



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E EVOLUÇÃO**



Paulo Vitor dos Santos Bernardo

**PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO
E GRANDE PORTE EM PAISAGENS FRAGMENTADAS**

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo

Coorientador: Arthur Ângelo Bispo

GOIÂNIA - GO

MARÇO - 2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

Paulo Vitor dos Santos Bernardo

**Padrões de distribuição de mamíferos de médio e grande porte em
paisagens fragmentadas**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Goiás, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo

Coorientador: Arthur Ângelo Bispo

GOIÂNIA - GO

MARÇO – 2012

PAULO VITOR DOS SANTOS BERNARDO

**PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO
E GRANDE PORTE EM PAISAGENS FRAGMENTADAS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Goiás, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Dr. Wagner André Pedro

Dr. Paulo De Marco Júnior

Dr. Fabiano Rodrigues de Melo
(Orientador)

DEDICATÓRIA

Como tudo que faço dedico a minha família, mãe, pai, irmã, tios, tias e avós que sempre acreditam e apoiam os meus sonhos.

AGRADECIMENTOS

Agradecer ficou muito difícil nesse ponto, porque são muitas as pessoas, os nomes se misturam entre aquelas que apoiaram, me ajudaram na construção da dissertação trabalhando nos softwares que nos dão tanta dor de cabeça, sugerindo ideias e por àquelas as quais a convivência fez grande diferença na minha vida. A todos vocês, a todas as pessoas que direta e indiretamente me ajudaram, muito obrigado.

Primeiramente quero agradecer a CAPES e ao CNPq por me fornecerem uma bolsa de mestrado, muito necessária para que eu pudesse fazer meu mestrado com qualidade e segurança.

A Universidade Federal de Goiás e ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução pela estrutura fornecida, principalmente o laboratório de trabalho e claro a todos os professores muito compreensivos e abertos a discussões e sugestões. Conviver e poder participar das disciplinas e discussões com certeza surtiu grande diferença na minha maturidade científica e profissional.

Ao professor e orientador Fabiano Rodrigues de Melo, muito obrigado por acreditar e confiar na minha capacidade mais uma vez.

Ao meu coorientador Arthur Bispo, peça fundamental na construção dessa dissertação, sua paciência e generosidade foram essenciais neste trabalho, muito obrigado por arriscar trabalhar comigo.

Ao professor Paulo De Marco, que não tenho como descrever a forma como me ajudou, porque sua presença foi em minha formação de mestre foi marcante. Sua competência e humildade tornam o professor Paulo De Marco um grande profissional, obrigado por me abrigar em seu laboratório e criticar várias vezes o meu trabalho.

Ao laboratório de limnologia, lugar onde encontrei muito mais que trabalho, encontrei amizade, companheirismo e solidariedade. Hoje quando me lembro de quando entrei no laboratório, percebo que valeu cada segundo passado nesta sala, pelas discussões sérias e pelas besteiras que gostamos de falar. De certa forma percebo que as pessoas do laboratório se tornaram uma parte muito grande da minha vida, tanto que morava com boa parte dessas pessoas. Aliás, tive muita sorte por acabar morando nesse “prédio república”. A vida com vocês é muito divertida e intensa, são pessoas que posso chamar de amigos e colegas, a todos vocês pelo companheirismo, amizade, gentileza, auxílio nas análises estatísticas e de paisagens meu muito obrigado, estejam certos de que eu estou fazendo “joinha” pra vocês

Leandro Juen, Fabio, Edu, Ricardo, Sidney, Leandro, Joana, Karina, Thiago, Poliana, Daniel, Miriam, Carol Nóbrega, tia Ísis, Carol Correa, Flavinha, Nelson, Júlio, Solana, Luciana, Denis, Livia, Renata, Carol Moreno, Sarah, Pedro, Andressa, Luciano, Lenize, André.

A todos os meus colegas da pós-graduação, em especial Marina, Priscila, Nathalia Machado e Bruno pela amizade e apoio, obrigado.

A Analice Calaça e ao Alexandre Lage por se disporem a retirar dúvidas sobre seus trabalhos de mestrado usados nessa dissertação e sua generosidade, obrigado.

Ao Instituto Onça-Pintada pelo apoio nos trabalhos de campo nas dissertações de Analice Calaça e Alexandre Lage, as quais eu utilizei aqui.

Aos meus amigos de sempre, por entenderem a minha ausência e trabalharem para não deixar nossa amizade ser abalada pela distância, meus amigos de sempre Nayra, Josimar, Vaneça Flor, Luciele, Maiara, Letícia, Vanessa, Stephany, Márcia. Obrigado pelo apoio, e por me fazerem rir tantas e tantas vezes.

A minha família, ao meu pai, minha mãe e minha irmã, obrigado por acreditarem em mim, pela confiança, pelo apoio, pelo carinho. Amo vocês.

Muitas outras pessoas me ajudaram de outras formas, em pequenos detalhes que fizeram a diferença ao longo do tempo, uma conversa no corredor com um professor, uma piada no momento de stress, uma saída pro lanche, um artigo indicado, a todos vocês o meu muito obrigado.

RESUMO

A fragmentação de habitats pode ser entendida como a quebra de um habitat contínuo em “pedaços” ou fragmentos. As alterações ambientais provenientes desse processo influenciam as comunidades de diferentes formas podendo causar variações em sua composição de espécies. A diversidade beta pode ser um indicativo da variação entre a composição das comunidades, podendo gerar dois padrões de variação, o *turnover* e o aninhamento. No *turnover* ocorre a substituição de espécies ao longo das comunidades, enquanto no aninhamento há a formação de subgrupos a partir de comunidades mais ricas. Neste trabalho testei: (I) como a fragmentação de habitats influencia a presença dos mamíferos de médio e grande porte agrupados em grupos funcionais; (II) como a diversidade beta está sendo influenciada por estes processos de fragmentação de habitats, levando a um padrão de substituição ou aninhamento de espécies e se as mudanças podem ser atribuídas à fragmentação. Utilizei dados de amostragens de mamíferos de médio e grande porte em 19 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual localizados no bioma Cerrado no estado de Goiás. A paisagem que se encontrava 2,5 Km ao redor dos fragmentos foi mapeada, e neste perímetro calculada as métricas da paisagem. Para análise, formei quatro conjuntos de grupos com os mamíferos, baseados na dieta, na massa corporal, na amplitude de nicho trófico e na junção dos três anteriores. A diversidade beta foi calculada segundo o índice de Sorensen, o *turnover* pelo índice de Simpson e o aninhamento pelo índice de *Nestedness*. A quantidade de área influenciou a presença do grupo B3 – felinos e a porcentagem de área nuclear os grupos A1 – carnívoros, grandes e B3- felinos. A porcentagem de área nuclear na paisagem é a característica mais importante para a presença dos mamíferos na paisagem fragmentada. Os felinos foram o grupo mais sensível sendo influenciados pela quantidade de área e porcentagem de área nuclear. A diversidade beta nas paisagens fragmentadas está estruturada pela substituição de espécies, mas somente a diversidade beta foi influenciada pela variação ambiental relacionada a conectividade das paisagens. As diferentes alterações nas paisagens provocam diferentes respostas nas espécies e permitem a criação de um gradiente de fragmentação impulsionando o processo de substituição de espécies. A manutenção de fragmentos com grande quantidade de área nuclear e boa conectividade favorece a conservação de mamíferos, principalmente os de grande porte e carnívoros.

ABSTRACT

Habitat fragmentation is defined as the breaking of a continuous habitat in “patches” or fragments. This process leads to environmental changes capable of affecting communities in different ways, causing species composition changes. Beta diversity measures can show the variation between the composition of different communities, where two ecological patterns can be found: turnover and nestedness. In turnover the variation in community structure is a consequence of species replacement, while in the nestedness poor communities are nested in richer communities. Here I tested: (I) how habitat fragmentation affects the presence of large and medium sized mammals in different functional groups; (II) if the variation in beta diversity in fragmented landscapes is caused by turnover or nestedness, and (III) if the variation observed was due to habitat fragmentation. I used 19 Semideciduous Forest patches in the Brazilian Cerrado, from the State of Goiás. Landscape metrics from 2.5 km around the patches were obtained from classifications and measurements. For the analyses, I made four sets based in diet, size, diet amplitude and all previous three together. I calculated the beta diversity with Sorensen indices, turnover with Simpson indices and nestedness with Nestedness indices. The natural area size influenced the group B3- felines and the core area percentage, the groups A1-carnivores, large and B3-felines. The core area percentages were the most important character in fragmented landscapes for mammal communities. The felines were the most sensible group. This group was affected by natural area availability and by the core area percentage. The beta diversity pattern in the fragmented landscapes was turnover, but it was not related to environmental variation or spatial distances between the landscapes. Both nestedness and beta diversity were affected by spatial distance, but beta diversity was also affected by environmental variation linked to landscape connectivity. The changes in different landscapes cause different responses in species and allow the creation of a fragmentation gradient, driving the turnover phenomenon. The carnivores were the species most sensible to habitat fragmentation, mainly because they need large home ranges. Thus, an understanding of how diversity reacts to habitat fragmentation may provide support to the implementation of conservation areas and research upgrading which focus specific species groups. Managed areas with large core areas and good connectivity should bring desirable results for large and medium sized mammals conservation status. This affirmative is true, especially for larger mammals and carnivores.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	2
REFERÊNCIAS	8
CAPITULO I	18
QUAL A PAISAGEM IDEAL? COMPREENDENDO AS CORRELAÇÕES ENTRE A OCORRÊNCIA DE MAMÍFEROS E PAISAGENS FRAGMENTADAS ¹	18
RESUMO	19
INTRODUÇÃO	20
METODOLOGIA.....	21
ÁREA DE ESTUDO	21
ANÁLISE DA PAISAGEM.....	23
DADOS SOBRE AS ESPÉCIES DE MAMÍFEROS	25
ANÁLISE DOS DADOS	26
RESULTADOS	31
LEVANTAMENTO DE ESPÉCIES	31
A PAISAGEM E OS GRUPOS FUNCIONAIS.....	31
DISCUSSÃO	37
CONCLUSÃO	41
REFERÊNCIAS	42
ANEXOS.....	52
CAPITULO II.....	54
PADRÕES DE DIFERENCIAÇÃO DAS COMUNIDADES DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM PAISAGENS FRAGMENTADAS ¹	54
RESUMO	55
INTRODUÇÃO	56
METODOLOGIA.....	58
ÁREA DE ESTUDO	58
ANÁLISE DA PAISAGEM.....	60

DADOS SOBRE AS ESPÉCIES DE MAMÍFEROS	62
ANÁLISE DE DADOS	63
<i>CÁLCULOS DE DIVERSIDADE</i>	63
<i>CAUSA DE VARIAÇÃO NA DIVERSIDADE BETA</i>	64
RESULTADOS	65
RIQUEZA.....	65
DIVERSIDADE BETA.....	68
FATORES DE EXPLICAÇÃO PARA A DIVERSIDADE BETA.....	68
DISCUSSÃO	70
PADRÃO DE ESTRUTURA DAS COMUNIDADES.....	70
FATORES DE ATRIBUIÇÃO DA DIVERSIDADE BETA.....	71
FATORES DE ATRIBUIÇÃO DO <i>TURNOVER</i>	73
FATORES DE ATRIBUIÇÃO DO ANINHAMENTO	73
CONCLUSÕES	74
REFERÊNCIAS	75
ANEXOS.....	85
CONSIDERAÇÕES FINAIS	87
APÊNDICE I – Imagem das áreas amostradas no estado de Goiás	88

INTRODUÇÃO GERAL

As atividades humanas estão constantemente relacionadas a distúrbios na natureza, os quais têm contribuído para grandes perdas de biodiversidade em todo o mundo (Cuarón, 2000; Sanderson et al. 2002; Jenkins, 2003). Dentre essas atividades podemos destacar a conversão de áreas naturais em agricultura e pecuária, que constitui uma das maiores ameaças para a biodiversidade global (Tilman et al. 2002; Gibson et al. 2011) e um grande desafio para a conservação das espécies. No Brasil, por exemplo, o bioma Cerrado está altamente ameaçado, e encontra-se em altos níveis de fragmentação (Ratter et al. 1997; Klink e Machado 2005; Carvalho et al. 2009), provocado por atividades antrópicas, principalmente pecuária e agricultura, levando o a compor o grupo das 35 áreas mais ameaçadas do planeta (Mittermeier et al. 2005).

A vegetação remanescente do Cerrado corresponde hoje a pouco mais de 20% da sua distribuição original (Myers et al. 2000; Mittermeier et al. 2005) que chegava a 23% (por volta de 2.000.000 Km²) do território brasileiro (Ratter et al. 1997). A intensificação da ocupação da região do Cerrado e de Goiás se deu principalmente após os anos 60-70 do século passado, quando a melhoria do transporte e infraestrutura, da tecnologia para a agricultura e incentivos transformaram essa região na mais importante do agronegócio brasileiro (Mittermeier et al. 2005; Miziara e Ferreira 2008). Atualmente o bioma se encontra distribuído em fragmentos de vegetação em função do tipo de ocupação para a agricultura e pecuária em largas escalas (Klink e Machado 2005; Carvalho et al. 2009). O estado de Goiás perdeu por volta de 64% de sua vegetação natural (Ferreira et al. 2008), onde as áreas remanescentes de Florestas Estacionais Semidecíduais correspondem a somente 1,6 % da área do estado (Sano et al 2008). A região sudoeste de Goiás concentra uma maior quantidade de monoculturas na paisagem (Carvalho et al. 2009), principalmente de milho, soja e cana-de-açúcar, no entanto também há pastagens na região. Já as regiões central e oeste do estado possuem paisagens dominadas por pastagens (Carvalho et al. 2009), com a presença de monoculturas em menor escala. Paisagens com monoculturas costumam possuir um maior número de remanescentes do que paisagens dominadas por pastagens (Carvalho et al. 2009) no estado, no entanto os remanescentes das regiões onde pastagens são predominantes, costumam ser maiores. Mesmo assim, as regiões sudoeste e norte apresentam uma situação preocupante em relação a fragmentação, com a maior concentração de fragmentos do estado (Ferreira et al. 2008).

Os processos de fragmentação e perda de habitats têm sido apontados como os principais fomentadores da perda de biodiversidade em todo mundo, inclusive no Brasil (Costa et al. 2005; Tabarelli e Gascon 2005; Ahumada et al. 2011). A fragmentação de habitats altera a paisagem causando redução na extensão de habitat original, aumento no número ou criação de fragmentos de habitat, diminuição do tamanho e aumento no isolamento dos fragmentos (Fahrig 2003). As alterações influenciam na forma como a fauna utiliza a paisagem e até mesmo na extinção local de algumas espécies (Crooks 2002; e.g. Fonseca e Robinson 1990; Chiarello 1999; Harrington et al. 2001; Michalski e Peres 2007).

Apesar de interagirem entre si, a perda de habitat pode ocorrer independente da fragmentação (Fahrig 2003). Na perda de habitat, este é convertido em uma cobertura de solo diferente da original, havendo redução da mesma. Enquanto no processo de fragmentação, um determinado habitat é transformado em um número de fragmentos menores que a área original (Wilcove et al. 1986). Assim, o processo de perda de habitats pode ser compreendido dentro do contexto do processo de fragmentação de habitats.

Uma das consequências da fragmentação de habitats é a redução da área, a qual é vista como um dos principais fatores de influência na distribuição, riqueza e abundância dos organismos em paisagens fragmentadas (Andrén 1994). Como padrão geral e esperado pela teoria de Biogeografia de Ilhas proposta por MacArthur e Wilson (1963), o tamanho da área deve ser um preditor da riqueza de espécies. Esse padrão tem sido encontrado para mamíferos (Chiarello 1999; Lopes e Ferrari 2000; Watling & Donnelly 2006; Michalski e Peres 2007) sugerindo que a diminuição do tamanho dos habitats tende a provocar entre outras consequências a perda de espécies.

Com a criação de fragmentos, além da diminuição do tamanho da área, tem-se também o aumento dos efeitos de borda (Stevens e Husband, 1998; Murcia 1995; Fahrig 2003). O efeito de borda ocorre em função das diferenças na biomassa e estrutura entre a matriz e o fragmento que alteram o microclima do local, afetando principalmente a borda dos fragmentos (Murcia 1995; Stevens e Husband, 1998). O efeito de borda também atua facilitando a presença de animais domésticos, que podem interferir nos ciclos ecológicos (Lacerda et al. 2009; Srбек-Araújo e Chiarello 2008) e facilitar a dispersão de plantas exóticas (Hobbs 2001). As alterações nas áreas de borda incluem mudanças de fatores abióticos (aumento do vento, luz, mudança do microclima) e biológicos diretos e indiretos (mudanças na abundância, e distribuição de espécies, padrões de predação, parasitismo, herbivoria, polinização e dispersão de sementes por espécies da fauna) (Murcia 1995; Stevens e Husband,

1998; Bentley 2008). Estes eventos afastam algumas espécies das bordas e beneficiam a presença de outras mais tolerantes (Stevens e Husband, 1998; Barding e Nelson 2008; Norris et al. 2008; Lacerda et al. 2009; Sálek et al. 2010), o que contribui para a extinção local de espécies sensíveis a estes distúrbios.

A limitação da área pelo tamanho do fragmento pode ser um agravante para as espécies, porque seu tamanho pode não ser suficiente para sustentar uma população ou até mesmo um indivíduo (Fahrig 2001), havendo a necessidade de buscar novas áreas ou nesse caso, fragmentos para a obtenção de recursos (Antongiovanni e Metzger 2005; Anderson et al. 2007; Harper et al. 2008). Essa necessidade pode ser vista principalmente em mamíferos com características que conduzem a necessidade de grandes territórios, como os de grande porte (*e.g.* onça-pintada, puma, anta) ou que vivem em bandos (*e.g.* queixada, cateto, quati).

O tipo de matriz presente em uma paisagem também pode ser um fator limitante para a presença das espécies, pois características como a qualidade e complexidade da matriz atuam como filtros na movimentação de espécies na paisagem (Zollner 2000; Tabarelli e Gascon 2005; Umetsu e Pardini 2007; Lyra-Jorge et al. 2009). No entanto a capacidade da espécie em se locomover por meio de ambientes diferentes, neste caso pela matriz, também se torna um fator importante para que possa permanecer na paisagem fragmentada (Stacey e Taper, 1992; Gascon et al. 1999; Antongiovanni e Metzger 2005; Harper et al. 2008). Desta forma, dependendo do quanto a estrutura da matriz se assemelha a do fragmento e da plasticidade das espécies, algumas delas podem se deslocar e ou usar a matriz para busca de alimento e abrigo e outras não (Gascon 1999; Michalski e Peres 2007; Lyra-Jorge et al. 2009). Nas paisagens fragmentadas, as espécies que possuem maior mobilidade através da matriz, e plasticidade ambiental para utilizar diferentes ambientes, podendo transitar entre fragmentos, têm maior chance de sobrevivência, do que aquelas com baixa mobilidade (Stacey e Taper, 1992; Fahrig e Merriam, 1994; Gascon et al. 1999; Antongiovanni e Metzger 2005; Harper et al. 2008).

Nas paisagens fragmentadas os pequenos remanescentes florestais também devem ser de grande valia, principalmente para a movimentação das espécies que possuam alguma facilidade de deslocamento através da matriz, servindo como pontos de parada ou de alimentação (*stepping stones*) (Fahrig e Merriam 1994; Uezu et al. 2005; Sampaio et al. 2010). Além de servirem como *stepping stones*, remanescentes próximos com maior número de conexões contribuem para maior heterogeneidade da paisagem, fornecendo uma maior conectividade entre as manchas de habitat (Uezu et al. 2005). A conectividade pode ser entendida como o quanto uma paisagem facilita ou não o movimento das espécies (Taylor et

al. 1993) sendo composta de dois conceitos: (1) a conectividade estrutural que faz referência à presença e qualidade de corredores, complexidade da matriz e heterogeneidade da paisagem entre os fragmentos (Beier e Noss 1998; Gascon et al. 1999; Antongiovanni e Metzger 2005; Rittenhouse e Semlitsch 2006); e a (2) conectividade funcional que reflete a capacidade de movimentação das espécies na paisagem (Tabarelli e Gascon 2005; Uezu et al. 2005).

Os processos de fragmentação e perda de habitats podem assim ser apontados como causadores de variação dentro das comunidades expostas a estes distúrbios. A diversidade de espécies em ambientes naturais pode ser mensurada em três níveis diferentes: em um hábitat ou comunidade específica (diversidade alfa), em todos os habitats de uma determinada região (diversidade gama) ou pela diferença na composição entre habitats (diversidade beta) (Whittaker, 1960; Koleff *et al.*, 2003). A diversidade beta pode ser definida como “a extensão de mudança de uma comunidade” (Whittaker 1960) e entendida como a substituição ou mudança na composição das espécies entre locais (Koleff et al. 2003). O cálculo da diversidade beta fornece valores do quanto uma comunidade é diferente das outras, com a variação podendo ser atribuída a dois padrões diferentes, o aninhamento ou a substituição de espécies (Baselga 2010).

Comunidades que se encontram aninhadas, apresentam espécies presentes em comunidades mais pobres como subconjuntos das comunidades mais ricas (Patterson, 1987; Ulrich et al. 2009; Almeida-Neto et al. 2011) (Figura 01). Nestas comunidades ocorre um processo que leva a perda de espécies, criando subconjuntos (Wright et al. 1998), levando essas comunidades a um padrão aninhado de comunidades. Este padrão tem sido encontrado em comunidades perturbadas (Fernández-Juricic 2002; Bloch et al. 2007). O processo de fragmentação e perda de habitats também deve induzir as comunidades a um padrão aninhado, pois os fragmentos formados, por sua vez também são subconjuntos do original que era contínuo (Ulrich et al. 2009).

Local 1	A							
Local 2	A	B	C					
Local 3	A	B	C	D	E			
Local 4	A	B	C	D	E	F	G	H

Figura 01 – Exemplo de padrão aninhado de espécies ao longo de quatro comunidades diferentes. As letras representam as espécies (Baseado em Baselga, 2010).

Em comunidades estruturadas pelo padrão de *turnover* (Figura 02) onde ocorre uma substituição de espécies ao longo de gradientes ambientais (precipitação, temperatura, complexidade ambiental, vegetação, etc.) (Harrison et al. 1992; Chen et al. 2011; Svenning et al. 2011) e/ou do espaço (Harrison et al. 1992; Qian et al. 2005). A particularidade nas escalas dos gradientes (principalmente climático e de vegetação) limitam o nicho para a ocorrência de diferentes espécies, produzindo conjuntos desiguais de espécies ao longo do gradiente (Nekola e White 1999; Qian *et al.*, 2005; Chen et al. 2011; Svenning et al. 2011). A dispersão das espécies também demonstra ser um fator importante para o estabelecimento deste fenômeno (Qian et al. 2005), pois espécies com baixas capacidades de dispersão tendem a se manter agregadas, aumentando os valores de substituição entre as áreas.

Local 1	A	B	C				H
Local 2	A	B			F	G	
Local 3	A	B		D	E		
Local 4	A	B	C				

Figura 02 – Exemplo de padrão de substituição de espécies (*turnover*) ao longo de quatro comunidades diferentes. As letras representam as espécies (Baseado em Baselga, 2010).

Os processos de perda e fragmentação de habitats também criam diferentes graus de perturbação entre as paisagens, contribuindo para alterações na composição de comunidades (*e.g.* Pardini et al. 2005; Umetsu & Pardini, 2007; Zurita & Bellocq, 2010; Ahumada *et al.*, 2011). Os efeitos destes processos sobre a fauna incluem a queda da diversidade alfa dentro dos fragmentos e aumento da diversidade beta entre eles (Harrison, 1997; Loreau 2000; Chase 2003). Nesse processo de fragmentação, a variação na diversidade beta pode estar associada a fatores ambientais e ecológicos. Fatores ambientais como a complexidade do habitat ou da paisagem e o isolamento (Gilbert et al. 1998; Jones et al. 2006) causam flutuações na diversidade beta por que contribuem para a formação de nichos específicos em ambientes diferenciados, causando conjuntos distintos de espécies. Nesse caso a diferença na composição ocorre por causa das relações específicas das espécies com o ambiente, levando a composição das comunidades a variar ao longo dos gradientes (ambientais, temperatura, precipitação, distúrbio, etc.) (Nekola e White 1999; Qian 2009a). Fatores ecológicos como a capacidade de dispersão das espécies e amplitude de nicho contribuem para a variação na diversidade beta em decorrência de suas diferenças em relação às espécies. Quanto maior for a capacidade de dispersão das espécies, menor deve ser a diversidade beta entre os locais

(Qian 2009a,b Hubbell 1999), pois a movimentação das espécies entre locais tende a homogeneizar as faunas e assim diminuir a diversidade beta entre eles. Já a amplitude de nicho está relacionada à capacidade das espécies em utilizar vários estágios dos gradientes. As espécies generalistas são hábeis em ocupar mais de um ambiente (Futuyma e Moreno 1988, Kassen 2002, Marvier et al. 2004), o que facilita a presença e a movimentação das mesmas entre os ambientes, diminuindo a diversidade beta entre locais.

As espécies são afetadas de diferentes formas pelos processos de fragmentação de habitats, com suas populações podendo declinar, desaparecer ou estabilizar ou não nos fragmentos ou na paisagem (Crooks 2002; Uezu et al. 2005; Laurance 2008). Frente às paisagens alteradas, é importante entender quais fatores desempenham maior influência na ocorrência das espécies. Espécies como mamíferos de médio e grande porte podem ser úteis na compreensão desses padrões de distribuição em paisagens, pois possuem alta mobilidade, necessitam de grandes áreas de vida, tem características diversas dentro do grupo e atuam em importantes ciclos ecológicos (Fragoso e Huffman 2000; Galetti et al. 2001; Rocha et al. 2004; Weckel et al. 2006; Alves-Costa e Eterovick 2007; Tobler et al. 2010). Neste trabalho buscamos entender como a distribuição dos mamíferos de médio e grande porte é influenciada pela configuração da paisagem fragmentada, dividido em dois capítulos:

Capítulo I: Entender como as características da paisagem, conectividade, quantidade de área, área nuclear e isolamento, influencia a presença dos grupos funcionais de mamíferos de médio e grande porte, testando (i) como os componentes da paisagem influenciam cada grupo funcional, espera-se que as diferentes respostas desses grupos às métricas de paisagem analisadas estejam de acordo com suas exigências ecológicas e com a sensibilidade de cada grupo para os efeitos da fragmentação florestal.

Capítulo II: Calcular a diversidade beta para mamíferos de médio e grande porte em paisagens alteradas e testar: (i) Se essas variações podem ser atribuídas a um padrão de substituição ou aninhamento de espécies entre as paisagens fragmentadas; (ii) Se a variação encontrada para a diversidade beta, substituição e aninhamento podem ser atribuídas a distância espacial entre as paisagens ou as características ambientais das paisagens;

REFERÊNCIAS

- Ahumada JA., Silva CEF, Gajapersad K, Hallam C, Hurtado J, Martin E, McWilliam A, Mugerwa B, O'Brien T, Rovero F, Sheil D, Spironello WR, Winarni N, Andelman SJ (2011) Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366: 2703–2711.
- Almeida-Neto M, Frensel DMB, Ulrich W (2011) Rethinking the relationship between nestedness and beta diversity: a comment on Baselga (2010). *Global Ecology and Biogeography*: 1–6.
- Alves-Costa P, Eterovick PC (2007) Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta Oecologica* 32: 77–92.
- Anderson J, Rowcliffe JM, Cowlishaw G (2007) Does the matrix matter ? A forest primate in a complex agricultural landscape. *Biological Conservation* 135: 212–222.
- Andrén H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat : a review. *Oikos* 3: 355–366.
- Antongiovanni M, Metzger J (2005) Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441–451.
- Barding EE, Nelson TA (2008) Raccoons use habitat edges in Northern Illinois. *The American Midland Naturalist* 159: 394–402.

Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134–143.

Beier P, Noss RF (1998) Do habitat corridors provide connectivity. *Conservation Biology* 12: 1241–1252.

Bentley JM (2008) Role of movement, interremnant dispersal and edge effects in determining sensitivity to habitat fragmentation in two forest-dependent rodents. *Austral Ecology* 33: 184–196.

Bloch CP, Higgins CL, Willig MR (2007) Effects of large-scale disturbance on metacommunity structure of terrestrial gastropods : temporal trends in nestedness. *Oikos* 116: 395–406.

Carvalho FMV, De Marco Júnior P, Ferreira LG (2009) The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142: 1392–1403.

Chase JM (2003) Community assembly: when should history matter? *Oecologia* 136: 489–498.

Chen S, Jiang G, Zhang J, Li Y, Qian H (2011) Species turnover of amphibians and reptiles in eastern China: disentangling the relative effects of geographic distance and environmental difference. *Ecological Research* 26: 949–956.

Chiarello A (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71–82.

Costa LP, Leite YLR, Mendes SL, Ditchfield AD (2005) Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1: 103–112.

Crooks KR (2002) Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488–502.

Cuarón AD (2007) Special Section : A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Habitat* 14: 1574–1579.

Fahrig L (2001) How much habitat is enough ? *Biological Conservation* 100: 65–74.

Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487–515.

Fahrig L, Merriam G (1994) Conservation of Fragmented Populations. *Conservation Biology* 8: 50–59.

Fernández-Juricic E (2002) Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia* 131: 269–278.

Ferreira ME; Ferreira LG; Ferreira NC (2008) Cobertura vegetal remanescente em Goiás: distribuição, viabilidade ecológica e monitoramento. In Ferreira Jr. LG (eds) *A Encruzilhada Sociambiental: biodiversidade, economia e sustentabilidade no cerrado*, Editora UFG, Goiânia, pp 169-185.

Fonseca GAB, Robinson JG (1990) Forest size and structure : Competitive and Predatory Effects on Small Mammal Communities. *Biological Conservation* 53: 265–294.

Fragoso JMV, Huffman JM (2000) Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of Tropical Ecology* 16: 369–385.

Futuyma DJ, Moreno G (1988) The Evolution of Ecological Specialization. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 207–233.

Galetti M, Keuroghlian A, Hanada L, Morato MI (2001) Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. *Biotropica* 33: 723–726.

Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard Jr. RO, Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance B, Zimmeman B, Tocher M, Borges S (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223–229.

Gibson L, Lee TM, Koh LP, Brook BW, Gardner TA, Barlow J, Peres CA, Bradshaw, CJA, Laurance WF, Lovejoy TE, Sodhi NS (2011) Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478: 378–381.

Gilbert F, Gonzalez A, Evans-Freke I (1998) Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 265: 577–582.

Harper MJ, McCarthy MA, Van Der Ree R (2008) Resources at the landscape scale influence possum abundance. *Austral Ecology* 33: 243–252.

Harrington GN, Freeman AND, Crome FHJ (2001) The effects of fragmentation of an Australian tropical rain forest on populations and assemblages of small mammals. *Journal of Tropical Ecology* 17: 225–240.

Harrison S (1997) How natural habitat patchiness affects the distribution of diversity in Californian Serpentine Chaparral. *Ecology* 78: 1898–1906.

Harrison S, Ross SJ, Lawton JH, Ross J (1992) Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Society* 61: 151–158.

Hobbs RJ (2001) Synergisms among habitat fragmentation, livestock grazing, and biotic invasions in southwestern Australia. *Conservation Biology* 15: 1522–1528.

Hubbell SP, Foster RB, O'Brien ST, Harms KE, Condit R, Wechsler B, Wright SJ, Loo de Lao S (1999) Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science* 283: 554–557.

Jenkins M (2008) Prospects for Biodiversity. *Science* 1175: 1175–1177.

Jones MM, Tuomisto H, Clark DB, Olivas P (2006) Effects of mesoscale environmental heterogeneity and dispersal limitation on floristic variation in rain forest ferns. *Journal of Ecology* 94: 181–195.

Kassen R (2002) The experimental evolution of specialists, generalists, and the maintenance of diversity. *Journal of Evolutionary Biology* 15: 173–190.

Klink CA, Machado RB (2005) A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1: 147–155.

Koleff P, Gaston KJ, Lennon JJ (2003) Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367–382.

Lacerda ACR, Tomas WM, Marinho-Filho J (2009) Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12: 477–487.

Laurance W (2008) Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731–1744.

Lopes MA, Ferrari SF (2000) Effects of Human Colonization on the Abundance and Diversity of Mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14: 1658–1665.

Loreau M (2000) Are communities saturated? On the relationship between alpha, beta and gamma diversity. *Ecology Letters* 3: 73–76..

Lyra-jorge MC, Ribeiro MC, Ciocheti G, Tambosi LR, Pivello VR (2009) Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna , Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 53: 359–368.

Macarthur RH, Wilson EO (1963) An Equilibrium Theory of Insular Zoogeography. *Evolution* 17(4): 373–387.

Marvier M, Kareiva P, Neubert MG (2004) Habitat Destruction , Fragmentation , and Disturbance Promote Invasion by Habitat Generalists in a Multispecies Metapopulation. *Risk Analysis* 24(4): 869–878.

Michalski F, Peres C a (2007) Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 21: 1626–1640.

Mittermeier RA, Gil RP, Hoffman M, Pilgrim J, Brooks T, Mittermeier CG, Lamoreux J, Fonseca GAB (2005) Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. 2 ed., University of Chicago Press, Boston.

Miziara F, Ferreira, NC (2008) Expansão da Fronteira Agrícola e Evolução da Ocupação e uso do Espaço no Estado de Goiás: Subsídios á Política Ambiental. In Ferreira Jr. LG (eds) *A Encruzilhada Sociambiental: biodiversidade, economia e sustentabilidade no cerrado*, Editora UFG, Goiânia, pp 107-125.

Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10: 58–62.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GA, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.

Nekola JC, White PS, Carolina N, Hill C (1999) The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Science*: 867–878.

Norris D, Peres CA, Hinchliffe K (2008) Terrestrial mammal responses to edges in Amazonian forest patches : a study based on track stations. *Mammalia* 72: 15–23.

Pardini R, Souza SM de, Braga-Neto R, Metzger JP (2005) The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253–266.

Patterson BD (1986) Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society* 28: 65–82.

Qian H (2009a) Beta diversity in relation to dispersal ability for vascular plants in North America. *Global Ecology and Biogeography* 18: 327–332.

Qian H (2009b) Global comparisons of beta diversity among mammals, birds, reptiles, and amphibians across spatial scales and taxonomic ranks. *Journal of Systematics and Evolution* 47: 509–514.

Qian H, Ricklefs RE, White PS (2005) Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters* 8: 15–22.

Ratter JA, Ribeiro JF, Bridgewater S (1997) The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *annals of botany* 80: 223–230.

Rittenhouse TAG, Semlitsch RD (2006) Grasslands as movement barriers for a forest-associated salamander: Migration behavior of adult and juvenile salamanders at a distinct habitat edge. *Biological Conservation* 131: 14–22.

Rocha VJ, Reis NR, Sekiama ML (2004) Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnívora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 871–876.

Šálek M, Kreisinger J, Sedláček F, Albrecht T (2009) Corridor vs. hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 134: 8–13.

Sampaio R, Lima AP, Magnusson W, Peres CA (2010) Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity & Conservation* 19: 2421–2439.

Sanderson EW, Jaiteh M, Levy MA, Redford KH, Wannebo AV, Woolmer, G (2002) The human footprint and the last of the wild. *BioScience* 52(10): 891- 904.

Sano EE; Dambrós LA, Oliveira GC de; Brites RS (2008) Padrões de cobertura de solos do estado de Goiás. In Ferreira Jr. LG (eds) *A Encruzilhada Sociambiental: biodiversidade, economia e sustentabilidade no cerrado*, Editora UFG, Goiânia, pp 91-106.

Srbek-Araujo AC, Chiarello AG (2008) Domestic dogs in Atlantic forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. *Brazilian journal of biology* 68: 771–779.

Stacey PB, Taper M (1992) Environmental variation and the persistence of small populations. *Ecological Applications* 2: 18–29.

Stevens SM, Husband TP (1998) The influence of edge on small mammals : evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85: 1–8.

Svenning J-C, Fløjgaard C, Baselga A (2011) Climate, history and neutrality as drivers of mammal beta diversity in Europe: insights from multiscale deconstruction. *Journal of animal ecology* 80: 393–402.

Tabarelli M, Gascon C (2005) Lições da pesquisa sobre fragmentação : aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade* 1: 181–188.

Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571–573.

Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671–677.

Tobler MW, Janovec JP, Cornejo F (2010) Frugivory and seed dispersal by the lowland *Tapir* *Tapirus terrestris* in the Peruvian Amazon. *Biotropica* 42: 215–222.

Uezu a, Metzger J, Vielliard J (2005) Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123: 507–519.

Ulrich W, Almeida-Neto M, Gotelli NJ (2009) A consumer' s guide to nestedness analysis. *Oikos* 118: 3–17.

Umetsu F, Pardini R (2007) Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22: 517–530.

Watling JI, Donnelly M a. (2006) Review: Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology* 20: 1016–1025.

Weckel M, Giuliano W, Silver S (2006) Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology* 270: 25–30.

Whittaker RH (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains , Oregon and California. *Ecological Society of America Stable* 30: 279–338.

Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé M (eds) *Conservation Biology: Science of Scarcity and Diversity*, Sunderland, pp. 237–257.

Wright DH, Patterson BD, Mikkelsen GM, Cutler A, Atmar W (1998) A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia* 113: 1–20.

Zollner A (2000) Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciurids in fragmented agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 15: 523–533.

Zurita GA, Bellocq MI (2010) Spatial patterns of bird community similarity : bird responses to landscape composition and configuration in the Atlantic forest. *Landscape Ecology* 25: 147–158.

CAPITULO I

QUAL A PAISAGEM IDEAL? COMPREENDENDO AS CORRELAÇÕES ENTRE A OCORRÊNCIA DE MAMÍFEROS E PAISAGENS FRAGMENTADAS¹

¹ As referências bibliográficas estão de acordo com as normas da Revista *Landscape Ecology*

RESUMO

O processo de fragmentação de habitats modifica as paisagens causando diferentes distúrbios, de modo que algumas espécies desaparecem rapidamente, e outras são beneficiadas. Neste trabalho testei quais características das paisagens influenciam a presença de mamíferos de médio e grande porte agrupados em grupos funcionais. Utilizei amostragens de 19 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual no bioma Cerrado através de armadilhas fotográficas, e as características da paisagem num buffer de 2,5 km. Criei quatro conjuntos de grupos funcionais com 23 espécies baseados na dieta, na amplitude desta e combinando a massa corporal e a dieta, bem como a amplitude da dieta e a massa corporal (juntos). Por meio de regressões múltiplas entre os grupos e as métricas encontrei quatro relações, os grupos A1 - carnívoros e “grandes” apresentaram relação com a porcentagem de área nuclear na paisagem. O grupo B5 - felinos obteve relação com a porcentagem de área nuclear e a quantidade de área florestal na paisagem. Em geral os carnívoros preferem transitar em ambientes com pouca ou nenhuma perturbação, mesmo que algumas dessas espécies possam ser registradas em ambientes alterados. Os grandes mamíferos, assim como os felinos requerem grandes áreas e a presença de bordas florestais pode diminuir essa área, além da criação de ambientes diferenciados e possível aumento do risco de morte ao transitar pelas áreas alteradas. Os grupos apresentaram respostas diferentes às paisagens fragmentadas, onde a área nuclear e a quantidade de área foram mais importantes para sua presença. Esse tipo de análise pode levar a novos caminhos para a conservação das espécies de mamíferos de médio e grande porte indicando qual traço está relacionado a que tipo de distúrbio na paisagem.

Palavras-chave: Fragmentação de habitats; mamíferos; grupos funcionais; efeito de borda; conectividade; isolamento; área;

INTRODUÇÃO

O processo de fragmentação de habitats pode ser entendido como a quebra de um habitat contínuo, transformando-o em fragmentos menores que a área original (Fahrig 2003), o qual tem desencadeado a extinção local de várias espécies nas paisagens fragmentadas (Henle 2004; Michalski e Peres 2007; Norris et al. 2008; Silva Jr. e Pontes 2008). No bioma Cerrado, por exemplo, esse processo tem formado um mosaico de fragmentos imersos em uma matriz dominada por atividades de agropecuária (Klink e Machado 2005; Mittermeier 2005; Carvalho et al. 2009) aumentando o risco de extinção de várias espécies sensíveis ao processo de fragmentação de habitats.

A formação de fragmentos pode ser um fator limitante para a presença das espécies (Lopes e Ferrari 2000; Michalski e Peres 2007), devido a consequências como redução da área, efeito de bordas pela interação do fragmento com a matriz (Murcia 1995; Norris et al. 2008), invasão de espécies (Lacerda et al. 2009; Hobbs 2001) e alterações na conectividade da paisagem (Fahrig e Merriam 1994; Uezu et al. 2005; Sampaio et al. 2010). Esses fatores em conjunto podem diminuir a probabilidade para a presença de determinadas espécies (Lopes e Ferrari 2000; Fahrig 2003; Uezu et al. 2005; Michalski e Peres 2007; Norris et al. 2008). Todavia, a presença de uma espécie não pode ser atribuída somente a características do fragmento como tamanho ou isolamento, mas também ao tipo de habitat circundante (Andrén 1994).

O processo de fragmentação de habitats deve ser interpretado na escala da paisagem, sendo necessário considerar os diferentes conjuntos de unidades da paisagem e matriz que a compõem (Arroyo-Rodriguez e Mandujano 2009). Ao considerar toda a paisagem assumindo que a matriz não é totalmente inóspita (Smallwood e Fitzhugh 1995; Downes et al. 1997; Anderson et al. 2007; Brady et al. 2011) e pequenos fragmentos podem fornecer um aumento na conectividade da paisagem (Uezu et al. 2005; Sampaio et al. 2010) pode-se alcançar um entendimento mais próximo das relações entre a fauna e as paisagens fragmentadas. Os mamíferos podem ser bons indicadores de como a paisagem influencia a diversidade, pois possuem diversas funções ecológicas exercendo hábitos variados (e.g. Fragoso e Huffman 2000; Galetti et al. 2001; Rocha et al. 2004; Weckel et al. 2006; Alves-Costa e Eterovick 2007; Tobler et al. 2010).

Agrupar espécies de acordo com suas características ou hábitos pode ser uma eficiente maneira para avaliar as influências das características da paisagem sobre os mamíferos, visto

que espécies que compartilham traços, normalmente respondem de forma semelhante a condições ambientais a que são expostas (Henle 2004). Os mamíferos de grande tamanho corporal e predadores de topo de cadeia são mais sensíveis aos efeitos da fragmentação (Henle 2004; Silva Jr. e Pontes 2008) principalmente por que requerem grandes áreas de vida (Gilbert et al. 1998; Henle 2004). Espécies de grande porte, mas de hábitos especialistas preferem grandes áreas, contínuas e com maior qualidade ambiental (Di Bitetti et al. 2010) enquanto espécies generalistas de médio e grande porte mesmo necessitando de grandes áreas são capazes de atravessar a matriz podendo atingir novas áreas na paisagem (Michalski e Peres 2005).

Neste trabalho buscamos entender como as características da paisagem, conectividade, quantidade de área, área nuclear e isolamento, influenciam a presença dos grupos funcionais de mamíferos de médio e grande porte, testando (i) como os componentes da paisagem influenciam cada grupo funcional. Espera-se que as diferentes respostas desses grupos às métricas de paisagem analisadas estejam de acordo com suas exigências ecológicas e com a sensibilidade de cada grupo para os efeitos da fragmentação florestal.

METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDO

As áreas de estudo se encontram nas regiões noroeste, norte e sudoeste do estado de Goiás, Brasil (Figura 01). Na região noroeste os remanescentes amostrados se localizam no município de Aruanã (14° 55.257'S, 51° 4.665'O) (Figura 02 Apêndice I), na região norte os remanescentes se encontram no povoado de Luís Alves (Município de São Miguel do Araguaia – 13° 12.889'S, 50° 34.625'O) (Figura 03 Apêndice I) e já na região sudoeste os remanescentes amostrados estão dispostos nos municípios de Jataí (17° 53.617'S, 51° 42.867'O), Aporé (18° 57.749'S, 51° 55.384'O) e Aparecida do Rio Doce (18° 17.728'S, 51° 8.977'O) (Figura 04 Apêndice I) As áreas se encontram sob o domínio do bioma Cerrado, o qual apresenta um clima marcado por dois períodos sazonais, o chuvoso que dura de outubro a março e o seco de abril a setembro (Ratter et al. 1997; Klink e Machado 2005). As temperaturas médias ao longo do ano variam entre 22°C e 27°C (Klink e Machado 2005), com precipitação média para mais de 90% da área de 800-2000 mm ao ano (Ratter et al. 1997).

Neste cenário selecionei 19 remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual (Tabela 01) com formatos e paisagens circundantes diferentes e áreas que variam de 42,46 ha a 6.256,605 ha. Alguns destes fragmentos foram selecionados dentro de duas dissertações de mestrado nas quais os dados já se encontravam disponíveis

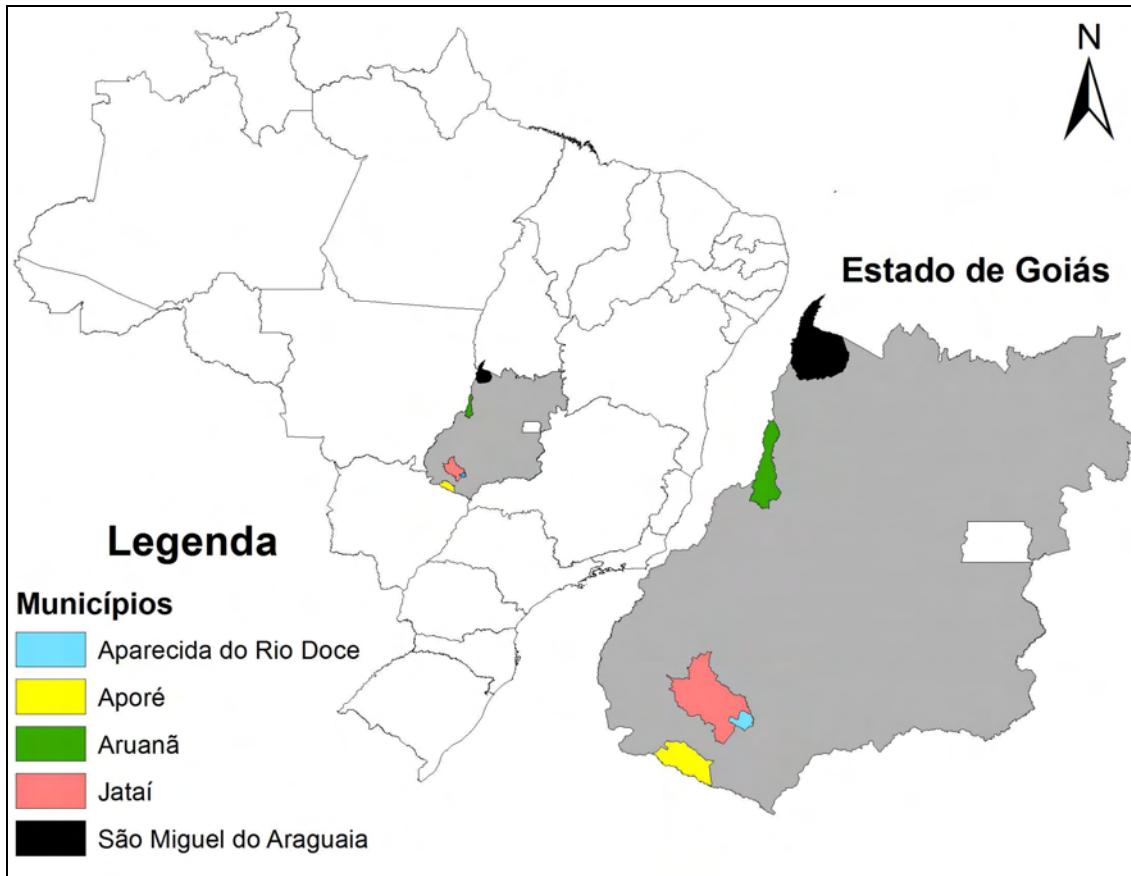


Figura 01- Municípios onde foi realizado levantamento de mamíferos de médio e grande porte em 19 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e a mensuração das métricas da paisagem circundante aos fragmentos em um raio de 2,5 km a partir do centroide dos fragmentos. O número de fragmentos por município foi: Aparecida do Rio Doce – 1, Aporé – 1, Aruanã -5 , Jataí – 4 e São Miguel do Araguaia - 8. Os municípios fazem parte do estado de Goiás, Brasil.

Tabela 01 – Fragmentos utilizados para levantamento dos mamíferos de médio e grande porte e utilizado como remanescente foco. Traz ainda a localidade do fragmento, o tamanho do fragmento, a localização e a riqueza de espécies registradas no fragmento.

Fragmento	Localidade	Área (ha)	Longitude	Latitude	Riqueza
F01	Aruanã	6256,60	-51.011232	-14.700488	11
F02	Aruanã	4242,04	-51.030226	-15.007973	8
F03	Aruanã	3438,96	-51.048869	-15.080389	13
F04	Aruanã	995,39	-51.120247	-14.991348	8
F05	Aruanã	238,43	-51.112528	-15.069805	9
F06	São Miguel do Araguaia	42,46	-50.443173	-13.316313	4
F07	São Miguel do Araguaia	167,42	-50.456591	-13.380089	9
F08	São Miguel do Araguaia	333,65	-50.310551	-13.218775	11
F09	São Miguel do Araguaia	1087,69	-50.317381	-13.297413	16
F10	São Miguel do Araguaia	333,48	-50.258564	-13.375867	8
F11	São Miguel do Araguaia	185,7	-50.228363	-13.318407	8
F12	São Miguel do Araguaia	2831,31	-50.544514	-13.367513	19
F13	São Miguel do Araguaia	12,55	-50.383561	-13.293864	5
F14	Jataí	151,83	-51.627004	-17.714539	4
F15	Jataí	45,62	-51.571037	-17.755929	3
F16	Jataí	60,08	-51.720037	-17.945908	7
F17	Jataí	130,09	-51.772805	-17.961103	13
F18	Aporé	184,12	-52.215829	-18.822028	3
F19	Aparecida do Rio Doce	118,61	-51.202267	-18.068799	4

ANÁLISE DA PAISAGEM

Para as análises da paisagem, criei mapas de uso do solo através de classificação visual em uma escala de 1:25.000 a partir de imagens do satélite Landsat 5, com resolução de 30 m (bandas 1,2,3,4,5 e 7; INPE/MCT- DGI/OBT). No mapeamento criei duas classes 1. floresta – áreas florestais que tinham pelo menos dois pixels de largura (60 m); 2. não floresta – matriz com a vegetação original alterada e áreas com lagos, rios e áreas de cerrado aberto (como pastagens naturais, cerrado *stricto sensu*, e campos limpos e sujo). Aqui não considero

que as espécies sejam incapazes de utilizar áreas de cerrado, mas que são predominantemente usuários de áreas florestais.

Para analisar a estrutura da paisagem, criei buffers com raios de 2,5 km em volta dos centroides de cada remanescente amostrado (Figura 05). O tamanho do buffer foi baseado principalmente em Lyra-Jorge et al. (2009) que em um trabalho semelhante encontrou um maior número de relações entre a paisagem e as espécies na maior escala (2 km). No entanto, aqui resolvi ampliar o tamanho do buffer visto a quantidade de espécies analisadas, buscando abranger uma maior caracterização estrutural das paisagens podendo englobar um maior número possível de relações. Além disso, devido ao potencial dispersivo dos mamíferos, maiores escalas podem render melhores resultados. Os buffers utilizados não se sobrepuseram e assim foi possível evitar uma autocorrelação espacial. A partir do mapa classificado, calculei as métricas da paisagem no software Fragstats 3.3 (MacGarigal e Marks 1995).

Após a obtenção das métricas da paisagem, efetuei uma Análise de Componentes Principais (PCA) e uma análise de correlação de Pearson (ponto de corte 0,7), a fim de se evidenciar as métricas menos correlacionadas entre si. Apenas uma métrica relacionada acima do ponto de corte na correlação de Pearson foi selecionada, o índice de porcentagem de área nuclear nos remanescentes florestais da paisagem (CAI). A métrica CAI apresentou uma correlação acima de 0,7, com a métrica de área total da classe floresta na paisagem (CA), no entanto foi selecionada pela importância da presença de um atributo que refletisse a presença de bordas na paisagem. Assim selecionei seis métricas para caracterizar as paisagens: sendo duas que medem a composição da paisagem, como a área total da classe floresta na paisagem (CA) e o índice de porcentagem de área nuclear nos remanescentes florestais da paisagem (CAI); Uma das métricas faz alusão ao formato dos remanescentes na paisagem apresentando um índice de formato médio dos remanescentes florestais (SHAPE); outra se refere ao agrupamento dos remanescentes na paisagem, apresentando um índice de agregação para a paisagem (CLUMPY); e as demais são referentes ao isolamento dos remanescentes, sendo uma o cálculo da distribuição da distância Euclidiana do vizinho mais próximo na paisagem (ENN) e outra apresentando um índice de fragmentação com base na desconexão para a paisagem (SPLIT) (McGarigal e Marks 1995);

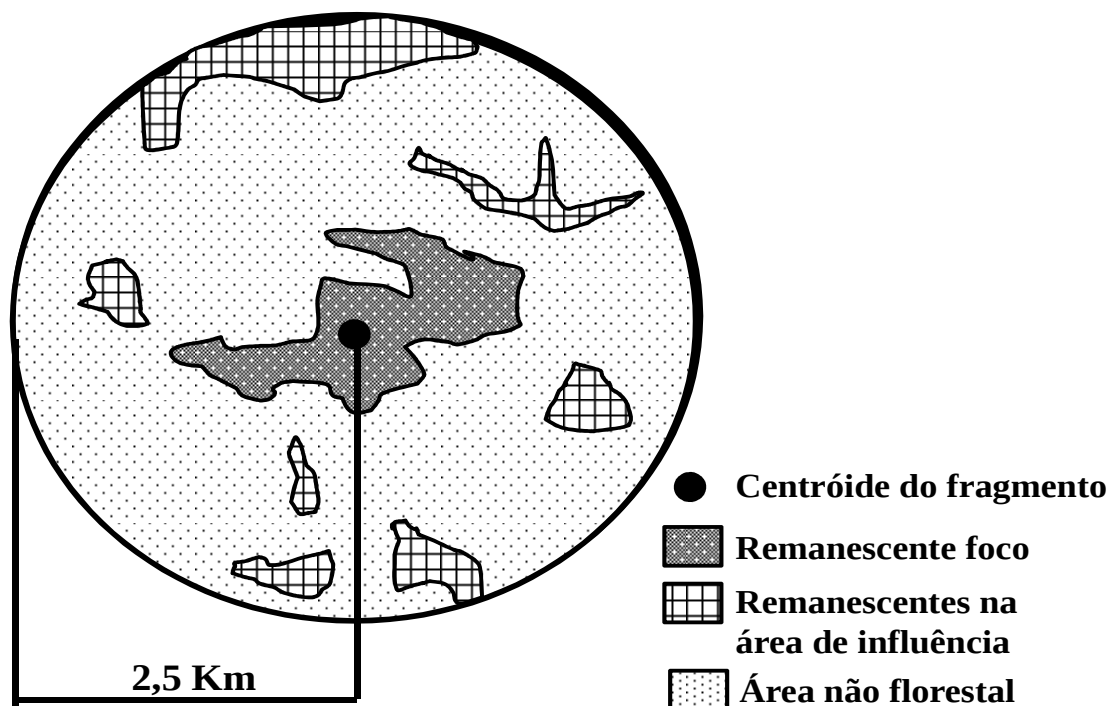


Figura 05 – Representação classificada no interior do buffer de 2,5 km, estando representados o remanescente foco, áreas florestais na paisagem de influência do buffer e a matriz não florestal (agricultura, pecuária, água, áreas abertas de Cerrado).

DADOS SOBRE AS ESPÉCIES DE MAMÍFEROS

Utilizei dados primários de levantamentos de mamíferos, os quais correspondem a amostragens realizadas no sudoeste goiano (Melo et al. 2011) (municípios de Jataí, Aporé e Aparecida do Rio Doce) (Tabela 01), enquanto os dados provenientes da região noroeste do estado, município de Aruanã foram retirados da dissertação de mestrado de Calaça (2009). Já os dados provenientes da região norte de Goiás, povoado de Luís Alves foram retirados da dissertação de mestrado de Lage (2011).

As amostragens foram efetuadas por meio de armadilhas fotográficas, tendo sido distribuídas baseadas principalmente no tamanho das áreas amostradas. As armadilhas fotográficas consistem de uma máquina fotográfica acoplada a um sensor de calor e movimento que dispara uma fotografia sempre que detecta algum animal atravessando o campo de ação do sensor. Esta metodologia tem sido usada com sucesso em vários trabalhos de levantamento e caracterização de mastofauna (e. g. Ngoprasert et al. 2007; Trolle et al.

2007; Tobler et al. 2008; Di Bitetti et al. 2010; Goulart et al. 2009; Ahumada et al. 2011; Calaça et al. 2010), atuando como método não invasivo e muito eficiente.

O esforço amostral de coleta foi de 3.324 armadilhas-dias (número de dias de amostragem x número de armadilhas) para a amostragem no sudoeste goiano (Melo et al. 2011), 2.901 armadilhas-dias em Aruanã (Calaça 2009) e de 3.082 armadilhas-dias para a amostragem no povoado de Luis Alves (Lage 2011). Apesar de usar a mesma metodologia, a distribuição das armadilhas fotográficas nas paisagens não foi igual. Pois enquanto em duas coletas a distância mínima entre as armadilhas fotográficas no mesmo fragmento foi de 1 km, na terceira essa distância foi de 400 m. Porém, o espaçamento entre as câmeras, e a área de amostragem coberta pelas câmeras não possuem impacto relevante nos resultados de inventários de mamíferos de médio e grande porte (Tobler et al. 2008), e como neste trabalho utilizei somente a riqueza, considerei satisfatório os resultados extraídos de cada trabalho de campo.

Filtrei as espécies para as análises, de modo que todas tivessem probabilidade de ocorrer em todos os remanescentes florestais independente da região onde estão inseridos. Assim exclui o efeito biogeográfico e de especificidade de fitofisionomia vegetal nas relações entre espécies e área e também mantive somente aquelas identificadas até o nível de espécie. Foram registradas duas espécies de cotia (*Dasyprocta azarae* e *Dasyprocta agouti*), como as duas não se sobrepõem em sua área de ocorrência e foram registradas em locais diferentes, os registros das duas espécies foram considerados como *Dasyprocta* sp. como uma única espécie. As duas são muito semelhantes e devem executar as mesmas funções ecológicas. A nomenclatura das espécies seguiu Wilson e Reeder (2005).

ANÁLISE DOS DADOS

Com a intenção de obter relações mais evidentes das espécies com as métricas, agrupei-as em grupos funcionais. Isto por que espécies que atuam em nichos semelhantes e possuem traços semelhantes, devem exibir respostas iguais frente às mudanças ambientais (Henle 2004). Os grupos foram baseados principalmente nos traços alimentares e tamanho corporal. O objetivo foi obter diferentes respostas associadas aos hábitos utilizados na criação dos grupos. Assim, criei quatro diferentes conjuntos de grupos funcionais usando a lista de espécies:

(1) conjunto baseado na dieta (segundo Emmons e Feer, 1997): através da distribuição dos itens alimentares da dieta em seis categorias (pequenos vertebrados; vertebrados; formigas e cupins; invertebrados; frutos e sementes; folhas, caules e raízes), utilizando a classificação efetuei uma Análise de Coordenadas Principais (PcoA), separando as espécies pela similaridade em cinco grupos nomeados de A1 a A5 (Tabela 02);

(2) conjunto baseado na amplitude da dieta: de acordo com a classificação feita nas categorias alimentares (segundo Emmons e Feer, 1997), utilizei a soma do número de categorias que cada espécie utiliza como indicativo da amplitude da dieta, com o número de categorias variando de 1 a 5, especialistas (1), semi-especialistas (2), semi-generalistas (3) e generalistas (4 e 5) (Tabela 02);

(3) conjunto baseado nas massas corporais das espécies (segundo Emmons e Feer, 1997): os valores de massa foram divididos em três grupos, menores que 10 kg (pequenos), entre 10 kg e 50 kg (médios) e acima de 50 kg (grandes; Tabela 02);

(4) conjunto baseado nas distribuições dos itens alimentares, amplitude de dieta e massa corporal: neste juntei as três informações e realizei uma Análise de Coordenadas Principais (PcoA), pela disposição dos grupos formados pela análise de ordenação montei cinco grupos nomeados de B1 a B5 (Tabela 02);

As classificações das espécies quanto aos grupos funcionais resultou em 17 grupos funcionais dentro de quatro conjuntos diferentes (Tabela 03). A partir disso realizei regressões múltiplas para testar as relações entre os grupos funcionais e as métricas selecionadas. Considerei relações significativas quando a mesma apresentava um $p < 0,05$. Apesar de filtrar as métricas com uma Correlação de Pearson, as métricas tendem a estar relacionadas, o que poderia resultar em falsas relações com os grupos funcionais. A fim de evitar isso, utilizei uma *ridge regression*, que é um método indicado quando as variáveis preditoras são altamente colineares (Chatterjee e Hadi 2006). Após as regressões verifiquei a possibilidade da presença de *outliers* através da inspeção visual dos resíduos padronizados (Zaar, 1999), mas nenhum foi detectado.

Tabela 02 –Espécies por grupo funcional classificado segundo as quatro bases de classificação utilizadas (massa corporal, dieta, amplitude de dieta e junção das três anteriores) e a massa corporal das espécies utilizada para classificar dois conjuntos. Espécies registradas ao longo de 19 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual no bioma Cerrado no estado de Goiás, Brasil.

Espécies	Nome comum	C1 ¹	C2 ²	C2 ² (massa corporal em kg)	C3 ³	C4 ⁴
ORDEM CINGULATA						
<i>Cabassous unicinctus</i>	tatu-do-rabo-mole	A3	pequenos	3.2	especialista	B4
<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu-galinha	A2	pequenos	4.5	generalista	B2
<i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra	A2	médios	15	semi-especialista	B4
ORDEM PILOSA						
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	A3	médios	30.5	especialista	B4
<i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-mirim	A3	pequenos	6	especialista	B4
ORDEM PRIMATES						
<i>Cebus libidinosus</i>	macaco-prego	A2	pequenos	3.1	semi-generalista	B1
ORDEM CANIVORA						
<i>Leopardus wiedii</i>	gato-maracajá	A1	pequenos	6	semi-generalista	B1
<i>Leopardus pardalis</i>	jaguarundi	A4	pequenos	8.5	especialista	B5
<i>Puma yagouaroundi</i>	jaguarundi	A4	pequenos	6.75	especialista	B5
<i>Puma concolor</i>	onça-parda	A1	grandes	74.5	semi-especialista	B5
<i>Panthera onca</i>	onça-pintada	A1	grandes	94.5	semi-especialista	B5
<i>Cerdocyon thous</i>	lobinho	A1	pequenos	5.75	semi-generalista	B1
<i>Eira barbara</i>	irara	A1	pequenos	4.85	semi-generalista	B1
<i>Procyon cancrivorus</i>	mão-pelada	A1	pequenos	5.4	semi-generalista	B1

Continuação...

Espécies	Nome comum	C1	C2	C2 (massa corporal em kg)	C3	C4
<i>Nasua nasua</i>	quati	A1	pequenos	5.1	semi-generalista	B1
ORDEM PERISSODACTYLA						
<i>Tapirus terrestris</i>	anta	A5	grandes	238.5	semi-especialista	B3
ORDEM ARTIODACTYLA						
<i>Pecari tajacu</i>	cateto	A2	médios	26	generalista	B2
<i>Tayassu pecari</i>	queixada	A2	médios	35	semi-generalista	B3
<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro	A5	médios	36	semi-especialista	B3
Continuação...						
<i>Mazama gouazoubira</i>	veado-catingueiro	A5	médios	18	semi-especialista	B3
ORDEM RODENTIA						
<i>Cuniculus paca</i>	paca	A5	pequenos	9	semi-especialista	B3
<i>Dasyprocta azarae</i>	cotia	A5	pequenos	2.8	especialista	B4
<i>Coendou phreanselis</i>	ouriço-cacheiro	A5	pequenos	4.25	semi-especialista	B3

¹ Base de classificação 1 baseado na dieta das espécies;

² Base de classificação 2 baseado na massa corporal das espécies;

³ Base de classificação 3 baseado na amplitude da dieta das espécies;

⁴ Base de classificação 4 baseado na dieta, massa corporal e amplitude da dieta das espécies;

Tabela 03 – Riqueza de espécies por grupo funcional classificado segundo as quatro bases de classificação utilizadas (massa corporal, dieta, amplitude de dieta e junção das três anteriores) para espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas em 19 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual no bioma Cerrado no estado de Goiás, Brasil.

Base de classificação	Grupo	Nº espécies
Dieta	A1	7
	A2	5
	A3	3
	A4	2
	A5	6
Amplitude de dieta	Especialista	6
	Semi-especialista	8
	Semi-generalista	7
	Generalista	2
Massa corporal	Pequenos	14
	Médios	6
	Grandes	3
Todas as bases de classificação	B1	6
	B2	2
	B3	6
	B4	5
	B5	4

RESULTADOS

LEVANTAMENTO DE ESPÉCIES

Foram consideradas 23 espécies as quais atendiam a especificações para as análises. O número de espécies selecionadas por amostragem foi 16 em Calaça (2009), 20 em Lage (2011) e 15 em Melo et al. (2011).

A PAISAGEM E OS GRUPOS FUNCIONAIS

Os atributos das paisagens demonstraram que há diferença entre as paisagens quanto às características analisadas (Tabela 04 Anexos). O grupo funcional baseado na dieta denominado “A1” (formado por sete espécies da ordem Carnívora) e o baseado na massa corporal denominado “grandes” apresentou relação com a porcentagem de área nuclear na paisagem (Tabelas 05- Anexos, 06). O conjunto de grupos funcionais baseado na amplitude da dieta não apresentou nenhuma relação (Tabelas 05 – Anexos, e 06). Enquanto o baseado no agrupamento de todos os atributos e denominado grupo de “B5” (formado por quatro espécies de carnívoros da família Felidae) os atributos de influência sobre sua presença na paisagem foram a porcentagem de área nuclear na paisagem e a quantidade de área florestal (Tabela 05 - Anexos e 06; Figura 06). A riqueza de espécies também não apresentou relação com nenhuma das métricas analisadas (Tabela 10).

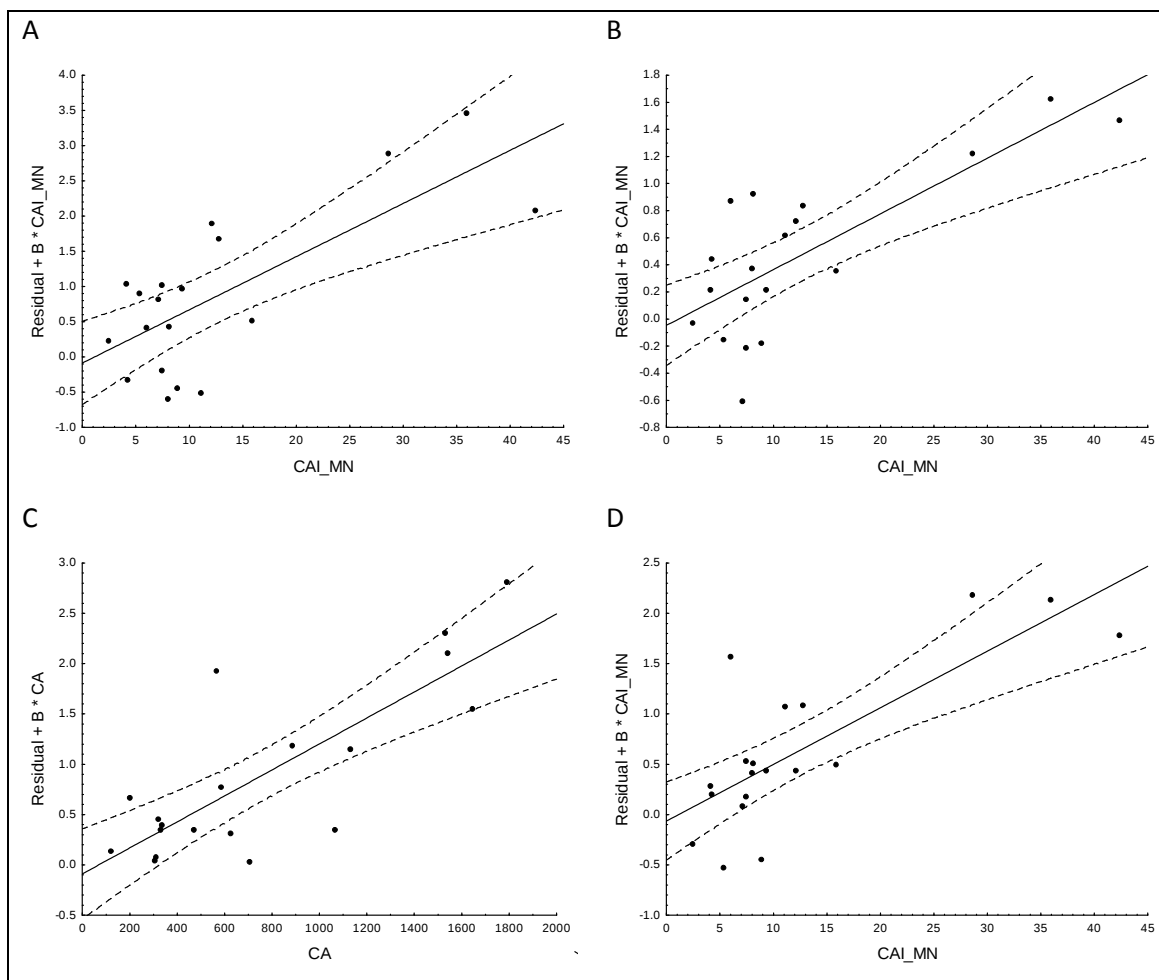


Figura 06. Relações positivas encontradas ($p < 0,05$) entre os grupos funcionais de mamíferos de médio e grande porte analisados e atributos da paisagem. A – porcentagem de área nuclear pela riqueza dentro do grupo A1- carnívoros; B – porcentagem de área nuclear pela riqueza dentro do grupo “grandes”; C – quantidade de área florestal pela riqueza dentro do grupo B5 - felinos; D – porcentagem de área nuclear pela riqueza dentro do grupo B5 - felinos;

Tabela 06 – Resultados das regressões múltiplas (*ridge regression*) entre os grupos funcionais e as métricas da paisagem. Métricas: Quantidade de área florestal na paisagem em (CA; em hectares); índice de formato médio dos fragmentos na paisagem (SHAPE; sem unidade); Índice de porcentagem de área nuclear nos remanescentes florestais da paisagem (CAI; em porcentagem); Cálculo da distribuição da distância Euclidiana do vizinho mais próximo na paisagem (ENN; em metros); Índice de agregação para a paisagem (CLUMPY; sem unidade); Índice de fragmentação com base na desconexão para a paisagem (SPLIT; sem unidade); Valores em negrito significam relações $p < 0,05$.

A1 ¹					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.241	0.293	0.369	0.631	0.31
SHAPE	0.03	0.047	0.582	0.418	0.873
CAI	0.425	0.538	0.518	0.482	0.047
ENN	-0.359	-0.507	0.619	0.381	0.064
CLUMPY	0.027	0.048	0.703	0.297	0.871
SPLIT	-0.148	-0.229	0.582	0.418	0.431
A2 ¹					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.455	0.314	0.369	0.631	0.274
SHAPE	0.535	0.439	0.582	0.418	0.117
CAI	-0.301	-0.251	0.518	0.482	0.386
ENN	-0.356	-0.318	0.619	0.381	0.268
CLUMPY	0.276	0.267	0.703	0.297	0.357
SPLIT	0.381	0.329	0.582	0.418	0.251
A3 ¹					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.256	0.204	0.369	0.631	0.483
SHAPE	0.038	0.039	0.582	0.418	0.895
CAI	-0.355	-0.324	0.518	0.482	0.258
ENN	-0.333	-0.332	0.619	0.381	0.246
CLUMPY	-0.02	-0.022	0.703	0.297	0.939
SPLIT	-0.249	-0.247	0.582	0.418	0.394
A4 ¹					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.544	0.465	0.369	0.631	0.094
SHAPE	0.045	0.055	0.582	0.418	0.852
CAI	0.248	0.273	0.518	0.482	0.344
ENN	-0.213	-0.257	0.619	0.381	0.375
CLUMPY	-0.113	-0.149	0.703	0.297	0.612
SPLIT	0.096	0.116	0.582	0.418	0.693

<i>Continuação...</i>					
A5 ¹					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.157	0.146	0.369	0.631	0.619
SHAPE	0.254	0.286	0.582	0.418	0.321
CAI	0.15	0.164	0.518	0.482	0.575
ENN	-0.332	-0.374	0.619	0.381	0.187
CLUMPY	-0.202	-0.253	0.703	0.297	0.383
SPLIT	-0.271	-0.303	0.582	0.418	0.292
Pequenos ²					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.37	0.325	0.369	0.631	0.257
SHAPE	0.237	0.266	0.582	0.418	0.357
CAI	0.016	0.018	0.518	0.482	0.953
ENN	-0.388	-0.423	0.619	0.381	0.132
CLUMPY	-0.033	-0.043	0.703	0.297	0.885
SPLIT	-0.123	-0.142	0.582	0.418	0.628
Médios ²					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.467	0.341	0.369	0.631	0.233
SHAPE	0.228	0.217	0.582	0.418	0.456
CAI	-0.107	-0.098	0.518	0.482	0.74
ENN	-0.451	-0.413	0.619	0.381	0.142
CLUMPY	0.072	0.077	0.703	0.297	0.793
SPLIT	0.22	0.21	0.582	0.418	0.472
Grandes ²					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.325	0.364	0.369	0.631	0.201
SHAPE	0.077	0.116	0.582	0.418	0.694
CAI	0.49	0.573	0.518	0.482	0.032
ENN	-0.196	-0.293	0.619	0.381	0.31
CLUMPY	-0.026	-0.044	0.703	0.297	0.882
SPLIT	-0.049	-0.074	0.582	0.418	0.8
Especialista ³					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.504	0.438	0.369	0.631	0.118
Especialista ³					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
SHAPE	0.054	0.065	0.582	0.418	0.825
CAI	-0.102	-0.115	0.518	0.482	0.694
ENN	-0.361	-0.412	0.619	0.381	0.144
CLUMPY	-0.081	-0.107	0.703	0.297	0.715
SPLIT	-0.118	-0.142	0.582	0.418	0.629

Continuação...

Semi-especialista ³					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.437	0.403	0.369	0.631	0.153
SHAPE	0.19	0.234	0.582	0.418	0.421
CAI	0.199	0.231	0.518	0.482	0.427
ENN	-0.362	-0.427	0.619	0.381	0.128
CLUMPY	-0.099	-0.136	0.703	0.297	0.643
SPLIT	0.009	0.012	0.582	0.418	0.968
Semi-generalista ³					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.233	0.179	0.369	0.631	0.54
SHAPE	0.301	0.283	0.582	0.418	0.327
CAI	0.114	0.105	0.518	0.482	0.721
ENN	-0.32	-0.308	0.619	0.381	0.284
CLUMPY	0.174	0.185	0.703	0.297	0.527
SPLIT	-0.053	-0.052	0.582	0.418	0.861
Generalista ³					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.45	0.354	0.369	0.631	0.214
SHAPE	0.233	0.239	0.582	0.418	0.41
CAI	-0.167	-0.164	0.518	0.482	0.574
ENN	-0.53	-0.499	0.619	0.381	0.069
CLUMPY	-0.106	-0.122	0.703	0.297	0.677
SPLIT	0.173	0.179	0.582	0.418	0.54
B1 ⁴					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.198	0.17	0.369	0.631	0.56
SHAPE	0.213	0.227	0.582	0.418	0.436
CAI	0.144	0.147	0.518	0.482	0.616
ENN	-0.315	-0.335	0.619	0.381	0.242
CLUMPY	0.084	0.1	0.703	0.297	0.734
SPLIT	-0.233	-0.247	0.582	0.418	0.395
B2 ⁴					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.45	0.354	0.369	0.631	0.214
SHAPE	0.233	0.239	0.582	0.418	0.41
B2 ⁴					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CAI	-0.167	-0.164	0.518	0.482	0.574
ENN	-0.53	-0.499	0.619	0.381	0.069
CLUMPY	-0.106	-0.122	0.703	0.297	0.677
SPLIT	0.173	0.179	0.582	0.418	0.54

Continuação...

B3 ⁴					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.376	0.294	0.369	0.631	0.307
SHAPE	0.32	0.312	0.582	0.418	0.277
CAI	0.032	0.031	0.518	0.482	0.916
ENN	-0.334	-0.334	0.619	0.381	0.243
CLUMPY	-0.177	-0.196	0.703	0.297	0.502
SPLIT	0.044	0.045	0.582	0.418	0.879
B4 ⁴					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.324	0.264	0.369	0.631	0.362
SHAPE	0.203	0.21	0.582	0.418	0.47
CAI	-0.482	-0.435	0.518	0.482	0.12
ENN	-0.444	-0.437	0.619	0.381	0.118
CLUMPY	0.334	0.363	0.703	0.297	0.202
SPLIT	0.025	0.026	0.582	0.418	0.93
B5 ⁴					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.489	0.546	0.369	0.631	0.044
SHAPE	0.017	0.028	0.582	0.418	0.925
CAI	0.439	0.569	0.518	0.482	0.034
ENN	-0.212	-0.344	0.619	0.381	0.228
CLUMPY	-0.131	-0.235	0.703	0.297	0.419
SPLIT	0.073	0.121	0.582	0.418	0.68
Riqueza de espécies					
	Beta in	Partial Cor.	Tolerance	R ²	p-level
CA	0.396	0.381	0.369	0.631	0.179
SHAPE	0.264	0.326	0.582	0.418	0.255
CAI	0.104	0.127	0.518	0.482	0.665
ENN	-0.436	-0.507	0.619	0.381	0.064
CLUMPY	0.012	0.017	0.703	0.297	0.953
SPLIT	-0.056	-0.073	0.582	0.418	0.803

¹ conjunto baseado na dieta

² conjunto baseado na massa corporal

³ conjunto baseado na amplitude da dieta das espécies

⁴ conjunto baseado na dieta, massa corporal e amplitude da dieta das espécies

DISCUSSÃO

Os grupos funcionais criados nesse trabalho para o conjunto de mamíferos de médio e grande porte apresentaram diferentes relações com a paisagem fragmentada. A quantidade de área florestal e porcentagem de área nuclear foram observadas como atributos mais importantes nas paisagens pois foram os únicos atributos a influenciar a riqueza das espécies, mesmo sendo somente para três grupos funcionais.

A quantidade de área disponível é uma característica limitante para a presença de várias espécies de mamíferos, vários trabalhos apresentam uma relação de aumento da riqueza em função do aumento do tamanho do fragmento (e.g. Chiarello 1999; Watling & Donnelly 2006; Lopes e Ferrari 2007). Desta maneira, a conservação de grandes áreas florestais pode ser crucial para manter a integridade das comunidades e maximizar a diversidade de espécies (Ahumada et al. 2011). Principalmente por que muitas vezes fragmentos pequenos mesmo que em grande quantidade, podem ser importantes somente para espécies tolerantes a matriz, ou espacialmente menos exigentes (Michalski e Peres 2007). Nossos resultados demonstraram que somente o grupo “B5” que é formado por quatro espécies de felinos esteve relacionado a quantidade de área florestal na paisagem. Essa relação não foi encontrada para a riqueza total, assim como no estudo de Calaça e colaboradores (2011) numa análise realizada somente com a riqueza total de carnívoros.

A matriz entre os fragmentos normalmente possui baixa biomassa e complexidade estrutural, o que causa alterações no microclima local, afetando principalmente a borda dos fragmentos (Murcia 1995). Esse efeito de borda tende a afastar algumas espécies e beneficiar a presença de outras mais tolerantes (Fonseca e Robinson 1990; Chiarello 1999; Harrington et al. 2001; Crooks 2002; Norris et al. 2008). Aqui mostramos que a porcentagem de área nuclear, inverso da quantidade de borda, pode ser crucial para a presença de três grupos (A1-carnívoros, grandes e B5-felinos). A extinção local destas espécies pode resultar em grandes perdas ecológicas para as paisagens, pois elas atuam em funções ecológicas importantes para a manutenção e regeneração de florestas tropicais (Cuaron 2000). Algumas dessas espécies têm grande potencial de dispersão ou predação de sementes (Fragoso e Huffman 2000; Rocha et al. 2004; Gatti et al. 2006; Alves-Costa e Eterovick 2007; Tobler et al. 2010), enquanto outras têm sua presença relacionada à regulação da população de outras espécies através da predação (Emmons 1987; Wang 2002; Polis et al. 2003; Moreno et al. 2006; Weckel 2006; Azevedo e Murray 2007; Tófoli et al. 2009; Rocha-Mendes et al. 2010; Bianchi et al. 2011).

Assim, a porcentagem de área nuclear além de ser um atributo importante para a presença das espécies, também deve influenciar de forma indireta nos fluxos ecológicos.

O grupo “A1” ou carnívoros é positivamente influenciado pela porcentagem de área nuclear na paisagem, e consequentemente de forma negativa pela quantidade de bordas. Espécies como predadores de topo, de grande tamanho corporal e especialistas são mais sensíveis aos efeitos da fragmentação de habitats (Woodroffe e Ginsberg 1998; Henle 2004). Provavelmente a diminuição da riqueza dentro deste grupo está relacionada à perda de espécies especialistas e predadores de topo onde as perturbações são maiores. O grau de perturbação dos fragmentos pode afastar algumas destas espécies (Norris et al. 2008; Crooks 2002; Michalski e Peres 2005; Di Bitetti et al. 2010), todavia, esse grupo pode utilizar e transitar por matrizes contrastando a sensibilidade a áreas alteradas (Rocha et al. 2004; Michalski e Peres 2005; Lyra-Jorge et al. 2008). As perturbações advindas do efeito de borda podem incluir também a presença de espécies exóticas (domésticas) e aumento de generalistas (Crooks 2002; Lacerda et al. 2009; Norris et al. 2008). A presença de espécies exóticas e comumente domésticas é um problema grave, por que elas podem interferir nas cadeias alimentares (Crooks 2002; Lacerda et al. 2009), potencializar a dispersão de plantas exóticas (Hobbs 2001) e ainda transmitir doenças.

O traço funcional relacionado a grande tamanho corporal também torna as espécies mais sensíveis à fragmentação de habitats. Isso por causa de suas grandes áreas de vida aliado a baixas densidades populacionais naturalmente esperadas para este conjunto de espécies (Henle 2004), tal como a relação observada do grupo denominado “grandes” que foi influenciado pela porcentagem de área nuclear. Os grandes mamíferos podem ser registrados em áreas de floresta secundária, reflorestamento e áreas antropizadas (Medelin e Equihua 1998; Parry et al. 2007; Lyra-Jorge et al. 2009; Vidolin et al. 2011), mas preferem transitar por ambientes com pouca ou nenhuma perturbação (Di Bitetti et al. 2010; Torres et al. 2004). As mudanças ocorrentes nas bordas tornam essa parte do fragmento inadequada para algumas espécies, diminuindo a quantidade de área disponível (Murcia 1995). Desta maneira, devido às necessidades de grandes mamíferos por áreas extensas, sua presença na paisagem está condicionada à de área nuclear na mesma. Essa relação tende a ser variável com o tamanho e formato do fragmento, assim analisar a quantidade de bordas separadamente da quantidade de área pode ser difícil, já que os dois atributos estão intimamente relacionados e a sensibilidade às bordas pode mudar de acordo com o tamanho dos remanescentes na paisagem (Norris et al.

2008), o que justifica utilizar ambas as métricas nas relações mesmo elas estando correlacionadas entre si.

Os grandes mamíferos são espécies propensas a desaparecer em paisagens constituídas de pequenos fragmentos, com grande quantidade de bordas. A ausência de espécies como *Panthera onca* e *Puma concolor* podem acarretar grandes prejuízos nos fluxos ecológicos, tais como desequilíbrio nas cadeias alimentares gerando o efeito do *Mesopredator Release* (Crooks e Soulé 1999), por exemplo. A extinção local de predadores de topo beneficiaria o aumento de mesopredadores, os quais aumentariam a pressão sobre as espécies de presas (Crooks e Soulé 1999) podendo levá-las à extinção. A outra espécie, *Tapirus terrestris* é um herbívoro de grande porte, mas que pode ser afetada pela caça. O aumento da quantidade de bordas pode ser um reflexo do aumento no número de fragmentos, o qual contribui para o aumento da caça facilitando o acesso de caçadores (Peres 2001). A caça pode trazer grandes impactos sobre a fauna de mamíferos, podendo inclusive culminar na extinção local das espécies (Chiarello 2000; Cullen Jr. et al. 2000). A extinção dessa espécie pode significar grandes perdas ecológicas, pois a anta é uma espécie importante para a predação de sementes e dispersão através da paisagem (Fragoso e Huffman 2000; Tobler et al. 2010). Ela é capaz de realizar grandes deslocamentos e isso poderia auxiliar na regeneração de áreas devido a dispersão de sementes por longas distâncias. Os grandes mamíferos possuem um papel muito grande nos fluxos ecológicos abordando dispersão e predação, assim sua presença em uma paisagem é desejável para a manutenção e conservação da biodiversidade local.

O grupo funcional “B5”, formado por espécies de felinos (com exceção de uma *Leopardus wiedii*), foi o único influenciado pela quantidade de área florestal na paisagem além da porcentagem de área nuclear. Esse grupo possui quatro espécies *P. concolor*, *Puma yagouaroundi*, *P. onca* e *Leopardus pardalis*. Elas representam espécies de hábitos alimentares semelhantes, se alimentando exclusivamente de outros animais, principalmente mamíferos de pequeno a grande porte (Emmons 1987; Wang 2002; Moreno et al. 2006; Tófoli et al. 2009; Rocha-Mendes et al. 2010; Bianchi et al. 2011). Predadores, principalmente de topo, possuem uma maior sensibilidade aos efeitos da fragmentação de habitats (Gilbert et al. 1998; Woodroffe e Ginsberg 1998; Henle 2004), sendo muitas vezes extintos em pequenos fragmentos (Chiarello 1999; Silva Jr. e Pontes 2008). O efeito de borda modifica o interior dos fragmentos e cria um gradiente de heterogeneidade ambiental da borda para o seu centro (Murcia 1995; Stevens e Husband 1998). Essas mudanças na complexidade interna do fragmento (Murcia 1995) devem afetar os felinos, os quais podem relutar em

utilizar os ambientes perturbados. Na Índia, leopardos (*Panthera pardus*) evitaram áreas de borda florestal onde a presença de pessoas é comum, e até mudaram seu comportamento sendo menos ativos durante o dia nessas áreas (Ngoprasert et al. 2007). Nas áreas amostradas a presença de estradas, pecuária e agricultura e consequentemente trânsito de pessoas, deve afastar essas espécies dos remanescentes menores e ou com maior proporção de bordas.

Provavelmente o maior problema para os carnívoros relacionados às bordas (principalmente em áreas protegidas) são os conflitos com moradores locais que culminam na morte das espécies (Woodroffe e Ginsberg 1998; Balme et al. 2010). Isso por que os carnívoros podem se deslocar nas bordas e além delas, gerando conflitos que incluem principalmente a perda de animais domésticos (Zimmermann et al. 2005; Shivik 2006). No entanto estimar a perda de indivíduos em função da caça nessas regiões é uma tarefa difícil, se não impossível, por se caracterizar como uma atividade ilegal. Apesar disso, alguns moradores locais relataram atividades de caça por trabalhadores das fazendas amostradas e até de pessoas que comercializam a caça.

O grupo de felinos (B5) têm suas taxas de registros aumentadas em grandes áreas com vegetação de qualidade e habitat contínuo (Michalski e Peres 2005; Di Bitetti et al. 2010) e podem ser classificadas como especialistas em função de consumirem uma variedade restrita de presas. Espécies de hábitos especialistas obtêm vantagens em ambientes de maior homogeneidade, enquanto generalistas se beneficiam de ambientes heterogêneos (Futuyma e Moreno 1988, Kassen 2002, Marvier et al. 2004). Essa relação fica evidente em paisagens fragmentadas (Harrington et al. 2001), onde ocorre a criação de novos ambientes como a matriz de origem antrópica. O efeito de borda associado a diminuição na área natural formam uma barreira para a presença dos carnívoros especialistas nas paisagens, podendo leva-los a extinção local (Fonseca e Robinson 1990; Chiarello 1999; Michalski e Peres 2007). A relação com a quantidade de área já era esperada para as espécies *P. concolor* e *P. onca* que são os maiores felinos da América podendo atingir 120 kg e 158 kg respectivamente (Emmons e Feer 1995). Isso devido a relação direta entre o tamanho corporal e a área de vida das espécies (Lindstedt et al. 1986). Na Amazônia esses carnívoros apresentaram uma probabilidade de ocorrência de menos 50% em fragmentos menores que 400 ha (Michalski e Peres 2005). A quantidade de área nuclear está associada a quantidade de área e podem indicar a qualidade de um remanescente, assim mostramos que os felinos preferem ou correm menor risco de extinção em áreas com grande qualidade ambiental.

A maioria das espécies de roedores, pequenos e médios mamíferos, e herbívoros devem ser menos sensíveis as alterações provenientes da fragmentação de habitats, pois possuem uma dieta generalista, além de serem mais registrados em fragmentos menores onde os predadores já estão ausentes (Fonseca e Robinson 1990; Chiarello 1999; Michalski e Peres 2007; Norris et al. 2008). Nesse caso o desaparecimento de carnívoros nesses pequenos fragmentos pode ser o responsável pelo aumento da densidade e riqueza de espécies herbívoras e principalmente generalistas nesses locais (e.g. Fonseca e Robinson 1990; Chiarello 1999; Michalski e Peres 2007). A sensibilidade dos herbívoros, pequenos e médios mamíferos deve ser baixa, pois não apresentaram diferenças na abundância das espécies entre áreas primárias e secundárias na Amazônia (Parry et al. 2007). Esse padrão pode ser atribuído ao fato de serem espécies generalistas e em geral se alimentarem principalmente de recursos fornecidos por plantas pioneiras, mais resistentes a ambientes exóticos (Parry et al. 2007).

CONCLUSÃO

A quantidade de área pode ser um fator essencial na conservação de carnívoros, que pode fornecer habitat adequado para essas espécies e suas presas. Sugerimos que a conservação de grandes áreas deve render bons resultados na proteção de mamíferos de médio e grande porte, por que mesmo não encontrando relação para a riqueza total de espécies neste trabalho, existem muitos outros que provam a existência da relação.

A quantidade de área nuclear na paisagem foi outra característica importante, demonstrando maior influência sob as espécies, com três grupos sensíveis a presença de bordas (grupos carnívoros, grandes e felinos). Apesar disso, os grupos compartilham algumas espécies, e nos permite inferir que a quantidade de área nuclear possui uma relação forte com carnívoros, principalmente os felinos de grande porte.

Dentro desta perspectiva, a escolha de paisagens visando a criação de novas unidades de conservação ou que poderiam ser utilizadas para manejo de fauna pode ser melhor definidas utilizando as métricas e o contexto da paisagem, ao priorizar formas de uso da terra que possibilitem uma maior concentração de área nuclear na paisagem. Tornando assim paisagens com grande quantidade de área nativa e nuclear como as melhores ou “ideais” para a conservação dos mamíferos de médio e grande porte.

REFERÊNCIAS

- Ahumada JA., Silva CEF, Gajapersad K, Hallam C, Hurtado J, Martin E, McWilliam A, Mugerwa B, O'Brien T, Rovero F, Sheil D, Spironello WR, Winarni N, Andelman SJ (2011) Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366: 2703–2711.
- Alves-Costa P, Eterovick PC (2007) Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta Oecologica* 32: 77–92.
- Anderson J, Rowcliffe JM, Cowlishaw G (2007) Does the matrix matter ? A forest primate in a complex agricultural landscape. *Biological Conservation* 135: 212–222.
- Andrén H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat : a review. *Oikos* 3: 355–366.
- Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S (2009) Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. *International Journal of Primatology* 30: 497–514.
- Azevedo FCC de, Murray DL (2007) evaluation of potential factors predisposing livestock to predation by jaguars. *The Journal of Wildlife Management* 71: 2379–2386.
- Balme GA, Slotow R, Hunter LTB (2010) Edge effects and the impact of non-protected areas in carnivore conservation: leopards in the Phinda–Mkhuze Complex, South Africa. *Animal Conservation*, 13:315–323.

Bianchi RDC, Rosa AF, Gatti A, Mendes SL (2011) Diet of margay, *Leopardus wiedii*, and jaguarundi, *Puma yagouaroundi*, (Carnivora: Felidae) in Atlantic Rainforest, Brazil. *Zoologia* 28: 127–132.

Brady MJ, Mcalpine CA, Possingham HP, Miller CJ, Baxter GS (2011) Matrix is important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. *Landscape Ecology* 26: 617–628.

Calaça A (2009) A utilização da paisagem por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Goiás, 109 p.

Calaça A, Melo F, De Marco Junior P, Jácomo AT, Silveira L (2010) A influência da fragmentação sobre a distribuição de carnívoros em uma paisagem de cerrado. *Neotropical Biology and Conservation* 5: 31–38.

Carvalho FMV, De Marco Júnior P, Ferreira LG (2009) The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142: 1392–1403.

Chatterjee S, Hadi AS (2006) *Regression analysis by example*. John Wiley & Sons, New Jersey, 375p.

Chiarello A (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71–82.

Chiarello AG (2000) Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14: 1649–1657.

Crooks KR (2002) Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488–502.

Crooks KR, Soule ME (1999) Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563–566.

Cuarón AD (2000) Effects of land-cover changes on mammals in a neotropical region : a modeling approach. *Conservation Biology* 14: 1676–1692.

Cullen Jr. L, Bodmer RE, Pádua CV (2000) Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49–56.

Di Bitetti MS, De Angelo CD, Di Blanco YE, Paviolo A (2010) Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36: 403–412.

Downes SJ, Handasyde KA, Elgar MA. (1997) The use of corridors by mammals in fragmented australian eucalypt forests. *Conservation Biology* 11: 718–726.

Emmons LH (1987) Comparative feeding ecology of felids in a neotropical raiforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20: 271-283.

Emmons LH, Feer F (1997) Neotropical rainforest mammals: a field guide. 2º ed., University of Chicago, Chicago.

Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487–515.

Fahrig L, Merriam G (1994) conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50–59.

Fonseca GAB, Robinson JG (1990) forest size and structure : competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265–294.

Fragoso JMV, Huffman JM (2000) Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia , the tapir. *Journal of Tropical Ecology* 16: 369–385.

Futuyma DJ, Moreno G (1988) The evolution of ecological specialization. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 207–233.

Galetti M, Keuroghlian A, Hanada L, Morato MI (2001) Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. *Biotropica* 33: 723–726.

Gatti A, Bianchi R, Rosa CRX, Mendes, SL (2006) Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 22: 227-230.

Gilbert F, Gonzalez A, Evans-Freke I (1998) Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 265: 577–582.

Goulart FVB, Cáceres NC, Graipel ME, Tortato MA, Ghizoni Jr IR, Oliveira-Santos LGR (2009) Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 74: 182–190.

Harrington GN, Freeman AND, Crome FHJ (2001) The effects of fragmentation of an Australian tropical rain forest on populations and assemblages of small mammals. *Journal of Tropical Ecology* 17: 225–240.

Henle K, Davies KF, Kleyer M, Settele J (2004) Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity & Conservation* 13: 207–251.

Hobbs RJ (2001) Synergisms among habitat fragmentation, livestock grazing, and biotic invasions in southwestern Australia. *Conservation Biology* 15: 1522–1528.

Kassen R (2002) The experimental evolution of specialists, generalists, and the maintenance of diversity. *Journal of Evolutionary Biology* 15: 173–190.

Klink CA, Machado RB (2005) A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1: 147–155.

Klink CA, Moreira AG (2002) Past and current human occupation, and land use. *In*: PL Oliveira, RJ Marquis (eds.) *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. Columbia University Press, New York, pp 69-90.

Lacerda ACR, Tomas WM, Marinho-Filho J (2009) Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12: 477–487.

Lage ARB (2011) Efeitos da fragmentação de habitats sobre a comunidade de mamíferos do Médio Araguaia: aspectos teóricos, descritivos e conservacionistas. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Goiás, 74 p.

Laurance W (2008) Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731–1744.

Lindstedt SL, Miller BJ, Buskirk SW (1986) Home range, time, and body size in mammals. *Ecology* 67: 413–418.

Lopes MA, Ferrari SF (2000) Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14: 1658–1665.

Lyra-Jorge MC, Ciocheti G, Pivello VR (2008) Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 17: 1573–1580.

Lyra-jorge MC, Ribeiro MC, Ciocheti G, Tambosi LR, Pivello VR (2009) Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna , Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 53: 359–368.

McGarigal K, Marks BJ (1995) FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 pp.

Marvier M, Kareiva P, Neubert MG (2004) Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis* 24: 869–878.

Medellín R, Equihua M (1998) Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. *Journal of Applied Ecology* 35: 13–23.

Melo FR, Guilherme FAG, Pereira KR, Diniz JLM, Santos GG, De Marco Jr. P, Juen L, Silva D A, Silva K V, Zortea M, Almeida K A B, Fachi MB (2011) Fragmentação florestal e a conservação da biodiversidade do Cerrado no sudoeste goiano. [Relatório Técnico Não Publicado]. Jataí, GO: UFG e FAPEG. 373p.

Michalski F, Peres CA (2005) Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124: 383–396.

Michalski F, Peres CA (2007) Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 21: 1626–1640.

Mittermeier RA, Gil RP, Hoffman M, Pilgrim J, Brooks T, Mittermeier CG, Lamoreux J, Fonseca GAB (2005) Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. 2 ed., University of Chicago Press, Boston.

Moreno RS, Kays RW, Samudio Jr R (2006) Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. *Journal of Mammalogy* 87: 808–816.

Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10: 58–62.

Ngoprasert D, Lynam AJ, Gale GA (2007) Human disturbance affects habitat use and behaviour of Asiatic leopard *Panthera pardus* in Kaeng Krachan National Park, Thailand. *Oryx* 41: 343–351.

Norris D, Peres CA, Hinchliffe K (2008) Terrestrial mammal responses to edges in Amazonian forest patches : a study based on track stations. *Mammalia* 72: 15–23.

Parry L, Barlow J, Peres C a. (2007) Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23: 653–662.

Peres CA (2001) synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490–1505.

Polisar J, Maxit I, Scognamillo D, Farrell L, Sunkist ME, Eisenberg JF (2003) Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation* 109: 297–310.

Ratter JA, Ribeiro JF, Bridgewater S (1997) The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80: 223–230.

Rocha VJ, Reis NR, Sekiama ML (2004) Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnívora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 871–876.

Rocha-Mendes F, Mikich SB, Quadros J, Pedro WA (2010) Feeding ecology of carnivores (Mammalia , Carnivora) in Atlantic Forest remnants, Southern Brazil Feeding ecology of carnivores (Mammalia , Carnivora) in Atlantic Forest remnants, Southern Brazil. *Biota Neotropica* 10: 21–30.

Sampaio R, Lima AP, Magnusson W, Peres CA (2010) Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity & Conservation* 19: 2421–2439.

Shivik JA (2006) Tools for the Edge : What's new for conservation carnivores. *BioScience* 56: 253–259.

Silva Jr. AP da, Pontes ARMR (2008) The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. *Biodiversity & Conservation* 17: 1455–1464.

Silva LL (2000) O papel do estado no processo de ocupação das áreas de Cerrado entre as décadas de 60 e 80. *Caminhos de Geografia* 1: 24–36.

Smallwood KS, Fitzhugh EL (1995) A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biological Conservation* 71: 251–259.

Stevens SM, Husband TP (1998) The influence of edge on small mammals : evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85: 1–8.

Tobler MW, Carrillo-Percastegui SE, Leite Pitman R, Mares R, Powell G (2008) An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11: 169–178.

Tobler MW, Janovec JP, Cornejo F (2010) Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir *Tapirus terrestris* in the peruvian Amazon. *Biotropica* 42: 215–222.

Tofoli CF, Rohe F, Setz EZF (2009) Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) (Geoffroy, 1803) (Carnivora, Felidae) food habits in a mosaic of Atlantic Rainforest and eucalypt plantations of southeastern Brazil. *Brazilian Journal Biology* 69 (3): 871-877.

Torres IL, Piñera EN, Andrade DMG, Aldán EC (2004) Ecología de *Tapirus Bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae) en la Reserva de la Biosfera el Triunfo (Polígono I), Chiapas, México. *Acta Zoologica Mexicana* 20: 1–21.

Trolle M, Bissaro MC, Prado HM (2007) Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation* 16: 1205–1211.

Uezu a, Metzger J, Vielliard J (2005) Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123: 507–519.

Vidolin GP, Biondi D, Wandembruck A (2011) A anta (*Tapirus terrestris*) em fragmentos de floresta com araucária, Paraná, Brasil. *Floresta* 41: 685–694.

Wang E (2002) Diets of Ocelots (*Leopardus pardalis*), Margays (*L. wiedii*), and Oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in Southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37: 2–6.

Watling JI, Donnelly M a. (2006) Review: Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology* 20: 1016–1025.

Weckel M, Giuliano W, Silver S (2006) Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology* 270: 25–30.

Wilson DE, Reeder DM (2005) *Mammal species of the world. A Taxonomic and Geographic Reference* (3rd ed): Johns Hopkins University Press, 2142 pp. (disponível em <http://www.press.jhu.edu>).

Woodroffe R, Ginsberg JR (1998) Inside protected areas edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280: 10–13.

Zar JH (1999) *Biostatistical analysis*. 4^oed., Prentice-Hall, New Jersey.

Zimmermann A, Walpole MJ, Leader-Williams N (2005) Cattle rancher's attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx* 39: 406–412.

ANEXOS

Tabela 04- Resultados encontrados para as métricas de cada paisagem analisada. As métricas fazem alusão a toda paisagem contida dentro de cada buffer de 2,5 Km. Métricas: Quantidade de área florestal na paisagem (CA; em hectares); Índice de formato médio dos fragmentos na paisagem (SHAPE; sem unidade); Porcentagem de área nuclear nos remanescentes florestais da paisagem (CAI; em porcentagem); Cálculo da distribuição da distância Euclidiana do vizinho mais próximo na paisagem (ENN; em metros); Índice de agregação para a paisagem (CLUMPY; sem unidade); Índice de fragmentação com base na desconexão para a paisagem (SPLIT; sem unidade);

Fragmentos	CA	SHAPE	CAI	ENN	CLUMPY	SPLIT
F1	1645.560	2.270	42.293	257.566	0.885	1.573
F2	1530.630	1.298	11.118	158.331	0.954	1.685
F3	1542.060	1.299	35.950	158.853	0.965	1.712
F4	1067.490	2.081	8.909	258.034	0.898	3.570
F5	885.150	1.849	7.397	162.263	0.908	6.228
F6	307.530	1.743	15.898	262.808	0.915	129.093
F7	329.760	1.849	9.314	216.814	0.929	66.256
F8	706.230	1.550	5.284	112.633	0.887	19.484
F9	1129.230	1.795	12.105	176.068	0.933	4.528
F10	623.700	1.474	2.409	147.746	0.890	13.831
F11	322.200	1.771	4.112	214.929	0.903	75.578
F12	1790.910	1.748	28.623	104.721	0.889	1.216
F13	309.420	1.508	7.121	241.677	0.876	299.509
F14	121.500	1.443	4.194	171.821	0.914	436.742
F15	198.900	1.958	12.770	490.029	0.893	296.686
F16	583.650	1.787	8.151	154.927	0.855	63.433
F17	562.950	2.083	5.970	166.147	0.855	34.343
F18	333.270	1.437	8.031	249.103	0.907	103.119
F19	467.910	1.707	7.395	212.315	0.908	30.853

Tabela 05 – Demonstrativo das relações testadas através da regressão múltipla com uma abordagem *ridge regression* para os grupos funcionais de mamíferos de médio e grande porte registrados em 19 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual no Cerrado do estado de Goiás, Brasil. Os quadrados negros indicam relações com $p < 0,05$.

Base de formação do grupo	Grupos funcionais	CA	SHAPE	CAI	ENN	CLUMPY	SPLIT
Dieta	A1						
	A2						
	A3						
	A4						
	A5						
Massa corporal	Pequenos						
	Médios						
	Grandes						
Amplitude da dieta	Especialista						
	Semi-especialista						
	Semi-generalista						
	Generalista						
Dieta, massa corporal e amplitude da dieta	B1						
	B2						
	B3						
	B4						
	B5						

CAPITULO II

PADRÕES DE DIFERENCIAÇÃO DAS COMUNIDADES DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM PAISAGENS FRAGMENTADAS¹

¹ As referências bibliográficas estão de acordo com as normas da Revista *Landscape Ecology*

RESUMO

A diversidade beta pode ser entendida como a mudança na composição de uma ou mais comunidades, podendo ser vista sobre dois padrões, a substituição e o aninhamento de espécies. Aqui testamos: (1) se a variação na diversidade beta de mamíferos de médio e grande porte em 19 fragmentos poderia ser atribuída a substituição ou ao aninhamento de espécies; (2) se as variações que encontramos nos valores da diversidade beta, substituição e aninhamento podem ser explicadas pelas variáveis ambientais (atributos da paisagem) ou distância espacial entre elas. Os cálculos de diversidade beta foram realizados utilizando o índice de Sorensen, os de substituição o índice de Simpson e o aninhamento o índice *Nestedness*. Foram calculadas as métricas das paisagens em um buffer a 2,5 km de cada fragmento e utilizadas como variáveis ambientais. O fenômeno predominante foi a substituição espacial, mas não foi relacionado às variáveis ambientais ou espaciais, mesmo após a divisão das variáveis ambientais em “área” e “conectividade”. A diversidade beta foi atribuída à variação espacial, com a divisão das ambientais, sendo que somente a conectividade apresentou relação. O aninhamento foi atribuído às distâncias espaciais com a divisão das variáveis ambientais. A substituição ao longo das paisagens indica uma alternância de espécies associadas a diferentes graus de fragmentação em cada paisagem. A conectividade exerce maior influência na variação da composição de espécies entre as comunidades dos remanescentes florestais do que as diferenças entre o tamanho de área e de área nuclear. A possibilidade de diferentes graus de perturbação em diferentes regiões pode justificar o aninhamento relacionado às distâncias espaciais. As comunidades de mamíferos de médio e grande porte obedeceram ao padrão de substituição em paisagens fragmentadas e a conectividade das paisagens foi a variável ambiental mais importante para a variação na diversidade beta. Este resultado demonstra a importância de aumentar a conectividade dos fragmentos da paisagem, e confirmando a importância da análise da diversidade beta para direcionar investimentos na conservação das espécies.

Palavras-chave: partição de variância; diversidade beta; mamíferos; ecologia da paisagem; fragmentação;

INTRODUÇÃO

A diversidade beta pode ser entendida como a substituição ou mudança na composição de espécies entre comunidades (Koleff et al. 2003). Ela quantifica a mudança da composição de espécies entre locais, com a variação podendo ser atribuída a dois padrões diferentes, o aninhamento ou substituição (Baselga 2010). Esses padrões de variação podem ser atribuídos a diversos motivos como perturbações (Fernández-Juricic 2002; Bloch et al. 2007) e ou presença de gradientes ao longo do espaço (ambientais, temperatura, altitude, etc.) (Harrison et al. 1992; Qian et al. 2005; Chen et al. 2011; Svenning et al. 2011).

O processo de fragmentação e perda de habitats pode induzir a um padrão aninhado, pois os fragmentos formados são subconjuntos do habitat contínuo original (Ulrich et al. 2009). Comunidades aninhadas são resultado de algum processo que direciona a perda de espécies (Wright et al. 1998), dando origem a comunidades mais pobres como subconjuntos de comunidades mais ricas originais (Patterson, 1986; Ulrich et al. 2009; Almeida-Neto et al. 2011). Este padrão tem sido encontrado em comunidades perturbadas por diferentes processos (Fernández-Juricic 2002; Bloch et al. 2007).

Quando a mudança na composição das comunidades representa uma substituição das espécies, esse padrão é atribuído ao *turnover* (Qian 2009a; Baselga 2010). Ele ocorre ao longo de gradientes ambientais (precipitação, temperatura, complexidade ambiental, vegetação, etc.) (Harrison et al. 1992; Chen et al. 2011; Svenning et al. 2011) e/ou do espaço (Harrison et al. 1992; Qian et al. 2005). Em geral o nicho das espécies se encontra restrito em um intervalo específico dos gradientes ambientais, produzindo diferenças mais drásticas na composição de espécies (Nekola e White 1999; Qian *et al.*, 2005; Chen et al. 2011; Svenning et al. 2011). A dispersão das espécies também está envolvida na presença deste padrão (Qian et al. 2005), pois espécies com baixas capacidades de dispersão tendem a se manter restritas, aumentando os valores de substituição entre áreas.

Fatores que atuam restringindo a distribuição das espécies, tornando-as agregadas como presença de barreiras geográficas estão associados a variação na diversidade beta (Qian et al. 2005; Qian 2009a,b). Como as espécies possuem relações específicas com o ambiente (Nekola e White 1999; Qian 2009a), fatores ambientais como a complexidade do habitat ou heterogeneidade da paisagem e isolamento também influenciam na variação da diversidade (Gilbert et al. 1998; Jones et al. 2006). As variações ambientais fornecem diferentes nichos para a ocupação de diferentes espécies, o que causa variação na composição (Nekola e White

1999; Soininen et al. 2007). Além disso, características ecológicas das espécies como a capacidade de dispersão e amplitude de nicho podem contribuir para a variação na composição das comunidades (Hubbell 1999; Qian 2009b). A movimentação das espécies entre locais tende a homogeneizar as faunas diminuindo a dissimilaridade entre elas, ou seja, quanto maior a capacidade de dispersão das espécies, menor será a diversidade beta (Hubbell 1999). A amplitude de nicho está relacionada à capacidade das espécies em utilizar vários estágios dos gradientes ambientais, como espécies generalistas que se beneficiam da heterogeneidade ambiental (Futuyma e Moreno 1988, Kassen 2002, Marvier et al. 2004), e que consequentemente, diminui a variação específica entre esses ambientes.

Os processos de perda e fragmentação de habitats também contribuem para variações na composição de comunidades (*e.g.* Pardini et al. 2005; Umetsu & Pardini, 2007; Zurita & Bellocq, 2010; Ahumada *et al.*, 2011). Os mamíferos de médio e grande porte exibem diferentes hábitos alimentares, e uma grande variação nos tamanhos corporais afetando suas capacidades de dispersão (Galetti et al. 2001; Bowman et al. 2002; Weckel et al. 2006; Alves-Costa e Eterovick 2007; Andreazzi et al. 2009). Estes traços diferenciados de cada espécie devem permitir a presença delas em diferentes graus de perturbação dos fragmentos e das paisagens (Chiarello 1999; Crooks 2002; Michalski e Peres 2007). Os efeitos destes processos sobre a fauna incluem a queda da diversidade alfa dentro dos fragmentos e aumento da diversidade beta entre eles (Harrison, 1997; Loreau 2000; Chase 2003). Porém, as espécies são afetadas de diferentes formas por esses processos, podendo desaparecer dos fragmentos e paisagem ou se beneficiar das perturbações (Crooks 2002; Michalski e Peres, 2007; Laurance, 2008; Norris et al. 2008). Sugerindo dois possíveis direcionamentos da comunidade frente essas perturbações: (1) a extinção das espécies nas paisagens é direcionada pela fragmentação de habitats, o qual resultaria em um padrão aninhado de espécies (Ulrich et al. 2009), que poderia gerar conjuntos empobrecidos e semelhantes em paisagens com altos níveis de fragmentação (Tabarelli e Gascon 2005); (2) Devido às diferenças nas paisagens causadas pela fragmentação, diferentes espécies ocorrerão em diferentes estágios do gradiente de perturbação gerando o padrão de substituição espécies (Mac Nally et al. 2004). A presença do gradiente de fragmentação tende a beneficiar espécies generalistas que tem vantagem em utilizar mais de um tipo de ambiente, enquanto as especialistas se beneficiam em locais com pouca ou nenhuma perturbação (Futuyma e Moreno 1988, Kassen 2002, Marvier et al. 2004);

Neste trabalho, buscamos avaliar quais fatores influenciam a variação na composição das comunidades de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais, testando:

(i) se a variação na composição de espécies encontrada entre as paisagens se encontra sobre o padrão de aninhamento ou substituição de espécies. Espera-se que as alterações na paisagem natural advindas dos processos de perda e fragmentação de habitats sejam responsáveis por estruturar essas comunidades, com a variação entre essas comunidades explicada principalmente pela substituição de espécies entre essas paisagens como consequência dos diferentes necessidades ecológicas das espécies; (ii) se a variação nas comunidades de mamíferos de médio e grande porte entre os remanescentes florestais estão associadas à distância entre esses remanescentes ou as diferenças na estrutura da paisagem onde esses remanescentes estão inseridos. Espera-se que a variação entre essas comunidades esteja relacionada principalmente a fatores associados com o fluxo de espécies entre essas áreas. Áreas por estarem mais próximas entre si serão mais similares do que áreas mais distantes, sendo essa dispersão influenciada não somente pela distância, mas também pela estrutura da paisagem que determina o isolamento e pela capacidade de dispersão das espécies.

METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDO

As áreas de estudo se encontram nas regiões noroeste, norte e sudoeste do estado de Goiás, Brasil (Figura 01). Na região noroeste os remanescentes amostrados se localizam no município de Aruanã (14° 55.257'S, 51° 4.665'O) (Figura 02 Apêndice I), na região norte os remanescentes se encontram no povoado de Luís Alves (Município de São Miguel do Araguaia – 13° 12.889'S, 50° 34.625'O) (Figura 03 Apêndice I) e já na região sudoeste os remanescentes amostrados estão dispostos nos municípios de Jataí (17° 53.617'S, 51° 42.867'O), Aporé (18° 57.749'S, 51° 55.384'O) e Aparecida do Rio Doce (18° 17.728'S, 51° 8.977'O) (Figura 04 Apêndice I) As áreas se encontram sob o domínio do bioma Cerrado, o qual apresenta um clima marcado por dois períodos sazonais, o chuvoso que dura de outubro a março e o seco de abril a setembro (Ratter et al. 1997; Klink e Machado 2005). As temperaturas médias ao longo do ano variam entre 22°C e 27°C (Klink e Machado 2005), com precipitação média para mais de 90% da área de 800-2000 mm ao ano (Ratter et al. 1997).

Esse bioma apresenta uma gama de tipos vegetacionais que vão desde áreas abertas como campos de gramíneas até tipos florestais como a Floresta Estacional Semidecidual (Ribeiro e Walter 1998). Nesses cenários selecionei 19 remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual (Tabela 01) com formatos e configurações das paisagens circundantes

diferenciadas, sendo que alguns foram selecionados dentro de duas dissertações de mestrado nas quais os dados já se encontravam disponíveis. A intensificação da ocupação do Cerrado se deu após os anos 60, a melhoria do transporte e infra-estrutura, da tecnologia para a agricultura e incentivos transformaram essa região na região mais importante do agronegócio brasileiro (Mittermeier et al. 2005). Isso tem deixado esse bioma altamente fragmentado.

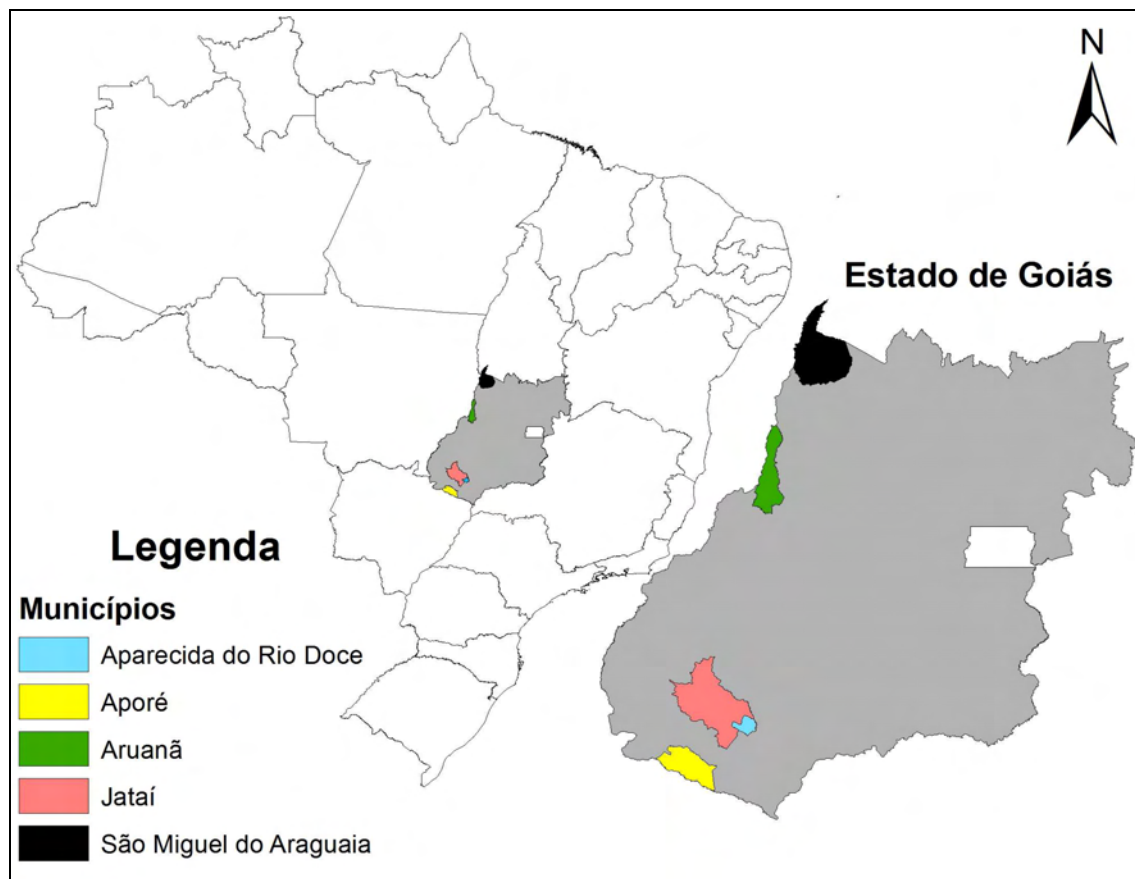


Figura 01- Municípios onde foi realizado levantamento de mamíferos de médio e grande porte em 19 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e a mensuração das métricas da paisagem circundante aos fragmentos em um raio de 2,5 km após o centroide dos fragmentos, essas áreas estão inseridas no bioma Cerrado. O número de fragmentos por município foi: Aparecida do Rio Doce – 1, Aporé – 1, Aruanã -5 , Jataí – 4 e São Miguel do Araguaia - 8. Os municípios fazem parte do estado de Goiás, Brasil.

Tabela 01 – Fragmentos utilizados para levantamento dos mamíferos de médio e grande porte, localidade, tamanho, trabalho que fez a amostragem, localização e a riqueza de espécies registradas nos fragmentos. Trabalhos que realizaram a amostragem em cada fragmento 1 – Calaça (2009); 2 – Lage (2011); 3 – Melo et al. (2011);

Fragmento	Localidade	Trabalho	Área (ha)	Longitude	Latitude	Riqueza
F01	Aruanã	1	6256,605	-51.011232	-14.700488	11
F02	Aruanã	1	4242,046	-51.030226	-15.007973	8
F03	Aruanã	1	3438,968	-51.048869	-15.080389	13
F04	Aruanã	1	995,396	-51.120247	-14.991348	8
F05	Aruanã	1	238,431	-51.112528	-15.069805	9
F06	São Miguel do Araguaia	2	42,46	-50.443173	-13.316313	4
F07	São Miguel do Araguaia	2	167,42	-50.456591	-13.380089	9
F08	São Miguel do Araguaia	2	333,65	-50.310551	-13.218775	11
F09	São Miguel do Araguaia	2	1087,69	-50.317381	-13.297413	16
F10	São Miguel do Araguaia	2	333,48	-50.258564	-13.375867	8
F11	São Miguel do Araguaia	2	185,7	-50.228363	-13.318407	8
F12	São Miguel do Araguaia	2	2831,31	-50.544514	-13.367513	19
F13	São Miguel do Araguaia	2	12,55	-50.383561	-13.293864	5
F14	Jataí	3	151,83	-51.627004	-17.714539	4
F15	Jataí	3	45,62	-51.571037	-17.755929	3
F16	Jataí	3	60,08	-51.720037	-17.945908	7
F17	Jataí	3	130,09	-51.772805	-17.961103	13
F18	Aporé	3	184,12	-52.215829	-18.822028	3
F19	Aparecida do Rio Doce	3	118,61	-51.202267	-18.068799	4

ANÁLISE DA PAISAGEM

Para as análises da paisagem, criei mapas de vegetação através de classificação visual em uma escala de 1:25.000 a partir de imagens do satélite Landsat 5, com resolução de 30 m (bandas 1,2,3,4,5 e 7; INPE/MCT- DGI/OBT). No mapeamento criei duas classes 1. Florestal

– áreas florestais que tinham pelo menos dois pixels de largura (60 m); 2. Não florestal – matriz com a vegetação original alterada e áreas com lagos, rios e áreas de cerrado aberto (como pastagens naturais, cerrado *stricto sensu*, campos limpo e sujo). Aqui não considero que as espécies não são hábeis a se dispersar por áreas abertas de Cerrado, mas sim que utilizam principalmente ambientes florestais.

Para analisar a estrutura da paisagem, criei buffers de 2,5 km em volta dos centróides de cada remanescente amostrado (Figura 05). Os buffers utilizados não se sobrepuseram e assim foi possível evitar uma autocorrelação espacial. A partir dos mapas de classes calculei as métricas da paisagem no software Fragstats 3.3 (MacGarigal e Marks 1995).

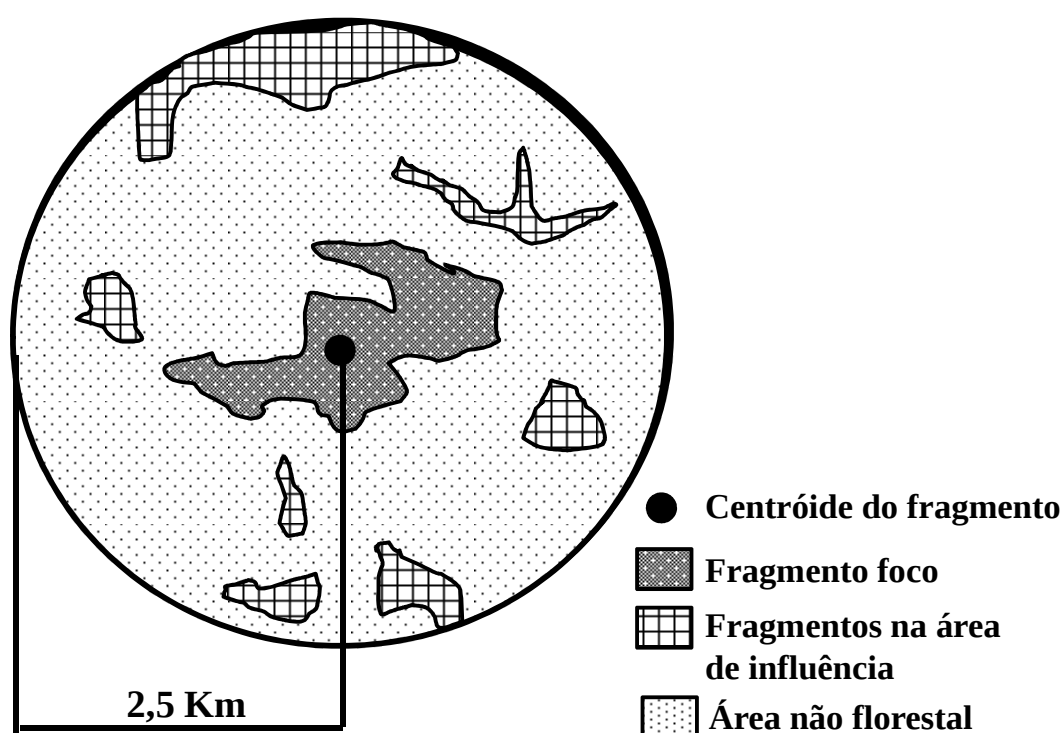


Figura 05 – Exemplo de mapa para análise das métricas da paisagem. O círculo maior negro é o buffer, que possui distância de 2,5 km do centroide do fragmento foco; As métricas foram calculadas dentro desse perímetro para cada uma das 19 paisagens analisadas.

Após a obtenção das métricas da paisagem, efetuei uma Análise de Componentes Principais (PCA) e uma análise de correlação de Pearson (ponto de corte 0,7), a fim de se evidenciar as métricas menos correlacionadas entre si. Apenas uma métrica relacionada acima do ponto de corte na correlação de Pearson foi selecionada, o índice de porcentagem de área nuclear nos remanescentes florestais da paisagem (CAI). A métrica CAI apresentou uma correlação acima de 0,7, com a métrica de área total da classe floresta na paisagem (CA), no entanto foi selecionada pela importância da presença de um atributo que refletisse a presença

de bordas na paisagem. Assim selecionei seis métricas para caracterizar as paisagens: sendo duas que medem a composição da paisagem, como a área total da classe floresta na paisagem (CA) e o índice de porcentagem de área nuclear nos remanescentes florestais da paisagem (CAI); Uma das métricas faz alusão ao formato dos remanescentes na paisagem apresentando um índice de formato médio dos remanescentes florestais (SHAPE); outra se refere ao agrupamento dos remanescentes na paisagem, apresentando um índice de agregação para a paisagem (CLUMPY); e as demais são referentes ao isolamento dos remanescentes, sendo uma o cálculo da distribuição da distância Euclidiana do vizinho mais próximo na paisagem (ENN) e outra apresentando um índice de fragmentação com base na desconexão para a paisagem (SPLIT) (McGarigal e Marks 1995);

DADOS SOBRE AS ESPÉCIES DE MAMÍFEROS

Utilizei dados primários de coletas, os quais correspondem a amostragens realizadas no sudoeste goiano (Melo et al. 2011)(Tabela 01), enquanto os dados provenientes da região noroeste do estado, município de Aruanã foram retirados da dissertação de mestrado de Calaça (2009). Já os dados provenientes da região norte de Goiás, povoado de Luís Alves foram retirados da dissertação de mestrado de Lage (2011).

As amostragens desses estudos foram efetuadas por meio de armadilhas fotográficas, tendo sido distribuídas baseadas principalmente no tamanho das áreas amostradas. As armadilhas fotográficas consistem de uma máquina fotográfica acoplada a um sensor de calor e movimento que dispara uma fotografia sempre que detecta algum animal atravessando o campo de ação do sensor. Esta metodologia tem sido usada com sucesso em vários trabalhos de levantamento e caracterização da mastofauna (*e.g.* Ngoprasert et al. 2007; Trolle et al. 2007; Tobler et al. 2008; Di Bitetti et al. 2009; Goulart et al. 2009; Ahumada et al. 2011; Calaça et al. 2010), atuando como método não intrusivo e muito eficiente.

Apesar de usar a mesma metodologia, a distribuição das armadilhas fotográficas através da paisagem foi diferenciada quanto ao espaçamento entre elas em cada amostragem. No entanto, o espaçamento e a área de amostragem coberta pelas câmeras não possuem impacto relevante nos resultados de inventários de mamíferos de médio e grande porte (Tobler et al. 2008), e como neste trabalho utilizei somente a riqueza, considerei satisfatório os resultados. O esforço amostral foi de 3.324 armadilhas-dias e seis fragmentos (número de dias de amostragem x número de armadilhas) para a amostragem no sudoeste goiano (Melo et

al. 2011), 2.901 armadilhas-dias e cinco fragmentos em Aruanã (Calaça 2009) e de 3.082 armadilhas-dias e oito fragmentos para a amostragem no povoado de Luis Alves (Lage 2011).

A partir do conjunto de espécies registradas, filtrei para as análises, espécies que tivessem probabilidade de ocorrer em todos os remanescentes florestais. Dessa forma, exclui o efeito biogeográfico e de especificidade de fitofisionomia vegetal nas relações entre espécies e área e também mantive somente aquelas identificadas até o nível de espécie. A nomenclatura das espécies seguiu Wilson e Reeder (2005).

ANÁLISE DE DADOS

CÁLCULOS DE DIVERSIDADE

A diversidade beta deve fornecer medidas de dissimilaridades entre as paisagens, no entanto pode ser difícil separar quais causas estão atuando sobre esses gradientes de perturbação. Por isso procedi realizando a desconstrução da diversidade beta nos componentes substituição e aninhamento devido à dissimilaridade, os quais podem fornecer melhores entendimentos dos mecanismos que dirigem a diversidade beta (Svenning et al. 2011). Realizei o cálculo de três medidas de diversidade beta segundo Baselga (2010), o índice de dissimilaridade de Sorensen (β_{sor}), o índice de dissimilaridade de Simpson (β_{sim}) e o índice de aninhamento (β_{nes}). Estes cálculos foram realizados através de uma rotina de trabalho no programa R (R Development Core Team, 2009) com o pacote *beta.sor*. Das medidas de diversidade, beta β_{sor} representa a diversidade beta total, β_{sim} a diversidade beta relacionada a substituição das espécies e β_{nes} a diversidade beta relacionada ao aninhamento das espécies. As fórmulas utilizadas foram:

- $\beta_{sor} = \frac{b+c}{2a+b+c}$
- $\beta_{sim} = \frac{\min(b,c)}{a+\min(b,c)}$
- $\beta_{nes} = \frac{\max(b,c)-\min(b,c)}{2a+\min(b,c)+\max(b,c)} \times \frac{a}{a+\min(b,c)}$

Nas fórmulas a é o número de espécies compartilhadas entre duas paisagens, e b e c são o número de espécies únicas para cada uma das duas paisagens utilizadas em cada cálculo (Baselga 2010). Os resultados variam de 0 a 1 e valores próximos de 1 representam uma grande diversidade beta. O cálculo foi efetuado com pares de paisagens, de modo a apresentar a dissimilaridade entre pares das 19 paisagens. Ao final, cada paisagem teve sua diversidade

beta média, e que com os valores somados obtive a diversidade beta média entre todo o conjunto amostrado.

CAUSA DE VARIAÇÃO NA DIVERSIDADE BETA

Para testar se a variação na diversidade beta foi causada devido à variação no espaço ou nas paisagens, realizei um teste de Mantel parcial. Neste teste utilizei matrizes de dissimilaridade calculadas com distância euclidiana para as coordenadas geográficas e métricas das paisagens. A distância euclidiana é uma medida plana que não possui limite superior variando de acordo com os dados. Sua fórmula geral segue de acordo com o Teorema de Pitágoras e por isso é tida como métrica (Valentin 2000; Demoment e Idier 2008). Essa distância é indicada para variáveis ambientais como as utilizadas. Para o cálculo da dissimilaridade das espécies utilizei o índice de dissimilaridade de Sorensen, que forneceram os valores de diversidade beta. O teste de Mantel isola uma das variáveis preditoras enquanto testa a relação da outra variável preditora com a variável resposta, demonstrando qual obteve relação e a força dessa relação. Estes cálculos foram conduzidos no programa R (R Development Core Team, 2009) com o uso do pacote *Vegan*.

RESULTADOS

RIQUEZA

O número total de espécies consideradas para esse estudo foi de 23 (Tabela 02), sendo 16 obtidas por Calaça (2009), 20 por Lage (2011) e 15 por Melo et al. (2011). O fragmento com a maior riqueza foi F12 com 19 espécies e o com a menor riqueza F15 e F18 com três espécies (Figuras 06).

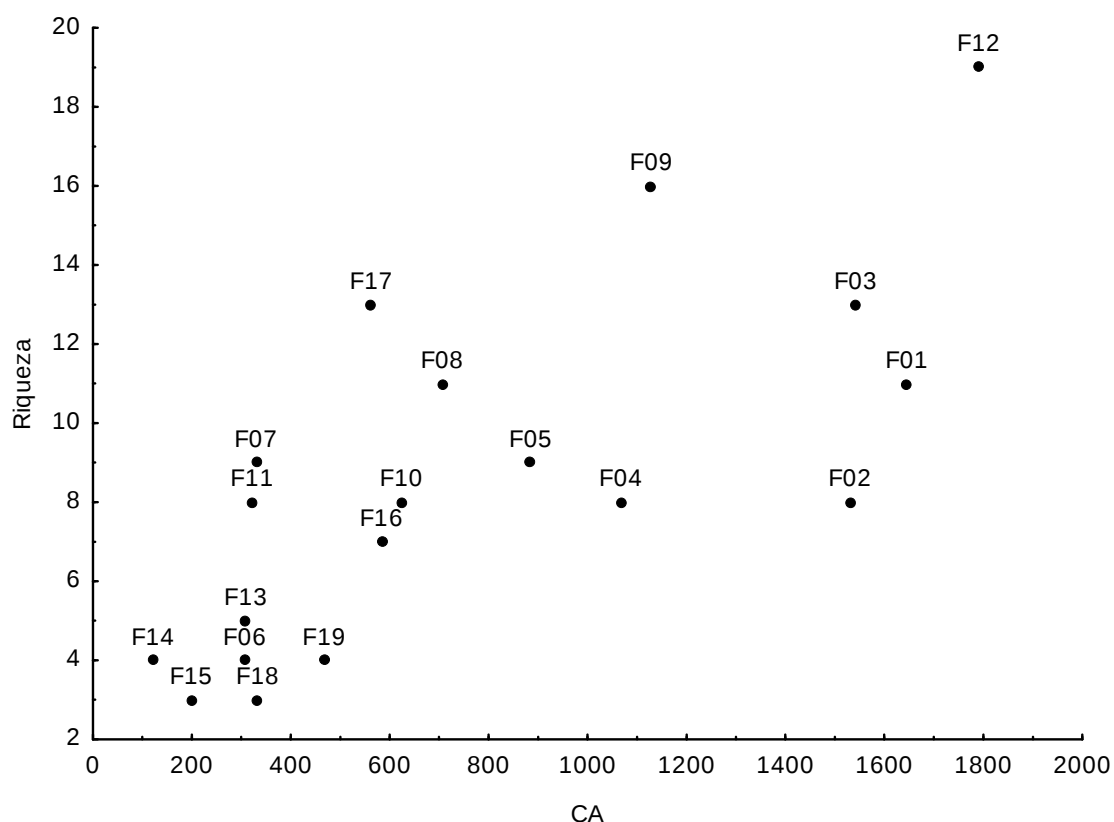


Figura 06 – Riqueza ao longo dos 19 fragmentos amostrados de Floresta Estacional Semidecidual no Cerrado do estado de Goiás, Brasil e quantidade de área disponível nas paisagens (CA) em ha.

Tabela 02 – Lista das espécies registradas em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no estado de Goiás, filtradas de modo a selecionar espécies ocorrentes em áreas florestais e que ocorram em todo o território amostrado. As colunas representam os fragmentos e X o registro das espécies no local. N° frag – representa o número de fragmentos em que a espécie foi registrada.

Espécies\Fragmentos	Nome comum	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15	F16	F17	F18	F19	N° frag.
ORDEM CINGULATA																					
<i>Cabassous unicinctus</i>	tatu-do-rabo-mole									X		X									2
<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu-galinha									X			X					X			3
<i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra		X					X		X					X						4
ORDEM PILOSA																					
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira			X	X	X		X	X	X	X		X	X			X	X		X	12
<i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-mirim		X						X			X	X								4
ORDEM PRIMATES																					
<i>Cebus libidinosus</i>	macaco-prego	X			X	X		X	X	X	X		X			X		X			10
ORDEM CANIVORA																					
<i>Leopardus wiedii</i>	gato-maracajá			X				X	X	X			X								5
<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaritica	X	X	X		X							X					X			6
<i>Puma yagouaroundi</i>	jaguarundi												X								1
<i>Puma concolor</i>	onça-parda	X		X						X			X				X	X			6
<i>Panthera onca</i>	onça-pintada	X	X	X									X								4
<i>Cerdocyon thous</i>	lobinho					X							X							X	3

Continuação...

Espécies\Fragmentos	Nome comum	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15	F16	F17	F18	F19	Nº frag.	
<i>Eira barbara</i>	irara	X		X		X		X	X	X	X	X	X									9
<i>Procyon cancrivorus</i>	mão-pelada			X																		1
<i>Nasua nasua</i>	quati	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X			X	X				14
ORDEM PERISSODACTYLA																						
<i>Tapirus terrestris</i>	anta	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X		18
ORDEM ARTIODACTYLA																						
<i>Pecari tajacu</i>	cateto	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X			16
<i>Tayassu pecari</i>	queixada							X		X			X		X	X						5
<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro	X	X	X	X					X	X		X	X			X	X	X			11
<i>Mazama gouazoubira</i>	veado-catingueiro	X		X	X		X		X	X		X	X	X				X		X		11
ORDEM RODENTIA																						
<i>Cuniculus paca</i>	paca					X			X	X			X				X	X				6
<i>Dasyprocta agouti</i>	cotia	X		X	X																	11
<i>Dasyprocta azarae</i>	cotia						X	X	X	X	X	X	X					X				1
<i>Coendou phreanselis</i>	ouriço-cacheiro																	X				

DIVERSIDADE BETA

A variação na diversidade beta entre as 19 comunidades pode ser explicada em sua maior parte pela substituição espacial de espécies ao longo das diferentes paisagens (Tabela 03). No entanto, o padrão de explicação e os valores de explicação da diversidade beta variaram entre cada paisagem (Tabela 04 - Anexos).

Tabela 03 - Resultados da partição de Diversidade beta, mostrando que as comunidades estão sujeitas a substituição de espécies ao longo dos lugares.

	Valores médios	Diversidade beta média	Porcentagem de explicação (%)
Substituição	0.282662	0.509215	55.50937
Aninhamento	0.226553	0.509215	44.49063

FATORES DE EXPLICAÇÃO PARA A DIVERSIDADE BETA

A variação na diversidade beta foi influenciada pela dissimilaridade espacial (Tabela 05) ao longo das paisagens. O padrão de substituição não foi influenciado nem pela dissimilaridade ambiental ou pela geográfica, enquanto o aninhamento pôde ser atribuído tanto às distâncias geográficas quanto às ambientais (Tabela 05).

Tabela 05 – Valores do Teste de Mantel parcial em 19 paisagens dentro do bioma Cerrado no estado de Goiás, Brasil. Valores em negrito representam relações significativas.

	Dissimilaridade	r	p
Diversidade β	Espacial	0.2910	0.0082
	Ambiental	0.2223	0.0739
Turnover	Espacial	0.0717	0.2175
	Ambiental	-0.0432	0.6195
Aninhamento	Espacial	0.1860	0.0354
	Ambiental	0.2587	0.0230

Como a diversidade beta total foi relacionada tanto a dissimilaridade ambiental quanto a geográfica, particionei as distâncias ambientais em dois grupos. Cada grupo ficou com três métricas da paisagem, o primeiro representa atributos de composição da paisagem, como área florestal, porcentagem de área nuclear e índice de formato (CA, CAI e SHAPE). O segundo

grupo ficou com métricas relacionadas ao isolamento e conectividade como distância do vizinho mais próximo, índice de desconexão e índice de agrupamento dos fragmentos (ENN, SPLIT e CLUMPY). Essa separação rendeu resultados diferentes do primeiro e permitiram um melhor entendimento dos fatores que dirigem as variações na composição de espécies (Tabela 06). A diversidade beta manteve a relação com as variáveis espaciais, mas passou a ser influenciada somente pela dissimilaridade ambiental relacionada às medidas de “conectividade” (Tabela 06). O padrão de substituição das espécies continuou não sendo explicado pelas variáveis espaciais ou ambientais e o aninhamento foi somente influenciado pela dissimilaridade espacial, quando a ambiental era área.

Tabela 06 – Valores do Teste de Mantel parcial em 19 paisagens dentro do bioma Cerrado no estado de Goiás, Brasil. A dissimilaridade ambiental foi dividida em dois tipos, o primeiro relacionado à características dos fragmentos em relação à paisagem (CA, CAI e SHAPE) e o segundo relacionado à conectividade que a paisagem oferece (ENN, SPLIT e CLUMPY). Valores em negrito representam relações $p < 0,05$.

	Dissimilaridade	r	p	Dissimilaridade	r	p
Diversidade β	Espacial	0.2687	0.0102	Espacial	0.2740	0.0100
	Área	-0.0309	0.5369	Conectividade	0.4449	0.0034
Substituição	Espacial	0.0524	0.2785	Espacial	0.0638	0.2539
	Área	-0.1849	0.8991	Conectividade	0.1736	0.1163
Aninhamento	Espacial	0.1924	0.0313	Espacial	0.1569	0.0592
	Área	0.2025	0.0725	Conectividade	0.1921	0.0850

DISCUSSÃO

PADRÃO DE ESTRUTURA DAS COMUNIDADES

Variações ambientais são comumente associadas a flutuações na diversidade beta relacionadas à amplitude de nicho das espécies e gradientes (perturbação, precipitação, altitude, etc.) (Gering e Crist 2002; Qian 2009a; Chen et al. 2011). Os processos de perda e fragmentação de habitats já foram apontados como causadores dessas variações sobre diversidade beta (Gilbert et al. 1998; Pardini et al. 2005).

As paisagens aqui estudadas estão estruturadas parcialmente pelo fenômeno de substituição espacial, e poucas médias individuais das paisagens apresentaram maior explicação pelo aninhamento. A substituição espacial de espécies pode ser atribuída a dois fatores principais, as restrições de nicho e distribuição geográfica das espécies (Nekola e White 1999; Qian et al. 2005). A inconstância das paisagens permite visualizá-las em um gradiente de perturbação, o qual tem diferentes influências sobre a composição de espécies. Aqui encontramos um padrão de substituição de espécies, surgindo como resposta das associações específicas entre as espécies e seus nichos (Nekola e White 1999; Qian *et al.*, 2005; Chen et al. 2011; Svenning et al. 2011). As espécies possuem diferentes necessidades na paisagem como quantidade de área (Lopes e Ferrari 2000; Michalski e Peres 2007), distância entre fragmentos (Uezu et al. 2005; Sampaio et al. 2010), quantidade de bordas (Norris et al. 2008) e outros. Assim, a substituição de espécies encontrada deve apontar as restrições ambientais (relacionadas ao nicho) (Nekola e White 1999; Qian *et al.*, 2005; Chen et al. 2011; Svenning et al. 2011) das espécies em relação à paisagem.

Nesse gradiente de fragmentação há a ocorrência de determinados conjuntos de espécies em diferentes graus de perturbação em uma paisagem. Um exemplo é a maior ocorrência de espécies de alimentação generalista em paisagens com altos níveis de fragmentação (*e.g.* Michalski e Peres 2005; Norris et al. 2008; Lyra-Jorge et al. 2009). Isso é decorrente das vantagens de espécies generalistas nos ambientes heterogêneos (como os criados com distúrbios), enquanto as especialistas se beneficiam da homogeneidade dos ambientes em relação ao seu ambiente nativo (Futuyma e Moreno 1988, Kassen 2002, Marvier et al. 2004). Conforme os processos de fragmentação de habitats alteram os ambientes naturais, as espécies especialistas devem desaparecer das paisagens, pois elas possuem uma relação positiva com paisagens preservadas (Devictor et al. 2008).

Nas paisagens analisadas descartamos a possibilidade de que a substituição esteja sendo causado por barreiras geográficas como rios e montanhas (Qian et al. 2005; Qian a, b), por que estão ausentes entre as áreas amostrais. No entanto, a presença das matrizes deve atuar como filtro ambiental para as espécies (Laurance 2008; Tabarelli e Gascon 2005). Neste caso algumas espécies podem se deslocar pelas matrizes ou usá-las para busca de alimento e ou abrigo (Gascon et al. 1999; Michalski e Peres 2007; Lyra-Jorge et al. 2009). Enquanto que outras espécies são altamente sensíveis a matrizes e dificilmente são registradas nessas áreas (Michalski e Peres 2007; Di Bitetti et al. 2010; Lyra-Jorge et al. 2009). A permeabilidade das matrizes, ou seja, o quanto a estrutura da matriz é semelhante ao fragmento deve ser um determinante na utilização da matriz pelas espécies (*e.g.* Gascon et al. 1999; Pardini et al. 2009). Devido as diferentes características dos mamíferos de médio e grande porte (tamanho corporal, hábito alimentar, capacidade de dispersão) cada espécie tende a perceber a paisagem de modo diferente onde algumas espécies reconhecem na matriz um ambiente seguro pra uso ou não (Michalski e Peres 2005; Alves e Eterovick 2007; Lyra-Jorge et al. 2009). Assim a presença da matriz como possível barreira e paisagens diferenciadas leva a atribuir o motivo da substituição de espécies a capacidade de dispersão e a amplitude de nicho das espécies.

FATORES DE ATRIBUIÇÃO DA DIVERSIDADE BETA

A variação na diversidade beta foi influenciada apenas pela dissimilaridade espacial. Porém, após realizar a divisão das distâncias ambientais em “área” e “conectividade”, a distância ambiental “conectividade” foi ocasionadora de variação nos valores de diversidade beta. Além disso, nessa nova abordagem a distância ambiental foi responsável por uma maior taxa de explicação do que as distâncias espaciais.

A influência das variáveis espaciais pode ser em função da maior diferenciação ambiental que tende a aumentar em função da distância entre locais (Nekola e White 1999; Soininen et al. 2007). Os diferentes ambientes por sua vez, comportam diferentes conjuntos de espécies que estão relacionadas às características específicas de cada ambiente (Nekola e White 1999; Svenning et al. 2011). Possivelmente as paisagens obedeçam a um gradiente de fragmentação distribuído geograficamente, onde algumas áreas tenham sofrido mais intensamente os distúrbios advindos desse processo ou simplesmente há mais tempo. A região sudoeste de Goiás teve sua colonização iniciada anteriormente em relação às outras áreas, já a intensificação da agricultura ocorreu em tempo similar. As regiões sudoeste e norte de Goiás

apresentam o maior número de fragmentos no estado (Ferreira et al. 2008). Enquanto que regiões como a noroeste e norte que possuem a maior parte das matrizes constituídas de pastagens, tem fragmentos maiores que em regiões dominadas por monoculturas como a região sudoeste (Carvalho et al. 2009).

A conectividade nas paisagens é um fator importante a ser analisado na determinação da diversidade beta entre paisagens fragmentadas. Esse atributo da paisagem influencia diretamente a dispersão das espécies, a qual é uma das causas de variação da diversidade beta (Hubbell 1999; Qian 2009b), podendo a paisagem facilitar ou não a dispersão. A movimentação das espécies entre locais deve contribuir para o aumento da diversidade alfa e diminuição da diversidade beta entre as paisagens. No entanto, em paisagens fragmentadas fatores como a matriz e a distância dos fragmentos podem variar, assim como a capacidade das espécies de se movimentar entre fragmentos (Michalski e Peres 2005; Lyra-Jorge et al. 2009). Em geral os mamíferos de médio e grande porte possuem considerável capacidade de se locomover através de paisagens fragmentadas, o que pode ser visto principalmente para algumas espécies de grande porte e carnívoros generalistas (Fragoso e Huffman 2000; Rocha et al. 2004; Gatti et al. 2006; Alves-Costa e Eterovick 2007; Tobler et al. 2010). Espécies que podem transitar entre fragmentos têm maior chance de sobrevivência em paisagens fragmentadas (Stacey e Taper, 1992; Fahrig e Merriam, 1994; Gascon et al. 1999), e podem inclusive representar a fauna sobrevivente após o avanço da fragmentação de habitats, desde que outros processos, como a caça, não atuem sistematicamente nessa comunidade.

A baixa permeabilidade de matrizes que são estruturalmente muito diferentes dos fragmentos contribui negativamente para a dispersão das espécies (Gascon et al. 1999; Uezu et al. 2005; Pardini et al. 2009). Por isso, características que contribuem para o aumento da conectividade das paisagens devem atuar permitindo uma maior movimentação das espécies (Fahrig e Merriam 1994; Uezu et al. 2005; Sampaio et al. 2010) diminuindo a diversidade beta entre as paisagens.

Esses resultados demonstram que as distâncias entre os fragmentos e o grau de conectividade nessas paisagens é mais importante para padrões de diversidade beta em comunidades de mamíferos de médio e grande porte do que a quantidade de área e área nuclear. Consequentemente, em paisagens fragmentadas a capacidade de dispersão das espécies torna-se um dos principais fatores afetando o fluxo de espécies e indivíduos entre os ambientes, influenciando diretamente a diversidade beta (Gilbert et al. 1998; Pardini et al. 2005).

FATORES DE ATRIBUIÇÃO DO *TURNOVER*

A substituição de espécies não apresentou relação com as distâncias espaciais ou mesmo às ambientais, mesmo após a divisão das distâncias ambientais em “área” e “conectividade”. No entanto, variações na substituição de espécies entre comunidades podem estar relacionadas tanto a distâncias espaciais (McKnight et al. 2007) quanto a variáveis ambientais (Quian 2009a; Svenning et al. 2011).

Apesar de que, na média geral, a estrutura das comunidades apresentar o padrão de substituição de espécies, provavelmente a mistura entre paisagens influenciadas pelo aninhamento e substituição encobriu possíveis relações. A substituição de espécies deve ser mais fortemente relacionado às distâncias geográficas que as condições ambientais (McKnight et al. 2007), pois a distância entre locais tende a amplificar as diferenças ambientais entre eles (Mc Nally et al. 2004). Assim, associações da substituição de espécies com a dissimilaridade espacial devem ser mais visíveis em análises que abranjam grandes áreas. Como foi encontrado para mamíferos na Europa, onde foi atribuído ao gradiente climático a principal influência para a substituição de espécies ao longo do espaço (Svenning et al. 2011). Para as variáveis ambientais, possivelmente as áreas ainda não devem apresentar um grau de perturbação suficiente para causar significativas alterações nos padrões de substituição de espécies. Assim, a falta de explicação para os valores de substituição de espécies pode ser em função da escala de amostragem, que não conseguiu captar tanto a variação ambiental quanto a espacial.

FATORES DE ATRIBUIÇÃO DO ANINHAMENTO

Os valores de aninhamento foram explicados pela dissimilaridade espacial, que fornece indícios que comunidades mais ricas sejam fruto de distâncias espaciais entre os fragmentos e não das variáveis ambientais. Mesmo assim a taxa de explicação foi muito baixa, sugerindo a possível presença de outros fatores. O fenômeno do aninhamento é indicado pela presença de comunidades pobres, que poderiam ser agrupadas dentro de comunidades mais ricas (Patterson, 1986; Greve et al. 2005; Ulrich et al. 2009; Almeida-Neto et al. 2011). Isso pode acontecer pela presença de um fator ou mais direcionando a extinção das espécies dentro das comunidades (Ulrich et al. 2009). Sendo este fenômeno comumente registrado em ambientes perturbados (Fernández-Juricic 2002; Bloch et al. 2007).

A perturbação advinda da fragmentação de habitats também deve apresentar o padrão de aninhamento de espécies já que os fragmentos formados são subconjuntos de um contínuo original (Ulrich et al. 2009). Porém, nossos resultados apontam que o aninhamento foi influenciado somente pela variação espacial. Possivelmente as paisagens analisadas contêm perturbações semelhantes que impulsionam o processo de fragmentação, mas as paisagens devem se encontrar em diferentes graus de impacto sobre as espécies. Por exemplo, as paisagens próximas ao rio Araguaia, situadas nas regiões noroeste e norte de Goiás, possuem maiores quantidades de área natural disponível. As margens do rio ainda apresentam quantidades razoáveis de vegetação nativa, quantidade muito maior do que nas paisagens presentes no sudoeste de Goiás. Isso permite uma maior riqueza de espécies e, conseqüentemente a possibilidade de alocar as paisagens com comunidades mais pobres dentro deste conjunto. Enquanto nas paisagens onde os processos de perda e fragmentação de habitats já estão mais avançados a comunidade corre o risco de conter uma amostra empobrecida e tendenciosa da biota original (Tabarelli e Gascon 2005). Essa amostra empobrecida poderia ser aninhada às paisagens com maior área disponível.

CONCLUSÕES

As paisagens fragmentadas apresentam variações em sua diversidade beta com suas comunidades estruturadas segundo pela substituição espacial das espécies. As análises sugeriram que a variação da diversidade beta através dessas paisagens é influenciada tanto pelas distâncias espaciais quanto pelas alterações ambientais. Podemos também destacar características das paisagens, tais como conectividade e isolamento, que possuem maior influência sobre a variação da diversidade beta. No entanto, as variações nos valores de substituição de espécies não podem ser explicados pelas variações ambientais ou espaciais, enquanto o aninhamento é influenciado principalmente pela variação espacial. A conectividade das paisagens pode contribuir significativamente para o aumento ou diminuição da diversidade beta entre locais, dependendo do quanto a própria paisagem pode facilitar ou não a dispersão das espécies através da mesma.

REFERÊNCIAS

- Ahumada JA., Silva CEF, Gajapersad K, Hallam C, Hurtado J, Martin E, McWilliam A, Mugerwa B, O'Brien T, Rovero F, Sheil D, Spironello WR, Winarni N, Andelman SJ (2011) Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366: 2703–2711.
- Almeida-Neto M, Frensel DMB, Ulrich W (2011) Rethinking the relationship between nestedness and beta diversity: a comment on Baselga (2010). *Global Ecology and Biogeography*: 1–6.
- Alves-Costa P, Eterovick PC (2007) Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta Oecologica* 32: 77–92.
- Andreazzi CS, Pires AS, Fernandez FAS (2009) Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia Brasiliensis* 13: 554–574.
- Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134–143.
- Bloch CP, Higgins CL, Willig MR (2007) Effects of large-scale disturbance on metacommunity structure of terrestrial gastropods : temporal trends in nestedness. *Oikos* 116: 395–406.
- Bowman J, Jaeger JAG, Fahrig L (2002) Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology* 83: 2049–2055.

Calaça A (2009) A utilização da paisagem por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Goiás, 109 p.

Calaça A, Melo F, De Marco Junior P, Jácomo AT, Silveira L (2010) A influência da fragmentação sobre a distribuição de carnívoros em uma paisagem de cerrado. *Neotropical Biology and Conservation* 5: 31–38.

Carvalho FMV, De Marco Júnior P, Ferreira LG (2009) The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142: 1392–1403.

Chase JM (2003) Community assembly: when should history matter? *Oecologia* 136: 489–498.

Chen S, Jiang G, Zhang J, Li Y, Qian H (2011) Species turnover of amphibians and reptiles in eastern China: disentangling the relative effects of geographic distance and environmental difference. *Ecological Research* 26: 949–956.

Chiarello A (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71–82.

Crooks KR (2002) Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488–502.

Demoment G, Idier J(2008) Main Approaches to the Regularization of Ill-posed Problems. In Idier J (eds) *Bayesian Approach to Inverse Problems*, ISTE Ltd and John Wiley & Sons Inc, London, UK and Hoboken, USA, pp 41-58

Devictor V, Julliard R, Jiguet F (2008) Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 117: 507-514.

Di Bitetti MS, De Angelo CD, Di Blanco YE, Paviolo A (2010) Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36: 403–412.

Di Bitetti MS, Di Blanco YE, Pereira J a., Paviolo A, Pérez IJ (2009) time partitioning favors the coexistence of sympatric crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) and pampas foxes (*Lycalopex gymnocercus*). *Journal of Mammalogy* 90: 479–490.

Fahrig L, Merriam G (1994) Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50–59.

Fernández-Juricic E (2002) Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia* 131: 269–278.

Ferreira ME; Ferreira LG; Ferreira NC (2008) Cobertura Vegetal Remanescente em Goiás: distribuição, viabilidade ecológica e monitoramento. In Ferreira Jr. LG (eds) *A Encruzilhada Sociambiental: biodiversidade, economia e sustentabilidade no cerrado*, Editora UFG, Goiânia, pp 169-185.

Fragoso JMV, Huffman JM (2000) Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of Tropical Ecology* 16: 369–385.

Futuyma DJ, Moreno G (1988) The evolution of ecological specialization. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 207–233.

Galetti M, Keuroghlian A, Hanada L, Morato MI (2001) Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. *Biotropica* 33: 723–726.

Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard Jr. RO, Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance B, Zimmernan B, Tocher M, Borges S (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223–229.

Gatti A, Bianchi R, Rosa CRX, Mendes, SL (2006) Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 22: 227-230.

Gering JC, Crist TO (2002) The alpha – beta – regional relationship : providing new insights into local – regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. *Science* 5: 433–444.

Gilbert F, Gonzalez A, Evans-Freke I (1998) Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 265: 577–582.

Goulart FVB, Cáceres NC, Graipel ME, Tortato MA, Ghizoni Jr IR, Oliveira-Santos LGR (2009) Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 74: 182–190.

Greve M, Gremmen NJM, Gaston KJ, Chown SL (2005) Nestedness of Southern Ocean island biotas: ecological perspectives on a biogeographical conundrum. *Journal of Biogeography* 32: 155–168.

Harrison S (1997) How natural habitat patchiness affects the distribution of diversity in Californian Serpentine Chaparral. *Ecology* 78: 1898–1906.

Harrison S, Ross SJ, Lawton JH, Ross J (1992) Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Society* 61: 151–158.

Hubbell S P, Foster RB, O'Brien ST, Harms KE, Condit R, Wechsler B, Wright SJ, Loo de Lao S (1999) Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science* 283:554-557.

Jones MM, Tuomisto H, Clark DB, Olivas P (2006) Effects of mesoscale environmental heterogeneity and dispersal limitation on floristic variation in rain forest ferns. *Journal of Ecology* 94: 181–195.

Kassen R (2002) The experimental evolution of specialists, generalists, and the maintenance of diversity. *Journal of Evolutionary Biology* 15: 173–190.

Klink CA, Machado RB (2005) A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1: 147–155.

Koleff P, Gaston KJ, Lennon JJ (2003) Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367–382.

Lage ARB (2011) Efeitos da fragmentação de habitats sobre a comunidade de mamíferos do Médio Araguaia: aspectos teóricos, descritivos e conservacionistas. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Goiás, 74 p.

Laurance W (2008) Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731–1744.

Lopes MA, Ferrari SF (2000) Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14: 1658–1665.

Loreau M (2000) Are communities saturated? On the relationship between alpha, beta and gamma diversity. *Ecology Letters* 3: 73–76.

Lyra-jorge MC, Ribeiro MC, Ciocheti G, Tambosi LR, Pivello VR (2009) Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna , Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 53: 359–368.

Mac Nally R, Fleishman E, Bulluck LP, Betrus CJ (2004) Comparative influence of spatial scale on beta diversity within regional assemblages of birds and butterflies. *Journal of Biogeography* 31: 917–929.

Marvier M, Kareiva P, Neubert MG (2004) Habitat destruction , fragmentation , and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis* 24: 869–878.

McGarigal K, Marks BJ (1995) FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 pp.

McKnight MW, White PS, McDonald RI, Lamoreux JF, Sechrest W, Ridgely RS, Stuart SN (2007) Putting beta-diversity on the map: broad-scale congruence and coincidence in the extremes. *PLoS Biology* 5 (10): 2424-2432.

Melo FR, Guilherme FAG, Pereira KR, Diniz JLM, Santos GG, De Marco Jr. P, Juen L, Silva D A, Silva K V, Zortea M, Almeida K A B, Fachi MB (2011) Fragmentação florestal e a conservação da biodiversidade do Cerrado no sudoeste goiano. [Relatório Técnico Não Publicado]. Jataí, GO: UFG e FAPEG. 373p.

Michalski F, Peres C (2005) Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124: 383–396.

- Michalski F, Peres C A (2007) Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21: 1626–1640.
- Mittermeier RA, Gil RP, Hoffman M, Pilgrim J, Brooks T, Mittermeier CG, Lamoreux J, Fonseca GAB (2005) Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. 2 ed., University of Chicago Press, Boston.
- Nekola JC, White PS, Carolina N, Hill C (1999) The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Science*: 867–878.
- Ngoprasert D, Lynam AJ, Gale GA (2007) Human disturbance affects habitat use and behaviour of asiatic leopard *Panthera pardus* in Kaeng Krachan National Park , Thailand. *Oryx* 41: 343–351.
- Norris D, Peres CA, Hinchsliffe K (2008) Terrestrial mammal responses to edges in Amazonian forest patches : a study based on track stations. *Mammalia* 72: 15–23.
- Pardini R, Souza SM de, Braga-neto R, Metzger JP (2005) The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253–266.
- Pardini R, Faria D, Accacio GM, Laps RR, Mariano-Neto E, Paciencia MLB, Dixo M, Baumgarten J (2009) The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in na agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation* 142: 1178-1190.
- Patterson BD (1986) Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society* 28: 65–82.

Qian H (2009a) Beta diversity in relation to dispersal ability for vascular plants in North America. *Global Ecology and Biogeography* 18: 327–332.

Qian H (2009b) Global comparisons of beta diversity among mammals, birds, reptiles, and amphibians across spatial scales and taxonomic ranks. *Journal of Systematics and Evolution* 47: 509–514.

Qian H, Ricklefs RE, White PS (2005) Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters* 8: 15–22.

R Development Core Team., R: A language and environment for statistical computing. [2.12.1]. 2010. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing.

Ratter JA, Ribeiro JF, Bridgewater S (1997) The brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80: 223–230.

Ribeiro JF, Walter BMT (1998) Fitofisionomias do bioma Cerrado. In Sano SM, Almeida SP (eds.) *Cerrado: ambiente e flora*, EMBRAPA/CPA, Planaltina, DF: EMBRAPA/CPA, pp 86-166.

Rocha VJ, Reis NR, Sekiama ML (2004) Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnívora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 871–876.

Sampaio R, Lima AP, Magnusson W, Peres CA (2010) Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity & Conservation* 19: 2421–2439.

Soininen J, McDonald R, Hillebrand H (2007) The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography* 30: 3–12.

Stacey PB, Taper M (1992) Environmental variation and the persistence of small populations. *Ecological Applications* 2: 18–29.

Svenning J-C, Fløjgaard C, Baselga A (2011) Climate, history and neutrality as drivers of mammal beta diversity in Europe: insights from multiscale deconstruction. *Journal of Animal Ecology* 80: 393–402.

Tabarelli M, Gascon C (2005) Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade* 1: 181–188.

Tobler MW, Carrillo-Percegué SE, Leite Pitman R, Mares R, Powell G (2008) An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11: 169–178.

Tobler MW, Janovec JP, Cornejo F (2010) frugivory and seed dispersal by the lowland tapir *Tapirus terrestris* in the peruvian Amazon. *Biotropica* 42: 215–222.

Trolle M, Bissaro MC, Prado HM (2007) Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation* 16: 1205–1211.

Uezu A, Metzger J, Vielliard J (2005) Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123: 507–519.

Ulrich W, Almeida-Neto M, Gotelli NJ (2009) A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118: 3–17.

Umetsu F, Pardini R (2007) Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22: 517–530.

Valentin JL (2000) *Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Interciência, Rio de Janeiro.

Weckel M, Giuliano W, Silver S (2006) Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology* 270: 25–30.

Wilson DE, Reeder DM (2005) *Mammal species of the world. A Taxonomic and Geographic Reference* (3rd ed): Johns Hopkins University Press, 2142 pp. (disponível em <http://www.press.jhu.edu>).

Wright DH, Patterson BD, Mikkelsen GM, Cutler A, Atmar W (1998) A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia* 113: 1–20.

Zurita GA, Bellocq MI (2010) Spatial patterns of bird community similarity : bird responses to landscape composition and configuration in the Atlantic forest. *Landscape Ecology* 25: 147–158.

ANEXOS

Tabela 04. Valores médios (M) e desvio padrão (DV) de Diversidade Beta (Div. Beta) de cada fragmento em relação aos demais fragmentos e a média de quanto os valores da Diversidade Beta são explicados por Substituição e Aninhamento (valores em negrito representam mais de 50% de explicação para a diversidade beta). Valores médios das distancias ambientais (Diss. Amb.) e espaciais (Diss. Esp.). Valores encontrados para as métricas das paisagens: Quantidade de área florestal na paisagem em (CA; em hectares); índice de formato médio dos fragmentos na paisagem (SHAPE; sem unidade); Porcentagem de área nuclear nos remanescentes florestais da paisagem (CAI; em porcentagem); Cálculo da distribuição da distância Euclidiana do vizinho mais próximo na paisagem (ENN; em metros); Índice de agregação para a paisagem (CLUMPY; sem unidade); Índice de fragmentação com base na desconexão para a paisagem (SPLIT; sem unidade).

Fragmentos	Div. Beta		Substituição		Aninhamento		Diss. Amb		Diss. Esp.		CA	SHAPE	CAI	ENN	CLUMPY	SPLIT
	M	DV	M	DV	M	DV	M	DV	M	DV						
F1	0.4282	0.2059	0.5400	0.2840	0.4600	0.2840	0.4124	0.2117	0.0175	0.0102	1645.5600	2.2704	42.2934	257.5661	0.8845	1.5729
F2	0.5510	0.3676	0.7378	0.2633	0.2622	0.2633	0.3998	0.2272	0.0174	0.0098	1530.6300	1.2984	11.1180	158.3311	0.9543	1.6854
F3	0.4493	0.6442	0.4976	0.2867	0.5024	0.2867	0.4044	0.2288	0.0175	0.0096	1542.0600	1.2990	35.9499	158.8525	0.9651	1.7117
F4	0.3787	0.8877	0.4876	0.3938	0.5124	0.3938	0.3314	0.1625	0.0175	0.0096	1067.4900	2.0812	8.9091	258.0344	0.8981	3.5699
F5	0.4849	1.1018	0.6913	0.2324	0.3087	0.2324	0.3205	0.1647	0.0176	0.0095	885.1500	1.8491	7.3972	162.2633	0.9075	6.2279
F6	0.5740	1.3196	0.4582	0.4247	0.5418	0.4247	0.3639	0.1850	0.0203	0.0187	307.5300	1.7430	15.8979	262.8084	0.9154	129.0929
F7	0.5061	1.5836	0.6559	0.3395	0.3441	0.3395	0.3398	0.1874	0.0200	0.0183	329.7600	1.8490	9.3136	216.8139	0.9285	66.2556
F8	0.4276	1.8453	0.5462	0.2645	0.4538	0.2645	0.3342	0.1618	0.0215	0.0192	706.2300	1.5495	5.2843	112.6326	0.8872	19.4836

Continuação...

Fragmentos	Div. Beta		Substituição		Aninhamento		Diss. Amb		Diss. Esp.		CA	SHAPE	CAI	ENN	CLUMPY	SPLIT
	M	DV	M	DV	M	DV	M	DV	M	DV						
F9	0.4397	2.0816	0.2615	0.2814	0.7385	0.2814	0.3420	0.1862	0.0209	0.0191	1129.2300	1.7947	12.1046	176.0677	0.9327	4.5276
F10	0.3980	2.3324	0.5723	0.3280	0.4277	0.3280	0.3139	0.1609	0.0210	0.0189	623.7000	1.4742	2.4087	147.7457	0.8899	13.8309
F11	0.5028	2.5496	0.6908	0.2800	0.3092	0.2800	0.3451	0.1899	0.0214	0.0192	322.2000	1.7706	4.1120	214.9287	0.9026	75.5781
F12	0.4633	2.8010	0.1310	0.1807	0.8690	0.1807	0.4694	0.2343	0.0198	0.0179	1790.9100	1.7475	28.6227	104.7214	0.8886	1.2157
F13	0.5387	3.0195	0.5209	0.3620	0.4791	0.3620	0.3932	0.1800	0.0206	0.0189	309.4200	1.5079	7.1210	241.6765	0.8758	299.5094
F14	0.6491	3.2337	0.6549	0.2785	0.3451	0.2785	0.5829	0.1634	0.0270	0.0159	121.5000	1.4426	4.1936	171.8208	0.9144	436.7418
F15	0.7147	3.4602	0.5997	0.3256	0.4003	0.3256	0.5276	0.1668	0.0269	0.0159	198.9000	1.9584	12.7703	490.0290	0.8927	296.6856
F16	0.4787	3.7578	0.5941	0.3450	0.4059	0.3450	0.2983	0.1502	0.0284	0.0171	583.6500	1.7865	8.1509	154.9265	0.8549	63.4332
F17	0.4428	3.9048	0.4560	0.3278	0.5440	0.3278	0.3005	0.1553	0.0288	0.0172	562.9500	2.0832	5.9703	166.1471	0.8551	34.3429
F18	0.5947	4.0990	0.3501	0.3784	0.6499	0.3784	0.3434	0.1868	0.0375	0.0180	333.2700	1.4367	8.0313	249.1033	0.9074	103.1185
F19	0.6526	4.3187	0.6593	0.2721	0.3407	0.2721	0.3088	0.1537	0.0271	0.0149	467.9100	1.7066	7.3947	212.3150	0.9077	30.8532

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A sensibilidade dos grupos funcionais varia de acordo com as características da paisagem fragmentada e a plasticidade ambiental do grupo aliado à capacidade de movimentação nessas paisagens;
- Os mamíferos carnívoros são altamente sensíveis ao processo de fragmentação de habitats, sendo muitas vezes as primeiras espécies a serem perdidas em uma área em meio ao processo de fragmentação;
- Os grandes mamíferos também possuem grande sensibilidade ao processo de fragmentação de habitats, onde a presença de bordas deve ser um fator limitante de sua presença, ocasionado, possivelmente, pela maior facilidade de acesso por caçadores em áreas onde há mais bordas e conseqüentemente uma maior quantidade de fragmentos;
- A quantidade de área e a porcentagem de área nuclear são características de grande importância para a conservação de mamíferos de médio e grande porte nas paisagens, principalmente para aquelas espécies carnívoras e de grande porte que necessitam de grandes áreas de vida e tendem a sofrer com a caça;
- Nas paisagens fragmentadas, o fenômeno da substituição sugere que diferentes paisagens fragmentadas aportam uma composição diferente de espécies, que reflete diferenças na composição das espécies possivelmente ligadas às características específicas de cada paisagem;
- A diversidade beta deve ser influenciada pela variação ambiental relacionada a características da conectividade e isolamento, pois estes atributos influenciam diretamente na dispersão das espécies pelas paisagens fragmentadas;
- A diminuição de áreas florestais como matas ciliares e reservas legais sugeridas nas alterações do Código Florestal diminuirão atributos da paisagem como a porcentagem de áreas nuclear e a conectividade das paisagens, características importantes para a presença das espécies e dispersão das mesmas através das paisagens fragmentadas, assim esses impactos causariam grande impacto sobre a fauna de mamíferos de médio e grande porte, podendo extinguir muitas delas nas paisagens fragmentadas.

APÊNDICE I – Imagem das áreas amostradas no estado de Goiás

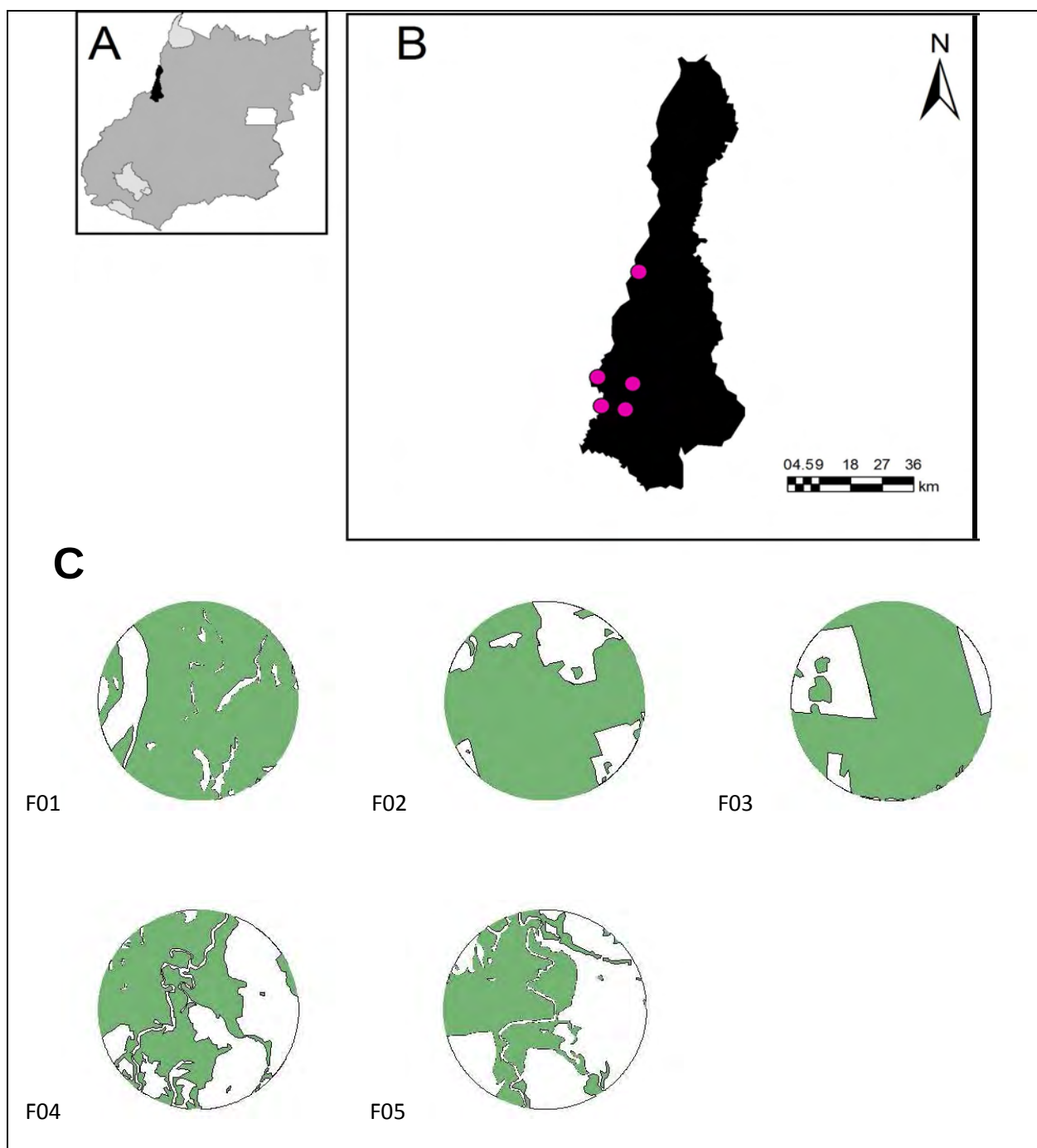


Figura 02 - Áreas amostradas no município de Aruanã – GO: A – Estado de Goiás; B – Município de Aruanã; C – Paisagens mapeadas em 2,5 km a partir do centroide do fragmento foco, a área verde representa a área florestal na paisagem e a área branca a área não florestal; Os pontos apontam a localização dos fragmentos amostrados.

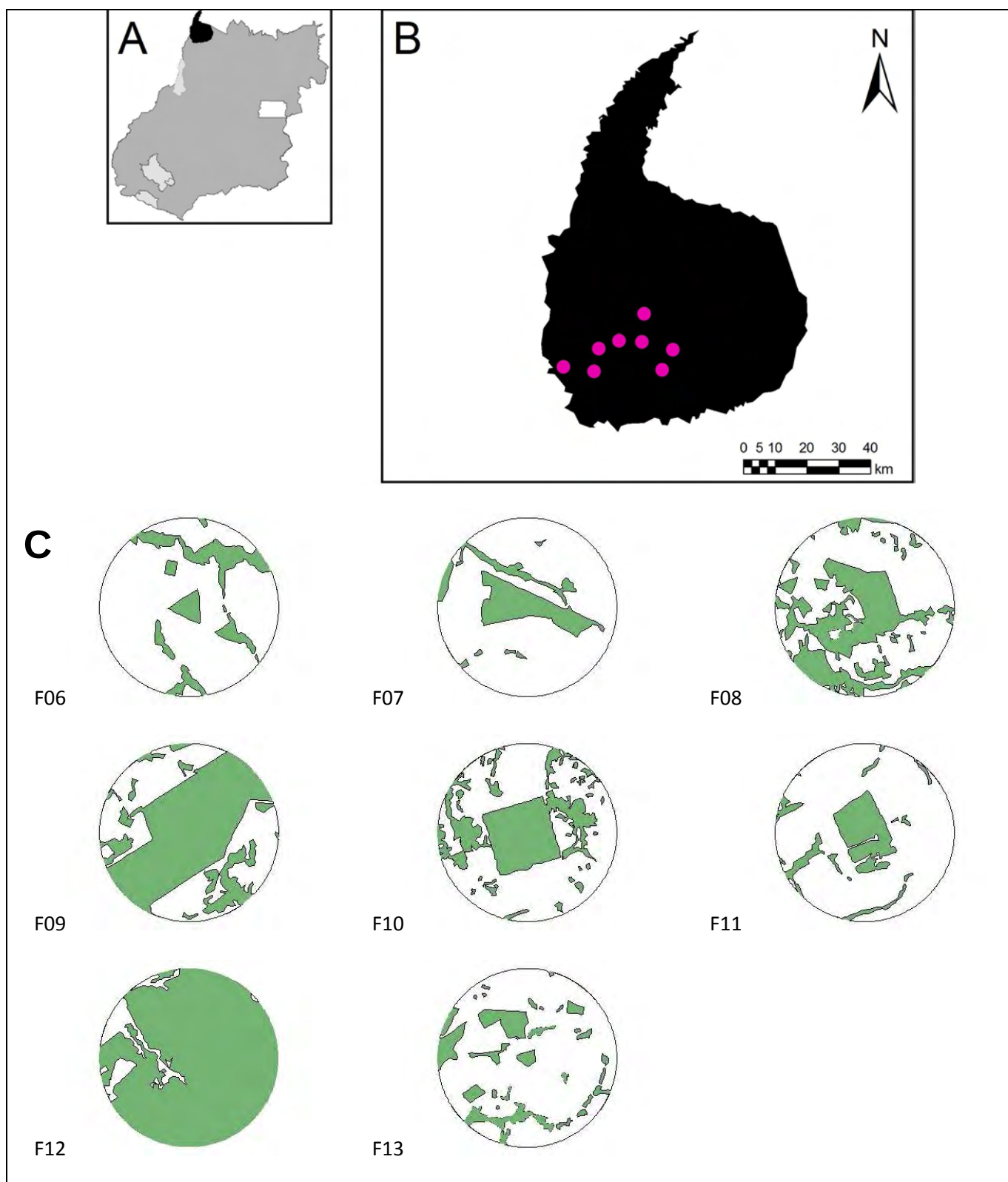


Figura 03 - Áreas amostradas no município de São Miguel do Araguaia – GO: A – Estado de Goiás; B – Município de São Miguel do Araguaia; C – Paisagens mapeadas em 2,5 km a partir do centroide do fragmento foco, a área verde representa a área florestal na paisagem e a área branca a área não florestal; Os pontos apontam a localização dos fragmentos amostrados.

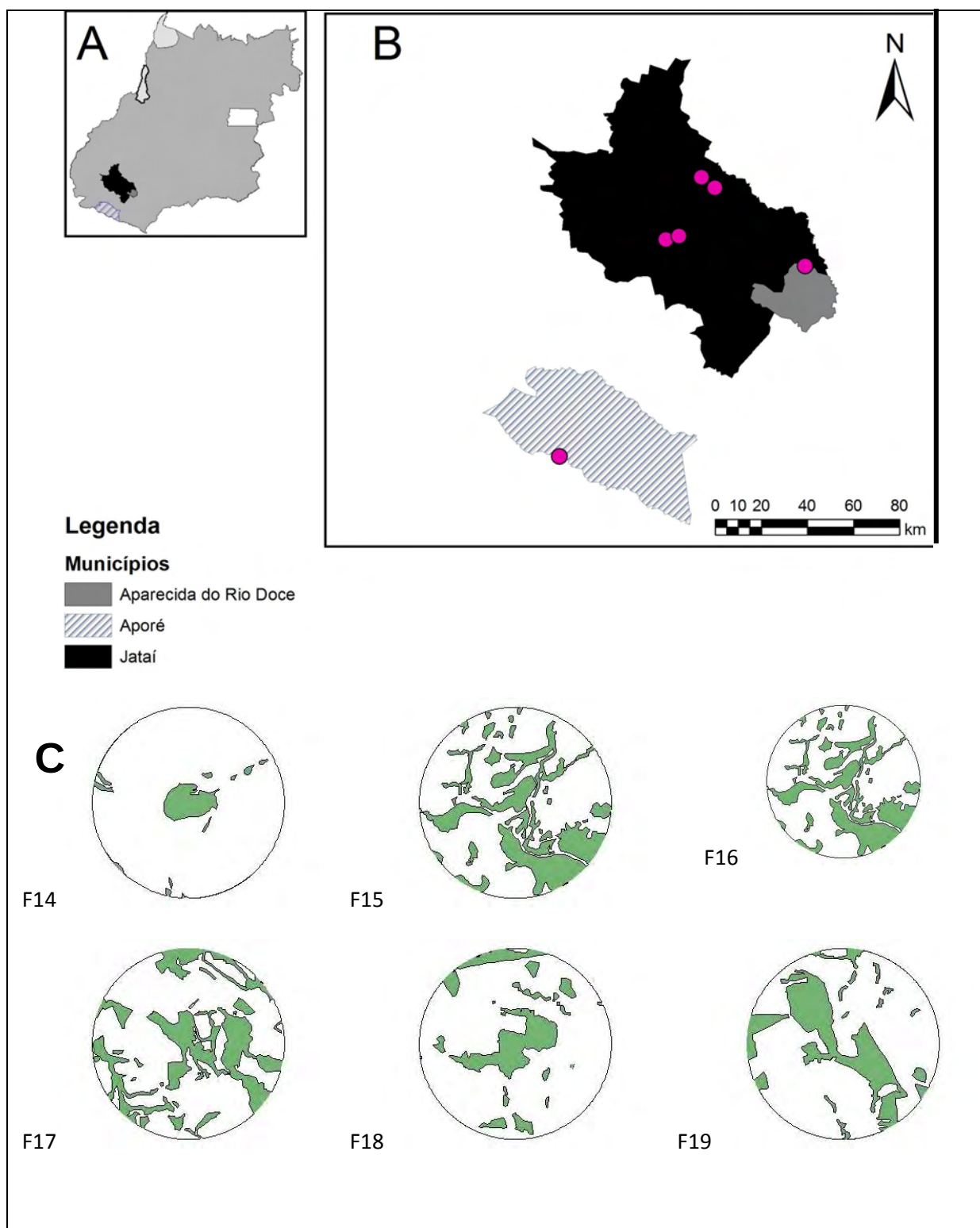


Figura 04 – Áreas amostradas no sudoeste de Goiás, Brasil. A - Estado de Goiás; B – Municípios de Jataí, Aporé e Aparecida do Rio Doce; C – Paisagens mapeadas em 2,5 km a partir do centroide do fragmento foco, a área verde representa a área florestal na paisagem e a área branca a área não florestal; Os pontos apontam a localização dos fragmentos amostrados.