticário de Proteção à natureza. Curitiba, 2003.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**. v. 33, n. 2, p. 200-209. 1996.

VOGT, P. et al. Mapping functional connectivity. **Ecological Indicators**.v. 9, p. 64-71. 2009.

WALKER, R. S.; NOVARO, A. J.; NICHOLS, J. D. Consideraciones para la estimacion de la abundancia de poblaciones de mamíferos. Mastozoologia Neotropical, **Journal of Neotropical Mammology**. v. 7, n. 2, p. 73-80. 2000.

WILCOVE, D. et al. Quantifying threats to imperiled species in the United States. **Bioscience**. v. 48, p. 607-615. 1998.

WILSON, E. O. **Diversidade da vida**. São Paulo: Companhia das Letras. 1994.

WITH, K.A. The application of neutral landscapes models in conservation biology. **Conservation Biology**. v. 11, p. 1069-1080. 1997.

YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Tree**. v. 2, n. 10. 1996.

ZOLLNER, P.A.; LIMA, L.S. Search strategies for landscape-level interpatch movements. **Ecology**. v. 80, p. 1019-1030. 1999.

ZOLLNER, P.A.; LIMA, S.L. Behavioral trade-offs when dispersing across a patchy landscape. **Oikos**. v. 108, p. 219-230. 2005.