



ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE DE
PEQUENOS MAMÍFEROS EM REMANESCENTES FLORESTAIS
NO SUL DA AMAZÔNIA, BRASIL**

LUIZ HENRIQUE ARGÔLO CAMILO

**Nova Xavantina, MT
2012**



ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE DE
PEQUENOS MAMÍFEROS EM REMANESCENTES FLORESTAIS
NO SUL DA AMAZÔNIA, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação, Área de Concentração em Ecologia.

Luiz Henrique Argôlo Camilo

Orientador: Dr. Dionei José da Silva

**Nova Xavantina, MT
2012**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
GPT/BC/UFG

C183e Camilo, Luiz Henrique Argôlo.
Efeitos da fragmentação sobre a comunidade de pequenos mamíferos em remanescentes florestais no sul da Amazônia, Brasil / Luiz Henrique Argôlo Camilo. - 2012.
xii, 83 f. : il., figs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Dionei José da Silva.

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, 2012.

Bibliografia.

Inclui lista de figuras e tabelas.

1. Pequenos mamíferos – Fragmentação florestal – Amazônia. 2. Pequenos mamíferos – Efeito de borda e matriz. I. Título.

CDU: 504.61:599.322/.324

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE DE PEQUENOS
MAMÍFEROS EM REMANESCENTES FLORESTAIS NO SUL DA
AMAZÔNIA**

Luiz Henrique Argôlo Camilo

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito à obtenção do título de mestre.

_____ em 31 de julho de 2012, pela BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Dionei José da Silva
Universidade do Estado de Mato Grosso
Orientador

Prof. Dr. Manoel dos Santos Filho
Universidade do Estado de Mato Grosso
Membro Titular

Prof^a. Dr^a Tânia Margarete Sanaïotti
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
Membro Titular

Prof. Dr. Rogerio Viera Rossi
Universidade Federal de Mato Grosso
Membro Suplente

*Conheças todas as teorias, domine todas as técnicas, mas
ao tocar uma alma humana, seja apenas outra alma
humana.*

(Carl Gustav Jung)

*Dedicado aos meus professores
que contribuíram com o que sou
e a minha família, por tudo o
que representa.*

AGRADECIMENTOS

A CAPES pela bolsa de mestrado e a FAPEMAT pelo financiamento do projeto.

A Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, Campus de Nova Xavantina pela oportunidade de realizar o mestrado em Ecologia e Conservação e por fazer do ambiente universitário minha segunda casa em NX. Aos amigos do Laboratório de Ecologia Humana, LAPEHS, em especial a prof. Stela, e aos amigos do Laboratório de Mamíferos de Nova Xavantina.

Aos meus amigos que me apoiaram em Cuiabá, Fernando e Jocieli e aos amigos do Laboratório de Mamíferos de Cuiabá prof. Rogério, Cleuton e Thiago.

Aos amigos de Nova Xavantina como um todo, pela parceria de longa data.

Agradeço aos amigos da turma de mestrado. Ana, Carlos, Claudinei, Dhego, Giovanna, Haidi, João, Lenize, Oriales, Pábio e Paulo. Passamos por experiências muito boas, aprendemos muitas coisas juntos e trabalhamos para conseguir essa vitória. Aos professores que ministraram as disciplinas que do mestrado que participei: Eddie, Bem Hur, César, Dionei, Márcia, Guarino, Leandro Juen,

A todos os amigos que fiz e me receberam muito bem da UNEMAT, campus de Tangará da Serra. O pessoal do Laboratório de Zoologia que me deram todo o apoio para a realização do trabalho. a grande Gedinéia, Alex e Higor; Carol, Fabrícia, Isabella, José Victor, Julieth, Larissa, Marsani, Tatiane, Thayná, Vanessa, Joice, Gabriela, Vitinho, participando das atividades de laboratório e indo para campo comigo. Muito obrigado pela força. Ao prof. Diogo pela ajuda no estágio e aulas. A Laura, Chloe e Henry que participaram do projeto junto comigo.

Ao meu amigo Cícero Pedro, que se tornou um irmão, me ajudando a conhecer e me adaptar em Tangará, indo para campo, fazendo as trilhas e colocando as armadilhas comigo, bem como me oferecendo todo o suporte para que esse trabalho fosse possível, se sacrificando para isso. Agradeço também a família do Cícero e sua mãe dona Chica por todo o apoio. Vocês foram a minha família enquanto eu estive aí.

Ao prof. Manoel, por ter me ajudado sempre que possível, tanto na identificação das espécies quanto em todo o suporte.

Ao Gustavo pelas boas discussões e conversas, por tirar algumas dúvidas e animar a prática da escrita. Ao Lourivaldo por me ajudar nos primeiros passos do ArcGis e ao Handerson por ser um grande amigo para todas as horas.

Agradeço em especial, ao prof. Dionei, meu orientador, pela grande oportunidade de trabalho e que mesmo com seus compromissos, nunca deixou de me ajudar, apoiar todas as etapas de campo, cobrar quando era necessário e orientar as etapas da escrita do texto. Também sua família por me apoiar quando da minha ida em Cáceres. Seu modo de tratar as pessoas é uma referência para mim.

Aos proprietários que me permitiram o acesso aos sítios de estudo em Tangará da Serra e ao IBAMA pelas licenças concedidas.

A minha companheira Rosimar, pelo amor, parceria e apoio sem limites. Obrigado por segurar a barra da minha ausência por um tempo. Você é muito importante para mim.

A minha mãe, pelo carinho, amor e por me apoiar sempre, essa vitória também é sua por tudo que tem feito por mim e ao Jerry por ser um excelente companheiro para ela.

A meu pai e minha irmã e a minha família como um todo por sempre acreditar em mim.

Aos membros da banca de qualificação e defesa, pelas preciosas contribuições.

A todos, mesmo que não citados, que de forma direta ou indireta contribuíram na realização deste trabalho.

Agradeço a Deus e sua ordem divina, pela proteção e intuição, força e saúde.

Os meus sinceros agradecimentos a todos

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	ix
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. FORMATAÇÃO	4
3. ÁREA DE ESTUDO	6
3.1 - Localização.....	6
3.2 - Clima	7
3.3 – Vegetação	7
4. METODOLOGIA GERAL	8
4.1 – Seleção das áreas de estudo	8
4.2 – Amostragem de pequenos mamíferos.....	9
4.3 - Obtenção das métricas de paisagem e variáveis do fragmento	11
4.4 – Análise dos dados	13
5. CAPÍTULO I – EFEITOS DE BORDA E MATRIZ DE PASTAGEM SOBRE A COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NO SUL DA AMAZÔNIA, BRASIL 15	
5.1 - Introdução	15
5.2 - Metodologia	17
5.3 – Resultados.....	18
5.3 – Discussão	23
6. CAPÍTULO II – INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS FÍSICAS E AMBIENTAIS SOBRE A COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NO SUL DA AMAZÔNIA, BRASIL.	29
6.1 – Introdução.....	29
6.2 – Metodologia.....	31
6.2.1 - Análise dos dados.....	31
6.3 – Resultados.....	34
6.3.1 – Riqueza, composição e número de pequenos mamíferos capturados.....	34
6.3.2 – Efeitos das características físicas e ambientais na comunidade de pequenos mamíferos	36

6. 5 – Discussão	45
7. CONCLUSÕES GERAIS E CONSIDERAÇÕES	51
8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Imagem de satélite LANDSAT (2010) do estado de Mato Grosso no sudoeste da Amazônia, com destaque para o município de Tangará da Serra, mostrando a localização dos fragmentos estudados de acordo com as coordenadas do Tabela 4.1. As partes negras e cinza escuro indicam as áreas com cobertura florestal e as partes claras as áreas com ausência de floresta.	6
Figura 3.2 – Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual com matriz de pastagem circundante. Visão externa (A) e interna (B) do fragmento F14.	8
Figura 4.1 – Esquema de disposição dos transectos nos fragmentos. Cada ponto representa uma das três armadilhas <i>Sherman</i> , <i>Tomahawk</i> ou ratoeiras distribuídas, respectivamente, no solo e sub-bosque de forma alternada. A linha tracejada indica a trilha guia.	10
Figura 4.2 – Metodologia de Coleta de Serapilheira com caixa graduada. A – Delimitação da área de coleta para coleta da serapilheira. B – Uso do peso padrão de 2 Kg sobre a tampa de madeira. C – Medida da altura no serapilheira utilizando a régua graduada.	12
Figura 4.3 – Metodologia de medida da abertura do sub-bosque. A – Uso da bússola para indicar a posição perpendicular ao azimute do fragmento. B – Esquema da medição, com o observador adentro da mata a 20m de distância do poste.	12
Figura 5.1 – Densidade relativa das espécies amostradas ordenadas de acordo com a distância da borda para a floresta e as categorias da estrutura da matriz dos fragmentos amostrados. As espécies são dispostas de acordo com a Tabela 5.1. As posições das barras sólidas indicam a respectiva distância da matriz para o interior do fragmento e sua altura a abundância relativa respectiva de cada espécie em relação à distância da borda para as 15 áreas amostradas.	20
Figura 5.2 – Curvas de rarefação e acumulação de espécies em função do número de fragmentos amostrados e do total de indivíduos coletados para as 15 áreas estudadas.	22

Figura 6.1 – Curvas de rarefação e acumulação de espécies em função do número de fragmentos amostrados e do total de indivíduos coletados para as 15 áreas estudadas.	36
Figura 6.2 – Distribuição das 14 espécies de pequenos mamíferos registradas ao longo do primeiro eixo da análise de componentes principais (PCA), de forma a representar um eixo de heterogeneidade ambiental, formado pelas seguintes variáveis ambientais: volume da serapilheira medida na caixa graduada (SER CX), cobertura do dossel (CD), número de árvores (NA) e abertura do sub-bosque (ASub).	37
Figura 6.3 - Distribuição das 14 espécies de pequenos mamíferos registradas ao longo do primeiro eixo da análise de componentes principais (PCA), de forma a representar um eixo de heterogeneidade ambiental, formado pelas seguintes variáveis físicas: Tamanho da área (TA log[x]), índice de forma (IF), qualidade da matriz (MA), <i>Buffer</i> (BF) e idade do fragmento (ID).	38
Figura 6.4 – Gráfico representativo das ordenações da PCoA, baseado na matriz de similaridade em função da composição de espécies nas áreas amostradas.	40
Figura 6.5 – Relações do efeito da idade do fragmento (ID) sobre a riqueza de espécies e o total de indivíduos capturados no estudo.	44
Figura 6.6 – Relações do efeito da cobertura do dossel (CD) sobre a riqueza de espécies e do número de árvores (NA) sobre o total de indivíduos capturados no estudo.	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 – Caracterização das 15 áreas estudadas na região sudoeste de Mato Grosso. Área = identificação do fragmento. F = fragmentos; C = área controle; Propriedade = nome da fazenda ou sítio onde é área localiza-se; Latitude/Longitude = coordenadas geográficas; Tamanho = tamanho da área de estudo. Idade = idade do fragmento; SI = índice de forma.	8
Tabela 5.1 – Indivíduos capturados de cada espécie, separados de acordo com a trilha amostrada, da matriz de pastagem para o interior do fragmento, agrupados em função do local de registro, matriz, borda e interior do fragmento.	19
Tabela 5.2 – Dados da matriz do teste de Wilcoxon <i>signed-rank</i> para o número total de indivíduos amostrados nas 15 áreas estudadas. Os valores são apresentados de acordo com a distância da borda, onde -50 representa a matriz de pastagem, zero a borda e assim sucessivamente a cada 50m adentro das áreas.	21

Tabela 5.3 – Dados da matriz do teste de Wilcoxon <i>signed-rank</i> para a riqueza de espécies amostradas nas 15 áreas estudadas. Os valores são apresentados de acordo com a distância da borda, onde –50 representa a matriz de pastagem, zero a borda e assim sucessivamente a cada 50m adentro das áreas.....	22
Tabela 6.1 – Lista das espécies de pequenos mamíferos capturados durante o estudo, excluindo os dados da matriz de pastagem, com seus respectivos dados de massa corporal, uso do estrato vertical e sucesso de captura nos diferentes tamanhos de fragmentos amostrados.....	35
Tabela 6.2 – Sumário estatístico da análise de BIO-ENV para as variáveis preditoras e dados de composição das espécies em 14 fragmentos amostrados	39
Tabela 6.3 – Sumário estatístico do Modelo linear generalizado (GLM) das variáveis dependentes (riqueza e total de pequenos mamíferos capturados) para as variáveis independentes ambientais (CD – Cobertura do dossel; NA – Número de árvores) e físicas (ID – Idade do fragmento; IF – índice de forma; MA – estrutura da matriz) selecionadas, de acordo com o critério AICc. Valores significativos são destacados em negrito.....	41
Tabela 6.4 – Seleção de modelos pelo método AICc baseada no conjunto de variáveis ambientais e físicas das 15 áreas analisadas. São evidenciados para cada modelo, os valores de AIC corrigidos (AICc), as diferenças do AICc para o melhor modelo ($\Delta AICc$) e peso Akaike (w_i). Foram listados apenas os modelos que tiveram $\Delta AICc < 3$	42
Tabela 6.5 – Propriedades das variáveis analisadas em todos os modelos dispostos na seleção AICc evidenciando a estimativa dos coeficientes médios (β); variância absoluta dos coeficientes médios; número do melhor modelo escolhido para cada variável preditora e importância relativa de cada variável preditora (Σw_i).	43

RESUMO

Os pequenos mamíferos são afetados de formas distintas pelos efeitos de fragmentação e perda de habitat. Neste trabalho buscou-se avaliar os efeitos da fragmentação sobre a comunidade de pequenos mamíferos presentes em remanescentes florestais de Floresta Estacional Semidecidual Submontana nos arredores do município de Tangará da Serra – MT, sul da Amazônia mato-grossense. Para isso foram amostrados e comparados os resultados de 14 fragmentos com tamanho entre 4,2 a 1003 ha e uma área controle acima de 1.500 ha, todos inseridos em matriz de pastagem e com histórico de fragmentação de mais de 30 anos.

As amostragens foram realizadas entre novembro/2010 e junho/2011 utilizando armadilhas tipo *Sherman*, Tomahawk e ratoeiras, com um esforço amostral de 12.000 armadilhas x noites. Foram capturados no total 123 indivíduos e destes 108 exclusivos da área de borda e interior dos fragmentos, registrando no total 15 espécies pertencentes a cinco famílias. O sucesso de captura foi de 1%.

Das espécies registradas, somente *Necromys lasiurus* pode ser considerada como capaz de habitar na matriz de pastagem enquanto *Oligoryzomys sp.*, *Oecomys roberti* e *Marmosops noctivagus* podem ser capazes de se movimentar e utilizar tanto os recursos da matriz quanto do fragmento sendo por isso pouco vulneráveis aos efeitos de borda. Para as demais espécies a matriz pode estar agindo como uma barreira, e por isso estão mais vulneráveis aos efeitos do isolamento já que foram registradas apenas em áreas de borda e interior dos fragmentos.

A análise de coordenadas principais não evidenciou um padrão de agrupamento entre a composição das espécies e as áreas estudadas e o tamanho *per se* não teve efeito significativo na riqueza e total de indivíduos coletados.

A seleção e análise de modelos lineares generalizados (GLM) e procedimento Bio-ENV encontraram variáveis ambientais que se relacionaram positivamente com a riqueza (Cobertura de dossel) e total de indivíduos capturados (Número de árvores) e influenciaram a composição das espécies (Abertura do sub-bosque). Dentre as variáveis físicas, a idade do fragmento foi selecionada e se relacionou negativamente com a riqueza e total de indivíduos capturados. Isso indica a importância do habitat para a sobrevivência e manutenção das espécies, embora os efeitos negativos do tempo de isolamento estejam atuando de forma significativa.

Dada a realidade da região, medidas de conservação e manejo são necessárias para evitar que essa diversidade se perca ao longo do tempo.

ABSTRACT

The small mammals are affected differently by the effects of fragmentation and habitat loss. This work aimed to evaluate the effects of fragmentation on the community of small mammals present in forest remnants of semideciduous Submontane forest on the outskirts of the city of Tangará da Serra - MT, southern Amazon of Mato Grosso state. For this purpose we sampled and the results compared from 14 fragments with size between 4.2 to 1.003 ha and a control area greater than 1.500 ha, all embedded in a matrix of pasture and fragmentation history of more than 30 years.

The samples were taken between June/2011 and November/2010 using Sherman, Tomahawk and snap-traps, with a sampling effort of 12.000 trap x nights. We captured a total of 123 individuals and 108 unique to the area of border and interior of the fragments, registering a total of 15 species included in five families. Successful capture rate was 1%.

Of the species recorded, only *Necromys lasiurus* can be considered capable of living in the pasture matrix whereas *Oligoryzomys* sp., *Oecomys roberti* and *Marmosops noctivagus* may be able to move and use the resources of both matrix and the fragment is therefore little vulnerable to edge effects. For other species the matrix may be acting as a barrier, and thus are more vulnerable to the effects of isolation as they have been recorded only in areas of border and interior of the fragments.

The principal coordinate analysis did not show a pattern of clustering between species composition and the areas analyzed and the size *per se* had no significant effect on richness and total individuals.

The selection and analysis of generalized linear models (GLM) and Bio-ENV procedure found environmental variables that were positively related to richness (Canopy coverage) and total individuals captured (Number of trees) and influenced the species composition (Opening of understory). Among the physical variables, age of the fragment was selected and was negatively related with the richness and total individuals captured. This indicates the importance habitat for the survival and maintenance of species, although the negative effects of time of insulation are operating significantly.

In accordance the reality of the region, conservation and management are needed to prevent that this diversity to be lost over time.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A conservação da biodiversidade representa um dos mais importantes desafios da humanidade no sentido de encontrar uma forma de minimizar os efeitos das perturbações antrópicas nos ecossistemas naturais (Malhi e Phillips, 2005; Myers *et. al.*, 2000; Sodhi e Ehrlich, 2010).

Uma das principais consequências dessas perturbações é a fragmentação de habitats (Laurance e Bierregaard, 1997; Viana e Pinheiro, 1998; Primack e Rodrigues, 2001), processo de transformação de paisagens contínuas em fragmentadas para os mais variados tipos de uso da terra.

Os primeiros estudos sobre a fragmentação de habitats baseiam-se na teoria da biogeografia de ilhas proposta por MacArthur e Wilson em 1967, que tem o enfoque nas características do tamanho e isolamento, cujas áreas são circundadas por um oceano inóspito (Fahrig, 2003). Com o avanço dos trabalhos nessa área, verificou-se que essa teoria não pode ser totalmente aplicável aos fragmentos continentais, sendo necessário uma abordagem que considere também o contexto da paisagem circundante. (Collinge, 2009; Umetsu, 2010).

Esse tipo de abordagem é aplicado na ecologia de paisagens, que procura entender como ocorre o processo de fragmentação em diferentes escalas e qual o impacto que causa na biodiversidade baseando-se no contexto da paisagem ao redor dos fragmentos (Farina, 1998). Considera que as espécies se comportam e respondem de maneiras diferentes em várias escalas frente a esse contexto (Barret e Peles, 1999; Metzger, 2001; Ewers e Didham, 2006).

Quando a área de expansão antrópica cresce a ponto de se tornar a matriz predominante da paisagem, a conectividade da vegetação natural é interrompida e acaba por afetar a integridade biológica dos remanescentes florestais (Olifiers e Cerqueira, 2006; Aquino e Miranda, 2008). A matriz circundante alterada isola estes fragmentos, tornando-os uma espécie de ilha de habitat, da qual as espécies animais, geralmente as especialistas de florestas, são afetadas negativamente em decorrência da diminuição da área e exclusão inicial, efeito de reunião, introdução de espécies alóctones, extinção, isolamento e efeito de borda (Fahrig, 2003; Paglia *et al.*, 2006).

A maior ameaça diz respeito à perda de áreas onde os organismos estão adaptados a viver através do desmatamento (Primack e Rodrigues, 2001), que traz

consigo um conjunto de efeitos em cascata (Terborgh *et al.* 2001). Os fragmentos pequenos são os mais sensíveis em decorrência da grande influência dos fatores externos como fogo e efeito de borda e por suportar apenas populações pequenas a mercê de eventos estocásticos (Saunders *et al.*, 1991; Bennett e Saunders, 2010).

Nesse contexto, o estado de Mato Grosso tem alcançado níveis alarmantes de perda de áreas florestais, sendo um dos estados que mais desmata no Brasil, com a média de 606.154 ha/ano desmatados somente na área de Amazônia legal entre os anos de 1988 e 2009 (Inpe, 2010). Essas áreas desmatadas encontram-se hoje cobertas por pastagens de origem africana e com culturas anuais, como soja, milho e algodão ou destinadas a pecuária (Klink, *et al.*, 2008). No entanto, o estado possui poucas áreas protegidas, embora apresente altos níveis de endemismo nos ecótonos entre os domínios de floresta e de cerrado (Fearnside, 1999; Fearnside 2003; Santos-Filho, 2005).

A região sudoeste do estado tem sido desmatada desde a década de 1960 em função dos incentivos de ocupação humana promovido pelo projeto Polonoroeste através das atividades de agricultura e pecuária. Atividades extrativistas de madeira, fortemente praticadas durante sua ocupação ainda estão presentes em menor escala (Ferreira, 2001; Silva, 2005).

Estudos em áreas fragmentadas realizados por Santos-Filho (2005) e Santos-Filho *et al.* (2008a) destacam a necessidade de estudos de pequenos mamíferos no estado de Mato Grosso. Este grupo caracteriza-se por possuir riqueza de espécies relacionadas intimamente com a área, grau de perturbação, grau de isolamento e histórico de isolamento dos diferentes fragmentos, de modo que são sensíveis a quaisquer alterações do ambiente (Malcolm, 1997; Pardini e Umetsu, 2006; Finokiet, 2007; Umetsu, 2010; Zimbres, 2010).

Graças a essa sensibilidade frente às mudanças ambientais, alguns táxons de pequenos mamíferos são considerados espécies chave em pequenos fragmentos, atuando como indicadores da qualidade ambiental (Cuarón, 2000; Pearce e Venier, 2005; Pires *et al.*, 2006; Antunes, 2009).

Dentro das variáveis importantes nos estudos de fragmentação de habitat estão: o tamanho, a forma, a distância entre os fragmentos, a qualidade da matriz e outras perturbações como fogo, corte seletivo de madeiras, caça e introdução de espécies exóticas, que podem afetar diretamente a riqueza e abundância das espécies nativas (Malcolm, 1994; 1995; Laurance e Bierregaard, 1997; Lomolino e Perault, 2001; Hugaasen *et al.* 2003; Michalski e Peres, 2005) e devem ser levados em consideração

quando se estuda o efeito da fragmentação sobre as comunidades.

Os efeitos do tamanho do fragmento sobre a biota têm sido estudados com ênfase por diversos projetos que procuram entender qual o tamanho mínimo necessário para determinada espécie continuar estável nas áreas fragmentadas (Offerman *et al.*, 1995; Laurance *et al.*, 2002).

Em um estudo de revisão dos resultados do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) sobre a fragmentação em diversos grupos animais na Amazônia, Laurance *et al.* (2011) apontam que o tamanho dos fragmentos é vital para a conservação da maioria das espécies que ali vivem, o que reforça a relação inversamente proporcional entre tamanho e extinção de espécies proposta por MacArthur e Wilson em 1967. Nessas pesquisas, espécies como briófitas (Zartman, 2003), palmeiras (Scariot, 1998), primatas (Boyle e Smith, 2010), aves (Stouffer e Bierregaard, 1995; Stratford e Stouffer, 1999; Ferraz *et al.*, 2007) e mamíferos de médio e grande porte (Timo, 2003) diminuíram ou foram extintas localmente em fragmentos pequenos (Laurance *et al.*, 2002, Laurance *et al.*, 2011).

Em outros projetos, no entanto, outros poucos táxons apresentaram um aumento na riqueza em fragmentos menores, como alguns roedores (Malcolm 1995, Pardini, 2004) e espécies que se adaptadas a viver na borda (Stouffer *et al.* 2008), de modo que para algumas espécies não há uma definição clara de que a riqueza e abundância das populações venham a aumentar conforme o aumento do tamanho dos fragmentos (Laurance e Bierregaard, 1997; Bowman *et al.*, 2002; Santos-Filho *et al.*, 2012).

A forma do fragmento representa como se dá a abrupta transição entre o fragmento e a matriz que o circunda. Quanto maiores às irregularidades e recortes possuir um fragmento, espera-se uma maior magnitude do efeito de borda já que há um aumento da relação perímetro/área (Laurance e Yensen, 1991; Laurance, 1998; Rutledge, 2003; Scariot *et al.*, 2003; Olifiers e Cerqueira, 2006).

Quando são estudados os efeitos do isolamento entre as áreas, muitas pesquisas levam em conta que a matriz atua como a paisagem dominante e uniforme que separa os fragmentos como se estes fossem ilhas (Cook *et al.*, 2002; Paglia *et al.*, 2006). Deve-se considerar, no entanto, que a matriz nem sempre pode ser uniforme e homogênea, possuindo certa permeabilidade a determinadas espécies, assim como área inadequada ao movimento de outro grupo de espécies (Murcia, 1995; Pires *et al.*, 2006; Laurance *et al.*, 2011). Em conjunto com a distância, essas características conferem à estrutura da

matriz um importante componente ao se analisar o isolamento entre os fragmentos (Laurance 1998; Henle *et al.*, 2004; Santos-Filho *et al.*, 2012).

A estrutura da vegetação tem se mostrado um fator determinante na distribuição da fauna de pequenos mamíferos, garantindo o uso de diversos estratos de vegetação e minimizando os efeitos da competição (Marinho-Filho *et al.* 1994; Santos-Filho *et al.*, 2008b; Antunes, 2009; Santos-Filho *et al.* 2012), sugerindo que a riqueza de espécies de pequenos mamíferos numa dada área estaria relacionada com a diversidade de habitats nela encontrados (Vieira *et al.*, 2003; Ribeiro e Marinho-Filho, 2005; Langone, 2007; Galiano, 2010).

As diferentes respostas das espécies animais e vegetais frente aos efeitos e as variáveis que os compõem no processo de fragmentação, são reflexos das características ecológicas de cada espécie e/ou população e suas respostas intrínsecas às alterações em seu habitat (Kruess e Tschardtke, 1994; Laurance, 2008; Crooks *et al.*, 2011). Assim, é necessário atender para a importância de estudos que levem em conta as diversas respostas das espécies ao ambiente de forma compreender as comunidades silvestres e garantir estratégias de conservação destas espécies e seus habitats (Umetsu, 2010, Laurance *et al.*, 2011). Nesse contexto, devemos levar em conta que as interações das variáveis que causam o efeito da fragmentação ocorrem maneira simultânea e conjunta e por isso, deve-se procurar uma análise de forma sinérgica, para entender as respostas de um determinado grupo a tais efeitos (Peres, 2001; Tabarelli *et al.*, 2004; Cochrane e Laurence, 2008).

Frente as evidentes perdas de habitats e espécies a cada ano e considerando a importância desses diversos fatores atuantes na distribuição, composição e riqueza da fauna de pequenos mamíferos, o presente estudo busca avaliar os efeitos da fragmentação dos remanescentes florestais de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no sul da Amazônia matogrossense, nos arredores do município de Tangará da Serra – MT, sobre a comunidade de pequenos mamíferos, a fim de aproximar-se da compreensão mais precisa das interações ecológicas desse grupo em áreas fragmentadas.

2. FORMATAÇÃO

Esta dissertação apresenta-se organizada em sete seções, com dois capítulos, três seções que os antecedem e uma seção final conclusiva. A seção um refere-se à

introdução geral dos assuntos presentes nos capítulos seguintes. A seção dois compreende a formatação do trabalho. A seção três trata da descrição da área de estudo, abordando a localização, vegetação e clima da região. A seção quatro descreve a Metodologia Geral utilizada para os capítulos que se seguem, enfocando de forma detalhada os métodos de escolha das áreas, forma de captura, contenção e coleta dos pequenos mamíferos amostrados; metodologia de coleta de dados físicos e ambientais que compõe o estudo dos fragmentos nesse trabalho.

A seção cinco trata do Capítulo I, no qual é realizado o enfoque da influência da matriz de pastagem e o efeito de borda, causado pela fragmentação das áreas, sobre a comunidade de pequenos mamíferos amostrada.

A seção seis contém o Capítulo II, que enfoca os efeitos das variáveis físicas (tamanho, índice de forma, idade e tempo de isolamento) e variáveis ambientais (volume de serapilheira, cobertura de dossel, estrutura horizontal, número de árvores e troncos caídos) nos locais de amostragem, sobre a abundância e riqueza dos pequenos mamíferos amostrados.

Por fim a seção sete apresenta as conclusões e considerações gerais sobre os resultados do trabalho.

3. ÁREA DE ESTUDO

3.1 - Localização

A pesquisa foi realizada em 14 fragmentos e uma área controle nas proximidades do município de Tangará da Serra-MT, localizado a 238,8 km de Cuiabá na Mesorregião Sudoeste mato-grossense entre as coordenadas geográficas Latitude S $14^{\circ}23'18.03''$, Longitude W $57^{\circ}36'46.32''$ e Latitude S $14^{\circ}41'47''$, Longitude W $57^{\circ}24'38''$ (Figura 3.1, Tabela 4.1).

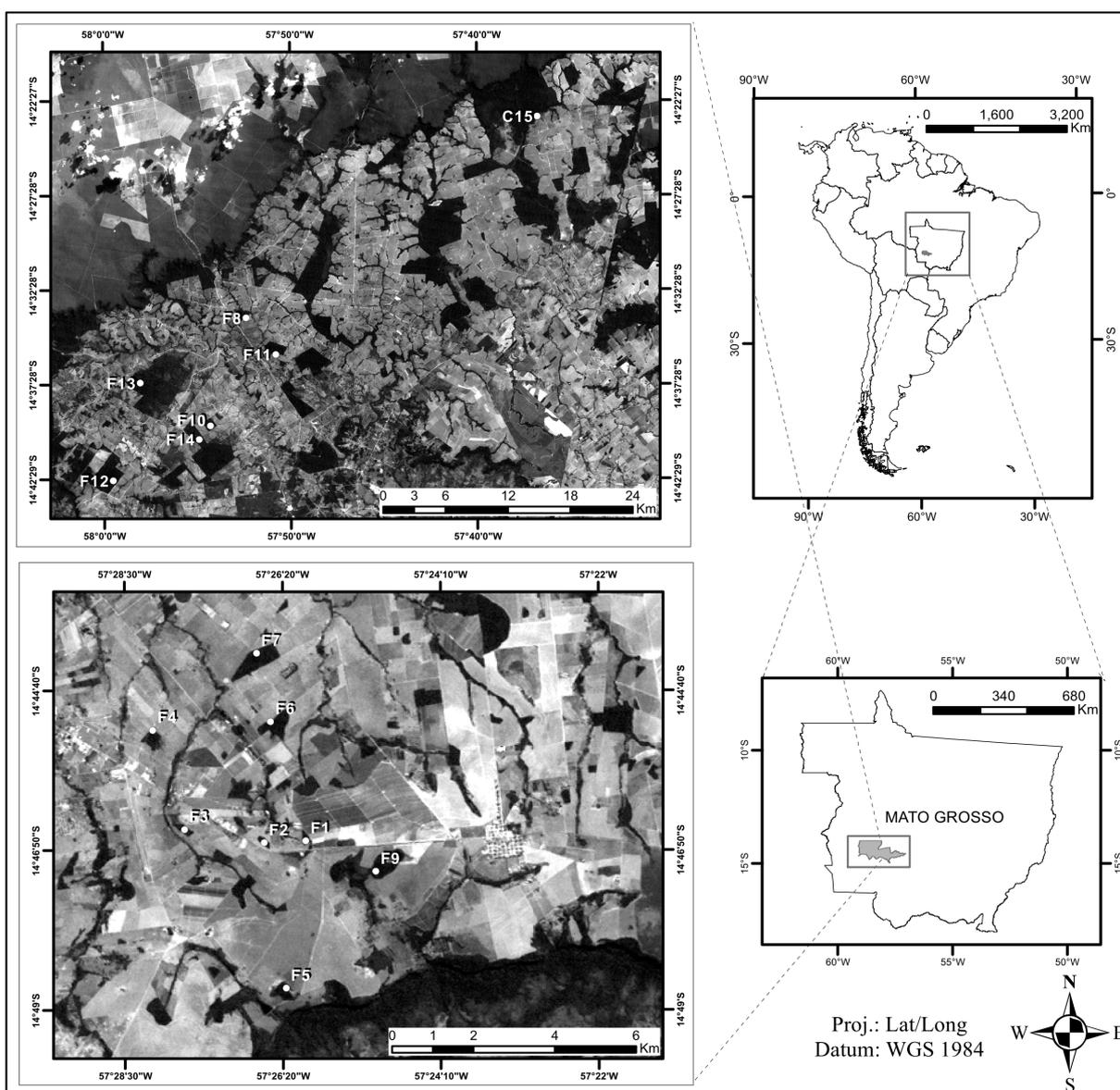


Figura 3.1 – Imagem de satélite LANDSAT (2010) do estado de Mato Grosso no sudoeste da Amazônia, com destaque para o município de Tangará da Serra, mostrando a localização dos fragmentos estudados de acordo com as coordenadas do Tabela 4.1.

As partes negras e cinza escuro indicam as áreas com cobertura florestal e as partes claras as áreas com ausência de floresta.

O início da ocupação e desmatamento deste município data de aproximadamente 50 anos, com a construção das estradas e migração com o projeto Polonoroeste na década de 60 (Ferreira, 2001).

3.2 - Clima

O clima do município de Tangará da Serra é o tropical chuvoso quente e úmido, onde a temperatura média do mês menos quente está acima de 18 °C, com dois períodos bem definidos: chuvas entre setembro e abril, e estiagem entre maio e agosto. A precipitação anual varia entre 1.300 e 2.000 mm, com temperatura variável entre 16 e 36°C e umidade relativa média de 80% (Ferreira, 2001; Oliveira, 2004).

3.3 – Vegetação

A fitofisionomia predominante dos fragmentos estudados é constituída de Floresta Estacional Semidecidual Submontana (MATO GROSSO/SEPLAN, 1999). As Florestas Estacionais Semidecíduais ocorrem em locais cuja altitude varia de 100 a 500 m e segundo Amaral e Fonzar (1982) estão ligadas aos climas de duas estações, uma chuvosa e outra seca, ou com acentuada variação térmica, o que é muito típico da área de estudo.

Tem estacionalidade foliar dos elementos arbóreas dominantes, os quais têm adaptações à deficiência hídrica ou à queda da temperatura nos meses mais frios. Nas Florestas Estacionais Semidecíduais Submontana, menos de 20% da vegetação perdem as folhas nos períodos de seca, enquanto as Florestas Estacionais Semidecíduais a vegetação é formada por cerca de 20% ou mais de árvores caducifólias. As principais árvores decíduas de grande porte que ocorrem neste tipo de vegetação são jequitibás (*Cariniana* spp.), perobas (*Aspidosmerma* spp.), cedros (*Cedrela* spp.), angicos (*Piptadenia* spp.), dentre outras (Amaral e Fonzar, 1982).

Quanto ao estado de conservação das áreas, pôde-se verificar que todas possuem uma borda abrupta cercadas por uma matriz de pastagem. Em algumas áreas a matriz de pastagem está em processo de substituição para a plantação de monoculturas de soja que

se faz nas áreas próximas aos fragmentos estudados. Em relação à estrutura, em praticamente todas as áreas verificam-se indícios de corte seletivo de madeira, no entanto ainda apresentam estrutura de floresta complexa no geral, com árvores de grande e médio porte (Figura 3.2).



Figura 3.2 – Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual com matriz de pastagem circundante. Visão externa (A) e interna (B) do fragmento F14.

4. METODOLOGIA GERAL

4.1 – Seleção das áreas de estudo

A escolha das áreas de estudo deu-se a partir da análise de uma imagem de satélite geo-referenciada Landsat ETM+ (2004) usando Fragstats© v. 3.3 e ArcView 3.2, e Google Earth.

As 15 áreas selecionadas possuem características fitofisionômicas de Floresta Estacional Semidecidual, isoladas em áreas de matriz de pastagem escolhidas com diferentes tipos de tamanhos, abordando áreas com quatro hectares até a área controle, acima de 3000 ha (Tabela 4.1, Figura 3.1).

Com base nas informações levantadas pela análise da imagem de satélite foram realizadas visitas locais, a fim de verificar a real existência e condições das áreas, no que se refere à matriz e seu nível de perturbação. Durante a visita, foram solicitadas permissões aos proprietários para o desenvolvimento do estudo e também se averiguou o tipo de vegetação, sendo eliminadas aquelas áreas cuja vegetação diferiram em estrutura do padrão definido.

Tabela 4.1 – Caracterização das 15 áreas estudadas na região sudoeste de Mato Grosso. Área = identificação do fragmento. F = fragmentos; C = área controle; Propriedade =

nome da fazenda ou sítio onde é área localiza-se; Latitude/Longitude = coordenadas geográficas; Tamanho = tamanho da área de estudo. Idade = idade do fragmento; SI = índice de forma.

Área	Propriedade	Latitude	Longitude	Tamanho	Idade	SI
F1	Sítio Mauá	14° 39' 39"	57° 24' 20"	4,2ha	26	1,3
F2	Chácara Paraíso	14° 39' 43"	57° 24' 56"	4,6ha	25	1,27
F3	Autódromo	14° 39' 34"	57° 26' 01"	7ha	10	1,42
F4	Fazenda Alvorada	14° 38' 19"	57° 26' 26"	7ha	20	1,11
F5	Faz. Paraíso	14° 41' 47"	57° 24' 38"	19ha	22	1,53
F6	Filé do Boi	14° 38' 09"	57° 24' 45"	32ha	20	1,11
F7	Faz. Bahia	14° 37' 19"	57° 25' 06"	45ha	15	1,35
F8	Faz. Rosa Branca	14° 33' 57"	57° 52' 23"	75ha	25	1,48
F9	Faz. Paraíso	14° 40' 09"	57° 23' 24"	85ha	22	1,68
F10	Faz. Netolândia	14° 39' 52"	57° 54' 10"	96ha	29	1,13
F11	Faz. Fontora	14° 35' 53"	57° 50' 48"	174 ha	23	1,22
F12	Faz. Itapoã	14° 42' 32"	57° 59' 32"	775ha	27	1,41
F13	Faz. Sudamata	14° 37' 22"	57° 58' 04"	1003ha	21	1,38
F14	Faz. Netolândia	14° 40' 22"	57° 54' 54"	1157ha	29	1,62
C15	Faz. Maracanã	14° 23' 18"	57° 36' 46"	> 3390ha	24	2,96

4.2 – Amostragem de pequenos mamíferos

As amostragens foram realizadas em cada fragmento e área controle, por 10 noites consecutivas, a partir da combinação de armadilhas convencionais (*Tomahawk* - 80mm X 90mm X 230mm -, *Sherman* - 145mm X 145mm X 410mm e Ratoeira) distantes aproximadamente 10m entre si, dispostas em transecções constituídas de trilhas paralelas de aproximadamente 100m distanciadas 50m entre si. Considerando dados de Santos-Filho *et al.* (2008), que não há diferença significativa na captura entre período seco e chuvoso, as amostragens foram realizadas ao longo das estações do ano, sem distinção. As atividades foram realizadas entre o mês de novembro de 2010 e junho de 2011.

Em cada trilha foram instalados 10 pontos de coletas, sendo que cada ponto era constituído por uma armadilha disposta no solo e outra no sub-bosque. As armadilhas foram dispostas alternadamente (por modelo e entre solo e sub-bosque) de tal forma a distribuir o mesmo número de armadilhas *Sherman*, *Tomahawk* e ratoeiras dentro de cada fragmento. Para o estudo das espécies presentes no pasto, as armadilhas foram dispostas apenas no chão também de forma alternada distantes cerca de 10 metros uma da outra (Trilha A). Uma trilha guia, da borda para o interior do fragmento, foi utilizada para realizar a revisão diária (Figura 4.1).

Nas áreas pequenas (1 a 4 ha) foram instaladas seis trilhas. Nas áreas com tamanho acima de 4 ha foram instalados oito trilhas. O esforço foi posteriormente padronizado.

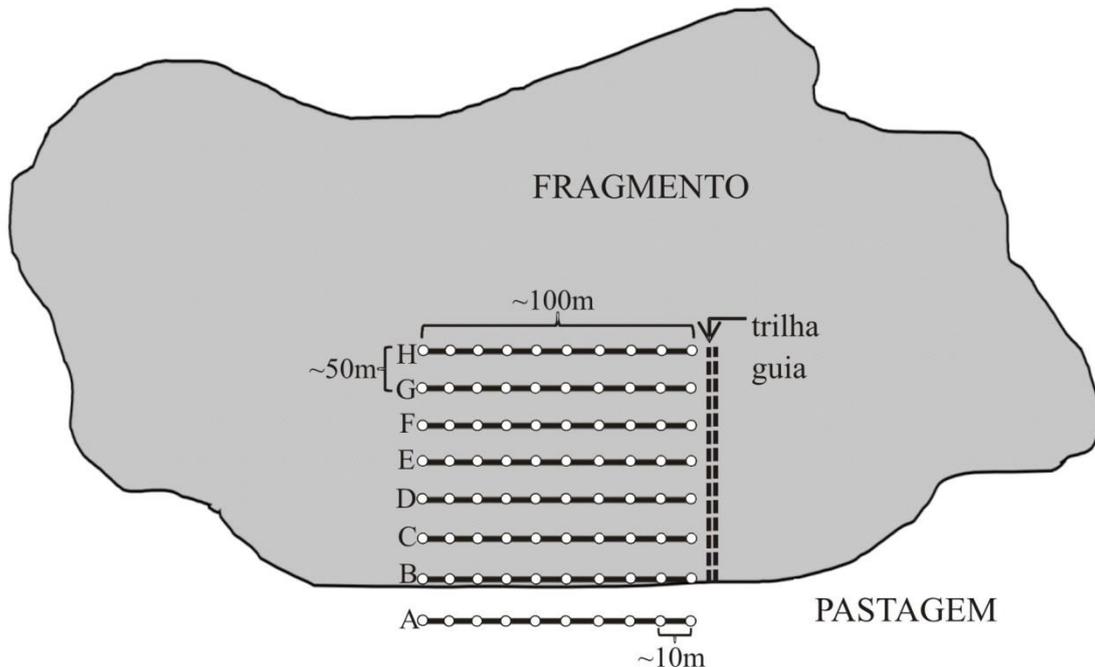


Figura 4.1 – Esquema de disposição dos transectos nos fragmentos. Cada ponto representa uma das três armadilhas *Sherman*, *Tomahawk* ou ratoeiras distribuídas, respectivamente, no solo e sub-bosque de forma alternada. A linha tracejada indica a trilha guia.

As armadilhas foram iscadas com banana (fatiada com a casca) e pasta de amendoim, sendo verificadas diariamente pela manhã pelos dez dias consecutivos.

As capturas foram realizadas sob Licença Permanente para Coleta de Material Zoológico número 10128 – IBMA/SISBIO. Coletou-se também amostras de tecido do fígado e músculo dos animais, preservados em etanol 96%, para futuros estudos genéticos.

A fim de verificar as identificações de campo e de realizar estudos taxonômicos e sistemáticos mais elaborados, bem como futuros estudos de dieta, os animais sacrificados foram preparados segundo as normas de coleções científicas e depositados Núcleo de Coleções Biológicas da UNEMAT – Tangará da Serra.

4.3 - Obtenção das métricas de paisagem e variáveis do fragmento

O tamanho das áreas, perímetro e métricas da paisagem foram extraídas de imagem de satélite georreferenciada Landsat ETM+ (2004) usando Fragstats© v. 3.3 e ArcView 3.2 e Google Earth. Posteriormente os dados do tamanho das áreas foram logaritimizadas (TA log).

O índice de forma (IF) para cada mancha de floresta foi obtido com base na equação $SI = p/200 \times (\pi \times A)^{0.5}$ de Laurance e Yensen (1991), onde SI = índice de forma; p = perímetro do fragmento (m); e A = área do fragmento (ha). Num perfeito círculo o SI=1.0, enquanto que em forma mais irregulares tem valores maiores.

Para avaliar os efeitos da matriz no entorno, foi extraída a proporção de cobertura de floresta dentro de um *buffer* externo de 1 km do perímetro de cada fragmento. Esta variável foi denominada *Buffer* (BF). Informações sobre a idade (ID) de isolamento e status dos fragmentos de floresta foram obtidos através de entrevistas com moradores locais residentes a mais de 20-30 anos e observações locais (corte seletivo de madeira, queimada, caça; presença de gado bovino dentro dos fragmentos).

A estrutura da matriz (MA) foi avaliada analisando a altura do capim. Esta foi categorizada da seguinte forma: baixo, com altura até cerca de 20 cm; médio, com cerca de 30-50 cm de altura e alto, acima de 50 cm de altura.

Para mensurar a estrutura de vegetação, foi estabelecida uma contagem do número de árvores e palmeiras (NA) acima de 15 cm de diâmetro a altura do peito, em um diâmetro de seis metros em torno de cada ponto de armadilha. A cobertura do dossel (CD) foi estimada usando um esferodensiómetro convexo em cada ponto de captura, sendo os valores somados e extraídos uma média para o fragmento. A fim de diminuir o acúmulo de erros, todas as medidas durante o estudo foram aferidas por apenas uma pessoa.

A coleta de serapilheira foi realizada próxima a cada dois pontos de amostragem para determinação de seu volume estimado, com o uso de uma caixa graduada de 22,5cm X 32cm X 32cm (SER CX), semelhante a metodologia utilizada por Silva (2005) e Santos-Filho *et al.* (2008b). Para delimitar a área a ser coletada em cada ponto, utilizou-se um quadro de 50cm x 50cm, atirado aleatoriamente dentro de um círculo imaginário com diâmetro de 6 m. Todo o folhicho de dentro do quadro foi coletado e colocado na caixa, posto em seguida uma tampa de madeira e sobre esta um peso de 2 Kg para compressão padrão do volume. A medida do volume deu-se pela multiplicação

da largura x comprimento x altura, sendo a altura medida com uma régua graduada em cm colocada no interior da caixa (Figura 4.2).



Figura 4.2 – Metodologia de Coleta de Serapilheira com caixa graduada. A – Delimitação da área de coleta para coleta da serapilheira. B – Uso do peso padrão de 2 Kg sobre a tampa de madeira. C – Medida da altura no serapilheira utilizando a régua graduada.

Para aferir a abertura do sub bosque (ASub), foi utilizado um poste de PVC graduado de 2,5m, com 25 seções de 10cm, posto na vertical nos pontos de coleta de cada trilha e examinado por um observador localizado cerca de 20m adentro da mata e sempre na mesma direção perpendicular ao azimute do fragmento, da borda para o interior, com o auxílio de uma bússola (adaptado de Barlow e Peres, 2004). A leitura é tomada de acordo com o número de seções claramente visíveis. Cada seção é considerada quando é possível ser visualizada pelo menos 70%. O procedimento foi repetido a cada 20 metros ao longo de cada trilha de 100m (Figura 4.3). Os dados da leitura foram transformados em porcentagem, somados e extraídos uma média para cada fragmento.

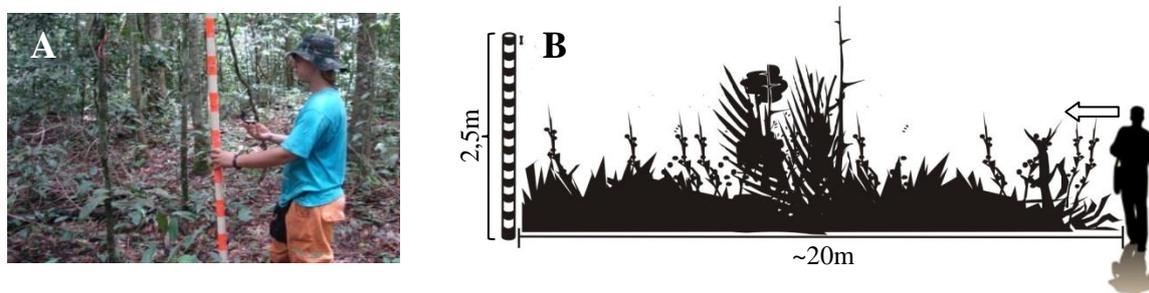


Figura 4.3 – Metodologia de medida da abertura do sub-bosque. A – Uso da bússola para indicar a posição perpendicular ao azimute do fragmento. B – Esquema da medição, com o observador adentro da mata a 20m de distância do poste.

4.4 – Análise dos dados

O sucesso de captura e esforço amostral foi calculado pela seguinte fórmula:

$$\text{Sucesso de Captura} = \frac{n.^{\circ} \text{ de capturas}}{\text{Esforço de Captura}} \times 100$$

$$\text{Esforço de Captura} = (n.^{\circ} \text{ de noites de coleta} \times n.^{\circ} \text{ de armadilhas})$$

Foram feitas curvas cumulativas de espécies assim como uma curva de rarefação de espécies, baseadas no número de indivíduos e no número de amostras obtidas (Gotelli e Colwell, 2001), utilizando o programa Estimates S (Colwell, 2006) e baseado no índice de Mao Tao, para apurar a representatividade dos dados.

Para avaliar a distribuição da riqueza e abundância de espécies nas trilhas de amostragem, foi utilizado o teste de Wilcoxon *signed-rank*, realizado com o programa SYSTAT (Wilkinson 1998).

Uma análise de Variância foi utilizada para analisar a influência da matriz sob a riqueza e total de indivíduos de pequenos mamíferos estudados.

Nas análises dos efeitos das variáveis ambientais e físicas sobre a comunidade de pequenos mamíferos, foram realizados testes de premissas, como o teste de mantel para verificar autocorrelação espacial e matriz de correlação de Pearson para detectar a presença dos efeitos de multicolinearidade.

Gráficos de ordenações diretas, com os dados da abundância relativa das espécies amostradas foram construídos com o uso do programa Comunidata 1.6 (Dias, 2009) a fim de visualizar as tendências encontradas nos fragmentos e demonstrando a distribuição dos grupos taxonômicos quando valores contínuos de uma dada variável ambiental (gradiente) estão disponíveis. No Capítulo II, as ordenações das análises das variáveis ambientais e físicas, basearam-se na análise de componentes principais (PCA) do conjunto de dados analisados.

A análise de coordenadas principais (PCoA) utilizando o programa NTSYsp 2.10 (Rolf, 2000), foi realizada para verificar o padrão da composição das espécies nas áreas amostradas baseando-se uso da matriz de distância de Bray-Curtis.

O teste não paramétrico BIO-ENV (Clarke e Warwick, 2001) foi utilizado para avaliar qual o melhor conjunto de variáveis explicativas da variação da estrutura da comunidade estudada.

A análise de regressão múltipla e modelo linear generalizado, com a seleção do melhor modelo através da seleção de variáveis pelo método AICc (*Akaike's information criterion*) corrigido para amostras pequenas (Burnham e Anderson, 2002), foram utilizadas para avaliar se as características físicas e ambientais (métricas da paisagem) dos fragmentos estão afetando a abundância e a riqueza total de pequenos mamíferos.

Todas as análises, com exceção do teste de Wilcoxon *signed-rank*, PCoA e índices para construção das curvas de rarefação, foram feitas no programa estatístico R (R Development Core Team, 2012).

5. CAPÍTULO I – EFEITOS DE BORDA E MATRIZ DE PASTAGEM SOBRE A COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NO SUL DA AMAZÔNIA, BRASIL

5.1 - Introdução

Grande parte da vegetação ocupada pelo ser humano já foi área contínua que ao longo do tempo foi transformada em mosaicos de paisagem circundados por uma nova matriz, oriunda das atividades exercidas pela humanidade, através do processo de fragmentação de habitat (Fearnside, 2003; Paglia *et al.*, 2006).

Os efeitos da fragmentação, em sua maioria, são entendidos não só pela perda da área total de um habitat, mas também pela sua divisão, que causam o efeito de borda sobre as áreas fragmentadas e o processo de insularização, que depende das conformações da matriz da paisagem (Murcia; 1995; Barret e Peles, 1999; Collinge, 2009).

O efeito de borda se estabelece com um aumento na relação perímetro/área oriundo do aumento no total das bordas de habitat e causa um efeito no habitat, alterando as dinâmicas bióticas e abióticas existentes (Scariot *et al.* 2003). Quanto maior o efeito de borda, menor o habitat disponível para espécies climáticas (Laurance *et al.*, 2011). Isso ocorre porque a borda traz consigo uma drástica alteração no microambiente comparado ao encontrado no interior da floresta, resultando principalmente nos aumentos de luz, umidade, temperatura e vento (Kapos *et al.* 1997; Ricketts, 2001, Laurance *et al.* 2002).

Essas mudanças refletem-se na dinâmica/estrutura do fragmento e consequentemente na sobrevivência das populações vegetais e animais presentes, além de tornar o habitat restante mais susceptível às perturbações antrópicas como o fogo (Cochrane e Laurance, 2008). A magnitude deste efeito pode ser evidenciada em até 500m (Laurance, 2000) ou 1km (Gascon *et al.*, 2000) para adentro do fragmento e segundo Rodrigues (1998), é mais expressivo nos primeiros 35m, onde as espécies mais adaptadas à luz como as lianas e pioneiras, são favorecidas (Laurance *et al.*, 2001; Primack e Rodrigues, 2001).

Além do efeito de borda, devemos considerar a influencia da matriz nas alterações que são estabelecidas com a fragmentação. O tipo de matriz e a qualidade

desta atuam como um filtro, podendo limitar ou não o potencial de dispersão e colonização de muitas espécies (Gascon *et al.* 1999; Laurance *et al.* 2000; Henle *et al.* 2004). Quanto mais similar a estrutura da matriz e do habitat fragmentado, melhor a possibilidade desta ser utilizada pelas espécies presentes no fragmento para dispersão ou como habitats secundários (Scariot *et al.*, 2003; Umetsu, 2005). No entanto, há também as espécies que em função do maior perigo de predação ou pela característica intrínseca de pouca vagilidade (capacidade de locomoção), podem permanecer isoladas no fragmento, enquanto há algumas espécies de roedores e marsupiais se beneficiam e se dispersam facilmente (Malcolm, 1994; Pires *et al.*, 2002; Vieira *et al.*, 2003; Figueiredo e Fernandez, 2004).

Outro fator importante quando se considera a matriz de pastagem é o livre acesso de bovinos e equinos para o interior do fragmento. Quando isso acontece, há o pisoteio e pastoreio das plantas nativas do sub-bosque, que afeta as condições do solo necessárias ao desenvolvimento das plântulas. Deste modo, em conjunto com a natureza e uso da matriz, a presença de animais domésticos no interior do fragmento atua e pode potencializar o efeito de borda (Vieira *et al.*, 2003; Fizon *et al.* 2003; Pedó, 2005; Santos-Filho *et al.*, 2008a)

Em estudos realizados em fragmentos acima de 40ha na região de Floresta Semidecíduas nas microbacias dos Rios Cabaçal e Jauru, Santos-Filho *et al.* (2012) e Santos-Filho (2008a) encontraram diferenças significativas no número espécimes capturados e riqueza de pequenos mamíferos presentes nos fragmentos e os presentes na matriz, com apenas 28% das espécies estudadas encontradas na matriz de pastagem. Esse mesmo padrão foi encontrado por Silva (2005) com lagartos, com grande parte das espécies estudadas presentes somente no interior fragmento e não exclusivas da matriz de pastagem.

Assim, as relações dos efeitos de borda e matriz com diferentes grupos de espécies refletem a importância e complexidade do assunto (Laurance *et al.* 2011), com espécies respondendo positivamente ao efeito de borda como algumas aranhas (Rego *et al.*, 2007), formigas e cupins (Fowler *et al.* 1993; Souza e Brown, 1994), borboletas (Leidner *et al.*, 2010), aves (Paton, 1994; Laurance 2004) e roedores ruderais (Malcolm, 1997); mas também espécies com resposta negativa, como abelhas (Fowler *et al.* 1993), algumas espécies de formigas (Vasconcelos *et al.* 2006;) e aves de sub-bosque (Stouffer e Bierregaard 1995; Laurance, 2004).

Considerando a importância de se entender os processos complexos dos efeitos de borda e dos padrões encontrados no uso do habitat fragmentado, o presente estudo avalia os efeitos de borda e matriz sobre a comunidade de pequenos mamíferos em 14 fragmentos e uma área controle no município de Tangará da Serra, sul da Amazônia matogrossense, complementando os estudos já realizados em Floresta Semidecidual.

5.2 - Metodologia

Neste capítulo são considerados os dados das 15 áreas estudadas com as metodologias de amostragens e análises descritas na seção Metodologia Geral. Como critério, todas as áreas selecionadas estavam inseridas em matriz de pastagem. Posteriormente, verificou-se que as áreas possuíam diferentes pressões de pastoreio, algumas com a presença de gado em seu interior e bordas abruptas entre vegetação de mata/pastagem. As intensidades de pastoreio que representam a estrutura da matriz, foram categorizadas de acordo com a altura do capim no momento da coleta em cada fragmento, como: baixo, com cerca de 20 cm de altura; médio, com cerca de 30-50 cm; alto, acima de 50 cm.

Curvas de acumulação e rarefação de espécies, baseadas no número de indivíduos e no número de amostras obtidas (Gotelli e Colwell, 2001) foi feitas com o uso do programa Estimates S (Colwell, 2006), baseado no índice de Mao Tao, para apurar a representatividade das amostras.

A ANOVA foi utilizada para verificar se há relação entre a intensidade do pastoreio com os dados do total de indivíduos capturados e riqueza de espécies.

Para avaliar a variação da riqueza e do total de indivíduos capturados entre a matriz de pastagem e as sete trilhas no interior do fragmento, foi utilizado o Teste de Wilcoxon *signed-rank*, ao nível de significância de 0,05, e as análises executadas no programa SYSTAT (Wilkinson, 1998).

Procurou-se separar as espécies de acordo com o local onde foram capturadas em área de influência da matriz e área de borda e interior. As trilhas foram ordenadas em função da distância da matriz até o interior do fragmento, com a matriz representando a distância -50m, a borda distância zero, e assim sucessivamente até a última trilha de 300m adentro (esquema da Figura 4.1).

Foi construído um gráfico composto de ordenação direta dos dados, gerados no programa Comunidata 1.6 (Dias, 2009). Este gráfico, utilizado para ilustrar as variações

influenciadas pelo efeito de borda, possui a classificação das espécies quanto ao local de registro (ordenadas em função de sua abundância relativa) relacionado com os fragmentos amostrados e a distância da borda para a floresta,.

5.3 – Resultados

O esforço amostral nas 15 áreas estudadas, incluindo a matriz de pastagem, foi de 10.000 armadilhas-noite. O sucesso de captura foi de 1,2 % com um total de 123 indivíduos capturados, pertencentes a 15 espécies de pequenos mamíferos, sendo seis marsupiais (*Didelphidae*) e nove roedores, (*Cricetidae*, *Muridae*, *Dasyproctidae* e *Echimyidae*).

Cinco espécies foram encontradas na matriz de pastagem (33 %). Destas *Euryoryzomys nitidus* foi exclusiva da pastagem, devido a captura de apenas um indivíduo desta espécie neste estudo.

Na ordenação das espécies quanto ao local de registro, das espécies presentes na matriz, borda e interior do fragmento, *Marmosops noctivagus* e *Oecomys roberti* foram as que se apresentaram mais abundantes e melhores distribuídas enquanto *Oligoryzomys* sp. não foi encontrada além de 200m da borda (Tabela 5.1; Figura 5.1).

Das dez espécies que não foram encontradas na matriz de pastagem, no entanto se distribuíram da borda até o interior do fragmento (67%), somente *Didelphis marsupialis*, *Marmosa murina* e *Marmosa demerarae* foram encontrados até 300m da borda, sendo que *M. demerarae* foi a espécie mais abundante do estudo, com 32,5% do total de capturas e *D. marsupialis* encontrado apenas a 100m da borda. *Didelphis albiventris*, esteve ausente apenas na última trilha e *Oecomys bicolor* foi registrada tanto na borda quanto na porção mais interior do fragmento, mas também esteve ausente na última trilha. (Tabela 5.1; Figura 5.1).

Algumas espécies obtiveram apenas um único registro como *Calomys callosus*, *Dasyprocta azarae*, *E. nitidus*, *Metachirus nudicaudatus* *Proechimys* gr. *longicaudatus*, *Rattus rattus*. Destas, somente *Proechimys* gr. *longicaudatus* foi capturado na área de borda e *E. nitidus* na matriz de pastagem. As demais foram registradas além dos 150m da borda (Tabela 5.1; Figura 5.1).

Necomys lasiurus foi a espécie mais abundante na matriz de pastagem e encontrada apenas até a borda do fragmento (Tabela 5.1; Figura 5.1).

Tabela 5.1 – Indivíduos capturados de cada espécie, separados de acordo com a trilha amostrada, da matriz de pastagem para o interior do fragmento, agrupados em função do local de registro, matriz, borda e interior do fragmento.

Espécie	Distância da borda (m)								Local de registro
	-50	0	50	100	150	200	250	300	
<i>Marmosops noctivagus</i> (Tschudi, 1845)	1	2	1	6	2	1	2	5	Matriz, borda e interior
<i>Oecomys roberti</i> (Thomas, 1904)	1	5	1	2	2	0	1	2	
<i>Oligoryzomys</i> sp.	2	1	0	0	0	2	0	0	
<i>Calomys callosus</i> (Renger, 1830)	0	0	0	0	0	0	0	1	Borda e interior
<i>Dasyprocta azarae</i> (Linchtenstein, 1823)	0	0	0	0	1	0	0	0	
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	0	1	1	1	4	1	2	0	
<i>Didelphis marsupialis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	2	0	0	1	2	
<i>Marmosa demerarae</i> (Thomas, 1905)	0	6	3	6	1	12	6	6	
<i>Marmosa murina</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1	1	2	2	0	2	
<i>Metachirus nudicaudatus</i> (E. Geoffroy, 1803)	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Oecomys bicolor</i> (Thomas, 1860)	0	1	0	1	0	0	1	0	
<i>Proechimys gr. longicaudatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Euryoryzomys nitidus</i> (Thomas, 1884)	1	0	0	0	0	0	0	0	Matriz
<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1841)	10	1	0	0	0	0	0	0	

Não houve variação significativa da riqueza e abundância de espécies de acordo a variação na estrutura de matriz de pastagem ($F_{2,12} = 0,574$, $p = 0,578$)($F_{2,12} = 0,072$, $p = 0,931$), respectivamente.

De acordo com o teste de Wilcoxon *signed-rank*, não foram encontradas diferenças significativas entre o total de indivíduos capturados na matriz de pastagem (-50m) das demais trilhas da borda e do interior dos fragmentos (Tabela 5.2). Das trilhas situadas da borda para o interior dos fragmentos foi registrado diferença significativa das capturas realizadas da borda para a trilha a 50m, de modo que o total das capturas da borda foram maiores do que a 50m desta (Figura 5.1; Tabela 5.2;).

Foram encontrados também diferenças dos totais de capturas a 50m da borda com as realizadas a 100m, 200m e 300m para o interior dos fragmentos, sendo o interior com maiores densidades do que a 50m (Tabela 5.2; Figura 5.1).

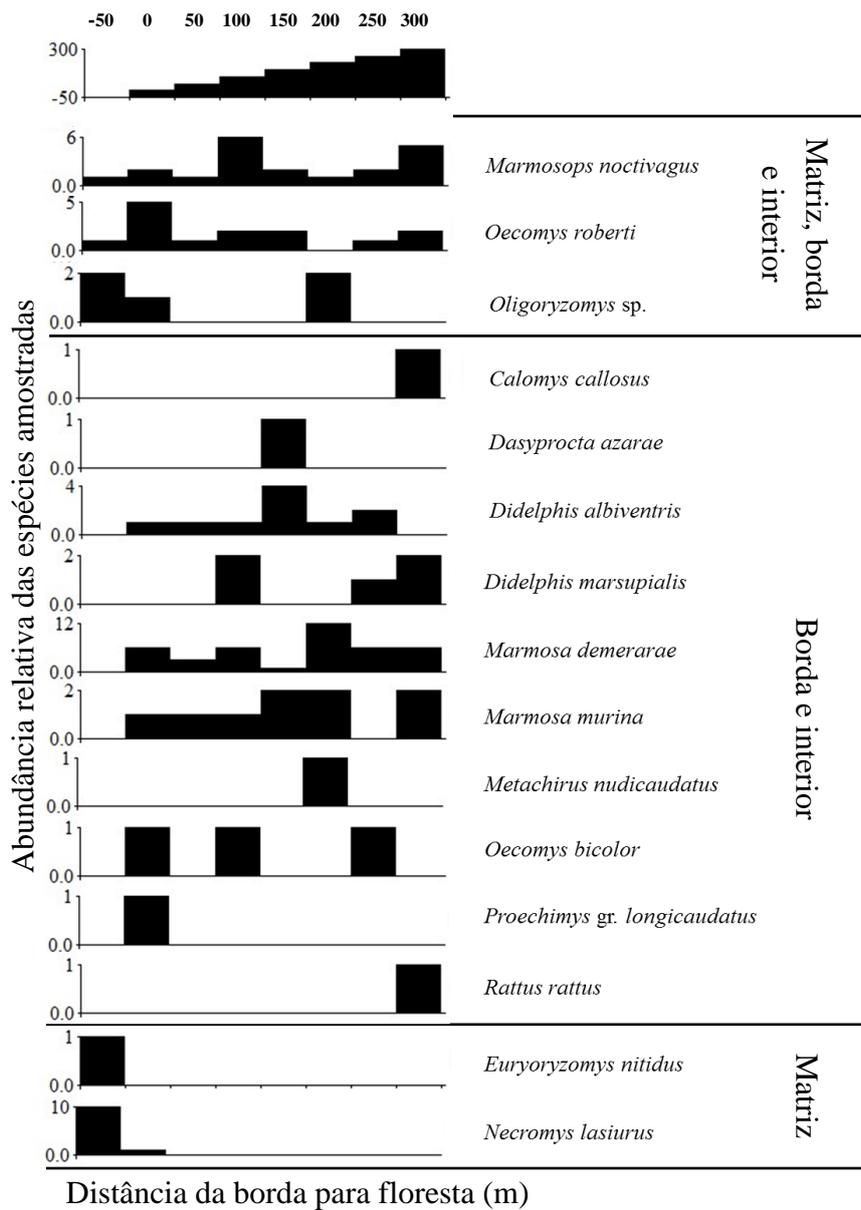


Figura 5.1 – Densidade relativa das espécies amostradas ordenadas de acordo com a distância da borda para dentro do fragmento. As espécies são dispostas de acordo com a Tabela 5.1. As posições das barras sólidas indicam a respectiva distância da matriz para o interior do fragmento e sua altura a abundância relativa respectiva de cada espécie em relação à distância da borda para as 15 áreas amostradas.

Tabela 5.2 – Dados da matriz do teste de Wilcoxon *signed-rank* para o número total de indivíduos amostrados nas 15 áreas estudadas. Os valores são apresentados de acordo com a distância da borda, onde -50 representa a matriz de pastagem, zero a borda e assim sucessivamente a cada 50m adentro das áreas.

Distância da Borda (m)	-50	0	50	100	150	200	250	300
-50	Z = 0,000 P = 1,000							
0	Z = 1,435 P = 0,151	Z = 0,000 P = 1,000						
50	Z = -0,086 P = 0,931	Z = -1,981 P = 0,048	Z = 0,000 P = 1,000					
100	Z = 1,087 P = 0,277	Z = -0,182 P = 0,856	Z = 2,326 P = 0,020	Z = 0,000 P = 1,000				
150	Z = 0,918 P = 0,359	Z = -1,059 P = 0,289	Z = 0,837 P = 0,403	Z = -0,816 P = 0,414	Z = 0,000 P = 1,000			
200	Z = 1,137 P = 0,256	Z = 0,000 P = 1,000	Z = 2,414 P = 0,016	Z = -0,325 P = 0,746	Z = 0,843 P = 0,399	Z = 0,000 P = 1,000		
250	Z = 1,224 P = 0,221	Z = -1,192 P = 0,233	Z = 1,386 P = 0,166	Z = -0,504 P = 0,614	Z = 0,25 P = 0,803	Z = -0,611 P = 0,541	Z = 0,000 P = 1,000	
300	Z = 1,268 P = 0,205	Z = -0,181 P = 0,856	Z = 2,326 P = 0,020	Z = 0,000 P = 1,000	Z = 0,654 P = 0,513	Z = 0,207 P = 0,836	Z = 0,54 P = 0,589	Z = 0,000 P = 1,000

Para o teste de Wilcoxon *signed-rank* considerando a riqueza de espécies das áreas amostradas, também não são evidenciadas diferenças significativas entre a riqueza de espécies encontradas na matriz de pastagem (-50m) das demais trilhas da borda e do interior dos fragmentos (Tabela 5.3). No entanto é registrado diferença significativa da riqueza de espécies a 50m da borda e a 100m e 300m para o interior do fragmento, com o interior se mostrando mais rico que a 50m da borda nesses casos (Tabela 5.3; Figura 5.1)

Tabela 5.3 – Dados da matriz do teste de Wilcoxon *signed-rank* para a riqueza de espécies amostradas nas 15 áreas estudadas. Os valores são apresentados de acordo com a distância da borda, onde -50 representa a matriz de pastagem, zero a borda e assim sucessivamente a cada 50m adentro das áreas.

Distância da Borda (m)	-50	0	50	100	150	200	250	300
-50	Z = 0,000 P = 1,000							
0	Z = 1,262 P = 0,207	Z = 0,000 P = 1,000						
50	Z = -0,086 P = 0,931	Z = -1,638 P = 0,101	Z = 0,000 P = 1,000					
100	Z = 1,097 P = 0,273	Z = -0,368 P = 0,713	Z = 2,111 P = 0,035	Z = 0,000 P = 1,000				
150	Z = 0,918 P = 0,359	Z = -0,921 P = 0,357	Z = 0,735 P = 0,462	Z = -0,69 P = 0,49	Z = 0,000 P = 1,000			
200	Z = 0,832 P = 0,406	Z = -0,735 P = 0,462	Z = 1,518 P = 0,129	Z = -0,486 P = 0,627	Z = 0,265 P = 0,791	Z = 0,000 P = 1,000		
250	Z = 1,185 P = 0,236	Z = -0,794 P = 0,427	Z = 1,184 P = 0,236	Z = -0,535 P = 0,593	Z = 0,333 P = 0,739	Z = 0,000 P = 1,000	Z = 0,000 P = 1,000	
300	Z = 1,111 P = 0,266	Z = -0,428 P = 0,668	Z = 2,333 P = 0,020	Z = 0,000 P = 1,000	Z = 0,366 P = 0,714	Z = 0,372 P = 0,710	Z = 0,312 P = 0,755	Z = 0,000 P = 1,000

Tanto em função do número de áreas amostradas quanto para o número de indivíduos capturados observa-se que as curvas de rarefação de espécies e a curva de acumulativa de espécies não atingiram uma assíntota, mas mostram um incremento gradativo de espécies até a sexta área amostrada e aproximadamente 50 indivíduos capturados (Figura 5.2).

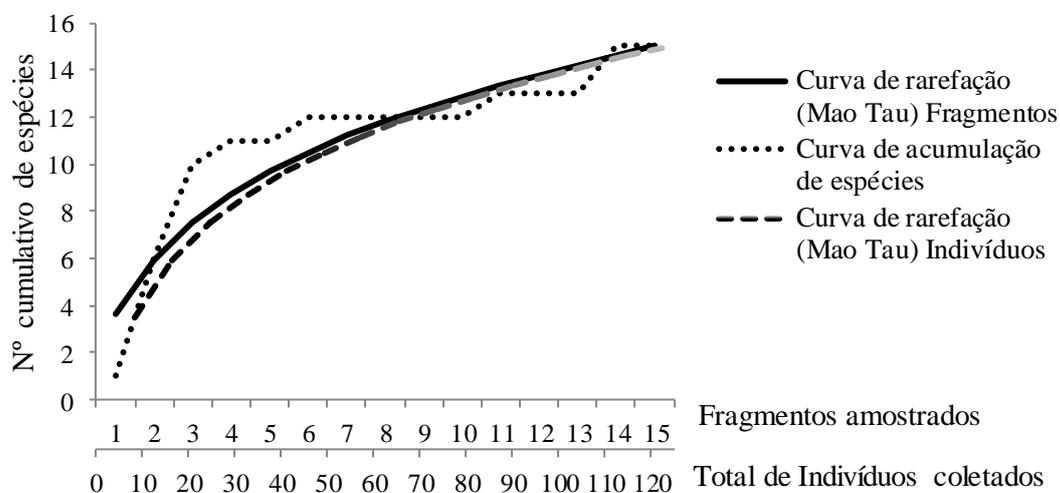


Figura 5.2– Curvas de rarefação e acumulação de espécies em função do número de fragmentos amostrados e do total de indivíduos coletados para as 15 áreas estudadas.

5.3 – Discussão

Considerando que apenas 33% das espécies amostradas neste estudo foram capazes de utilizar a matriz de pastagem, podemos inferir que para a maioria das espécies de pequenos mamíferos a matriz de pastagem não é um hábitat utilizado como área de vida, atuando como barreira seletiva impedindo o deslocamento dos indivíduos. Esse padrão foi também observado por Santos-Filho *et al.* (2008a).

Algumas espécies, porém, podem ser favorecidas pela matriz, pois conseguem sobreviver sobre tais condições, como foi observado em diversos estudos que tratam os efeitos da matriz e da borda (Malcolm, 1997; Pardini 2001; Passamani e Ribeiro, 2009). Nesses casos, a matriz era plantação, sendo a matriz de pastagem considerada a menos propícia (Santos-Filho *et al.*, 2012).

Entre estas espécies que foram encontradas na matriz, *N. lasiurus* pode ser considerada como especialista e capaz de viver nela e *Oligoryzomys* sp., *O. roberti* e *M. noctivagus* como capaz de se movimentar e utilizar tanto os recursos da matriz quanto do fragmento. Estas foram consideradas como pouco vulneráveis aos efeitos de borda, tendo em vista que foram encontradas no interior do fragmento (150m da borda do fragmento), ocupando deste modo as áreas de matriz, borda e interior. Assim como nos estudos de Santos-Filho *et al.* (2008a e 2012) os roedores utilizam mais matriz do que os marsupiais.

Oligoryzomys sp. é característica de áreas abertas e oportunista de locais antropizados (Vieira e Monteiro-Filho, 2003; Pardini, 2004; Umetsu, 2005). Finokiet (2007) a considerou a espécie *Oligoryzomys niripes* generalista. O mesmo foi encontrado por Santos-Filho *et al.* (2008a) para *Oligoryzomys microtis*, também por habitar as áreas no interior do fragmento, sendo avaliada como pouco vulnerável aos efeitos de borda.

M. noctivagus, também foi encontrada na matriz e apesar de somente uma captura, esta ocorreu em um fragmento com capim alto e pouco pastoreio de modo que sua presença pode ter sido influenciada pela qualidade da matriz do entorno. Em matriz de plantação de café na Mata Atlântica, uma espécie de mesmo gênero, *M. incanus* foi não só mais abundante na matriz, como a utilizou para transitar entre os fragmentos (Passamani e Ribeiro, 2009) e em estudo na área de transição Amazônia-Cerrado, Santos (2008) também considerou essa espécie generalista.

No entanto, é válido ressaltar que as demais capturas de *M. noctivagus* foram realizadas principalmente em todas as distâncias da borda, com as maiores abundâncias para as áreas mais interiores do fragmento, a mais de 50m, o que corresponde a resultados encontrados por Stevens e Husband (1998) em Sergipe, na Mata Atlântica, e por Santos-Filho *et al.* (2008a) no mesmo tipo de vegetação deste estudo, revelando sua tendência a ocupar preferencialmente áreas florestais.

Também encontrada distribuída na matriz, borda e interior está *O. roberti*. Seu padrão de ocorrência nesse estudo é semelhante ao encontrado por *M. noctivagus* com pelo menos um registro na matriz e outros registros na borda em área com capim alto. Embora suas principais ocorrências tenham sido registradas da borda para o interior do fragmento por Santos-Filho *et al.* (2008a), aqui revela que pode suportar áreas antropizadas quando a matriz é propícia.

As espécies que se encontram distribuídas da borda até o interior do fragmento foram consideradas como pouco vulneráveis aos efeitos de borda, mas aparentam não tolerar áreas totalmente abertas, visto que não foram encontradas na matriz.

M. demerarae foi a espécie mais abundante de todo o estudo com maiores capturas na borda, tendo sido registrada deste a borda ao interior dos fragmentos. Esta também foi a espécie de marsupial mais abundante encontrada em estudos realizados em floresta Submontana (Santos-Filho, 2005). Em estudos realizados na Mata Atlântica (Pires *et al.*, 2002; Viveiros de Castro e Fernandez, 2004; Carlos, 2006) em ambientes circundados por matriz de café esta espécie demonstrou não só a grande habilidade de ocupar os habitats dentro dos fragmentos como também de poder se movimentar entre as áreas utilizando a matriz, sendo considerada como tolerante aos efeitos de borda. No presente estudo, representou a riqueza total de um dos fragmentos, cuja área se encontrava aberta para a pastagem do gado no interior.

Trabalhos com o gênero *Didelphis* em fragmentos, o consideram como generalista, com alta capacidade de dispersão e pouco vulnerável aos efeitos da fragmentação (Offerman *et al.*, 1995; Pires *et al.*, 2002). Neste estudo, *D. albiventris* apresentou-se uma das melhores distribuições da borda para o interior (à exceção da última trilha) e *D. marsupialis*, mostrou preferir um pouco mais o ambiente de floresta, mas pode ser encontrada a 100m do fragmento, diferente do encontrado Santos-Filho *et al.* (2008a) onde esta espécie só foi evidenciada a 250-300m da borda.

As duas espécies não apresentaram simpatria nas áreas, em oposição ao encontrado por Cáceres e Monteiro-Filho (1999) no estudo destas duas espécies em

fragmentos no sul do Brasil. Esses mesmos autores em outro estudo também encontraram a presença preferencial de *D. marsupialis* para áreas mais florestadas ao passo que *D. albiventris* buscou recursos em ambientes urbanos, utilizando a mata como corredor (Cáceres e Monteiro-Filho, 1998)

M. murina, esteve presente na maioria das trilhas do interior do fragmento, a exceção apenas da trilha a 250m e da matriz e por isso aparenta ser pouco vulnerável aos efeitos da fragmentação, como já foi observado por Offerman *et al.* (1995) e Santos-Filho *et al.* (2008a), que a consideram como espécie generalista, sendo encontrada inclusive na matriz.

Os resultados de *O. bicolor*, apesar das baixas capturas neste estudo, são confirmados por Santos-Filho *et al.* (2008a), que a considera uma espécie intermediária quanto a vulnerabilidade dos efeitos de borda, sendo encontrada na borda, mas com preferência para ambientes florestais por influência dos efeitos da matriz.

A captura de *D. azarae* foi de um indivíduo bem jovem, capturado em uma ratoeira a 150m da borda de um fragmento onde foram avistados muitos indivíduos desta espécie, tanto na borda como no interior. Enquadrando-se na avaliação como pouco susceptível aos efeitos de borda em conformidade como o achado de Norris *et al.* (2008) na Amazônia.

A espécie *P. gr. longicaudatus*, com somente um registro na borda, é caracterizado no grupo dos indivíduos com pouca vulnerabilidade aos efeitos de borda. Esta espécie apresenta características de sobrevivência em áreas de borda e clareiras documentada em estudos realizados na Mata Atlântica (Stevens e Husband, 1998) e nos estudos realizados por Santos-Filho *et al.* (2008a) no mesmo tipo de vegetação deste estudo.

Apesar de *R. rattus* ter sido capturado apenas no interior do fragmento, esta captura ocorreu no fragmento mais próximo à cidade com residências no entorno. Esta espécie exótica é caracterizada como oportunista de áreas antropizadas e com construções (Kelt, 2000; Umetsu, 2005) e pode causar um efeito negativo sobre as demais espécies de roedores locais (Shanker, 2001).

C. callosus foi registrada somente na parte mais interior do fragmento, apesar de que pode ser presente em áreas de matriz e borda (Santos-Filho *et al.* 2012), sendo pois considerada por Santos-Filho *et al.* (2008a) como generalista e desse modo pouco susceptível aos efeitos de borda.

M. nudicaudatus, foi registrado a apenas 200m da borda e em uma das áreas mais distantes do núcleo urbano. Santos (2008) afirma sua presença em áreas do interior da floresta, registrando essa espécie apenas em transecções a 250m da borda. Porém, apesar de não ser uma espécie abundante, ela pode ser encontrada em áreas alteradas (Santos-Filho *et al.* 2008a) e até podem atravessar a matriz (Pires *et al.*, 2002).

N. lasiurus e *E. nitidus* foram registradas em área aberta, ausentes nas áreas interiores dos fragmentos e por isso pouco susceptíveis aos efeitos de borda. *N. lasiurus* é considerada por muitos autores como oportunista de áreas abertas e antropizadas (Bonvicino *et al.*, 2002; Carmignotto, 2005; Umetsu, 2005; Godoi *et al.*, 2010) e foi neste estudo predominante na matriz, com apenas uma coleta realizada na borda. No mesmo tipo de vegetação, Santos-Filho *et al.* (2008a) também encontraram altas densidades de *N. Lasiurus* situadas principalmente na matriz, mas que não foi exclusiva da matriz e borda, sendo registrada também em até 300m adentro do fragmento.

Para esta espécie deve-se considerar também que as coletas ocorreram em áreas sem incidência de fogo na matriz do fragmento a mais de 20 anos. Tal característica da espécie em diminuir suas densidades em áreas com eventos de fogo recente foram observadas por Briani (2001) e Briani e Vieira (2006) em função do desaparecimento de grande parte das monocotiledôneas e dicotiledôneas, que são sua principal dieta.

Embora *E. nitidus* tenha sido registrado na área de pastagem, os resultados Santos-Filho *et al.* (2008a) apoiam que *Orizomys nitidus* (= *E. nitidus*) pode ocorrer em praticamente todas as trilhas no interior dos fragmentos.

Não houve diferença significativa entre os registros de riqueza e abundância com as categorias de estrutura da matriz referentes ao pastoreio. Tal evidencia mostra-se clara em virtude de que grande parte das espécies registradas não foram encontradas na matriz e sim principalmente a partir de 100m da borda. Isto é também um indicativo de que esta pode estar atuando como uma barreira para a dispersão de algumas espécies (Stevens e Husband, 1998; Santos-Filho *et al.* 2008a). Em situações com matriz Padrões contrários foram registrados na Mata Atlântica (Pardini, 2001 e 2004) e na Amazônia (Gascon *et al.*, 1999), com maior riqueza e abundância na borda proporcionada pelo movimento de indivíduos de áreas adjacentes, no entanto estes estudos não foram realizados em matriz de pastagem em uso.

No uso da matriz e das demais trilhas até 300m da borda, não foram encontradas diferenças significativas, tanto em relação a riqueza, quanto ao número total de indivíduos. Isto ocorreu provavelmente devido às espécies como *N. lasiurus* que foram

abundantes na matriz e pelo fato destas serem amostradas em áreas de matriz com poucos efeitos do pastoreio. Tal dado mostrou-se diferente dos padrões encontrados na região para pequenos mamíferos (Santos-Filho *et al.*, 2008a), onde os dados da matriz foi significativamente diferente da borda e das demais trilhas amostradas.

Em função do total de indivíduos capturados, as capturas realizadas na borda foram significativamente maiores do que as realizadas a 50m desta. Esta diferença poder estar relacionada com a elevada captura das espécies *O. roberti* e *M. demerarae* (escansoriais) que se beneficiam das grandes quantidades de lianas que foram abundantes nas bordas dos fragmentos onde estas espécies foram capturadas. Tais lianas propiciaram um ambiente favorável que funciona como uma cortina que tanto protege, quanto favorece a movimentação destas espécies, principalmente em fragmentos cujo desmatamento tenha ocorrido há muitos anos (Stevens e Husband, 1998; Pires *et al.*, 2006).

A diferença significativa encontrada quanto ao total de indivíduos capturados a 50m da borda com as realizadas a 100m, 200m e 300m desta e a diferença significativa das riqueza de espécies a 50m da borda para as a 100m e 300m no interior do fragmento é um indicativo de que embora possam ser encontrados em áreas de borda, a maioria das espécies tendem a utilizar as áreas mais interiores do fragmento, assim como o registrado por Stevens e Husband (1998) para pequenos mamíferos em floresta Atlântica.

Em ambas as análises, o interior do fragmento mostrou-se com as maiores densidades e riqueza do que a 50m. Isto pode ser explicado pelo fato de que a partir de 50m da borda houve um aumento em número capturas de marsupiais assim como um incremento na riqueza de alguns roedores e marsupiais que habitavam a 100m e 300m da borda.

As curvas de rarefação de espécies, em função do número de áreas amostradas, do número de indivíduos capturados mostram um incremento de espécies gradativo com cerca de 50 indivíduos amostrados e seis fragmentos analisados. No entanto não chega a atingir uma assíntota, de modo que novos fragmentos podem ser necessários para estabilizar a curva.

Para Fonseca e Robinson (1990), Bolger *et al.* (1997) e Debinski e Holt (2000), em ambientes alterados, quanto mais versáteis são as espécies para com as mudanças e condições, maiores suas densidades comparadas com as espécies especialistas.

Nesse sentido, de acordo com os dados levantados, as espécies registradas na matriz, borda e interior dos fragmentos, além das encontradas principalmente na matriz, como *N. lasiurus*, são as que possuem características mais favoráveis à sobrevivência mesmo com os efeitos de borda.

Apesar de grande parte das espécies não serem registradas na matriz, as descrições e resultados das espécies encontradas, inferem que, dependendo da estrutura da matriz e da borda, podem movimentar ou até permanecer na matriz quando esta é propícia (Pires *et al.*, 2002; Santos-Filho *et al.* 2008a; Santos-Filho *et al.*, 2012), sendo por isso relativamente resilientes a tais efeitos.

As diferenças entre as áreas de borda e o interior que se mostraram significantes, revelam a tendência de algumas espécies em viver nas áreas mais interiores do fragmento, apesar de também serem encontradas na área de borda.

6. CAPÍTULO II – INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS FÍSICAS E AMBIENTAIS SOBRE A COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS NO SUL DA AMAZÔNIA, BRASIL

6.1 – Introdução

Tanto o desmatamento quanto a fragmentação florestal são amplamente reconhecidos dentre as principais ameaças à biodiversidade no planeta (Laurance e Bierregaard, 1997) e no Brasil, tiveram como principal fator a necessidade socioeconômica de uso da terra e falta de planejamento conservacionista (Ferreira *et al.* 2005; Fearnside, 2005; 2006).

O desmatamento no estado de Mato Grosso atingiu grandes proporções ao ponto que grande parte das áreas florestadas remanescentes tornaram-se fragmentos isolados e imersos em uma matriz oriunda da atividade agropecuária (Alencar *et al.*, 2004; Inpe, 2010). Como consequência, diminuem-se as condições favoráveis a sobrevivência de certas espécies na medida em que há também a perda de interações ecológicas com a fragmentação (Terborgh, 1992; Terborgh *et al.*, 2001).

Diversos estudos tem revelado a necessidade de uma abordagem mais dinâmica e em várias escalas e contextos para melhor compreender o processo de fragmentação (Fahrig, 2003; Metzger, 2001), já que as espécies se relacionam e interagem de maneiras distintas de acordo com as condições apresentadas no habitat (Danielson e Anderson, 1999; Ewres e Didham, 2006; Collinge, 2009). Essa é a abordagem da ecologia de paisagens, cujo foco pode ser na escala de apenas um fragmento até escalas mais amplas, considerando uma série de fragmentos e matriz de uma região (Farina, 1998; Metzger, 2001; Lindenmayer, 2009).

Seguindo esse tipo de abordagem, de acordo com Murcia (1995), os efeitos de borda, oriundos de uma série de interações entre a matriz circundante e os remanescentes de habitats, podem causar três tipos de efeitos: (1) efeitos abióticos – representam a mudanças ambientais resultantes da proximidade com a matriz; (2) efeitos biológicos diretos – mudanças diretas nas comunidades causadas pelas condições físicas próximas da borda e tolerância das espécies a viver nessas novas condições; (3) efeitos biológicos indiretos – mudanças nas interações entre as espécies como predação, competição, polinização, dispersão, parasitismo em resposta aos efeitos.

Nesse sentido os atributos como tamanho, forma, idade, isolamento e características da matriz são componentes que devem ser considerados nos estudos de fragmentação, pois podem agir simultaneamente, favorecendo o efeito de borda e consequentemente afetar as comunidades animais remanescentes nas manchas de habitat (Murcia, 1995; Farina, 1998; Bennett e Saunders, 2010; Laurance *et al.*, 2011).

Influenciados principalmente pela Teoria de Biogeografia de Ilhas, vários estudos tem abordado a relação entre tamanho e riqueza de espécies com o enfoque nas características do tamanho e isolamento. No entanto, diferente das ilhas oceânicas circundadas por um oceano, as “ilhas” continentais possuem dinâmicas e relações diferentes, além de serem cercadas por uma matriz que age como um filtro seletivo permitindo a passagem de algumas espécies e influencia no isolamento (Fahrig, 2003; Collinge, 2009; Umetsu, 2010). Assim, essa relação com o tamanho em si nem sempre tem encontrado respostas para as comunidades de pequenos mamíferos (Santos-Filho *et al.*, 2012).

A forma do fragmento representa como se dá a abrupta transição entre o fragmento e a matriz que o circunda. Quanto maiores as irregularidades e recortes possuir um fragmento, espera-se uma maior magnitude do efeito de borda já que há um aumento da relação perímetro/área (Laurance e Yensen, 1991; Laurance, 1998; Scariot *et al.*, 2003; Olifiers e Cerqueira, 2006). Em estudos realizados nas florestas tropicais fragmentos com formas irregulares permitiram uma maior influência de borda, favorecendo espécies pioneiras enquanto fragmentos de formas circulares e com maior proporção de área central, favorecem as espécies mais susceptíveis a estes efeitos, que dependem de sombra, garantindo também a diversidade genética da área e fonte de para recolonização (Sizer e Tanner, 1999; Brokaw, 1998; Rutledge, 2003; Hill e Curran; 2005).

As características do efeito isolamento se referem não só as relacionadas com os habitats próximos, mas também com o tempo decorrido desde a fragmentação *per se*, já que as populações podem se tornar mais susceptíveis a efeitos estocásticos e vórtices de extinção com o passar do tempo (Saunders *et al.*, 1991; Bennet e Saunders, 2010). Assim, Raheem *et al.* (2009), afirma que a idade fragmento tem recebido pouca atenção dos ecologistas e ambientalistas.

Em conjunto, o grau de isolamento, tamanho e conectividade, tempo de isolamento são características importantes para se obter respostas em longo prazo das espécies à fragmentação (Pires *et al.*, 2006).

Não menos importante, as diversas características que conferem a qualidade e heterogeneidade dos fragmentos são determinantes para a permanência e sobrevivência das espécies (Cerqueira *et al.*, 2003; Ewers e Didham, 2006) e tem se mostrado umas das principais características preditoras dos efeitos da fragmentação para pequenos mamíferos, que podem responder a quantidade de árvores, serapilheira, estrutura da vegetação e cobertura de dossel (Malcolm, 2004; Santos-Filho, 2005; Pardini *et al.*, 2005; Lambert *et al.*, 2006).

Nesta perspectiva, no presente capítulo, com a categorização das variáveis semelhante a Santos-Filho (2005) e Silva (2005), são avaliados os efeitos dos conjuntos de variáveis físicas (Tamanho, idade do fragmento, *Buffer*, forma e matriz) e ambientais (volume de serapilheira, número de árvores, abertura do sub-bosque e cobertura de dossel) dos fragmentos sobre a composição, riqueza e número de pequenos mamíferos capturados, em 15 áreas de Floresta Semidecidual Submontana da região de Tangará da Serra, sudoeste de Mato Grosso.

6.2 – Metodologia

Neste capítulo, são considerados os dados do interior das 15 áreas estudadas (exclui-se os dados de amostragem na matriz) com as medidas das variáveis ambientais tomadas da borda para o interior do fragmento (~ 300m) entre o mês de novembro de 2010 e junho de 2011, conforme as metodologias de amostragens descritas na seção Metodologia Geral.

Todas as áreas selecionadas apresentavam alguma forma de perturbação antrópica, inseridas em matriz de pastagem com diferentes pressões de pastoreio, bordas abruptas entre vegetação de mata e pastagem, e algumas com a presença de gado em seu interior.

6.2.1 - Análise dos dados

Após a amostragem foi medido o sucesso de captura e construídas curvas de acumulação e rarefação de espécies com base no número de indivíduos e número de amostras, através do índice Sobs (Mao Tau) (Gotelli e Colwell, 2001) com 100 aleatorizações, utilizando o programa EstimateS (Colwell, 2006).

O conjunto de variáveis mensuradas foi dividido em duas categorias: variáveis físicas e variáveis ambientais, medidas conforme descrição na seção Metodologia Geral. Levando em consideração as premissas necessárias para a realização dos testes, transformações dos dados $((\text{Valor X} - \text{Média}) / \text{Desvio Padrão})$ foram utilizadas a fim de estabilizar as variâncias e garantir a normalidade dos dados.

Foram consideradas variáveis físicas o Tamanho da área (TA $-\log[x]$), índice de forma (IF), qualidade da matriz (MA), *Buffer* (BF) e idade do fragmento (ID). Como variáveis ambientais foram considerados volume da serapilheira medida na caixa graduada (SER CX), cobertura do dossel (CD), número de árvores (NA), número de troncos caídos (TC) e abertura do sub-bosque (ASub). Tais dados ambientais foram aferidos em todos os pontos onde se localizavam as armadilhas da borda para o interior dos fragmentos, totalizando 70 pontos em cada área, dos quais foram extraídas as médias de cada variável, por área estudada.

A análise de autocorrelação espacial (teste de Mantel) foi realizada considerando os dados de latitude e longitude de todas as áreas estudadas com as variáveis ambientais amostradas para verificar a presença de independência espacial. Ainda como parte dos testes de premissas, foi verificada a existência de correlação entre cada uma das variáveis físicas e ambientais com o uso de uma matriz de correlação de Pearson, a fim de detectar a presença dos efeitos de colinearidade.

Uma análise de componentes principais (PCA) foi utilizada nas variáveis físicas, ambientais de modo a ordenar e sintetizar todas as informações presentes em um único eixo, representativo do gradiente ambiental presente em cada área, como sugerido por Silva *et al.* (2010). Os dados do primeiro eixo principal foram utilizados para a construção de gráficos compostos de ordenação direta no programa Comunidata 1.6 (Dias, 2009) que relacionam o gradiente ambiental de cada área (eixo X como primeiro componente da PCA) com a densidade relativa de cada espécie encontrada, de modo a observar o efeito da heterogeneidade ambiental sobre a composição da comunidade de pequenos mamíferos.

Foi utilizada a análise de coordenadas principais (PCoA), usando os dados de composição de espécies amostradas nos fragmentos para ordenar os dados, de forma a reduzir sua dimensionalidade ao passo que mantém a distância original entre as unidades amostrais em um sistema de coordenadas cartesianas no espaço Euclidiano. Na construção da ordenação foi utilizada a matriz de distância de Bray-Curtis e construído um gráfico com os três eixos que sintetizam a maior parte da variação na composição da

comunidade de pequenos mamíferos como descrito por Santos-Filho *et al.* (2012). Para rodar esta análise e fazer o gráfico foi utilizado o programa NTSYsp 2.10 (Rohlf, 2000).

Também foi calculada a importância relativa de todas as 10 variáveis mensuradas (variáveis ambientais, físicas e em conjunto) quanto à composição das espécies, utilizando o teste BIO-ENV (Clarke e Warwick, 2001) a fim de avaliar qual o subconjunto de variáveis que melhor explica a variação da estrutura da comunidade.

Para avaliar a relação das variações físicas e ambientais sobre a riqueza e abundância de espécies foram utilizadas análises de regressão múltipla e modelos lineares generalizados (GLMs), que é mais robusto as premissas de normalidade e homocedasticidade (Zuur *et al.*, 2009).

Para se conhecer quais variáveis explicativas se ajustam melhor aos dados coletados (estimativa da máxima verossimilhança), foi realizada uma seleção de modelos, utilizando o critério AICc, (critério de informação Akaike corrigido) mais indicado quando a razão entre o número de amostras (no caso fragmentos) e número de variáveis é baixa, por exemplo, < 40 (Burnham e Anderson, 2002). Os pesos do critério Akaike (w_i) foram usados para medir a força da importância de cada um dos modelos, onde um grande valor de peso indica a probabilidade de ser o melhor modelo em re-amostragens randômicas dos dados (Burnham e Anderson, 2002). A importância relativa de cada variável preditora foi verificada utilizando a soma dos pesos Akaike ($\sum w_i$) que indica a probabilidade aproximada do melhor modelo encontrado (Santos-Filho *et al.*, 2012).

Foi verificada também a presença de superdispersão (*overdispersion*), corrigindo, quando necessário, os erros padrões do modelo utilizando um modelo Quasi-GLM, no qual a variância é dada por $\Phi \times \mu$, onde μ é a média e Φ é o parâmetro de dispersão (Zuur *et al.*, 2009). A partir dos resultados do melhor modelo dados pela GLM, foi realizada uma regressão múltipla e a relação apresentada em um gráfico contendo a reta de regressão.

Com exceção das curvas de rarefação de espécies e PCoA, todas as análises foram realizadas com o programa R versão 2.15.0, (R Development Core Team, 2012,). Para as análises PCA e BIO-ENV foi utilizado o pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2012,). Para a construção dos modelos lineares generalizados (GLM) foi utilizado o pacote *glmulti* (Calcagno, 2012) que permite facilitar os GLMs, encontrando os melhores modelos possíveis através de um algoritmo genético que realiza todas as possíveis combinações das variáveis preditoras (Calcagno, 2010).

6.3 – Resultados

6.3.1 – Riqueza, composição e número de pequenos mamíferos capturados

O esforço amostral nas 15 áreas estudadas, com os registros da borda para o interior dos fragmentos, foi de 10.000 armadilhas-noite. O sucesso de captura foi de 1% com um total de 108 indivíduos, pertencentes a 14 espécies de pequenos mamíferos, sendo seis marsupiais (Didelphidae) e oito roedores, (Cricetidae, Muridae, Dasyproctidae e Echimydae) (Tabela 6.1).

Marmosa demerarae foi a espécie mais abundante do estudo, ausente apenas em quatro áreas, com 37% registros, seguidas de *Marmosops noctivagus* e *Oecomys roberti*, com 17,6% e 12% dos registros, respectivamente. Não houve espécies exclusivas da área controle (fragmento 15) e 71,4% das espécies foram exclusivas dos fragmentos.

A área mais rica em espécies foi o fragmento F3, com registro de sete espécies, sendo também a área com maiores capturas, com 26 registros. Destes registros, grande parte (46,1%) foram da espécie mais abundante no estudo *M. demerarae*. Já as áreas menos ricas foram os fragmentos F2, F6 e F10, com registro apenas de *M. demerarae*, *D. albiventris* e *D. marsupialis* respectivamente. As áreas com menor número de registros foram as F6 e F10, com apenas dois indivíduos registrados e a área F8, com registro de três indivíduos (Tabela 6.1).

Tabela 6.1 – Lista das espécies de pequenos mamíferos capturados durante o estudo, excluindo os dados da matriz de pastagem, com seus respectivos dados de massa corporal, uso do estrato vertical e sucesso de captura nos diferentes tamanhos de fragmentos amostrados.

Taxon	Massa corporal (g) média ± desvio p.	Estrato vertical	Tamanho e amostragem das áreas estudadas													Total de indivíduos capturados por espécie	
			F1 4,2 ha	F2 4,6 ha	F3 7 ha	F4 7 ha	F5 19 ha	F6 32 ha	F7 45 ha	F8 75 ha	F9 85 ha	F10 96 ha	F11 174 ha	F12 775 ha	F13 1003 ha		F14 1157 ha
Ordem DIDELPHIMORPHIA																	
Familia Didelphidae																	
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	400,7 ± 301,73	Escansorial	3	0	0	2	0	2	0	0	1	0	2	0	0	0	10
<i>Didelphis marsupialis</i> (Linnaeus, 1758)	524,17 ± 330,09	Escansorial	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3	0	0	5
<i>Marmosa micoureus demerarae</i> (Thomas, 1905)	131,85 ± 114,19	Escansorial	1	9	12	2	1	0	1	0	6	0	0	1	0	6	40
<i>Marmosa murina</i> (Linnaeus, 1758)	31,56 ± 26,33	Escansorial	0	0	2	0	2	0	1	0	1	0	0	0	3	0	9
<i>Marmosops noctivagus</i> (Tschudi, 1845)	49,15 ± 22,96	Escansorial	1	0	6	1	0	0	1	0	2	0	0	2	0	0	19
<i>Metachirus nudicaudatus</i> (E. Geoffroy, 1803)	288	Terrestre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Ordem RODENTIA																	
Familia Cricetidae																	
Subfamilia Sigmodontinae																	
<i>Calomys callosus</i> (Renger, 1830)	25.45	Terrestre	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1841)	52	Terrestre	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Oligoryzomys</i> sp.	23,5 ± 3,04	Terrestre	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Oecomys bicolor</i> (Thomas, 1860)	19,33 ± 5,13	Escansorial	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	3
<i>Oecomys roberti</i> (Thomas, 1904)	44,8 ± 15,82	Escansorial	0	0	3	1	1	0	0	2	0	0	3	1	1	0	13
Familia Dasyproctidae																	
<i>Dasyprocta azarae</i> (Linchtenstein, 1823)	790	Terrestre	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Familia Muridae																	
<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758)	106	Arboricola	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Familia Echimyidae																	
Subfamilia Eumysopinae																	
<i>Proechimys</i> gr. <i>longicaudatus</i>	165	Terrestre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Total de indivíduos capturados por fragmento			7	9	26	6	4	2	5	3	11	2	5	6	4	9	108
Riqueza Total			4	1	7	4	3	1	5	2	5	1	2	5	2	2	4

Quanto ao uso do estrato vertical, espécies escansoriais estiveram presentes em todos os fragmentos e tiveram o maior número de registros e as espécies terrestres, apesar de pouco ocorrentes, foram encontradas nas três classes de tamanho de fragmentos. Foi efetuado apenas um registro de *R. rattus*, aqui considerado arborícola por ser capturado no sub-bosque (Tabela 6.1).

A curva de rarefação e acumulação de espécies, tanto em função do número de indivíduos coletados quanto em função do número de áreas amostradas não atinge uma assíntota, de modo que mais dias de amostragens ou fragmentos seriam necessários para estabilizar as curvas. No entanto é possível observar um incremento gradativo de espécies até a quarta área amostrada e por volta de 30 indivíduos capturados, sendo que a curva do coletor permanece estável até a décima área amostrada e 70 indivíduos capturados, a partir do qual começa a aumentar novamente (Figura 6.1).

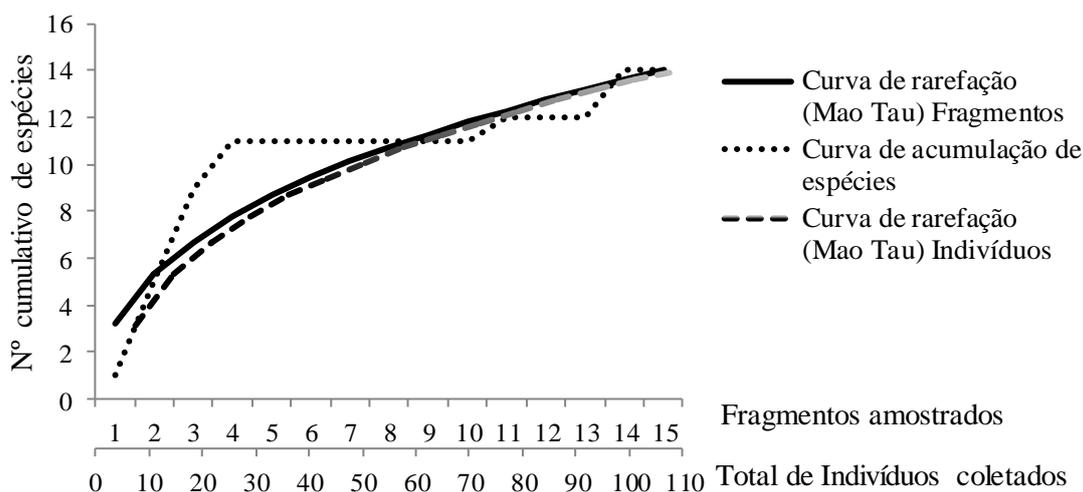


Figura 6.1 – Curvas de rarefação e acumulação de espécies em função do número de fragmentos amostrados e do total de indivíduos coletados para as 15 áreas estudadas.

6.3.2 – Efeitos das características físicas e ambientais na comunidade de pequenos mamíferos

Antes da realização de todas as análises foram verificadas todas as premissas necessárias. Os dados de tamanho das áreas dos fragmentos foram logaritimizadas, considerando que não foram normais e apresentaram uma grande variância. Na correlação de Pearson considerando o ponto de corte 0.8, para todas as variáveis, apenas a variável TC – número de troncos caídos apresentou forte correlação com a cobertura

do dossel (Correlação de Pearson = 0,87) além de ser a única a apresentar autocorrelação espacial (Mantel $r = 0,262$; $p = 0,028$) dentre o conjunto de variáveis ambientais analisadas. Assim, essa variável foi excluída do modelo.

6.3.2.1 – Composição das espécies de pequenos mamíferos

Considerando apenas as variáveis ambientais de todas as áreas, o primeiro eixo da PCA explicou 59,5% da variação dos dados e ao ser utilizado para compor o gráfico composto relacionado aos dados de abundância relativa de cada espécie encontrada pode-se observar que *D. marsupialis* foi ocorrente somente em áreas mais heterogêneas (extremo direito do primeiro eixo da PCA), ao passo que *R. rattus*, *D. azarae*, *C. callosus* e *Oligoryzomys* sp. foram encontrados principalmente em habitats menos heterogêneos. As espécies *M. demerarae*, *O. roberti* e *M. murina* foram encontrados ao longo dos dois extremos do gradiente (Figura 6.2).

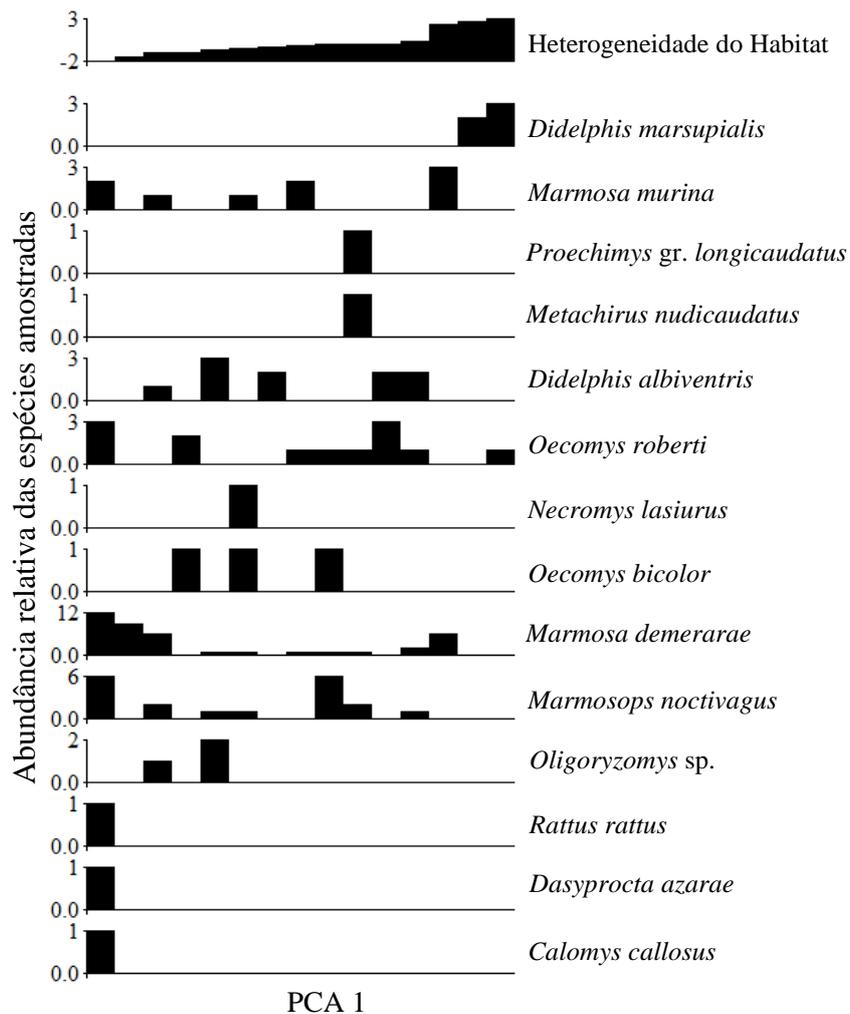


Figura 6.2 – Distribuição das 14 espécies de pequenos mamíferos registradas ao longo do primeiro eixo da análise de componentes principais (PCA), de forma a representar

um eixo de heterogeneidade ambiental, formado pelas seguintes variáveis ambientais: cobertura do dossel (CD), número de árvores (NA) e abertura do sub-bosque (ASub).

Quando considerado apenas as variáveis físicas de todas as áreas, o primeiro eixo da PCA explicou 46,6% de toda variação dos dados. Ao ser utilizado para compor o gráfico de ordenação direta, relacionado aos dados de abundância relativa de cada espécie, observa-se que *P. gr. longicaudatus* e *M. nudicaudatus* foram ocorrentes preferencialmente em áreas mais heterogêneas, enquanto *R. rattus*, *D. azarae*, *C. callosus* e *Oligoryzomys* sp. foram encontrados principalmente na área menos heterogênea. Fato semelhante foi observado quando se considerou o gradiente formado pelas variáveis ambientais. As espécies *M. demerarae*, *O. roberti* e *M. noctivagus* foram encontrados ao longo dos dois extremos do gradiente (Figura 6.3).

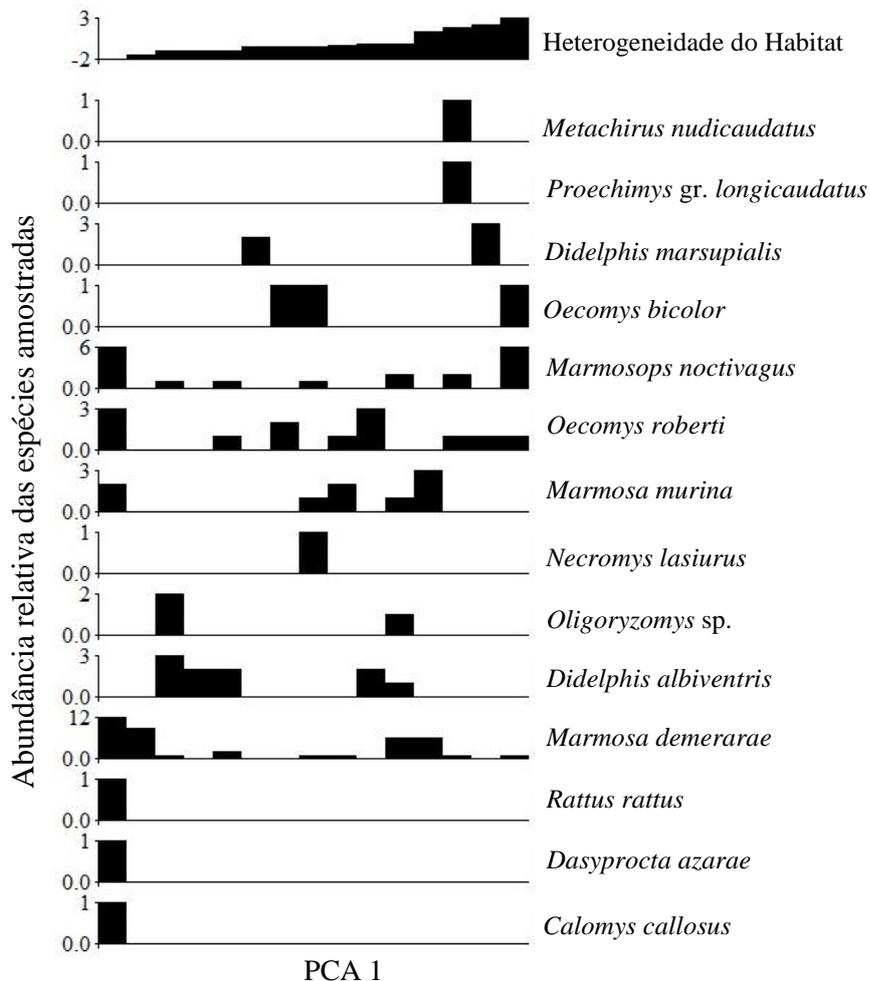


Figura 6.3 - Distribuição das 14 espécies de pequenos mamíferos registradas ao longo do primeiro eixo da análise de componentes principais (PCA), de forma a representar um eixo de heterogeneidade ambiental, formado pelas seguintes variáveis físicas: Tamanho da área (TA log[x]), índice de forma (IF), qualidade da matriz (MA), Buffer (BF) e idade do fragmento (ID).

Para os dados do conjunto de variáveis ambientais na análise BIO-ENV entre as variáveis preditoras e dados de composição das espécies, a variável que melhor explica a variação da comunidade foi a abertura do sub-bosque (ASub), com correlação de 0,40, seguido pelo modelo que acrescenta a variável Número de Árvores (NA) com correlação de 0,30. Para as variáveis físicas, foi encontrada correlação muito baixa para todas as variáveis (Tabela 6.2).

Tabela 6.2 – Sumário estatístico da análise de BIO-ENV para as variáveis preditoras e dados de composição das espécies em 14 fragmentos amostrados

Modelo*	Tamanho	Correlação
Variáveis ambientais		
Asub	1	0,4012
Asub + NA	2	0,3030
CD + ASub + NA	3	0,2415
SER CX + CD + ASub + NA	4	0,2226
Variáveis físicas:		
ID	1	0,0133
BF + ID	2	0,0232
BF + MA + ID	3	0,0230
TA log+ BF + MA + ID	4	-0,0389
Tal log + IF+ BF + MA + ID	5	-0,077

*ASub – abertura do sub-bosque; NA – número de árvores; SER CX – volume da serapilheira medida na caixa graduada; CD – cobertura do dossel; TA log – tamanho da área, IF – índice de forma; MA – qualidade da matriz; BF – *Buffer*; e ID – idade do fragmento)

Os três eixos da análise de coordenadas principais (PCoA) explicaram 74,5% da variação dos dados para a composição das espécies quanto as áreas amostradas, sendo que sozinho, o primeiro eixo apresentou 30% de explicação. Houve pouca agregação das áreas, evidenciando a fraca correlação dos padrões da composição das espécies com as áreas amostradas. As áreas com maior padrão de agregação foram F15 e F14 e F8, em função da ocorrência e abundância comuns de *M. demerarae* e *O. roberti* e as áreas F1 e F13, devido as capturas semelhantes de *M. demerarae*. As áreas mais isoladas, F11 e F12, deve-se ao registro de *D. marsupilais*, exclusivo destas áreas (Figura 6.4).

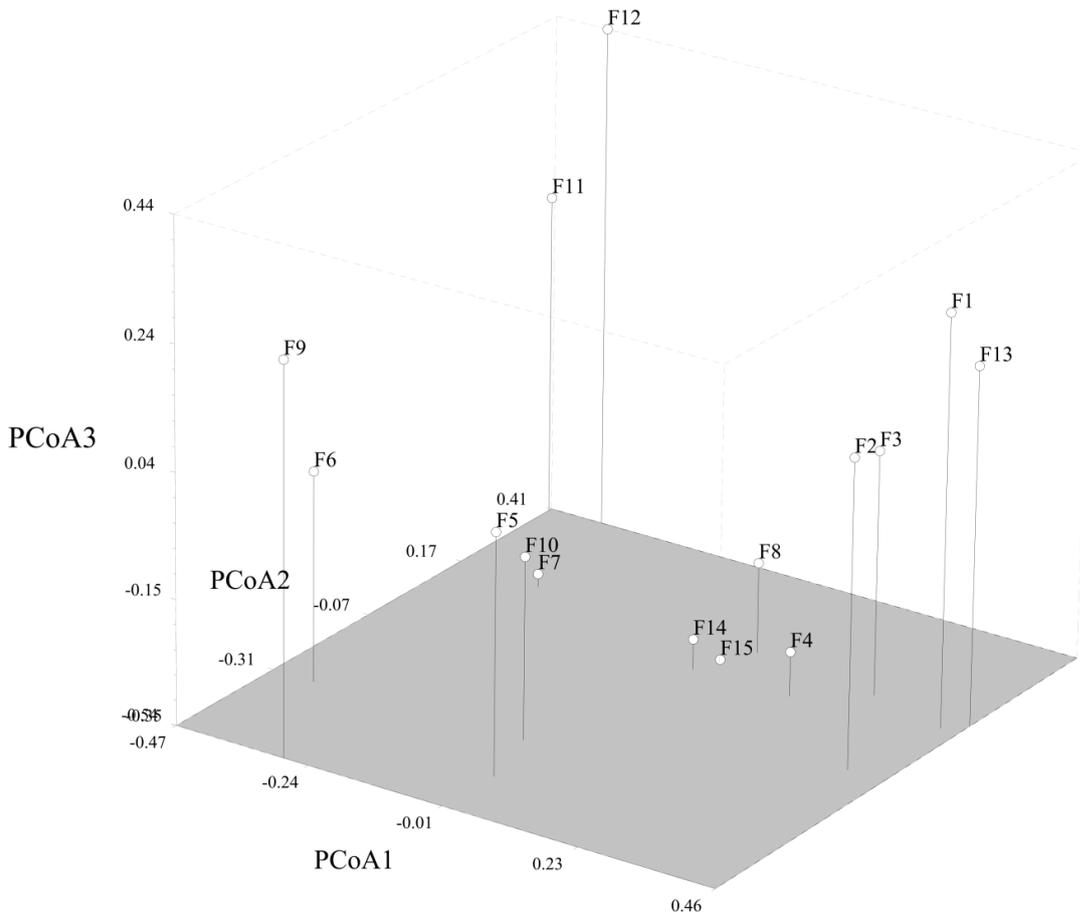


Figura 6.4 – Gráfico representativo das ordenações da PCoA, baseado na matriz de similaridade em função da composição de espécies nas áreas amostradas.

6.3.2.2 – Riqueza e abundância de pequenos mamíferos

Pelo teste de regressão múltipla do conjunto das variáveis físicas (TA log, IF, BF, MA e ID) não foi encontrada relação tanto com a riqueza das espécies registradas ($R^2 = 0,492$; $F_{5,9} = 1,748$; $p = 0,219$), quanto o total de pequenos mamíferos capturados ($R^2 = 0,473$; $F_{5,9} = 1,618$; $p = 0,249$).

Nas análises de seleção dos 50 modelos aproximados gerados (AICc) das variáveis físicas e ambientais em separado, com 50 modelos gerados, os resultados da avaliação da relação das variáveis ambientais apontam a variável Cobertura do Dossel (CD) como explicativa para a riqueza de espécies, e a variável Número de árvores (NA) explicativa para o total de indivíduos capturados, (Tabela 6.4; Tabela 6.5). Quando avaliado a relação das variáveis físicas, somente a variável Idade do fragmento (ID) foi selecionada na explicação da riqueza e para a explicação do total de pequenos

mamíferos capturados foi selecionado o modelo do conjunto das variáveis Índice de forma (IF), Matriz (MA) e idade do fragmento (ID) (Tabela 6.4; Tabela 6.5).

Essas variáveis selecionadas foram submetidas à GLM, sendo que Cobertura do Dossel (CD) e Número de árvores (NA) apresentaram relação significativa para riqueza e total de espécimes coletados, respectivamente (Tabela 6.3). Já para as variáveis físicas, apenas a variável Idade (ID) permaneceu com relação significativa para a riqueza e total de pequenos mamíferos capturados, com a IF e MA não significativas (Tabela 6.3).

Tabela 6.3 – Sumário estatístico do Modelo linear generalizado (GLM) das variáveis dependentes (riqueza e total de pequenos mamíferos capturados) para as variáveis independentes ambientais (CD – Cobertura do dossel; NA – Número de árvores) e físicas (ID – Idade do fragmento; IF – índice de forma; MA – estrutura da matriz) selecionadas, de acordo com o critério AICc. Valores significativos são destacados em negrito.

Variáveis dependentes	Variáveis independentes			
	Variáveis ambientais		Variáveis Físicas	
	CD	ID	IF	MA
Riqueza de espécies	b = 0,068	b = -0,057		
	t = 2,143	t = -2,521		
	p = 0,051	p = 0,025		
Total de pequenos mamíferos capturados	b = 0,204	b = -0,075	b = 0,563	b = -0,244
	t = 2,903	t = -3,103	t = 1,834	t = -1,356
	p = 0,012	p = 0,010	p = 0,093	p = 0,202

Tabela 6.4 – Seleção de modelos pelo método AICc baseada no conjunto de variáveis ambientais e físicas das 15 áreas analisadas. São evidenciados para cada modelo, os valores de AIC corrigidos (AICc), as diferenças do AICc para o melhor modelo ($\Delta AICc$) e peso Akaike (w_i). Foram listados apenas os modelos que tiveram $\Delta AICc < 3$.

Variável resposta	Modelo	Modelo*	AICc	$\Delta AICc$	w_i
Variáveis ambientais					
Riqueza de espécies	1	Cobertura do Dossel	59,48453	0,000	0,2476
	2	Estrutura Horizontal	60,12266	0,63813	0,1799
	3	Número de árvores	61,81301	2,32848	0,0773
	4	Cobertura do Dossel + Abertura do Sub-bosque	61,96038	2,47585	0,0718
	5	Serap. Caixa + Cobertura do Dossel	62,41006	2,92553	0,0573
Total de indivíduos capturados	1	Número de árvores	89,58651	0,000	0,4630
	2	Serap. Caixa + Número de árvores	91,42362	1,83711	0,1848
	3	Cobertura de dossel + Número de árvores	92,12991	2,5434	0,1298
	4	Abertura do Sub-bosque + Número de árvores	92,51709	2,93058	0,1069
Variáveis físicas					
Riqueza de espécies	1	Idade	58,78569	0,000	0,2579
	2	Índice de Forma + Idade	60,65262	1,86693	0,1014
	3	Matriz + Idade	60,85968	2,07399	0,0914
	4	Tamanho + Idade	61,73739	2,9517	0,0589
Total de indivíduos capturados	1	Índice de Forma + Matriz + Idade	90,79921	0,000	0,2495
	2	Índice de Forma + Idade	91,03553	0,23632	0,2217
	3	Tamanho + Índice de Forma + Idade	92,20033	1,40112	0,1238
	4	Idade	92,32794	1,52873	0,1162
	5	Matriz + Idade	93,32808	2,52887	0,0704

Tabela 6.5 – Propriedades das variáveis analisadas em todos os modelos dispostos na seleção AICc evidenciando a estimativa dos coeficientes médios (β); variância absoluta dos coeficientes médios; número do melhor modelo escolhido para cada variável preditora e importância relativa de cada variável preditora (Σw_i).

Variáveis predictoras*	β	Variância absoluta	Número de modelos	Importância (Σw_i)
Variáveis Ambientais				
Riqueza de espécies				
Dossel	$2,98 \times 10^{-2}$	$1,63 \times 10^{-3}$	8	0,4617
Estrutura horizontal	$5,67 \times 10^{-3}$	$8,53 \times 10^{-5}$	8	0,3583
Número de árvores	$1,59 \times 10^{-2}$	$6,69 \times 10^{-4}$	8	0,2123
Serapilheira caixa	$-2,96 \times 10^{-6}$	$1,11 \times 10^{-11}$	8	0,1824
Total de indivíduos capturados				
Número de árvores	$2,09 \times 10^{-1}$	$3,31 \times 10^{-3}$	8	0,9855
Serapilheira Caixa	$-2,54 \times 10^{-5}$	$2,27 \times 10^{-9}$	8	0,2647
Dossel	$-5,64 \times 10^{-3}$	$1,60 \times 10^{-4}$	8	0,2051
Estrutura Horizontal	$1,15 \times 10^{-3}$	$9,79 \times 10^{-6}$	8	0,1773
Variáveis Físicas				
Riqueza de espécies				
Idade	$-3,91 \times 10^{-2}$	$1,27 \times 10^{-3}$	16	0,6587
Índice de Forma	8,93E-02	$2,91 \times 10^{-2}$	16	0,2514
Matriz	$4,87 \times 10^{-2}$	$9,03 \times 10^{-3}$	16	0,2491
Tamanho	$-4,01 \times 10^{-3}$	$5,12 \times 10^{-4}$	16	0,1851
Buffer	$-6,49 \times 10^{-5}$	$9,85 \times 10^{-8}$	16	0,1653
Total de indivíduos capturados				
Idade	$-7,39 \times 10^{-2}$	$3,32 \times 10^{-4}$	16	0,9954
Índice de Forma	$4,04 \times 10^{-1}$	$9,70 \times 10^{-2}$	16	0,7255
Matriz	$-9,23 \times 10^{-2}$	$1,68 \times 10^{-2}$	16	0,4113
Tamanho	$-1,71 \times 10^{-2}$	$1,43 \times 10^{-3}$	16	0,2192
Buffer	$-1,07 \times 10^{-4}$	$7,78 \times 10^{-8}$	16	0,1439

* As variáveis e seus métodos são descritos na seção Metodologia Geral.

As mesmas variáveis ambientais e físicas significativas para a GLM foram submetidas à análise de regressão. Para as variáveis físicas, a riqueza de espécies foi significativa e negativamente correlacionada com a idade do fragmento (ID) ($R^2 = 0,342$; $F_{1,13} = 6,769$; $p = 0,021$). O mesmo foi verificado para o total de pequenos mamíferos capturados ($R^2 = 0,306$; $F_{1,13} = 5,744$; $p = 0,032$). (Figura 6.6)

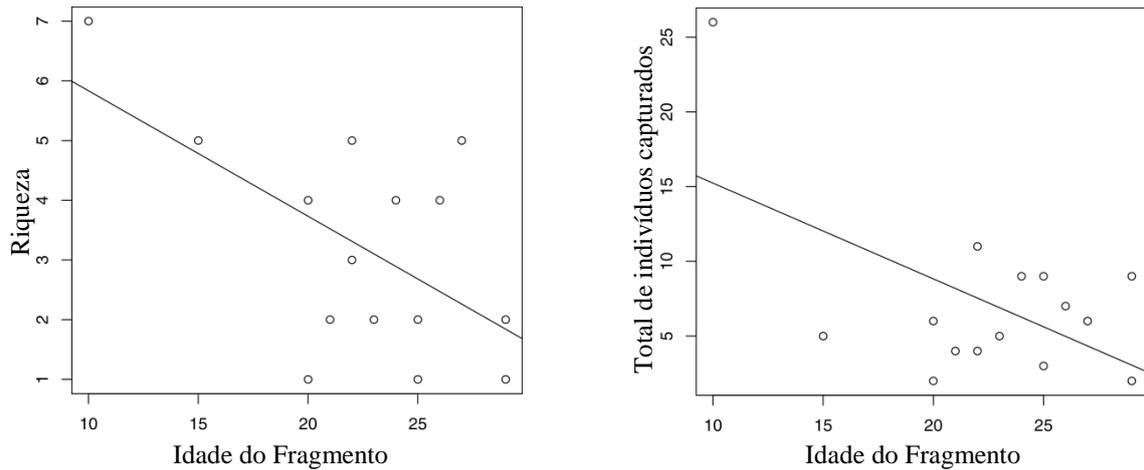


Figura 6.5 – Relações do efeito da idade do fragmento (ID) sobre a riqueza de espécies e o total de indivíduos capturados no estudo.

Para as variáveis ambientais, a cobertura do dossel (CD) foi positivamente correlacionada e significativa com a riqueza de espécies ($R^2 = 0,246$; $F_{1,13} = 4,25$; $p = 0,059$) e o número de árvores (NA) significativo e positivamente correlacionado com o total de pequenos mamíferos capturados ($R^2 = 0,306$; $F_{1,13} = 5,752$; $p = 0,032$) (Figura 6.7).

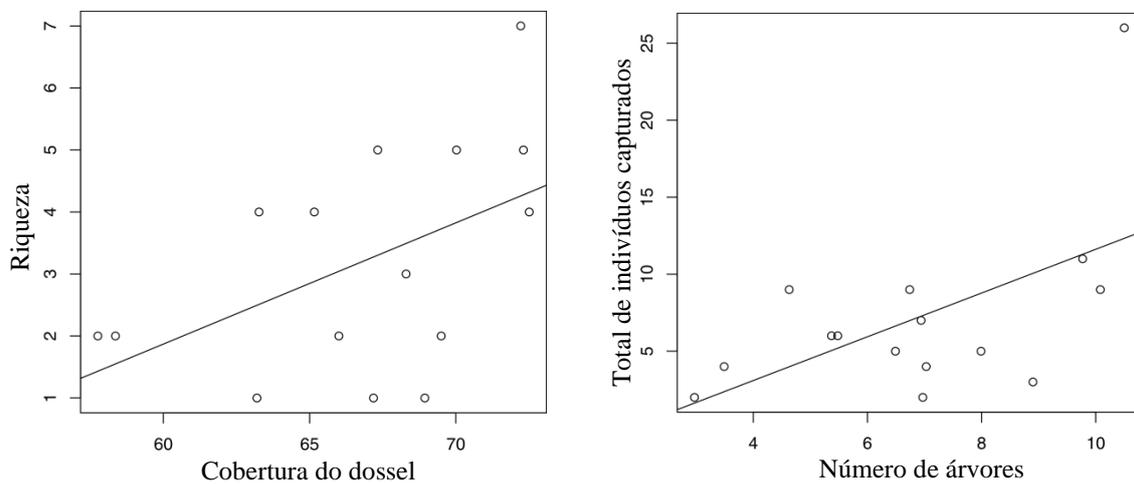


Figura 6.6 – Relações do efeito da cobertura do dossel (CD) sobre a riqueza de espécies e do número de árvores (NA) sobre o total de indivíduos capturados no estudo.

6.5 – Discussão

Com um histórico de ocupação de mais de 30 anos, é evidente na área de estudo a presença de poucos remanescentes florestais. Os resultados encontrados apontam que a atual realidade da região e dos fragmentos, com o elevado uso da terra, bem como as alterações antrópicas advindas das atividades agropecuárias, pode afetar a fauna de pequenos mamíferos. Comparado com o estudo de Santos-Filho *et al.* (2012) no mesmo tipo de vegetação e matriz, que registrou 26 espécies e sucesso de captura de 2,4%, o número de espécies e o sucesso de captura encontrados neste estudo é menor. Esta diferença pode ser em decorrência não só ao menor esforço amostral e menor quantidade de áreas amostradas, mas também devido à metodologia de amostragem, utilizando somente do uso de armadilhas convencionais de captura de pequenos mamíferos, não tendo sido utilizado *pitfall traps*. Em estudos nas regiões de savana amazônica (Cordeiro, 1999) e amazônia central (Borges, 2007), já foi obtido sucesso de captura de 1%, com esforço amostral semelhante ao deste estudo. Valores menores são encontrados quando a área é afetada pelo fogo (Santos, 2008). Assim, apesar dos valores apresentados nas curvas de rarefação, não estabilizadas, indicarem que as áreas são mais ricas do que o número amostrado, (sendo necessárias mais amostragens) os dados encontrados neste estudo podem ser considerados demonstrativos da realidade da região, já que também se assemelha a número de espécies encontrados por Sawaris (2008) em um levantamento na mesma localidade de estudo.

Há maior riqueza de roedores em fragmentos do que de marsupiais, como observado em estudos na área de transição Amazônia-Cerrado (Santos, 2008) e mais expressivamente na Mata Atlântica (Pardini, 2001; Pardini *et al.*, 2005; Umetsu, 2005; Umetsu e Pardini, 2007), onde os roedores também foram o grupo mais abundante. No entanto nesse estudo o número de indivíduos amostrados de marsupiais foi maior, principalmente em função do grande número de amostras de *M. demerarae*. As abundâncias de marsupiais em fragmentos amostrados também têm sido maiores em outros estudos na Amazônia (Malcolm, 1997; Santos-Filho *et al.*, 2008a; Borges, 2007; Santos-Filho *et al.* 2012) e Mata Atlântica (Fonseca, 1989).

É importante notar que mais de 70 % das espécies registradas foram encontradas nos fragmentos, embora somente uma área controle tenha sido amostrada. Essa preferência reflete não só as características da amostragem, como também a questão da presença de espécies que se adaptam às áreas fragmentadas. No entanto, cabe ressaltar

que um maior número de amostragens em áreas contínuas pode ser necessário para o registro de espécies exclusivas de habitats mais preservados além da amostragem de espécies que aqui foram exclusivas de fragmentos, como *D. albiventris*, *M. nudicaudatus*, *C. callosus* e *P. gr. longicaudatus*, já que há registros destas espécies em áreas controle por Santos-Filho *et al.* (2008a) em áreas de mesma fitofisionomia deste estudo.

Apesar disso os fragmentos pequenos, embora mais expostos aos efeitos de borda (Bennett e Saunders, 2010), apresentam-se como refúgios da fauna de pequenos mamíferos (Fonseca e Robinson, 1990; Turner e Corlett, 1996; Malcolm, 1997; Pardini, 2001; Viera *et al.*, 2003). Assim, o elemento mais importante para a conservação das espécies tem sido não somente a área, mas também a presença de habitats remanescentes (Umapathy e Kumar, 2000; Lambert *et al.*, 2006; Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009).

Nos fragmentos foi observada maior ocorrência de espécies escansoriais. Sabe-se que em áreas fragmentadas, as mudanças na vegetação devidas às mudanças influenciadas pelo efeito de borda, podem em parte favorecer o aumento da quantidade de lianas, árvores de crescimento rápido e outras trepadeiras, e assim contribuir para o uso do estrato vertical (Malcolm, 1991; Lambert *et al.*, 2006; Lopes, 2007).

Nesse sentido, a ausência de espécies exclusivas da área controle pode ser um indício de que o conjunto de pequenos e médios fragmentos restantes, embora isolados pela pastagem degradada, contém o mínimo de habitat disponível para manter a diversidade regional até o momento. Santos-Filho *et al.* (2012) encontrou espécies específicas das áreas controle, demonstrando o valor destas áreas para a manutenção de espécies exclusivas, mas ressaltam que grande parte das espécies encontradas também esteve presente em áreas com até 100ha. Na Mata Atlântica, Vieira *et al.* (2003) apontam que a abundância de pequenos mamíferos em fragmentos pode ser dez vezes superior a encontrada em floresta contínua. Outro fator que pode ser explicativo da presença de pequenos mamíferos em áreas contínuas é o equilíbrio proporcionado pela maior quantidade de mesopredadores e predadores topo (Terborgh *et al.*, 2001).

De fato, o grande número de capturas em áreas fragmentadas que permitiu esse resultado se referem principalmente às espécies *M. demerarae*, *M. noctivagus*, *D. albiventris* e *O. roberti*, consideradas capazes de se adaptar aos ambientes sobre efeito de borda (Capítulo 1; Lambert *et al.* 2006; Santos, 2008; Santos-Filho *et al.*, 2008a). Se

considerar os indivíduos de *N. lasiurus*, que foram capturados na matriz de pastagem (Capítulo 1) o número de capturas em fragmentos é ainda maior.

R. rattus é uma espécie invasora, cuja presença é diretamente relacionada à presença de casas próximas aos fragmentos (Olifiers *et al.*, 2005; Umetsu, 2005) e sua presença pode ser negativa para as espécies nativas (Myers *et al.* 2000; Shanker 2001; Ganzhorn 2003). Mesmo que tenha sido efetuado somente um registro, a área F3 foi a única que apresentava uma casa adjacente ao fragmento. A capacidade desta espécie ocupar o interior das florestas (Lehtonen *et al.* 2001; Langone, 2007) explica a sua coleta na porção interior da área (300m da borda). A coleta de *D. azarae* pode ser considerada acidental, já que é rara sua captura com os tipos de armadilhas convencionais de pequenos mamíferos (Santos-Filho, 2005). Este único registro efetuado deu-se com uma ratoeira, com um indivíduo jovem capturado, dada a grande quantidade de indivíduos desta espécie observada no fragmento (Obs. pessoal).

As espécies com maiores números de capturas apresentaram-se bem distribuídas nas áreas em termos de heterogeneidade do habitat, deixando evidente sua capacidade de se adaptar a diferentes tipos de condições. O fato de *D. marsupialis* preferir os habitats considerados mais heterogêneos, seja com as variáveis físicas e ambientais analisadas em conjunto ou para com somente as variáveis ambientais, confirma o encontrado por Santos-Filho *et al.* (2008a), que a considera uma espécie especialista de habitat. Porém outros autores consideram essa espécie generalista (Malcolm, 1991; Offerman *et al.*, 1995), capaz de viver em ambientes urbanos (Emmons e Feer, 1999) e não afetada pelos efeitos da fragmentação (Offerman *et al.*, 1995). Aqui, seu registro também em áreas menos heterogêneas, observado na ordenação direta que considera apenas as variáveis físicas, pode ser um indício da sua capacidade de habitar locais alterados, apesar da sua preferência por florestas (Rossi *et al.*, 2006).

Pela baixa amostragem de *D. azarae*, *R. rattus* e *C. callous*, pouco se pode afirmar quanto sua preferência por habitats menos heterogêneos. O mesmo pode-se afirmar para *M. nudicaudatus* e *P. gr. longicaudatus* quanto à preferência em áreas mais heterogêneas na ordenação direta que considera apenas as variáveis físicas. Porém, dados da biologia de *D. azarae*, *C. callosus* e *R. rattus* confirmam sua capacidade de viver em ambientes alterados (Emmons e Feer, 1999; Stenseth *et al.*, 2003; Oliveira e Bonvicino, 2006; Santos-Filho *et al.*, 2008a).

O registro de *M. demerarae* em praticamente todas as áreas deixou claro sua capacidade de ocupar os mais variados tipos de ambientes. Vários estudos têm

registrado esta espécie como a mais abundante nos fragmentos em diversas regiões do Brasil (Borges, 2007; Aragona, 2008; Santos, 2008; Santos-Filho *et al.*, 2012) sendo que sua plasticidade deve-se a capacidade de viver em diversos tipos de habitats (generalista), da borda para o interior dos fragmentos (Santos-Filho, 2005; Capítulo 1). É resistente aos efeitos do tamanho e isolamento dos fragmentos (Borges, 2007; Lambert *et al.*, 2006) e capaz de migrar entre as áreas, suportando os efeitos negativos da matriz de pastagem (Pires *et al.* 2002), sendo tratada por Offerman *et al.* (1995) como uma espécie que responde positivamente à fragmentação. Foi a única espécie encontrada na área F1, com grande quantidade de fêmeas em reprodução. Esse fator foi um dos responsáveis pelos suas maiores densidades em áreas menos heterogêneas, já que essa área apresentou os menores valores de heterogeneidade ambiental.

M. noctivagus também aparece em praticamente todos os níveis de heterogeneidade de habitat, com maiores densidades principalmente em áreas menos heterogêneas e encontrada nos extremos do gradiente de heterogeneidade, quando consideradas as variáveis físicas das áreas. Tal espécie apresenta hábitos generalistas (Capítulo 1), e sua plasticidade também é corroborada por Santos-Filho *et al.* (2008a) que registrou uma distribuição homogênea desta espécie tanto nas áreas de borda quanto no interior dos fragmentos. Aqui apresentou grande número de capturas tanto na área controle quanto na área mais rica (F3).

Outra espécie que se mostrou capaz de ocupar os extremos do gradiente de heterogeneidade de habitats foi *O. roberti*. Essa espécie é capaz de ocupar da matriz até as porções mais interiores dos fragmentos (Capítulo 1, Santos-Filho *et al.*, 2008a), tem preferência por locais com grande quantidade de lianas (Emmons e Feer, 1999) e podem responder positivamente ao aumento da biomassa de insetos (Lambert *et al.*, 2006). Em um estudo de revisão, Offerman *et al.* (1995) considera que uma espécie do mesmo gênero, *O. paricola*, não é afetada pelos efeitos gerais da fragmentação.

Em relação a influência das variáveis analisadas, o procedimento BIO-ENVI revela que a abertura do sub-bosque (ASub) foi a principal variável preditora da variação da estrutura da comunidade quando considerado as variáveis ambientais. A correlação positiva apresentada (0,40) reforça o achado de que áreas com sub-bosque mais aberto são mais propícias para a comunidade de pequenos mamíferos estudada. Para quirópteros, dados registrados na Mata Atlântica por Faria (2002), revelam que estes foram mais diversos quando há cobertura parcial do dossel e menor densidade no sub-bosque. Já os resultados de Lambert *et al.*, (2006) para estudos na Amazônia,

revelam relações negativas entre pequenos mamíferos, abertura de sub-bosque e densidade de caules lenhosos no sub-bosque. Esses mesmos autores ressaltam a importância e carência de estudos sobre a associação de habitat com pequenos mamíferos, que venha a revelar padrões para as espécies amazônicas.

Buffer (BF) + Idade (ID) foi selecionada em grande parte da análise de BIOENV como importante para composição de espécies, apesar da fraca correlação encontrada entre as variáveis físicas. As variáveis *Buffer* e a Idade são importantes componentes para a distribuição de espécies em fragmentos. Enquanto o *Buffer* se relaciona com a quantidade de habitats disponíveis ao redor que pode auxiliar na movimentação de espécies entre fragmentos (Arroyo-Rodrigues e Dias, 2009; Albuquerque, 2010), a Idade, pode agir como fator chave na extinção de espécies se estes forem isolados (Saunders *et al.*, 1991; Torre e Diaz, 2004), ou pode ser favorável quando há fluxo constante (DeGama-Blanchet e Fedigan, 2005).

As distintas características do habitat, bem como os diferentes graus de riqueza das áreas amostradas pode ter sido o principal componente que contribuiu para a pouca agregação das áreas e fraca correlação dos padrões da composição das espécies.

A seleção de modelos e posteriormente a GLM e regressão, indicou a idade do fragmento como principal fator correlacionado a riqueza e total de pequenos mamíferos capturados, o que reforça o achado pelo procedimento BIO-ENV. Porém aponta para uma relação negativa.

Saunders *et al.* (1991) elucida que a presença das espécies em remanescentes não garante sua persistência ali, sendo obrigatório que ocorra recrutamento e reproduções bem sucedidas. Nesse contexto, diversos estudos apontam que quando há um maior grau de isolamento, com o passar do tempo as espécies ficam mais vulneráveis a extinção (Turner e Corlett, 1996; Bolger, 1997), expostas aos efeitos da deriva genética (Mills, 1995; Lacy, 1997; Berry *et al.*, 2005; Frankham *et al.*, 2008), fogo (Torre e Dias, 2004) e parasitismo (Koh *et al.*, 2004). Segundo Barros (2007), certas espécies de pequenos mamíferos tendem a criar populações isoladas, devido às suas limitadas habilidades de movimentação e sobrevivência fora das manchas de seu habitat.

Assim, pode ocorrer ao longo dos anos o efeito de relaxamento de espécies (Bennett e Saunders, 2010), sobretudo quando a matriz é inóspita e favorece o isolamento (Triantis e Bhagwat, 2011). Ewers e Didham (2006) são mais específicos quanto a isto, pois afirmam que quando há correlações negativas entre a riqueza de

espécies e a idade do fragmento, medida desde seu isolamento, ocorre o fenômeno de débito de extinção. Esse débito representa o intervalo de tempo entre o processo de perda de habitat e um eventual colapso das populações (Cowlshaw, 1999; Kuussaari *et al.*, 2009) e gradativo relaxamento das espécies (Brooks *et al.*, 1999). Nas áreas pequenas, o efeito da idade pode ser ainda mais expressivo (Ferraz *et al.*, 2003; Bennett e Saunders, 2010) já que são também sujeitos a efeitos de aglomeração e competição (Debinski e Holt; 2000; Arroyo-Rodríguez e Dias, 2009).

Além do tempo de isolamento das áreas (30 anos), essas hipóteses parecem se confirmar quando é considerado a realidade da área de estudo com o resultado de influência negativa da idade dos fragmentos. Ao contrário dos estudos realizados na Mata Atlântica (Pardini, 2001; Pardini *et al.*, 2005; Umetsu; 2005; Martin, 2010) e na Amazônia (Offerman *et al.*, 1995; Malcolm, 1997; Gascon *et al.* 1999), cuja matriz circundante apresentava algum estágio de regeneração e por isso podia favorecer o fluxo das espécies (Malcolm, 1991), aqui todos os fragmentos amostrados encontravam-se inseridos em matriz de pastagem com constante uso para a pecuária de corte.

A matriz de pastagem é considerada o tipo de uso da terra mais impactante para a biodiversidade amazônica (Peres *et al.*, 2010) Trabalhos realizados nesse mesmo tipo de matriz, revelam padrões de mudanças na composição, diminuição na riqueza, e abundância de espécies em fragmentos sujeitos a pressão de pastejo e fogo (Vieira *et al.*, 2003; Cerveira; 2005; Pedó, 2005; Gheler-Costa, 2006), e evidenciam a qualidade da matriz de pastagem como o principal fator determinante da riqueza de espécies (Santos-Filho *et al.*, 2012).

A variável tamanho por si só não foi selecionada pelo modelo e relacionada com a riqueza e o total de indivíduos capturados. Esse resultado de ausência de relação com o tamanho tem se repetido em outros estudos com mamíferos (Vieira *et al.*, 2003; DeGama-Blanchet e Fedigan, 2005; Santos-Filho *et al.* 2012; Borges, 2007). Novos estudos em ecologia de paisagens tem revelado que mais do que o tamanho em si, a qualidade dos habitats disponíveis é fator determinante para a existência de pequenos mamíferos, seja no interior das áreas fragmentadas, na borda e matriz circundante (Lambert *et al.*, 2006; Pinotti, 2010; Umetsu 2010; Santos-Filho *et al.*, 2012).

Os efeitos positivos das variáveis ambientais cobertura do dossel (CD) e número de árvores (NA), somado a correlação encontrada da abertura do sub-bosque deixam evidente o papel positivo da heterogeneidade do habitat para as espécies de pequenos mamíferos (Pardini, 2001; Pardini *et al.*, 2005). Parte desse efeito positivo é que a

folhagem mais densa e uma maior diversidade de espécies vegetais contribuem para a uma maior disponibilidade de recursos para a fauna (Malcolm, 2004). Para Torre e Dias (2004), as comunidades de pequenos mamíferos preferem habitats mais densos e com grande quantidade de cobertura vegetal, pois além da alimentação usam estes ambientes como estratégia anti-predação. Essa importância da cobertura do dossel e densidade de árvores tem sido registrada em outros estudos para pequenos mamíferos (Fitzgibbon, 1997; Finokiet, 2007; Lambert *et al.*, 2006) e primatas (Umapathy e Kumar, 2000). Do mesmo modo, Williams *et al.* (2002) encontrou que a complexidade da vegetação (medida relacionada ao desenvolvimento vertical dos estratos da vegetação), teve um forte efeito na composição de espécies de pequenos mamíferos nas florestas tropicais australianas.

Se levarmos em conta a relação negativa entre idade dos fragmentos e as espécies e a relação positiva das variáveis ambientais selecionadas, podemos inferir e ressaltar a importância da qualidade da matriz, presença de corredores e zonas tampão para a dispersão das espécies e fluxo das metapopulações entre as áreas; e a qualidade do habitat para garantir a persistência e manter a diversidade genética dos fragmentos ao longo do tempo, sendo que estudos que considerem o histórico de fragmentação são cada vez mais necessários para entender esse padrão (Pardini, *et al.*, 2005; Raheem *et al.*, 2009; Triantis e Bhagwat, 2011).

7. CONCLUSÕES GERAIS E CONSIDERAÇÕES

Esse estudo foi realizado em matriz do tipo pastagem com uso frequente e com algumas áreas onde o gado adentrava ao fragmento, favorecendo ainda mais os efeitos negativos da matriz. Para a maioria das espécies encontradas a matriz não é um hábitat utilizado como área de vida. As espécies que foram encontradas na matriz, foram consideradas pouco vulneráveis aos efeitos de borda. Dentre estas, somente *N. lasiurus* pode ser considerada como capaz de viver nela. Já *Oligoryzomys* sp., *O. roberti* e *M. noctivagus* podem ser capazes de se movimentar e utilizar tanto os recursos da matriz quanto do fragmento.

Grande parte das espécies, incluindo a com maior número de registros no estudo, *M. demerarae*, foram capazes de ocupar áreas da borda para o interior dos fragmentos, com exceção das áreas na matriz. Isto pode ser um indicativo que esta pode estar

influenciando na sua dispersão e pode estar assim, sujeitas a eventos de extinção ao longo do tempo.

Apesar do maior registro de espécies da borda para o interior dos fragmentos, não foram encontradas diferenças significativas para a riqueza e número de indivíduos do uso da matriz e as trilhas dos fragmentos. No entanto foram encontradas diferenças significativas entre as trilhas no interior dos fragmentos, com maiores densidades e riqueza nas áreas do interior, tornando evidente a preferência das espécies por áreas do interior menos sujeitas aos efeitos de borda.

A maioria das espécies apresentaram-se distribuídas nas as áreas em termos de heterogeneidade do habitat, deixando evidente sua capacidade de se adaptar a diferentes tipos de condições, sobretudo *M. demerarae*, *O roberti* e *M. noctivagus*, que foram encontradas nos dois extremos de heterogeneidade.

As variáveis ambientais que se relacionaram positivamente com riqueza de espécies (Cobertura de dossel) e total de indivíduos capturados (Número de árvores), bem como relacionadas com a mudança na composição da espécies (Abertura do sub-bosque), indicam a importância do habitat para a sobrevivência e manutenção das espécies, embora os efeitos negativos do tempo de isolamento (idade do fragmento) estejam atuando de forma significativa. Esse fato deixa claro a precisão de ações contra o desmatamento das áreas adjacentes e promoção do fluxo de espécies, já que essas áreas foram menos diversas de acordo com seu tempo de isolamento.

Dado o grau de desmatamento da região e uso da terra, esses resultados ressaltam a importância de se investigar como as comunidades e as espécies são afetadas por alterações do habitat. Indica também possíveis preditores a serem considerados na busca de respostas à fragmentação, desenvolvimento de ações e estratégias de conservação das espécies e dos habitats em que estão inseridas.

8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, H. G. 2010. Comunidade de mamíferos em uma paisagem fragmentada no município de Cachoeiras de Macacu, RJ. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Rio de Janeiro, RJ.

ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; MOUTINHO, P.; PACHECO, P.; DIAZ, M. D. C. V.; SOARES FILHO, B. 2004. Desmatamento na Amazônia: indo além da “emergência crônica”. Belém – PA: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia.

AMARAL, D.L.; FONZAR, B. C. Levantamento de Recursos Naturais. *In*: RADAMBRASIL – Folha SD 21. Cuiabá – Rio de Janeiro: MME, 1982.

ANTUNES, P. C. 2009. Uso de habitat e partição do espaço entre três espécies de pequenos Mamíferos simpátricos no Pantanal Sul-mato-grossense, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul – UFMS, Campo Grande.

AQUINO, F. G.; MIRANDA, G. H. B. 2008. Consequências ambientais da fragmentação de habitats no Cerrado. *In*: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds.) Cerrado: Ecologia e Flora. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica.

ARAGONA, M. 2008. História natural, biologia reprodutiva, parâmetros populacionais e comunidades de pequenos mamíferos não voadores em três habitats florestados do Pantanal de Poconé, MT. Tese de doutorado. Universidade de Brasília –UNB, Brasília, DF.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; DIAS, P. A. D.. 2009. Effects of Habitat Fragmentation and Disturbance on Howler Monkeys: A Review. *American Journal of Primatology* 71:1–16

BARLOW, J.; PERES, C. A. 2004. Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian Forests. *Ecological Applications*. 14(5): 1358-1373.

BARRETT, G. W.; PELES, J. D. (Ed). 1999. *Landscape Ecology of Small Mammals*. New York: Springer.

BARROS A. A. M. 2007. Efeitos da fragmentação de habitat sobre vertebrados habitat-especialistas na região metropolitana de Belém, Pará. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Pará – UFPA, Belém, PA.

BENNETT, A. F.; SAUNDERS, D. A. 2010. Habitat fragmentation and landscape change. *In*: SODHI, N. S.; EHRlich, P. R. (Ed.). *Conservation Biology for All*. New York: Oxford University Press .

- BERRY, O.; TOCHER, M. D.; GLEESON, D. M.; SARRE, S. D. 2005. Effect of Vegetation Matrix on Animal Dispersal: Genetic Evidence from a Study of Endangered Skinks. *Conservation Biology* 19(3): 855–864.
- BOLGER, D. T.; ALBERTS, A. C.; SAUVAJOT, R. M.; POTENZA, P.; McCALVIN, C.; TRAN, D.; MAZZONI, S.; SOULÉ, M. E. 1997. Response of rodents to habitat fragmentation in Coastal Southern California. *Ecological Applications* 7(2): 552-563.
- BONVICINO C. R.; LINDBERGH, S. M.; MAROJA, L. S. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology* 62(4B):765-774.
- BORGES, M. L. O. 2007. A comunidade de pequenos mamíferos e o processo de regeneração de palmeiras em fragmentos florestais isolados por água na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA/ Universidade Federal do Amazonas – UFAM. Manaus-AM.
- BOWMAN, J.; CAPPUCINO, N.; FAHRIG, L. 2002. Patch size and population density: the effect of immigration behavior. *Conservation Ecology*. 6(1):9 [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art9>
- BOYLE, S. A.; SMITH, A. T. 2010. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? *Biol. Conserv.*,143: 1134–1143.
- BRIANI, D. C. 2001. Efeito a curto prazo do fogo em comunidade de pequenos mamíferos de cerrado do Brasil Central: abundância das espécies e hábitos alimentares. Dissertação de Mestrado. Centro de Estudos Ambientais – Universidade Estadual Paulista (Unesp), Rio Claro, SP, 74p.
- BRIANI, D. C.; VIEIRA, E. M. 2006. Efeito do fogo em mamíferos do Brasil. *In*: Freitas, T. R. O.; Vieira, E.; Pacheco, S.; Christoff, A. *Mamíferos do Brasil: genética, sistemática, ecologia e conservação*. São Carlos, SP: Suprema/SBG, 170p.
- BROKAW, N. 1998. Fragments: past, present and future. *Trends Ecol. Evol.* 13, 382–383.
- BROOKS, T. M.; PIMM, S. L.; OYUGI, J. O. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13, 1140–1150.
- BURNHAM K.P., ANDERSON, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information theoretic approach. Springer, New York
- CÁCERES, N. C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1999. Tamanho corporal em populações naturais de *Didelphis* (Mammalia, Marsupialia) no Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. 59: 461-469.

- CÁCERES, N. C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; 1998. Population dynamics of the common opossum, *Didelphis marsupialis* (Mammalia, Marsupialia), in southern Brazil. *International Journal of Mammalian Biology* 63: 169-172
- CALCAGNO, V., 2012. glmulti: Model selection and multimodel inference made easy. R package version 1.0.4. <http://CRAN.R-project.org/package=glmulti>
- CALCAGNO, V.; MAZANCOURT, C. 2010. glmulti: An R Package for Easy Automated Model Selection with (Generalized) Linear Models. *Journal of Statistical Software*, 34(12):1-29.
- CARLOS, H. S. A. 2006. Uso de corredores florestais e matriz de pasto por pequenos mamíferos em Mata Atlântica. Dissertação de mestrado. PPG Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG, Belo Horizonte, 56p.
- CARMIGNOTTO, A. P. 2005. Pequenos mamíferos terrestres do Bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo USP – São Paulo - SP. 404p.
- CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M. T.; PARDINI, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Eds.). Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a Biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF.
- CERVEIRA, J. 2005. Mamíferos silvestres de médio e grande porte no planalto meridional: suas relações com a fragmentação da paisagem e a presença do gado. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRS, Porto Alegre, RS.
- CHIARELLO, A.G. 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia*. 60(2):237-247.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edn. Primer-E Ltd, Plymouth.
- COCHRANE, M. A. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology* 15(6): 1515-1521.
- COCHRANE, M.A., LAURANCE, W.F., 2008. Synergisms among fire, land use, and climatechange in the Amazon. *Ambio* 37: 522–527.
- COLLINGE, S. K. 2009. Ecology of Fragmented Landscapes. Baltimore: Johns Hopkins University Press
- COLWELL, R. K. 2006. Programa EstimateS, version 7.52: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.

- COOK, M.W.; LANE, K.T.; FOSTER, B.L.; HOLT, R.D. 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters*. 5:619-623.
- CORDEIRO, J. L. P. 1999. Classes de habitat e distribuição potencial de pequenos mamíferos terrestres (Rodentia, Sigmodontinae; Didelphimorphia) nas savanas do médio e Alto Surumu, Roraima, Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências, UFRS. Porto Alegre-RS.
- COWLISHAW, G. 1999. Predicting the pattern of decline of African primate diversity: an extinction debt from historical deforestation. *Conservation Biology* 13, 1183–1193.
- CROOKS, K. R.; BURDETT, C. L.; THEOBALD, D. M.; RONDININI, C.; BOITANI, L. 2011. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Phil. Trans. R. Soc. B*. 366: 2642–2651.
- CUARÓN, A. D. 2000. A Global Perspective on Habitat Disturbance and Tropical Rainforest Mammals. *Conservation Biology* 14 (6): 1574–1579.
- DANIELSON, B. J.; ANDERSON, G. S. 1999. Habitat Selection in Geographically Complex Landscapes. *In*: BARRETT, G. W.; PELES, J. D. (Ed). *Landscape Ecology of Small Mammals*. New York: Springer.
- DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. 2000. A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- DEGAMA-BLANCHET, H. N.; FEDIGAN, L. M. 2005. The Effects of Forest Fragment Age, Isolation, Size, Habitat Type, and Water Availability on Monkey Density in a Tropical Dry Forest. *In*: Estrada, A.; Garber, P. A.; Pavelka, M. S. M.; Luecke, L. *New Perspectives in the Study of Mesoamerican Primates: Distribution, Ecology, Behavior, and Conservation*. New York: Springer.
- DIAS, R. L. 2009. Comunidata v 1.6.(Softwate Livre). Manaus. Amazônia. Brasil. Disponível em: <http://sourceforge.net/projects/comunidata/>.
- EMMONS, L.; FEER, F. 1999. Mamíferos de los bosques húmedos de América tropical: una Guía de Campo. Santa Cruz de La Sierra: Editorial F.A.N.
- EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation *Biol. Rev.* 81: 117-142.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity, *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 34: 487-515.
- FARIA, D. M., 2002. Impacto do processo de fragmentação e uso de habitat na comunidade de morcegos da região de Una, sul da Bahia. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas.
- FARINA, A. 1998. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. London: Chapman & Hall.

- FEARNSIDE, P. M. 1999. Biodiversidade nas Florestas Amazônicas brasileiras: riscos, valores e conservação. *Revista HOLOS (Edição Especial)*: 35-59, 1999.
- FEARNSIDE, P. M. 2003. A Floresta Amazônica nas mudanças globais. Manaus-AM: INPA.
- FEARNSIDE, P. M. 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. *Megadiversidade*, 1(1): 113-123
- FEARNSIDE, P. M. 2006. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazônica*, 36(3): 395–400.
- FERNANDEZ, F.; PIRES, A. S. 2006. Perspectivas para a sobrevivência dos marsupiais brasileiros em fragmentos florestais: o que sabemos e o que ainda precisamos aprender? *In: CÁCERES, N. C.; MONTEIRO FILHO, E. L. A. Marsupiais do Brasil: Biologia, Ecologia e Evolução*. Campo Grande, MS: Ed. UFMS.
- FERRAZ, G.; NICHOLS, J. D.; HINES, J.; STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E. 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science* 315, 238–241.
- FERRAZ, G.; RUSSELL, G. J.; STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O.; PIMM, S. L.; LOVEJOY, T. E. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences, United States of America*, 100, 14069–14073.
- FERREIRA, J. C. V. 2001. Mato Grosso e seus municípios. Cuiabá: Buriti.
- FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. 2005. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *ESTUDOS AVANÇADOS* 19 (53)
- FERREIRA, M. S. 2003. Hantavírus. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical* 36(1):81-96
- FIGUEIREDO, M.S.L.; FERNANDEZ, F.A.S. 2004. Contrasting effects of fire on populations of two small rodents in fragments of Atlantic Coastal Forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 20: 225-228.
- FINOKIET, M. 2007. Efeito de borda sobre uma assembléia de pequenos mamíferos em um fragmento de Floresta Estacional Decidual de Santa Maria, RS, sul do Brasil. Dissertação de mestrado. PPG Biodiversidade Animal, UFSM, Santa Maria, RS, 69p.
- FISHER, J. T.; WILKINSON, L. 2005. The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review*, 35(1): 51–81.
- FIZON, J. T.; MARCHIORO, N. P. X.; BRITEZ, R. M.; CABRAL, D. C.; CAMELY, N. C.; CANAVESI, V.; CASTELLA, P. R.; CASTRO, E. B. V.; CULLEN JR., L.; CUNHA, M. B. S.; FIGUEIREDO, E. O.; FRANKE, I. L.; GOMES, H.; GOMES, L. J.; HREISEMNOU, V. H. V.; LANDAU, E. C.; LIMA, S. M. F.; LOPES, A. T. L.; NETO,

E. M.; MELLO, A. L.; OLIVEIRA, L. C.; ONO, K. Y.; PEREIRA, N. W. V.; RODRIGUES, A. S.; RODRIGUES, A. A. F.; RUIZ, C. R.; SANTOS, L. F. G. L.; SMITH, W. S.; SOUZA, C. R. 2003. Causas Antrópicas. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF.

FITZGIBBON, C. D. 1997. Small mammals in farm woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology*, 34: 530-539.

FONSECA, G. A. B. 1989. Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revta. bras. Zoo.* 6 (3): 381-422.

FONSECA, G. A. B.; ROBINSON, J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation*, 53: 265-294.

FOWLER, H. G.; SILVA, C. A.; VENTINCINQUE, E. 1993. Size, taxonomic and biomass distributions of flying insects in central Amazonia: forest edge vs. Understory. *Rev. Biol. Trop.* 41, 755–760.

FRANKHAM, R.; BALLOU, J. D.; BRISCOE, D. A.; McINNES, K. H. 2008. *Fundamentos da Genética da Conservação*. Ribeirão Preto, SP: Sociedade Brasileira de Genética.

GALIANO, D. 2010. Dinâmica populacional e efeitos de variáveis ambientais sobre a fauna de pequenos mamíferos em um fragmento de floresta com araucária no sul do Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul-UFRS, Porto Alegre, RS.

GANZHORN, J. U. 2003. Effects of introduced *Rattus rattus* on endemic small mammals in dry deciduous forest fragments of western Madagascar. *Animal Conservation* 6:147-157.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR., R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. 1999. Matrix habitat species richness in tropical forest remnants. *Conservation Biology* 91: 223-229.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; FONSECA, G. A. B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, 288: 1356-1358.

GHELER-COSTA, C. 2006. Distribuição e Abundância de Pequenos Mamíferos em Relação à Paisagem da Bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”-ESALQ, Piracicaba, SP.

GODOI, M. N.; CUNHA, N. L.; CÁCERES, N. C. 2010. Efeito do gradiente floresta-cerrado-campo sobre a comunidade de pequenos mamíferos do Alto do Maciço do Urucum, oeste do Brasil. *Mastozoología Neotropical*, 17(2):263-277

- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Letters* 4, 379-391.
- HAUGAASEN, T; BARLOW, J.; PERES, C.A. 2003. Effects of surface fires on understory insectivorous birds and terrestrial arthropods in central Brazilian Amazonia. *Animal Conservation*. 6: 299–306.
- HENLE, K., K.F. DAVIES, M. KLEYER, C. MARGULES, & J. SETTELE. 2004. Predictors of species sensitivities to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.
- HILL, J. L.; CURRAN, P.J. 2005. Fragment shape and tree species composition in tropical forests: a landscape level investigation. *African Journal of Ecology* 43: 35-43.
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite – Projeto Prodes, 2010: http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2009.htm. Acessado em: 08/08/2010
- JONSSON, C. B.; FIGUEIREDO, L. T. M.; VAPALAHTI, O. 2010. A Global Perspective on Hantavirus Ecology, Epidemiology, and Disease. *Clin. Microbiol. Rev.* 23(2):412-441.
- KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J. L.; GANADE, G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. *In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR., R. O. (Eds.). Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities.* Chicago: University of Chicago Press.
- KATZ, G.; WILLIAMS, R.J.; BURT, M. S.; SOUZA, L. T. M.; PEREIRA, L. E.; MILLS, J. N.; SUZUKI, A.; FERREIRA, I. B.; SOUZA, R. P.; ALVES, V. A.; BRAVO, J. S.; YATES, T. L.; MEYER, R.; SHIEH, W.; KSIAZEK, T. G.; ZAKI, S. R.; KHAN, A. S.; PETERS, C. J. 2001. Hantavirus Pulmonary Syndrome in the State of São Paulo, Brazil, 1993-1998. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* 1(3): 181-190.
- KELT, D; A. 2000. Small mammal communities in rainforest fragments in Central Southern Chile. *Biological Conservation* 92: 345–358.
- KLINK, C. A.; SANTOS, H. G.; CAMPARI JR, J. S.; MATSUMOTO, M. H.; FREITAS, G. K.; BAUMGARTEN, L. 2008. Conservação de recursos naturais em terras privadas: o papel das reservas legais no arranjo funcional das paisagens produtivas do bioma Cerrado. *In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F (Eds).* Cerrado: Ecologia e Flora. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica.
- KOH, L.P.; DUNN, R. R.; SODHI, N.; COLWELL, R.; PROCTOR, H. C.; SMITH, V. S. 2004. Species coextinctions and the biodiversity crisis . *Science* ,305: 1632–1634.

KRUESS, A.; TSCHARNTKE, T. 1994. Habitat Fragmentation, Species Loss, and Biological Control. *Science* 264: 1581-1584

KUUSSAARI, M.; BOMMARCO, R.; HEIKKINEN, R. K.; HELM, A.; KRAUSS, J.; LINDBORG, R.; ÖCKINGER, E.; PÄRTEL, M.; PINO, J.; RODÀ, F.; STEFANESCU, C.; TEDER, T.; ZOBEL, M.; STEFFAN-DEWENTER, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 24(10): 564-571.

LACY, R. C.; 1997. Importance of genetic variation to the viability of mammalian populations. *Journal of Mammalogy* 78(2):320-335.

LAMBERT, T. D.; MALCOLM, J. R.; ZIMMERMAN, B. L.; 2006. Amazonian Small Mammal Abundances in Relation to Habitat Structure and Resource Abundance. *Journal of Mammalogy*, 87 (4):. 766-776.

LANGONE, P. Q. 2007. Importância da matriz e das características do hábitat sobre a assembléia de pequenos mamíferos em fragmento de Mata de Restinga no sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRS, Porto Alegre, RS.

LAURANCE, S. G., 2004. Responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. *Ecol. Appl.* 14: 1344–1357.

LAURANCE, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*. 57:205-219,.

LAURANCE, W. F. 1998. Fragments of the forest. (A report from scientists studying forest fragmentation in the Amazonia, part of the Biological Dynamics of Forest Fragments Project). *Natural History*, 07-08:04.

LAURANCE, W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology and Evolution* 15: 134-135.

LAURANCE, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141:1731-1744.

LAURANCE, W. F., DELAMONICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E., 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404, 836.

LAURANCE, W. F., VASCONCELOS, H. L. 2009. Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis* 13: 434 -45.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; BRUCE W. G.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144: 56-67.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.E.; BRUNA, E.M.; DEDA, R.K.; STOUFFER, F.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*. 16(3):605-618.

LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*. 55:77-92.

LAURANCE, W.F., PEREZ-SALICRUP, D., DELAMONICA, P., FEARNSIDE, P.M., D'ANGELO, S., JEROZOLINSKI, A., POHL, L., LOVEJOY, T.E., 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. ***Ecology*** 82, 105–116.

LAURECE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Eds.). 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago, USA: University of Chicago Press.

LAVOCAT, M.; WADA, M. 2007. Síndrome cardiopulmonar por hantavírus no Brasil em 2006: estudo clínico e epidemiológico. *SVS - Boletim eletrônico Epidemiológico* 7 (6): 2-5.

LEHTONEN, J. T.; MUSTONEN, O.; RAMIARINJANAHARY, H.; NIEMELÄ, J.; RITA, H. 2001. Habitat use by endemic and introduced rodents along a gradient of forest disturbance in Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 10:1185-1202.

LEIDNER, A. K., HADDAD, N. M., LOVEJOY, T. E. 2010. Does tropical forest fragmentation increase long-term variability of butterfly communities? *PLoS ONE* 5(3):e9534. doi:10.1371/journal.pone.0009534

LEMO, E. R. S.; D'ANDREA, P.; BONVINCINO, C. R.; FAMADAS, K. M.; PADULA, P.; CAVALCANTI, A. A.; SCHATZMAYR, H. G. 2004. Evidence of hantavirus infection in wild rodents captured in a rural area of the state of São Paulo, Brazil. *Pesq. Vet. Bras.* 24(2): 71-73.

LINDENMAYER, D. B. 2009. *Large-Scale Landscape Experiments: Lessons from Tumut*. Cambridge: Cambridge University Press.

LOMOLINO, M.V.; PERAULT, D.R. 2001. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. *Global Ecology & Biogeography*. 10:113-132.

LOPES, W. H. 2007. *Uso de estrato vertical por pequenos mamíferos em floresta de galeria e cerrado no sudoeste do Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS.

LYRA-JORGE, M. C.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; VIVO, M. 2001. Riqueza e abundância de pequenos mamíferos em ambientes de cerrado e floresta, na

Reserva Cerrado Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassunuga (Santa Rita do Passo Quatro, SP). *Naturalia*, São Paulo, v.26, p.287-302.

MALCOLM, J. R. 1991. The small mammals of Amazon forest fragments: pattern and process. Ph.D. Dissertation. University of Florida. Gainesville, Florida.

MALCOLM, J. R. 1995. Forest structure and the abundance and diversity of neotropical small mammals. *In: Forest Canopies*. LOWMANT, M.D.; NADKARNI, N.M.(eds). San Diego: Academic Press, 1995.

MALCOLM, J. R. Ecology and conservation of canopy mammals. *In: LOWMAN, M.D.; RINKER, H.B. (Ed.)*. 2004. *Forest canopies* 2nd ed. New York: Elsevier Academic Press, p. 297-331.

MALCOLM, J. R., 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. **Ecology** 75, 2438–2445.

MALCOLM, J. R., 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. *In: Laurance, W. F.; Bierregaard, R. O. (Eds.)*, *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 207–221.

MALHI, Y.; PHILLIPS, O.L. (Eds). 2005. *Tropical Forests & Global Atmospheric Change*. New York: Oxford University Press, 2005.

MARINHO-FILHO, J.; REIS, M. L.; OLIVEIRA, P. S.; VIEIRA, E. M.; PAES, M. N. 1994. Density and small mammal numbers: Conservation of the Cerrado Biodiversity. *Anais Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro, 66 (Supl.) p.149-157.

MARTIN, P. S. 2010. Distribuição e abundância de mamíferos neotropicais não voadores de pequeno porte em paisagem silvicultural da bacia do Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ, Piracicaba, SP.

MATO GROSSO/SEPLAN. 1999. *Vegetação (texto)*. Zoneamento Sócio-econômico Ecológico. PRODEAGRO. Ministério de Integração Nacional. Disponível em: www.seplan.mt.gov.br/divulga/Biótico/Vegetação/textos/.

METZGER, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens. *Biota Neotropica*, 1 (1/2). <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?thematic-review+BN00701122001>

MICHALSKI, F.; C. A. PERES, 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124, 383–396.

MILLS, L. S. 1995. Edge Effects and Isolation: Red-Backed Voles on Forest Remnants. *Conservation Biology* 9(2): 395-403.

- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* 10: 58-62.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NORRIS, D., PERES, C. A., MICHALSKI, C., HINCHSLIFFE, K. 2008. Terrestrial mammal responses to edges in Amazonian forest patches: a study based on track stations. *Mammalia*, 72: 15-23
- OFFERMAN, H. L.; DALE, V. H.; PEARSON, S. M.; BIERREGAARD JR., R. O.; O'NEILL, R. V. 1995. Effects of forest fragmentation on neotropical fauna: current research and data availability. *Environmental Reviews*, 3:191-211.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. 2012. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-3. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OLIFIERS, N., 1 GENTILE, R. 1 and FISZON, J. T. 2005. Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. *Braz. J. Biol.*, 65(3): 495-501.
- OLIFIERS, N.; CERQUEIRA, R. 2006. Fragmentação de habitat: efeitos históricos e ecológicos. *In: ROCHA C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A.S. Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos, SP: RiMa.
- OLIVEIRA, C. E. 2004. *Famílias e Natureza: as relações entre famílias e ambiente na colonização de Tangará da Serra - MT*. 1. Ed. Tangará da Serra: Gráfica e editora Sanches, V. 01.
- OLIVEIRA, J. A.; BONVICINO, C. R.; Ordem Rodentia. 2006. *In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Ed.). Mamíferos do Brasil*. Londrina: Nelio R. dos Reis.
- PAGLIA, A. P.; FERNANDEZ, F. A. S.; DE MARCO JR., P. 2006. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes? *In: ROCHA C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A.S. Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos, SP: RiMa.
- PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals on a Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 13: 2567-2586.
- PARDINI, R. Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia: Processos e conservação. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

- PARDINI, R., SOUZA, S. M.; BRAGA-NETO, R; METZGER, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253-266.
- PARDINI, R.; UMETSU, F. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotrópica*, 6(2). Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn01006022006>. Acessado em 10/12/2011.
- PASSAMANI, M.; RIBEIRO, D. 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 69(2): 305-309.
- PATON, P. W. C. 1994. The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology* 8: 17-26.
- PEARCE, J.; VENIER, L. 2005. Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. *Forest ecology and management*, 208: 153-175.
- PEDÓ, E. 2005. Assembleia de mamíferos não-voadores em áreas de ecótono campo-floresta com araucária na região dos Campos de Cima da Serra, Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- PERES, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology*, 15(6): 1490-1505
- PERES, C. A.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; JANSEN, J.; MICHALSKI, F.; LEES, A. C.; VIEIRA, I. C. G.; MOREIRA, F. M. D.; FEELEY, K. 2010. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biol Conserv* 143: 2314–2327.
- PINOTTI, B. T. 2010. Pequenos mamíferos terrestres e a regeneração da Mata Atlântica: influência da estrutura do habitat e da disponibilidade de alimento na recuperação da fauna. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo – USP, São Paulo, SP.
- PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. *In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A.S. Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos, SP: RiMa.
- PIRES, A.S., LIRA, P.K.; FERNANDEZ, F.A.S.; SCHITTINI, G.M.; OLIVEIRA, L.C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108 (2): 229-237.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina, PR: Ed. Planta.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

RAHEEM, D. C.; NAGGS, F.; CHIMONIDES, P. D. J.; PREECE, R. C.; EGGLETON. 2009. Fragmentation and pre-existing species turnover determine land-snail assemblages of tropical rain forest. *Journal Of Biogeography* 36 (10): 1923-1938

REGO, F.; VENTICINQUE, E. M.; BRESCOVIT, A. 2007. Effects of forest fragmentation on four *Ctenus* spider populations (Araneae, Ctenidae) in central Amazonia, Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 42, 137-144.

RIBEIRO, R.; MARINHO-FILHO, J. 2005. Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos (Mammalia, Rodentia) da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4): 898-907.

RICKETTS, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*. 158(1):87-99.

RIES, L.; FLETCHER, R. J.; BATTIN, J.; SISK, T. D. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 35(1):491 -522.

RODRIGUES, E. 1998. Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil. Tese de Doutorado. The Department of Organismic and Evolutionary Biology. Harvard University. 192p.

ROHLF, F.J. 2000. NTSYS-pc numerical taxonomy and multivariate analysis system vers. 2.1 Exeter Software, Setauket, N.Y.

ROMANO-LIEBER, N. S.; YEE, J.; HJELLE, B. 2001 Serologic survey for hantavirus infections among wild animals in rural areas of São Paulo state. Brazil. *Rev. Inst. Med. trop. S. Paulo* 43(6):325-327.

ROSSI, R. V.; BIANCONI, G. V.; PEDRO, W. A. 2006. Ordem Didelphimorphia. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Ed.). , *Mamíferos do Brasil*. Londrina: Nelio R. dos Reis.

RUTLEDGE, D. 2003. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? DOC Science Internal Series 98 Department of Conservation, Wellington.

SANTOS, E. D.; GARRETT, D. O. 2005. Avaliação do Sistema de Vigilância de Hantavírus no Brasil. *Epidemiologia e Serviços de Saúde* 14(1):15-31.

SANTOS, P. G. P. Estudo da comunidade de pequenos mamíferos não-voadores, sob efeito do fogo e da borda, em área de floresta de transição Amazônia-Cerrado, Querência, MT. 2008. Dissertação de Mestrado. Museu Paraense Emílio Goeldi - MPEG/ Universidade Federal Do Pará – UFPA, Belém-PA.

SANTOS-FILHO, M. 2005. Efeitos da fragmentação sobre a comunidade de pequenos mamíferos em Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Mato Grosso, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA/ Universidade Federal do Amazonas – UFAM. Manaus.

SANTOS-FILHO, M. S.; SILVA, D. J.; SANAIOTTI, T. M. 2008a. Edge effects and landscape matrix use by a small mammal community in fragments of semideciduous submontane forest in Mato Grosso, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 68(4):703-710.

SANTOS-FILHO, M. S.; SILVA, D. J.; SANAIOTTI, T. M. 2008b. Variação sazonal na riqueza e na abundância de pequenos mamíferos, na estrutura da floresta e na disponibilidade de artrópodes em fragmentos florestais no Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotrop.* [online]. 8(1): 115-121.

SANTOS-FILHO, M.; PERES, C. A.; SILVA, D. J. SANAIOTTI, T. M. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 21: 1-21, doi:10.1007/s10531-012-0248-8

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.

SAWARIS, A. T. 2008. Pequenos mamíferos não-voadores da reserva do Camping Mirante - Tangará da Serra – Mato Grosso. Monografia do Curso de Bacharelado e Licenciatura em Ciências Biológicas. Universidade do Estado de Mato Grosso-UNEMAT. Tangará da Serra, MT

SCARIOT, A. 1998. Conseqüências da fragmentação da floresta na comunidade de palmeiras na Amazônia central. *Série Técnica - IPEF - EMBRAPA - CENARGEN.* 12(32):71-86.

SCARIOT, A.; FREITAS, S. R.; NASCIMENTO, E. M.; OLIVEIRA, L. C.; SANAIOTTI, T.M.; SEVILHA, A. C.; VILLELA, D. M. 2003. Vegetação e Flora. *In:* RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Eds.). *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a Biodiversidade e recomendações de políticas públicas.* Brasília: MMA/SBF.

SHANKER, K. 2001. The role of competition and habitat in structuring small mammal communities in a tropical montane ecosystem in southern India. *Journal of Zoology* 253:15-24.

SILVA, D. J. 2005. Efeitos da fragmentação sobre a comunidade de lagartos em áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no sudoeste de Mato Grosso, Brasil.

Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA/ Universidade Federal do Amazonas – UFAM. Manaus.

SILVA, R. J.; DINIZ, S.; VAZ-DE-MELLO, F. 2010. Heterogeneidade do Habitat, Riqueza e Estrutura da Assembléia de Besouros Rola-Bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em Áreas de Cerrado na Chapada dos Parecis, MT. *Neotropical Entomology* 39(6):934-940.

SIZER, N.; TANNER, E. V. J. 1999. Response of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biol. Conserv.* 91, 135–142.

SODHI, N. S.; EHRlich, P. R. (Ed.) 2010. *Conservation Biology for All*. New York: Oxford University Press.

SOUZA, O. F. F.; BROWN, V.K. 1994. Effects of habitat fragmentation on amazonian termite communities. *Journal of Tropical Ecology*, 10: 197-206.

STENSETH, N. C.; LEIRS, H.; SKONHOFT, A.; DAVIS, S. A.; PECH, R. P.; ANDREASSEN, H. P.; SINGLETON, G. R.; LIMA, M.; MACHANG’U, R. S.; MAKUNDI, R. H.; ZHANG, Z.; BROWN, P. R.; SHI, D.; WAN, X. 2003. Mice, rats, and people: the bio-economics of agricultural rodent pests. - *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 367-375.

STEVENS, S. M.; HUSBAND, T. P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* n.85 p 1-8.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R.O. 1995. Use of amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*, 76: 2429-2445.

STOUFFER, P. C.; TRONG, C.; NAKA, L.N. 2008. Twenty years of understory bird extinctions from Amazonian rain forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. *Divers. Distrib.*, 15: 88–97.

STRATFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13: 1416-1423.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C.; GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13:1419-1425.

TEIXEIRA, K. G.; NUNES, M. L.; WADA, M.; ELKHOURY, M. R. 2006. Epidemiologia da hantavirose e da síndrome cardiopulmonar por hantavírus no Brasil no ano de 2005. *SVS - Boletim eletrônico Epidemiológico* 6(5): 2-5.

TERBORGH, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24:283–292.

- TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; MUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G. H.; LAMBERT, T. D.; BALDAS, L. 2001. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. *Science*, 249: 1923-1926.
- TIMO, T. P. C. 2003. Influência de fragmentação e matriz sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte em uma floresta de terra firme na Amazônia central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Brasil.
- TORRE, I.; DÍAZ, M. 2004. Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: a role for predators? *Acta Oecologica* 25:137-143.
- TRIANANTIS, K. A.; BHAGWAT, S. A. 2011. Applied Island Biogeography. *In*: LADLE, R. J.; WHITTAKER, R. J. Conservation Biogeography. West Sussex, UK: Wiley-Blackwell.
- TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest I.M.. *TREE* 11(8): 330-333
- UMAPATHY, G.; KUMAR, A. 2000. The occurrence of arboreal mammals in the rain forest fragments in the Anamalai Hills, south India. *Biological Conservation* 92: 311-319.
- UMETSU, F. 2005. Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos: qualidade da matriz e conectividade em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo-SP.
- UMETSU, F. 2010. Efeito do contexto da paisagem em diferentes escalas sobre a distribuição de pequenos mamíferos em cultivos agrícolas e em remanescentes florestais. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo – USP, São Paulo-SP.
- 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.
- VASCONCELOS, H. L., VILHENA, J. M. S., ALBERNAZ, A., MAGNUSSON, W. E. 2006. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. *Journal of Biogeography*, 33: 1348 - 1356.
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF* 12(32): 25-42.
- VIEIRA, E. M.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19:501-507.

VIEIRA, M. V.; FARIA, D. M.; FERNANDEZ, F; A; S.; FERRARI, S. F.; FREITAS, S. R.; GASPAR, D. A.; MOURA, R. T.; OLIFIERS, N.; OLIVEIRA, P. P.; PARDINI, R.; PIRES, A. S.; RAVETTA, A.; MELLO, M. A. R.; RUIZ, C. R.; SETZ, E. Z. F. 2003. Mamíferos. *In*: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Eds.). Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a Biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF.

VIVEIROS DE CASTRO, E. B.; FERNANDEZ, F. A. S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 119: 73-80.

WILKINSON. L. 1998. Systat the system for statistics. SYSTAT inc. Evanston, Illinois.

WILLIAMS, S. E.; MARSH, H.; WINTER, J. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: small mammals in australian tropical rain forest. *Ecology*, 83(5): 1317–1329

ZARTMAN, C. E. 2003. Forest fragmentation effects on epiphyllous bryophyte communities in central Amazonia. *Ecology* 84: 948–954.

ZIMBRES, B. Q. C. 2010. Efeito da fragmentação sobre a comunidade de tatus e tamanduás (Mammalia: Xenarthra) no Cerrado brasileiro: uma abordagem da ecologia de paisagens. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília-UNB, Brasília,DF.

ZUUR A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N. J.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, G. M. 2009 *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York: Springer. 574 p.