

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM**

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE DE LAGARTOS EM
ÁREAS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SUBMONTANA NO
SUDOESTE DE MATO GROSSO, BRASIL.**

Dionei José da Silva

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Ecologia.

MANAUS -AM

2005

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM**

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE DE LAGARTOS EM
ÁREAS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SUBMONTANA NO
SUDOESTE DE MATO GROSSO, BRASIL.**

Dionei José da Silva

Orientadora: Dra. Tânia Margarete Sanaiotti

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Ecologia.

MANAUS -AM

2005

Banca examinadora:

Dra. Tânia Margarete Sanaiotti
(Ecologia– INPA)

Dr. Miguel Trefaut Urbano Rodrigues
(Instituto de Biociências - USP)

Dra. Teresa Cristina Sauer de Ávila-Pires
(Museu Paraense Emílio Goeldi)

Dr. Alexandre Fernandes Bamberg de Araújo
(Instituto de Biologia – UFRRJ)

Dr. Guilherme de Miranda Mourão
(EMBRAPA – PANTANAL)

Dr. Claude Gascon
(Conservation International)

Dra. Barbara Zimmerman
(Conservation International)

Silva, Dionei José da

Efeitos da fragmentação sobre a comunidade de lagartos em áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso, Brasil./ Dionei José da Silva – 2005.

100 pp.

Tese (Doutorado) – INPA/UFAM, 2005.

1. Lagartos 2. Fragmentação florestal 3. Floresta Estacional Semidecidual Submontana 4. Tamanho de fragmento 5. Tempo de isolamento 6. Índice de Forma 7. Efeito de borda I. Título

Sinopse:

Foram estudados os efeitos da fragmentação sobre a comunidade de lagartos predominante de solo, em 18 fragmentos com tamanho entre 41 e 470 ha e três áreas controles com mais de 1.000 ha em área de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso. Foram avaliados os seguintes aspectos sobre a riqueza e abundância de lagartos: efeito do período de chuva e seca, no ano de 2003; efeito da matriz e borda; tamanho; tempo de isolamento; índice de forma e estrutura da floresta (número de árvores, abertura de dossel e volume de folhíço).

Palavras Chave: Lagartos, fragmentação florestal, tamanho de fragmento, tempo de isolamento, índice de forma, efeito de borda, Floresta Estacional Semidecidual Submontana.

Existem pessoas capazes de fazerem tudo, para que possamos alcançar nossos objetivos.

Dentre estas estão:

Meus pais, Jovenil e Dirce e meus irmãos, que sempre me deram apoio, até além de seus limites.

Meu amigo/irmão, Manoel, cuja colaboração para este trabalho foi fundamental.

Minha esposa, Joselaine cujo incentivo diário e companheirismo sempre me deram ânimo para continuar as pesquisas.

Meu filho, Luís Filipe que nestes 15 meses de existência só teve minha presença em poucos deles, fracionados em dias, mas sempre me recebeu com um lindo sorriso.

A vocês dedico este trabalho.

Agradecimentos

Agradeço ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, à Universidade Federal do Amazonas – UFAM, pela oportunidade de realizar o curso de doutorado em Ecologia.

Agradeço à Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, pela concessão de licença-qualificação para que eu pudesse realizar as atividades do curso e ao Instituto Creatio pelo apoio técnico e financeiro.

Aos avaliadores de meu plano e membros da banca de qualificação, William Magnusson, Guilherme Mourão, Bárbara Zimmerman, Renato Cintra Soares, Albertina Pimentel Lima, Elizabeth Franklin Chilson, Eduardo M. Venticinque e Jansen A. Sampaio Zuanon, pelas críticas e sugestões que foram essenciais para o bom andamento das pesquisas.

Ao professor Antônio Malheiros, diretor do ICNT/UNEMAT, pela presteza permanente; ao professor Wilbum Andrade Pró-Reitor de Finanças/UNEMAT, pelo apoio logístico concedido e aos motoristas da UNEMAT por nos atender sempre que necessário.

Aos senhores Edson Ribeiro, José Raimundo, José Nilson (Zé), Adão, “Zezinho”, Roberto; “Zé Dourado”, Sr. Julho, Sr. Ivo, Fernanda Aufieiro, Grênio, Sr. Rafael, Kleber, Sr. “Português”, “Luizinho”, Sr. Aparecido, “Mané da calça vermelha”, Luís Eduardo, Sr. “Paraná”, “Pedrinho”, Dr. Alberto, Darnei, Batista, “Dú”, Ivan, Nelson, Osvaldo, Joel e “Carlão”, proprietários, gerentes e funcionários das fazendas onde se localizam as áreas estudadas, por terem nos permitido a realização dos estudos em suas propriedades bem como pelo apoio logístico fornecido sempre que necessário.

À professora Iza, diretora da Faculdade Rainha da Paz, à família Sato, Dona Maria, Sr. “Zé” e Sr. “Zico” pelo apoio em hospedagem e alimentação.

Em nome de Emerson, agradeço a todos os servidores braçais que nos auxiliou em campo, pois sem eles seria impossível a colocação das armadilhas.

Agradeço a todas as pessoas que contribuíram com idéias, sugestões e execuções de diversas atividades, dentre elas Flávia Costa, Marcelo Menin, Karl, Carmozina, Geize, Iza, Beverli, Roberto Dantas, Artêmio, Sebastião dos Santos, Fernando Aburaya, Valdinei Koope, Mahal Masavi, Saulo Luzzi, Ronilton Carlos.

Deixo meus agradecimentos à Habtec pelo fornecimento dos dados de vegetação da região; à Teresa Cristina Sauer Ávila-Pires, pelo auxílio na identificação dos lagartos; a Edimar Camilo Cotrim e Nelson Jorge da Silva Jr., pelas oportunidades que direcionaram minha vida profissional.

Meus agradecimentos especiais à minha orientadora Dra. Tânia Sanaiotti, pela oportunidade concedida, críticas, e contribuições; ao professor Manoel dos Santos Filho, que também desenvolveu suas atividades de doutorado em parceira comigo, no qual descobri a garra de pesquisador, a confiança de um amigo, um verdadeiro irmão; a seus pais, Sr. Manoel dos Santos (Seo Maneco) e Dona Edite, que me adotaram como filho; ao Sr. José Guilherme Hall e Dona Ivone Souto Hall, que na minha ausência cuidaram de minha esposa e meu filho; à minha esposa, pais e irmãos pelo contínuo incentivo, ao meu filho pelo sorriso mais lindo.

Por fim agradeço àquele que me permite viver para aprender a aprender e um dia poder aprender a construir conhecimento e assim poder contribuir para um mundo mais justo.

Índice	
Resumo	01
Abstract	03
1 - Introdução Geral	05
2 - Área de Estudo	10
2.1 - Localização	10
2.2 – Hidrografia	11
2.3 - Geomorfologia	11
2.4 - Solos	11
2.5 - Clima	11
2.6 – Vegetação	13
3 - Metodologia Geral	15
3.1 – Seleção das áreas de estudo	15
3.2 – Amostragem de lagartos	19
3.2.1 – Armadilhas de interceptação e queda (<i>pitfall traps</i>)	20
3.2.2 – Procura visual	23
3.3 – Amostragem de artrópodes	23
3.3 – Estrutura da vegetação	25
Capítulo I – Variação na riqueza de espécies de lagartos e número indivíduos coletados, durante o ano de 2003, em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso.	27
1.1 – Introdução	27
1.2 – Metodologia	28
1.3 – Resultados	29
1.3.1 – Riqueza de espécies	30
1.3.2 – Número de indivíduos capturados	31
1.3.3 – Disponibilidade de alimento	32
1.3.4 – População de <i>Stenocercus caducus</i>	33
1.4 – Discussão	35
Capítulo II - Influência da matriz e do efeito de borda sobre a comunidade de lagartos em áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso.	38
2.1 – Introdução	38
2.2 – Metodologia	39
2.3 – Resultados	40
2.4 - Discussão	45
Capítulo III – Efeitos da estrutura física e qualidade dos fragmentos sobre a composição, riqueza de espécies e o número de lagartos capturados em áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, no Sudoeste de Mato Grosso.	50

3.1 – Introdução	50
3.2 – Metodologia	52
3.2.1 - Análises dos dados	52
3.3 – Resultados	54
3.3.1 - Resultados gerais	54
3.3.2 - Composição de espécies	57
3.3.3 – Variáveis Físicas	60
3.3.4 – Variáveis ambientais	63
3.4 - Discussão	67
4 - Conclusões e Considerações Finais	71
5 - Literatura Citada	74
Apêndice 1 – Número de indivíduos capturados, riqueza e riqueza cumulativa de espécies por trilha em cada área amostrada.	87
Apêndice 2 - Total de espécies e indivíduos capturados incluindo as coletas das duas campanhas das áreas 1 a 9.	90
Apêndice 3 – Espécies coletadas durante o estudo.	91
Apêndice 4 - Relação dos espécimes tombados na coleção de Anfíbios e Répteis do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA.	96
Apêndice 5 - Relação dos espécimes depositados na coleção de Herpetologia do Museu Paraense Emílio Goeldi, aguardando tombamento.	98

Resumo

O presente estudo teve como objetivo avaliar o efeito da fragmentação sobre a comunidade de lagartos predominante de solo, em áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no sudoeste de Mato Grosso. Foram amostrados 18 fragmentos com tamanho variando entre 41 a 470 ha e três áreas controle com tamanhos superiores a 1.000 ha, inseridos em matriz de pastagem e isoladas há cerca de 20 anos.

As coletas foram realizadas através de armadilhas *pitfall*, tendo sido montadas seis linhas de armadilhas em cada área: Uma na pastagem a 50 m da borda, uma na borda e quatro a cada 50 m para o interior da área. Cada linha possuía cinco baldes de 23,6 litros dispostos 10 m um do outro, interligados por cerca guia de 80 cm de altura. Também foram realizadas amostragens visuais.

As atividades de campo foram realizadas entre dezembro de 2002 a agosto de 2004, sendo que as nove primeiras áreas foram amostradas no período chuvoso e seco e as demais uma única vez, independente da época do ano. As armadilhas ficaram abertas por 10 dias consecutivos, em cada área, representando um esforço total de 9.000 baldes x dia, tendo sido coletados 322 lagartos pertencentes a sete famílias e 15 espécies.

O efeito da estação (seca/chuva) no ano de 2003, sobre a riqueza de espécies e o número de lagartos capturados foi avaliado em oito das nove primeiras áreas, não tendo sido encontrada relação significativa entre estas variáveis a não ser para *Mabuya nigropunctata*, que foi mais abundante no período chuvoso. Durante o período chuvoso só foram capturados animais adultos da espécie *Stenocercus caducus*, enquanto no período seco, a maioria dos indivíduos dessa espécie eram jovens.

Também foi avaliada a influência da matriz e do efeito de borda sobre a riqueza de espécies e o número de lagartos capturados. A maioria mostrou-se generalista no uso do habitat. As espécies *Tupinambis merianae*, *Ameiva ameiva*, *Stenocercus caducus* e *Cercosaura eigenmanni* usaram desde a matriz ao interior da floresta. *Mabuya nigropunctata*, *Gonatodes hasemani*, *Iphisa elegans*, *Gonatodes humeralis* e *Anolis fuscoauratus* foram encontradas desde a borda ao interior e *Colobosaura modesta*, *Hoplocercus spinosus*, *Bachia dorbignyi*, *Micrablepharus maximiliani* e *Kentropyx calcarata* foram encontradas apenas no interior das áreas. Não houve espécie exclusiva da matriz de pastagem.

Houve diferença significativa na riqueza de espécies e o número de lagartos capturados entre matriz e borda, e matriz e interior da floresta. Para número de lagartos capturados não foi encontrada diferença significativa entre borda e interior, porém quando

analisada a influência da borda sobre a riqueza de espécies, foi encontrada diferença significativa entre borda e a distância de 200 m. Analisadas apenas as áreas entre 41 e 100 ha, diferenças significativas na riqueza foram encontradas para distâncias de 50, 100 e 200 metros da borda.

A ordenação promovida pelo HMDS não mostrou um agrupamento de áreas quanto aos dados qualitativos e quantitativos, indicando não haver um padrão na composição de espécies entre as áreas estudadas.

Os modelos de regressão múltipla sejam para as variáveis físicas (tamanho, índice de forma e tempo de isolamento das áreas) ou variáveis da estrutura da floresta (número de árvores, abertura de dossel e volume de folhiço) não apontaram relação significativa entre estas e a riqueza ou número total de lagartos capturados. No entanto, foi verificada relação significativa positiva entre tamanho da área e número de *Gonatodes hasemani* e de *Cercosaura eigenmanni* capturados.

A quantidade de indivíduos capturados da espécie *Bachia dorbignyi* foi significativamente relacionada ao número de árvores e o de *Anolis fuscoauratus* foi relacionada a número de árvores e volume de folhiço.

Abstract

I evaluated the effect of fragmentation on the lizard community in seasonal, semi-deciduous, sub-montane forests in southwest Mato Grosso, Brazil. My study sites included 18 forest fragments between 41 and 470 ha in size and three control areas of over 1,000 ha. The fragments were isolated approximately 20 years ago and exist within a matrix of agricultural pasture.

I used pitfall traps to census the lizard community of each study site. Five parallel lines of traps, spaced 50 m apart, were placed from the forest edge into the interior of each study site. An additional line was placed from the forest edge into the pasture, using the same spacing. Each line of traps was 50 m long, containing five 23.6 liter barrels, 5 m apart, linked by an 80 cm-tall fence. Visual samplings were also accomplished.

I sampled the study sites between December 2002 and August 2004. Nine study sites were sampled twice, once during the dry season and once during the wet season. The rest of the sites were sampled only once during the study period, in either the wet or the dry season. For each sample the traps were opened for 10 consecutive days, for a total of 9,000 barrel-days of sampling. I collected 322 individuals representing 7 families and 15 species over the entire study period.

In 8 of the 9 study sites sampled twice, there was no effect of season in 2003, on the species richness and abundance of lizards. However, the species *Mabuya nigropunctata* was more abundant during the wet season. During the wet season, I only captured adult individuals of the species *Stenocercus caducus*, while during the dry season, most individuals of this species were juveniles.

I also evaluated the influence of the matrix and the effect of the forest edge on the species richness and abundance of the lizard community. None of the species in my sample exclusively used the matrix habitat; most species showed a more generalized use of habitat. For example, *Tupinambis merianae*, *Ameiva ameiva*, *Stenocercus caducus*, and *Cercosaura eigenmanni* were captured from the matrix all the way through to the interior forest. *Mabuya nigropunctata*, *Gonatodes hasemani*, *Iphisa elegans*, *Gonatodes humeralis*, and *Anolis fuscoauratus* were captured from the forest edge to the forest interior. However, some species were encountered more frequently in certain habitat types. *Colobosaura modesta*, *Hoplocercus spinosus*, *Bachia dorbignyi*, *Micrablepharus maximiliani* and *Kentropyx calcarata* were only captured in the forest interior.

I found significant differences in the species richness and abundance of lizards between the matrix and the forest edge and between the matrix and the forest interior. Lizard

abundance did not vary between the forest edge and forest interior, but species richness was significantly different between the forest edge and 200 m into the forest. Looking only at fragments between 41 and 100 ha in size, species richness was significantly different at distances of 50, 100, and 200 m from the forest edge.

An HMDS ordination did not show a grouping of study sites using either qualitative or quantitative data, indicating that there was no pattern in species composition among study sites.

I performed multiple regression analysis to examine whether physical variables (fragment size, index of fragment shape, and time since isolation) and forest structure variables (number of trees in a fragment, canopy cover, and leaf litter volume) influenced lizard species richness or abundance. I found no significant effect of physical or forest structure variables on the overall species richness and abundance of lizards. However, forest fragment size had a significant positive relationship with the abundance of two lizard species, *Gonatodes hasemani* and *Cercosaura eigenmanni*.

When I performed multiple logistical regression analysis, I found significant relationships between the abundance of *Bachia dorbignyi* and the number of trees and between the abundance of *Anolis fuscoauratus* and both the number of trees and leaf litter volume.

1. Introdução Geral

Apesar do Brasil possuir, desde 1988, um dos melhores sistemas de monitoramento de desmatamento entre os países tropicais, o avanço de ações antrópicas sobre as áreas florestais do país não parou de crescer na última década (Laurance *et al.*, 2002a; Laurance *et al.*, 2004), gerando grandes perdas de diversidade (Fearnside, 2003).

A velocidade de ocupação das áreas naturais tem sido cada vez maior e biomas como a Floresta Atlântica já apresentam alto grau de comprometimento (Zaú, 1988; Rocha *et al.*, 2003). O foco da vez já deixa de ser o Cerrado, visto que quase toda sua extensão já foi substituída por culturas anuais ou pastagem (Ribeiro e Walter, 2001; Cerqueira *et al.*, 2003), e passa a ser a Amazônia, cujas porções sul do Pará, Norte de Mato Grosso e quase toda Rondônia já estão sendo ocupadas por plantios de soja e criação de gado (Laurance *et al.*, 2001; Fearnside, 2002; Maury, 2002).

Este processo tem promovido a redução das áreas naturais e o isolamento de pequenas porções de vegetação nativa em paisagens bastante modificadas, freqüentemente matrizes homogêneas de culturas agrícolas ou pastagens, criando o que se denomina fragmentos florestais (Scariot, 2001; Laurance *et al.*, 2002b).

Tanto o processo de fragmentação quanto o comportamento das áreas fragmentadas tem sido objeto de vários estudos nos últimos anos (Ex.: Lovejoy *et al.*, 1986; Kruess e Tschardtke, 1994; Laurance *et al.*, 1997a; Laurance *et al.*, 1997b; Laurance, 1999; Cochrane e Laurance, 2002; Colli, 2003; Colli *et al.*, 2003; Watson, 2003 e Feeley, 2004). O interesse no estudo sobre fragmentação, segundo Viana e Pinheiro (1998), relaciona-se ao fato de que grande parte da biodiversidade está restrita a pequenas áreas fragmentadas, pouco estudadas.

No Brasil, há vários estudos a respeito do tema. Entre os mais completos está o Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), realizado na região Amazônica desde 1979, numa parceria entre o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e o Smithsonian Institution dos EUA e que vem buscando respostas de longo prazo a respeito dos efeitos da fragmentação sobre comunidades animais e vegetais (Laurance *et al.*, 2002b). Recentemente, também foram publicados pelo Ministério do Meio Ambiente, (Rambaldi e Oliveira, 2003) os resultados de 15 projetos, apoiados pelo PROBIO (Projeto de Conservação e de Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira) que estudaram as causas e conseqüências da fragmentação sobre a biodiversidade brasileira.

Estes e outros estudos têm mostrado que os processos de fragmentação causam sérias modificações na dinâmica das populações de animais e vegetais. Isto pode influenciar os padrões locais e regionais de biodiversidade devido à perda de micro-habitats únicos,

isolamento do habitat, mudanças nos padrões de dispersão e migração, e erosão do solo, constituindo assim numa séria ameaça à diversidade biológica (Kruess e Tscharntke, 1994; Haydon e Pianka, 1999).

Um dos principais efeitos negativos da fragmentação é o que se denomina efeito de borda, que promove mudanças físicas e bióticas, expondo a vegetação e populações animais a novas interações ecológicas (Laurance, 1991; Laurance e Yensen, 1991). Estas mudanças podem alterar a distribuição, o comportamento e sobrevivência de espécies de plantas e animais e assim conduzir a extinções de populações em função da perda de habitats (Wilcox e Murphy, 1985; Barbosa e Marquet, 2002).

Alguns grupos animais, como insetos, anfíbios, mamíferos e aves, principalmente as insetívoras que habitam o subdossel são muito sensíveis à fragmentação (Bierregaard *et al.*, 1992). Por isso evitam as bordas, visto que estes ambientes diferem daqueles do interior do fragmento, devido ao aumento de luz, temperatura, umidade e vento (Kapos, 1989; Rodrigues, 1998).

A forma do fragmento também exerce importante influência sobre a comunidade ali presente, já que a relação perímetro/área é aumentada em fragmentos de floresta, influenciando os efeitos de borda. Áreas com formas alongadas e estreitas e mesmo aquelas grandes, mas com formatos irregulares, com muitas invaginações, apresentam maior perímetro. Isto permite que os efeitos de borda atinjam as porções mais internas do fragmento. Áreas de formato circular apresentam menor relação perímetro/área, ficando o centro mais distante da borda e conseqüentemente sofrem menos com efeitos de borda (Laurance, 1991; Laurance e Yensen, 1991; Laurance, 1998 e Scariot *et al.*, 2003).

O tamanho do fragmento também é outra variável de grande importância para a comunidade ali instalada (Tocher *et al.*, 1997 e Fearnside, 2003). Para Laurance *et al.* (2002b), há uma correlação negativa entre tamanho de fragmentos e extinção de espécies, o que segundo os autores já fora apontado por MacArthur e Wilson em 1967, ao propor a teoria de biogeografia de ilhas. No entanto, Bowman *et al.* (2002) mencionam que ainda são confusas as conclusões de que as densidades das populações animais aumentam com o aumento do tamanho dos fragmentos.

O tempo de isolamento também é um fator de interesse. Whitmore (1997) e Gainsbury e Colli (2003) sugerem que, os efeitos do isolamento podem aumentar em função do tempo de isolamento. Laurance *et al.* (2002b) comentam que até um ano após a fragmentação, há uma nítida flutuação de muitas espécies animais, onde aquelas mais sensíveis desaparecem quase que imediatamente das bordas. No entanto, alguns grupos podem ter sua riqueza aumentada

logo após a fragmentação, como foi registrado para anfíbios (Tocher *et al.*, 1997), borboletas (Brown e Hutchings, 1997) e pequenos mamíferos (Malcolm, 1997). Thomazini e Thomazini (2000) e Laurance *et al.* (2002b), justificam este fato devido à invasão de espécies, ao desaparecimento de predadores e/ou competidores ou simplesmente porque estas espécies apresentam grande plasticidade.

Skole e Tucker (1993) e Scariot (1998) ressaltam que os efeitos da fragmentação também ocorrem pelo aumento do isolamento entre as áreas. Neste sentido, Thomas *et al.* (1992) e Cook *et al.* (2002) chamam a atenção para o fato de que a maioria das pesquisas adota a teoria de biogeografia de ilhas de MacArthur e Wilson, de 1967, como referência, assumindo que a matriz é uniforme como o oceano e os fragmentos como ilhas. Porém os fragmentos de habitat terrestres são circundados por matrizes nem sempre homogêneas, cujas estruturas podem diferir na resistência destas ao movimento dos organismos entre fragmentos. Assim, os fragmentos estarão mais ou menos isolados, independentemente da distância em função da estrutura da matriz (Ricketts, 2001).

Todos os ambientes naturais sofrem perdas com a fragmentação, no entanto Laurance *et al.* (1997b) e Fearnside (2003) consideram que os ambientes tropicais são mais vulneráveis a estes processos, visto que apresentam maior riqueza de espécies que outros ecossistemas, e muitas destas apresentam pequenas populações, por serem raras. Além disso, esses autores, consideram que nestes ambientes há muitas espécies especialistas que evitam ambientes alterados como bordas, além da fragmentação, na maioria dos casos, impedir imigrações e, assim, o fluxo gênico.

Muitos dos efeitos da fragmentação sejam de curto, médio ou longo prazo, ainda não são conhecidos (Harisson e Bruna, 1999 e Tschardtke *et al.*, 2002). As repostas à fragmentação de habitats podem diferir significativamente entre as espécies, pois a paisagem fragmentada para uma espécie pode não ser para outra, já que cada espécie responde de forma diferente ao tamanho e a escala de espaço na qual os fragmentos são formados (Noss, 1987; Laurance, 1990 e Piessens *et al.*, 2005).

O estudo de paisagens fragmentadas tem crescido bastante (Laurance, 1999), tendo como reflexo o aumento do número de publicações sobre o tema. No entanto, alguns grupos animais são mais estudados que outros. Um exemplo é relatado por Nally e Brown (2001), que consultando os índices Current Contents (2000, semana 29) e Abstracts Biological (Junho 2000), encontraram 1.228 artigos sobre o tema, onde 34,2% referiam-se a aves; 30,8% a mamíferos; 25,8% a invertebrados; 3,6% a anfíbios; 3,3% a peixes e apenas 2,3% a répteis.

Embora, comparado a outros grupos, o número de publicações a respeito dos efeitos da fragmentação sobre répteis seja pequeno, Silvano *et al.* (2003) sugerem que anfíbios e répteis podem ser considerados ótimos grupos para estes estudos, devido à sua mobilidade reduzida, alta especificidade de habitat e exigências fisiológicas.

Apesar desta consideração, não são muitos os estudos que abordam efeitos de isolamento em longo prazo sobre comunidades de lagartos, como aqueles apresentados por Colli *et al.* (2002); Gainsbury e Colli (2003) e Silvano *et al.* (2003).

Embora estas pesquisas já apresentem resultados que dão uma idéia dos efeitos da fragmentação sobre os lagartos, muitas delas foram realizadas em regiões de Cerrado, sendo mencionado por Colli (2003) e Silvano *et al.* (2003) que os efeitos da fragmentação sobre herpetofauna variam entre os diferentes biomas.

Para Rodrigues (2005) a maioria das informações sobre répteis, no Brasil, ainda é preliminar. Assim, pesquisas em ambientes ainda não estudados são importantes para fornecer informações complementares a respeito do grupo. Além disso, de acordo com Rodrigues (2003), áreas remanescentes que continuam sendo desmatadas podem abrigar espécies que poderão se perder para sempre e com elas levar informações biológicas essenciais à compreensão de muitos processos vitais.

A partir da década de 70 o Estado de Mato Grosso foi intensamente ocupado. No Sudoeste do Estado, os incentivos do Pólo Noroeste contribuíram para ocupação intensa da região e desde então a retirada da vegetação nativa para implantação de culturas anuais e pastagens tem ocasionado a redução da vegetação original a pequenas ilhas.

Não há para a região Sudoeste de Mato Grosso, estudos intensivos de média ou longa duração sobre répteis, a não ser aqueles realizados pelo Pólo Noroeste, levantamentos rápidos para implantação de usinas hidrelétricas e linhas de transmissão, além do recente Aquarap (Strüssmann *et al.*, 2000).

Assim fazem-se necessários e urgentes estudos mais detalhados das comunidades ainda persistentes nestas áreas, visando não somente promover o levantamento de espécies, mas compreender o seu relacionamento com estas áreas e obter subsídios técnicos que possam orientar políticas de conservação.

Neste contexto, no presente trabalho, me propus a investigar o efeito da fragmentação sobre a riqueza e abundância de lagartos em áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso.

Este trabalho está organizado em sete seções, sendo que na primeira é feita uma revisão bibliográfica sobre o tema. Na seção dois é feita a descrição da área de estudo

enfocando localização e aspectos da geomorfologia, solos, hidrografia, clima e vegetação. Na seção três está descrito a Metodologia Geral, enfocando métodos de escolha das áreas, captura dos lagartos, coleta de artrópodes e tomada das medidas de estrutura da vegetação.

As três seções seguintes são os Capítulos um a três, que reportam sobre o estudo em si.

O Capítulo I enfoca a variação na riqueza de espécies e número de lagartos coletados, em oito das áreas estudadas, durante o ano de 2003.

No Capítulo II foi pesquisada a influência da matriz de pastagem e efeitos de borda sobre a comunidade de lagartos nas 21 áreas amostradas.

No Capítulo III foram investigados os efeitos de “variáveis físicas” (tamanho; índice de forma e tempo de isolamento dos fragmentos) e aspectos da estrutura da vegetação (número de árvores; abertura de dossel e volume de folhiço) sobre a abundância e riqueza de espécies.

Na última seção são apresentadas as conclusões e considerações finais deste estudo.

2. Área de Estudo

2.1 – Localização

As 21 áreas estudadas estão localizadas nas microbacias dos rios Jauru e Cabaçal, ambos afluentes do Rio Paraguai entre as coordenadas: Latitude S $15^{\circ} 15' 06.9241''$ e $15^{\circ} 33' 43.0300''$ e Longitude W $58^{\circ} 42' 56.2800''$ e $58^{\circ} 00' 17.5037''$. Estas áreas pertencem aos municípios de Figueirópolis D'Oeste; Indiavaí, Araputanga, IV Marcos, Mirassol D'Oeste, Curvelândia, Lambari D'Oeste e Rio Branco, no Sudoeste do Estado de Mato Grosso, região centro-oeste do Brasil (Figura 1).

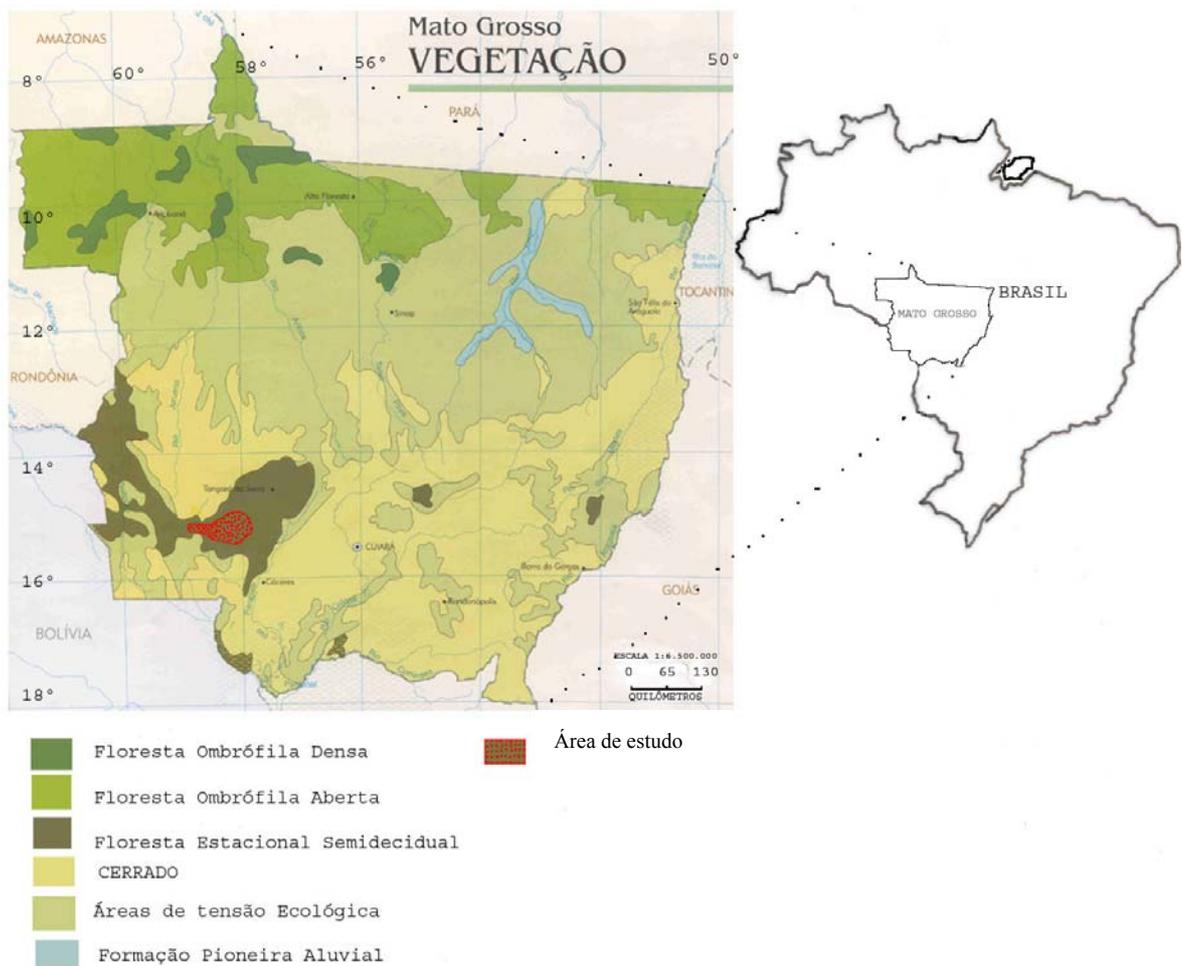


Figura 1 - Mapa de vegetação do Estado de Mato Grosso. A área demarcada de vermelho indica a localização das áreas de estudo. Modificado de Miranda e Amorim (2000).

A região tem sido desmatada há aproximadamente 45 anos a partir das aberturas das BRs 070 e 174 e incentivos de ocupação humana pelo projeto Polonoroeste na década de 60. A maioria da região se encontra com formação de pastagens e pequenas lavouras, a extração de madeira foi intensa no começo da ocupação e continua em menor escala até os dias atuais.

2.2 - Hidrografia

Os principais rios da região de estudo são: Jauru e seus afluentes (Rio das Pitas, Rio Água Limpa e Rio Brigadeiro) e Rio Cabaçal e seus afluentes (Rio Branco, Rio Vermelho, Rio Bugres), todos fazendo parte da sub-bacia do Alto Paraguai. Grande parte desses rios se encontra sem vegetação ciliar, com a pastagem avançando até as margens. Os pontos florestados são na maioria ocupados por capoeiras.

2.3 - Geomorfologia

As áreas de estudo estão inseridas na unidade geomorfológica Depressão do Rio Paraguai, subunidade Depressão do Alto Paraguai, com relevo pouco dissecado e caimento topográfico de norte para sul, cuja altimetria varia entre 120 e 400 m (EMBRAPA, 1982).

Esta Depressão encontra-se limitada ao norte pela escarpa da Serra de Tapirapuã; a leste pela Província Serrana, que a separa da Depressão Cuiabana e a noroeste pelo Planalto dos Parecis e Serra do Roncador. Apresenta superfície pediplanada com formas tabulares e convexas cortando litologias do Pré-Cambriano, cujo relevo mostra-se predominantemente dissecado (Ross e Santos, 1982 e MMA, 1997).

2.4 - Solos

Os solos da região são considerados eutróficos (Sánchez, 1992). Em grande parte da Depressão do Alto Paraguai é formado por Latossolos Vermelho-Amarelos de constituição argilo-arenosa, onde a topografia extremamente aplanada favorece a atividade agrícola (Ross e Santos, 1982 e MMA, 1997).

A maioria das áreas estudadas possui solos Podzólico Vermelho-Amarelo Eutrófico, exceto a área C14 que está em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (Oliveira *et al.*, 1982).

2.5- Clima

De acordo com a classificação climática de Köppen, os valores médios anuais de temperaturas e precipitação de toda Bacia do Alto Paraguai se enquadram no tipo climático **Aw**, ou seja, pertencente ao domínio de clima tropical chuvoso, onde a temperatura média do

mês menos quente está acima de 18 °C e o índice pluviométrico anual é relativamente elevado, porém com uma estação seca (Amaral e Fonzar, 1982; MMA, 1997).

O período chuvoso inicia-se, aproximadamente, em outubro e estende-se até por volta do mês de abril, quando ocorrem aproximadamente 80% do total anual de chuvas. O período seco ocorre entre os meses de maio a setembro. O trimestre mais chuvoso compreende os meses de janeiro, fevereiro e março, quando ocorrem 50% do total de chuvas (EMBRAPA, 1982 e MMA, 1997).

A precipitação média anual na região é de 1.330 mm, com máximas e mínimas anuais de 1.698 e 843 mm, para o período de 1971 a 2004. A temperatura média anual de 1971 a 1986 para a região estudada foi de 23,6° C, com média máxima mensal de 24,9° C para os meses de dezembro e janeiro e mínima de 20,7° C em julho (Resende *et al.*, 1994) (Figura 2).

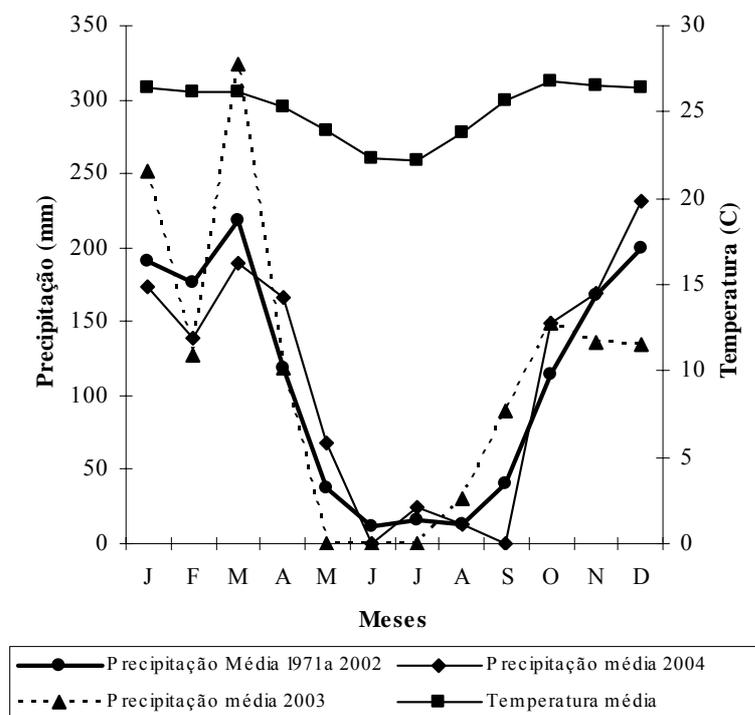


Figura 2 - Precipitação e temperatura da região onde estão localizadas as áreas de estudo. Dados de 1971 a 1994 de Resende *et al.* (1994). Dados de 1998 a 2004 da Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais (CPRM) – Serviço Geológico do Brasil (Regional Goiânia)-Estação Alto Jauru, Sub-bacia 66. Não estão incluídas informações referentes aos anos de 1995 a 1997.

2.6 - Vegetação

Apesar da vegetação da área de estudo assemelhar-se à Floresta Amazônica, esta não pode ser considerada como parte do domínio morfoclimático amazônico, já que a precipitação é inferior à que ocorre na Amazônia e conseqüentemente a floresta não permanece úmida durante todo ano. Algumas espécies chegam a perder parte da folhagem no período de seca (MCT / CNPq, 1985) (Figura 1).

Descrições mais detalhadas da vegetação local caracterizam a fitofisionomia como Floresta Estacional Semidecidual Submontana (ver Amaral e Fonzar, 1982; HABTEC, 2001 e SEPLAN, 1999). Este tipo de vegetação ocorre em locais cuja altitude varia de 100 a 500 m, apresentando estações de secas e chuvas bem definidas, ou em locais cuja temperatura apresenta grandes variações. 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).

Segundo Amaral e Fonzar (1982), esta subformação apresenta dossel emergente, ocupando a Depressão do Guaporé, parte do Planalto dos Parecis, Planalto de Tapirapuã e Depressão do Rio Paraguai, e grande extensão entre os rios Paraguai e Sepotuba, onde estão localizadas os sítios deste estudo. Pequenas manchas a leste do Estado de Mato Grosso, próximo à Nova Xavantina também são relatadas por SEPLAN, 1999.

Em função da adaptação ao déficit hídrico é comum que cerca de 20% da vegetação dominante perca suas folhas durante o período de seca (Amaral e Fonzar, 1982).

HABTEC (2001) menciona que as espécies vegetais emergentes, neste tipo fitofisionômico, atingem cerca de 20 m, apresentando um sub-bosque rico em Musáceas e grande frequência de pindaíbas (Anonáceas) dos gêneros *Rollinia*, *Annona*, *Duguetia* e *Xylopia*, assim como Gutíferas e Sapotáceas. No entanto as espécies vegetais nem sempre são comuns para todas as áreas denominadas por este nome, pois Amaral e Fonzar (1982) mencionam que há diferenças na composição florística entre áreas, conforme variação da umidade atmosférica.

Na região específica deste estudo, antes da ocorrência de retiradas de madeira era comum a presença de mogno (*Swietenia macrophylla*), Cerejeira (*Torresia acreana*), Cedro (*Cedrela odorata* e *C. macrocarpa*), espécies descritas por Amaral e Fonzar (1982) como típicas deste tipo de fitofisionomia. HABTEC (2001) em levantamentos fitossociológicos realizados para implantação da Usina Hidroelétrica do Jauru, incluindo áreas de realização desta pesquisa, acrescenta à lista destes autores outras espécies, como a peroba (*Aspidosperma macrocarpum*), cajá (*Spondias lutea*), peroba-rosa (*Aspidosperma*

cylindrocarpon), peroba-mica (*Aspidosperma polyneuron*), barriguda (*Chorisia publiflora*), ipê (*Tabebuia serratifolia*), Sumauma (*Ceiba pentandra*), louro (*Cordia* sp), piqui-da-mata (*Caryocar villosum*), sangra-d'água (*Hycronima alchornesides*), guanandi (*Calophyllum brasiliensis*), jequitibá (*Cariniana estrellensis*), sucupira-preta (*Diplotoplis* sp), jatobá (*Hymenea courbaril*), ingá (*Inga heterophylla*), pinho cuiabano (*Schyzolobium amazonicum*), jenipapo (*Genipa americana*), imbaúba (*Cecropia hololeuca*, *Cecropia pachystachya*), figueira (*Ficus guaranítica*) dentre outras. Amaral e Fonzar (1982) mencionam que não são comuns, nesta subformação fitofisionômica, a presença de cipós e palmeiras, porém em áreas mais abertas podem aparecer o babaçu (*Orbignya martiana*), urucuri (*Scheelea martiana*) o inajá (*Attalea maripa*), a bacaba (*Oneocarpus minor*), o patuá (*Jessenia batuaua*) e o palmito branco (*Euterpe edulis*). Nos locais onde ocorreram desmatamentos também aparece o acuri (*Scheelea phalerata* e *S. princeps*). Palmeiras e cipós foram comumente observados durante este estudo.

As áreas estudadas apresentam borda abrupta com a matriz de pastagem e embora tenha ocorrido corte seletivo de madeira, estas apresentam estrutura de floresta ainda complexa, com árvores de grande porte (Figuras 3A; 3B).



Figura 3 – Visão externa (A) e interna (B) do fragmento F5.

3. Metodologia Geral

3.1 – Seleção das áreas de estudo

A escolha das áreas de estudo se deu a partir da análise de uma imagem de satélite (Landsat, TM 5, 1999) georeferenciada e processada no programa AutoCad R14.

Alguns requisitos obrigatórios foram definidos para se determinar a escolha das áreas a serem estudadas:

1) Dentro da área de abrangência das micro-bacias dos rios Jauru e Cabaçal, através de recursos do AutoCad foram tomadas as medidas de área, em hectare, de todos os fragmentos e a partir de então selecionados, previamente aqueles que tivessem entre 40 e 500 ha.

2) Também foram escolhidas as três maiores áreas da região, para serem usadas como controles. Uma com 1.400 ha, outra com 4.700 ha e a terceira com 7.000 ha.

3) A partir de então, pelas diferenças de tons de cores na imagem, foram eliminados aqueles que não tinham como matriz a pastagem.

4) Com base nas informações levantadas previamente, 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, também foi averiguado o tipo de vegetação, sendo eliminadas aquelas áreas cuja vegetação diferiram em estrutura do padrão definido (Floresta Estacional Semidecidual Submontana) ou que se encontrassem muito perturbadas.

Durante as visitas foram solicitadas permissões aos proprietários para o desenvolvimento do estudo, o que foi obtido para todas as áreas, exceto duas, pertencentes a um mesmo proprietário.

Foram selecionadas 23 áreas, sendo seis pertencentes à microbacia do rio Cabaçal e 17 do rio Jauru. Deste total, somente 21 áreas foram analisadas. O fragmento 13 não entrou nas análises por possuir fitofisionomia diferenciada daquela definida previamente e a área controle 15, por impossibilidade de instalação das armadilhas *pitfall* em solo rochoso (Figuras 4, 5 e 6).

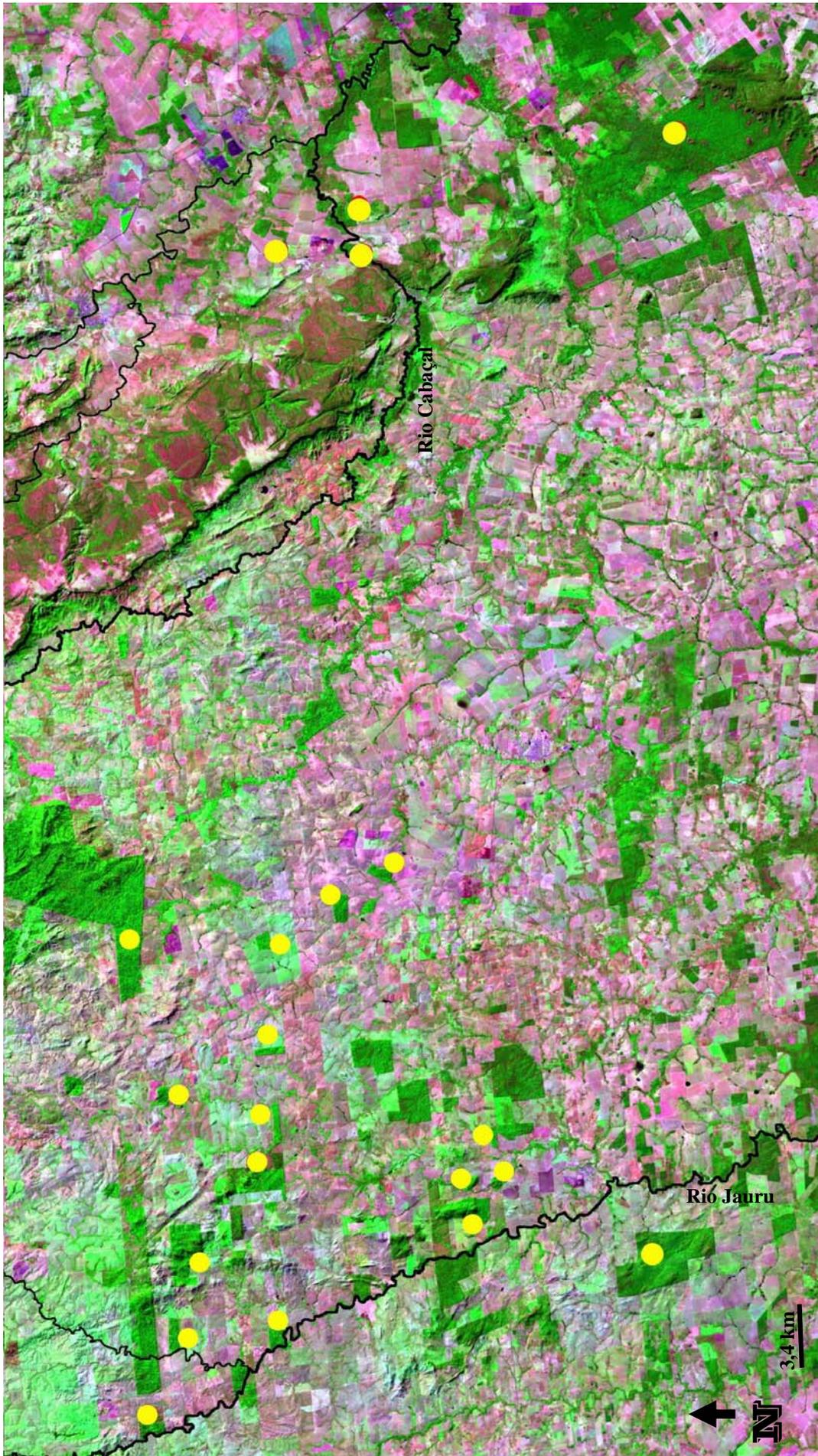


Figura 4 - Imagem de Satélite LANDSAT, de 1999, com a distribuição dos fragmentos das microbacias dos rios Jauru e Cabaçal. Os pontos amarelos estão colocados sobre cada uma das áreas estudadas ou lateralmente a estas.

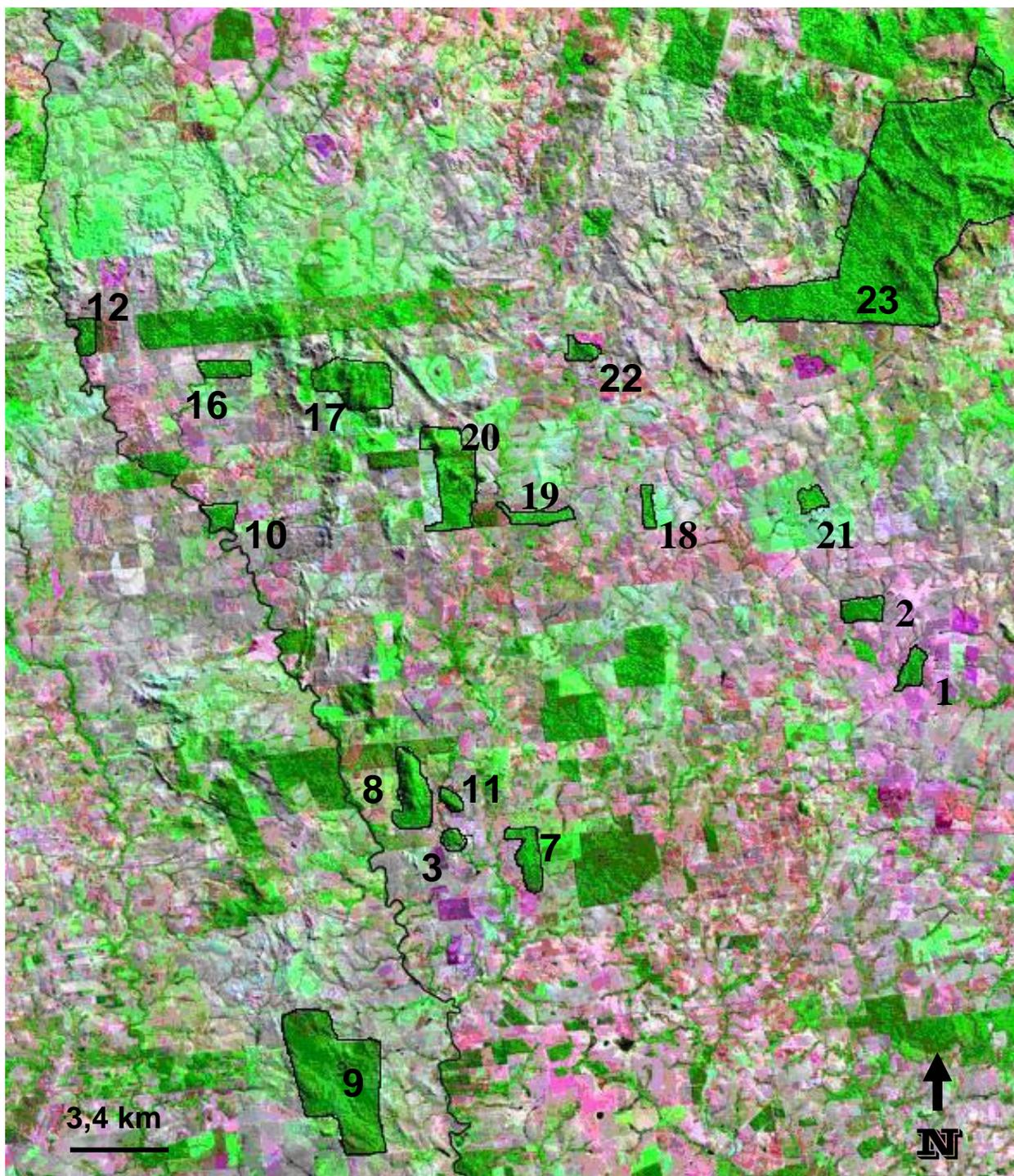


Figura 5 - Imagem de satélite LANDSAT, de 1999, com a distribuição dos fragmentos na microbacia do rio Jauru. Os números representam cada fragmento, sendo as áreas 9 e 23 controles.



Figura 6 - Imagem de Satélite LANDSAT, de 1999, com a distribuição dos fragmentos na microbacia do rio Cabaçal. Os números representam cada fragmento, sendo a área 14 controle.

As informações sobre o tempo de isolamento dos fragmentos foram obtidas através de entrevistas com os proprietários, gerentes ou moradores antigos da região (Quadro 1).

O índice de forma de cada área foi calculado através da fórmula $\{SI=p/200*(\pi*Ta)^{0,5}\}$, sugerida por Laurance e Yensen (1991). Onde SI é o índice de forma; p = perímetro da área; e Ta é a área/ha do fragmento. Os dados de perímetro e área foram obtidos através de ferramentas do AutoCad sobre a imagem de satélite georeferenciada.

Quadro 1: Caracterização das 21 áreas selecionadas nas microbacias dos rios Jauru e Cabaçal no estado de Mato Grosso em 2002. **Área** = identificação da área; **SI** = Índice de forma da área; **Idade** = tempo de isolamento do fragmento; **Latitude e Longitude** = localização das áreas; **Bacia** = bacia hidrográfica onde está inserida a área; **Fazenda** = fazenda onde está localizada a área; **Município** = Município onde está localizada a área; **F** = Fragmento; **C** = Área Controle.

Área	Tamanho (ha)	SI	Idade (anos)	Latitude (graus)	Longitude (graus)	Bacia	Fazenda	Município
F1	97,62	1,49	35	S 15 21 38.8046	W 58 24 23.9551	Jauru	Bandeirantes	Araputanga
F2	137,84	1,28	35	S 15 21 48.6819	W 58 26 03.2163	Jauru	Araputanga	Araputanga
F3	41,8	1,12	34	S 15 26 37.9647	W 58 35 05.7966	Jauru	Alto Jauru	Indiavaí
F4	42,77	1,54	10	S 15 20 05.1880	W 58 04 16.6136	Cabaçal	Nutrix	Rio Branco
F5	46,81	1,26	27	S 15 22 12.9819	W 58 04 43.6611	Cabaçal	Pau D'Alho	Quatro Marcos
F6	152,58	1,14	20	S 15 22 09.7114	W 58 03 39.2824	Cabaçal	Julho	Quatro Marcos
F7	190,02	1,66	34	S 15 27 04.9894	W 58 33 26.6370	Jauru	Alto jauru	Indiavaí
F8	297,62	1,43	34	S 15 26 19.8083	W 58 36 18.3490	Jauru	Alto jauru	Indiavaí
F10	87,64	1,33	24	S 15 19 42.1492	W 58 40 09.2134	Jauru	São José	Indiavaí
F11	57,77	1,22	34	S 15 25 51.1966	W 58 35 03.0934	Jauru	Alto Jauru	Indiavaí
F12	100,34	1,40	6	S 15 15 52.1695	W 58 42 59.5917	Jauru	Nova Canaã	Indiavaí
F16	123,70	1,57	16	S 15 16 31.7026	W 58 40 06.9672	Jauru	Nova Canaã	Indiavaí
F17	460,00	1,32	24	S 15 16 52.5427	W 58 37 20.8142	Jauru	Água Limpa	Indiavaí
F18	71,89	1,45	17	S 15 19 38.6479	W 58 30 45.7743	Jauru	Roberta	Indiavaí
F19	107,68	1,97	16	S 15 19 40.6349	W 58 33 14.4435	Jauru	4 Meninas	Indiavaí
F20	468,90	1,46	15	S 15 19 20.4313	W 58 34 33.1441	Jauru	Moreninha	Indiavaí
F21	76,99	1,14	14	S 15 19 26.2826	W 58 27 15.2678	Jauru	Pitomba	Indiavaí
F22	79,32	1,70	26	S 15 16 14.0530	W 58 32 11.4868	Jauru	Água Limpa	Indiavaí
C9	1.411,02	1,35	0	S 15 30 39.9583	W 58 38 49.7102	Jauru	Monte Fusco	Figueirópolis
C14	7.035,00	1,56	0	S 15 33 02.6851	W 58 00 57.6170	Cabaçal	Assentamento	Mirassol
C23	4.743,79	1,48	0	S 15 15 14.3345	W 58 27 20.6696	Jauru	SUDAN	Araputanga

3.2 - Amostragem dos lagartos

As áreas F1 a F8 e C9 foram amostradas, cada uma durante 10 dias, nos períodos chuvoso (07/12/2002 a 25/02/2003) e seco (24/06 a 08/08/2003). As demais áreas foram amostradas uma única vez, por 10 dias consecutivos, sendo as áreas 10 a 14 no período chuvoso (13/01/04 a 14/02/04) e as áreas 15 a 23 no período seco (07/07 a 27/08/04).

Para abertura das trilhas de amostragem, procurou-se conciliar o local de melhor acesso com maior largura do fragmento. Neste local foi aberta uma trilha mestre, a partir da qual foram construídas as demais trilhas em sentido perpendicular a esta (Figura 7).

A amostragem da comunidade de lagartos, predominante de solo, foi feita por armadilhas de interceptação e queda (*pitfall traps*), com cerca guia e procura visual nas trilhas. Em cada campanha foram amostradas três áreas simultaneamente, com dessincronia de um dia entre elas, em função do tempo de montagem das armadilhas em cada uma.

3.2.1 – Armadilhas de interceptação e queda (*pitfall traps*)

Para a realização das atividades de coleta dos lagartos foi solicitada, junto à Superintendência do IBAMA/COEFA em Cuiabá, licença de coleta e transporte, o qual emitiu as licenças: 033/02; 004/03 e 057/04.

Segundo Greenberg *et al.* (1994) e Cechin e Martins (2000), *pitfall* é um método eficiente para amostragem de lagartos que fazem uso freqüente do solo. No entanto, animais fossoriais e arborícolas são raramente amostrados.

Em cada área foram montadas seis linhas de *pitfall* (1 a 6). A primeira linha (1) foi disposta na matriz de pastagem, distante 50 m da borda. A segunda (2) foi montada na borda e as demais (3 a 6) a cada 50 m para dentro do fragmento, sendo que a última ficou a 200 m da borda. Cada linha de armadilhas apresentava 50 m de comprimento, constituída por cinco baldes plásticos no formato de tronco de cone (37 cm de altura; 30 cm de diâmetro na boca e 26 de diâmetro no fundo) com capacidade para 23,6 litros, estando os baldes distantes 10 metros um do outro (Figura 7).

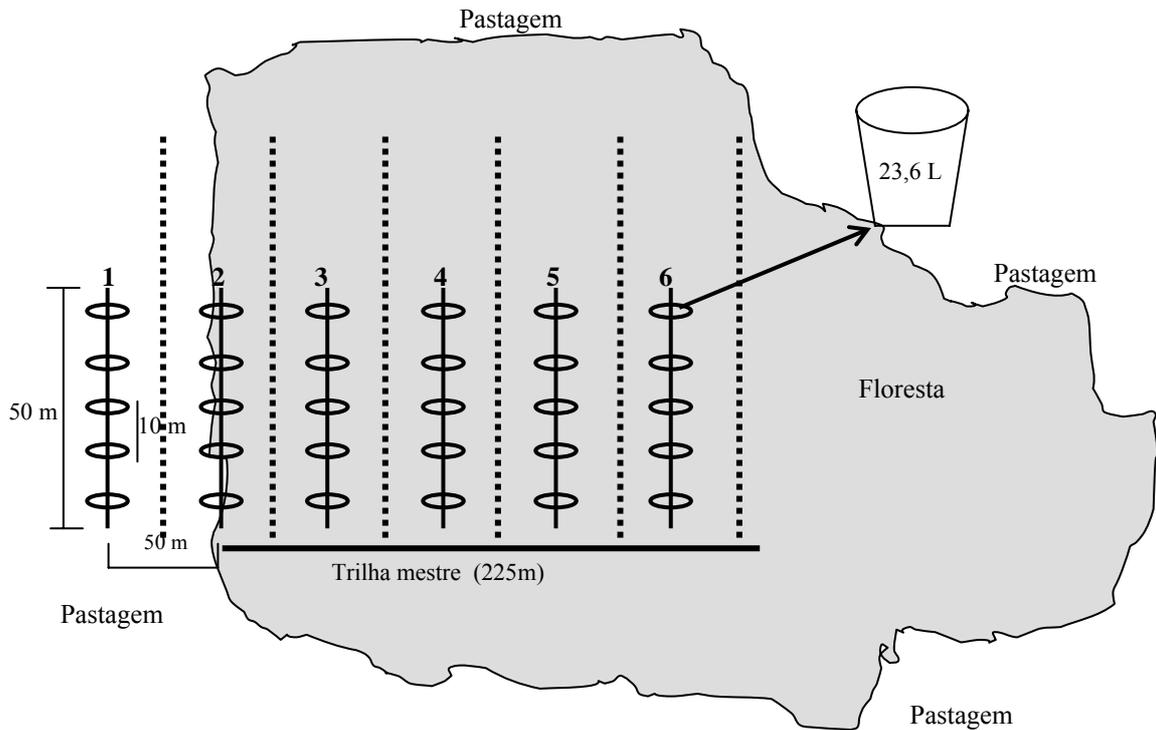


Figura 7 - Disposição das armadilhas *pitfall trap* (⊕) e trilhas de procura visual (⋮) nas áreas estudadas.

Os baldes foram enterrados em buracos no chão, até a borda e interligados por cerca-guia de lona plástica preta de 80 cm de altura, sustentadas por estacas de madeira, nas quais foi presa com grampo. A lona permaneceu espichada com a borda inferior enterrada cerca de cinco centímetros no solo. Na construção das armadilhas procurou-se causar o mínimo impacto possível no local (Figura 8).



Figura 8 - Armadilhas *pitfall* montadas em uma das áreas de estudo.

Durante o período de chuvas foram colocadas placas de isopor dentro dos baldes a fim de se evitar a morte dos animais por afogamento, sendo os mesmos esvaziados periodicamente.

Os baldes permaneceram abertos, em cada área, por 10 dias consecutivos, uma única vez por época do ano, nas áreas F1 a F8 e C9. Nas demais áreas houve coleta em apenas uma época do ano. Os baldes foram vistoriados todos os dias.

Os animais capturados foram retirados dos baldes, colocados em sacos de pano e transportados para o acampamento onde foram sacrificados, com éter, tendo sido congelados para posterior preparo.

Cada animal recebeu um número de campo (DJS), tendo sido anotado a data de captura, número do fragmento, trilha e balde em que foi coletado. As medidas de comprimento do crânio (CR); comprimento rostro-cloacal (CRC) e comprimento da cauda (CC), de cada animal, foram anotadas, bem como o sexo.

Das espécies mais frequentes foram retirados os estômagos para posterior análise de conteúdo estomacal e foram fixados com formol a 10% e preservados em álcool a 70%. Dos

indivíduos coletados, 60 foram tombados na Coleção de Anfíbios e Répteis do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA (Apêndice 4). Outros 10 foram depositados coleção de Herpetologia do Museu Paraense Emílio Goeldi (Apêndice 5), estando aguardando tombamento e os demais serão tombados na coleção da Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT.

3.2.2 – Procura visual

Procura visual é sugerido como método complementar às armadilhas de queda, visto que *pitfall* amostra essencialmente espécies que usam o solo com frequência (Campbell & Christman, 1982 e Chechim e Martins, 2000). Assim, objetivando ter uma amostragem que possibilitasse um registro mais completo da comunidade, neste estudo também foi utilizado o método de procura visual.

A procura visual foi realizada em trilhas de 100 m de comprimento, localizadas entre cada linha dos *pitfall* (Figura 7). Esta amostragem foi realizada por uma única pessoa, caminhando-se lentamente pelas trilhas, observando o folhiço e tronco das árvores, até 1,5 m de altura, numa faixa lateral de 5m.

As caminhadas foram realizadas no terceiro e sétimo dia de amostragem, em cada área, no período entre 9:00 e 12:00 horas, nas áreas 10 a 21, tendo sido gastos 20 minutos em cada trilha. Nas áreas 1 a 9 não houve padronização de horários.

Durante a procura visual, foram anotados os dados de localização, a espécie e estágio de vida dos lagartos (jovem/adulto).

3.3 – Amostragem de artrópodes

Para verificação da disponibilidade de alimento, foram montadas armadilhas de queda (*pitfall*) para coleta de artrópodes. Em cada área de estudo, foram montadas 18 armadilhas *pitfall* feitas com recipientes de dois litros (24 cm profundidade x 9,5 cm de diâmetro), as quais foram enterradas até a borda superior.

Estas armadilhas foram dispostas em linhas paralelas às dos *pitfall* de baldes, para coleta dos lagartos. Foram utilizadas as seis trilhas onde foi realizada a procura visual e lagartos. A primeira foi disposta no pasto a 25 m da borda, a segunda, dentro do fragmento a 25 m da borda e as demais a cada 50 m para o interior do fragmento até 225 m (Figura 9).

Em cada uma destas trilhas foram colocadas três garrafas *pitfalls*, distantes um do outro 50 m e nestes colocado 300 ml de solução de formalina a 5%, viabilizando a preservação dos artrópodes capturados e 15 ml de detergente a fim de reduzir a tensão

superficial e assim fazendo com que os indivíduos capturados fossem para o fundo (Figura 10).

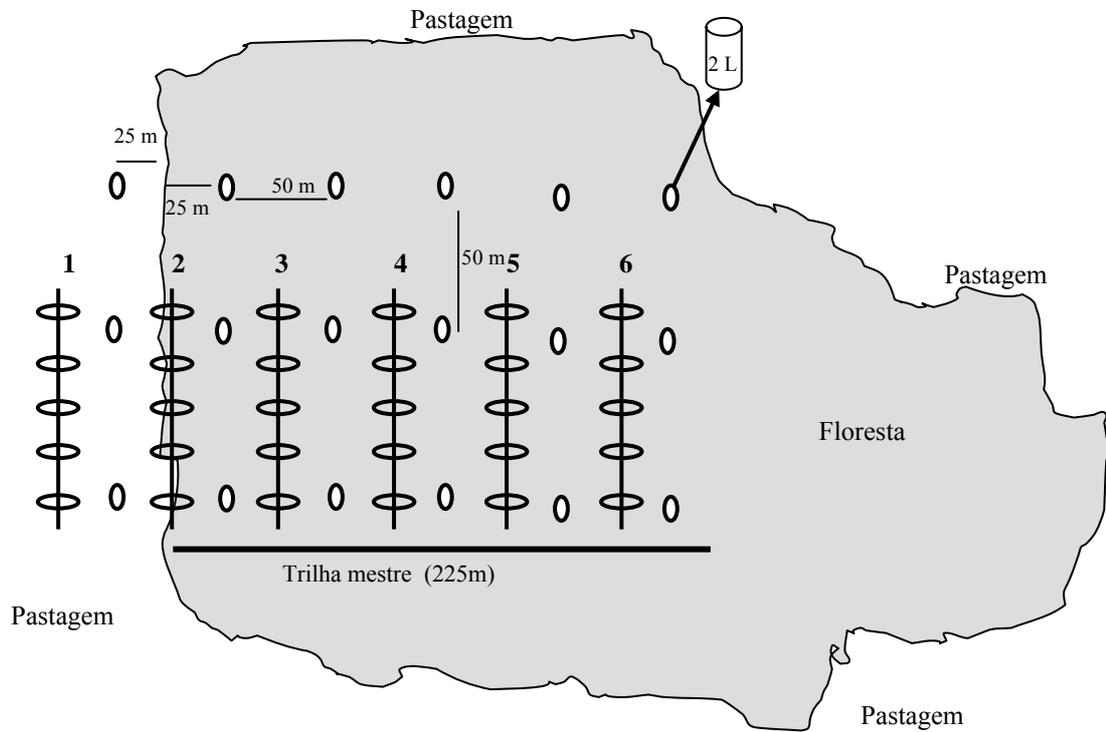


Figura 9 - Disposição das armadilhas *pitfall trap*, para amostragem de lagartos (☪) e artrópodes (○) nas áreas estudadas.



Figura 10 – Armadilhas *pitfall trap* para captura de artrópodes.

Estas armadilhas permaneceram abertas por oito dias consecutivos, durante o período de coleta dos lagartos, sendo então retiradas e o material nelas contido foi acondicionado em sacos plásticos e congelados para posterior triagem.

Em laboratório os artrópodes foram separados, por cada ponto, em nível de ordem, contados e pesados em balança digital de precisão de 0,0001g.

As coletas de artrópodes foram restritas ao solo porque a amostragem dos lagartos também foi seletiva aos lagartos terrestres ou que fazem uso freqüente do solo. Em um ensaio preliminar, realizado na área F3, foi observado que cerca de 90% da dieta dos lagartos com maior número de registros, (*Stenocercus caducus*; *Mabuya nigropunctata* e *Gonatodes hasemani*) era constituída de artrópodes de solo.

3.4 - Estrutura da vegetação

A estrutura da vegetação foi mensurada através de: (i) contagem do número de árvores, (ii) percentual de abertura de dossel e (iii) volume de folhiço nas proximidades de cada balde dos conjuntos de *pitfalls*. Essas leituras são adaptadas de Malcolm (1988) e Freitas *et al.* (2002), que fizeram medidas de microhabitat ao trabalhar com mamíferos.

Foram contadas todas as árvores com DAP acima de 30 cm que estavam dentro de um diâmetro de seis metros a partir de cada balde da linha de *pitfall*.

Para medida de abertura de dossel (DOS) foi utilizada uma tela de arame gradeada (50cm x 50cm) contendo 100 quadrados vazados de 0,25 cm². Olhando-se através do quadrado em direção ao dossel, foi estimada a porcentagem de abertura de dossel de cada ponto de captura (Figuras 11A e 11B).

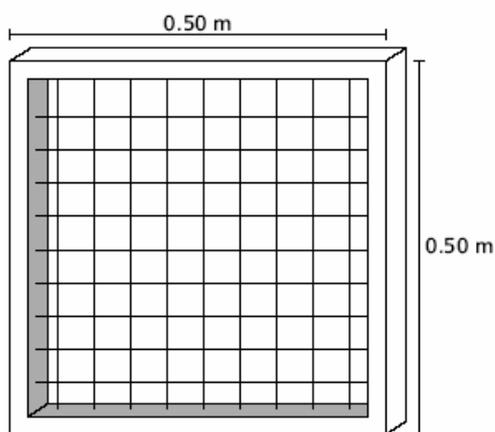


Figura 11A - Quadro utilizado para estimar abertura de dossel em cada ponto de amostragem. Extraído de Freitas *et al.* (2002).



Figura 11B – Procedimento de estimativa da abertura de dossel em cada ponto de coleta.

Para diminuir o acúmulo de erros, todas as medidas, durante todo o estudo, foram feitas pela mesma pessoa.

As medidas de volume de folhiço, também realizadas sempre pela mesma pessoa, foram feitas a partir do lançamento, aleatório, de um quadro de 0,5 x 0,5 m, nas proximidades de cada balde, num raio de três metros, dentro do qual foi colhido todo folhiço e colocado em um vasilhame graduado de 21cm x 32,5cm x 40cm. Sobre este volume foi colocada uma tampa de madeira e sobre esta um peso de 2 Kg. A leitura foi feita deste volume “prensado”. Nesta medida foi utilizado somente o folhiço, tendo sido retirados os galhos, frutos e pecíolos volumosos como de palmeiras. O volume foi encontrado através da multiplicação da largura x comprimento x altura. A altura era aferida através de uma régua colada na caixa (Figura 12).



Figura 12 – Coleta e medida do volume de folhiço.

Capítulo I – Variação na riqueza de espécies de lagartos e número indivíduos coletados, durante o ano de 2003, em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso.

1.1 - Introdução

Efeitos sazonais podem promover variação no tamanho das populações, na composição das comunidades, no ritmo de atividades, migração, reprodução, alteração de dieta, dentre outras. Na verdade o que influencia o comportamento dos animais são aspectos ambientais tais como, variação nos níveis de precipitação, na temperatura, bem como o fotoperíodo e disponibilidade de alimentos (Greenberg *et al.*, 1994 e Ricklefs, 1996).

Crosswhite *et al.*, (1999), mencionam que vários fatores influenciam no sucesso de captura dos animais, incluindo tamanho do corpo, tamanho da área de vida, estratégias que os levam a evitar as armadilhas e variação sazonal. Répteis e anfíbios são grupos animais cuja atividade está diretamente relacionada a aspectos de temperatura e precipitação. A disponibilidade de recursos alimentares também pode exercer importante influência na atividade destes grupos (Vrcibradic e Rocha, 1998 e Mesquita, 2001).

Alguns autores, como Vogt e Hine (1982) e Crosswhite *et al.* (1999) sugerem que se há pretensão de obter informações mais precisas a respeito da composição de espécies e abundância de répteis e anfíbios é preciso que as atividades de registro e capturas sejam realizadas em vários períodos, procurando cobrir as diferentes épocas do ano, com suas conseqüentes variações ambientais.

Diversos autores afirmam que aspectos de sazonalidade influenciam a atividade de lagartos, porém não há uma universalidade em suas conclusões. Welker *et al.* (2004), por exemplo, estudando *Mabuya nigropunctata* em cerrados do Distrito Federal e Faria (1999), ao estudar três espécies de Teiidae em savanas amazônicas, encontraram maior abundância de lagartos no período seco. Já Schlaepfer e Gavin (2001), estudando *Norops* na Costa Rica, encontram maior abundância de lagartos, nas bordas de fragmentos no período seco e no período chuvoso no interior. Strüssmann (2000) e Pavan (2001) entendem que os lagartos são mais ativos durante o período chuvoso. Assim pode haver maior número de registro neste período. Pinto (1999), estudando *Mabuya* em regiões de Cerrado, não registrou variação na abundância deste em relação a período seco e chuvoso.

Com o intuito de verificar ocorrência de variação na riqueza de espécies e número de indivíduos coletados entre as estações de seca e chuva, durante o ano de 2003, foram realizadas amostragens nos dois períodos, nas áreas F1 a F8 e C9.

1.2 - Metodologia

Das 21 áreas estudadas, nove (1 a 9) foram amostradas em dois períodos (seco e chuvoso), tendo os resultados destas sido analisados neste Capítulo, exceto o fragmento 3, visto que as amostragens nesta foram realizadas em locais diferentes, em cada período. Também não foram incluídos os lagartos capturados na pastagem.

As capturas foram realizadas com armadilhas de queda com cerca guia por um período de 10 dias consecutivos, em cada estação, tendo sido amostradas três áreas concomitantemente, conforme descrito na seção Metodologia Geral.

As atividades de campo foram realizadas, no período chuvoso, entre 07 de dezembro de 2002 a 25 de fevereiro de 2003. No período seco as coletas ocorreram entre 24 de junho a 08 de agosto de 2003, também três áreas por campanha.

A precipitação média mensal neste período chuvoso foi de 227,16 mm e do período seco de 10,13 mm (Figura 1.1).

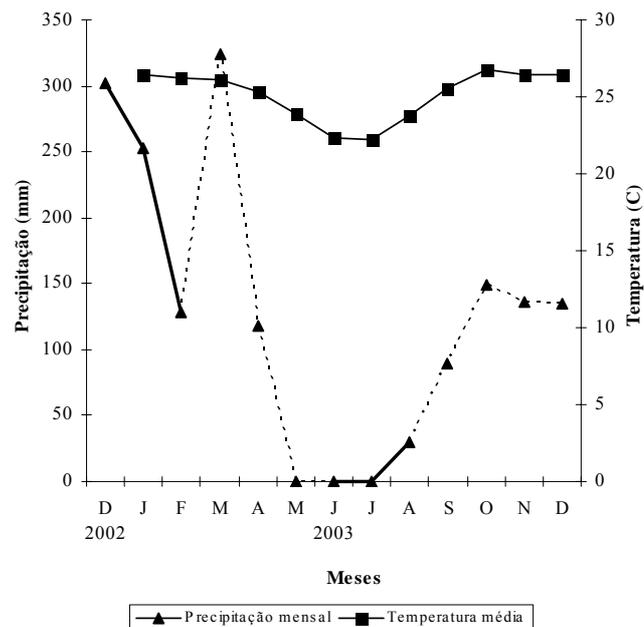


Figura 1.1 - Precipitação e temperatura das áreas de estudo, no período amostrado. Dados de precipitação da Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais (CPRM) – Serviço Geológico do Brasil (Regional Goiânia)-Estação Alto Jauru, Sub-bacia 66. Dados de temperatura do período de 1971 a 1994 de Resende *et al.* (1994). Os períodos de realização das coletas estão representados pelos traços contínuos na linha de precipitação.

Foi realizado teste T pareado objetivando verificar a existência de diferenças significativas na riqueza de espécies e o número de lagartos capturados entre os dois períodos.

A mesma análise foi utilizada para detectar variação na disponibilidade de alimento (artrópodes) entre os dois períodos. A comparação foi feita entre a soma total da biomassa de artrópodes de cada fragmento, por período.

Para verificar a ocorrência de variação significativa da riqueza de espécies e número de indivíduos coletados em função da variação da biomassa de artrópodes no período chuvoso foi utilizada regressão simples.

Todas as análises foram realizadas no programa Systat 8.0, Wilkinson (1998).

1.3 - Resultados

Durante o período seco e o período chuvoso, nas oito áreas, foram registradas 13 espécies, com um total de 135 indivíduos capturados (Tabela 1.1).

Tabela 1.1 – Número de lagartos, por espécie, capturados em cada área e por período do ano. **F** = Fragmento; **C** = Área controle; **PC** = Período chuvoso; **PS** = Período seco. Não estão incluídos os animais capturados na pastagem.

Família	Espécies	Áreas / Período do ano															
		F1		F2		F4		F5		F6		F7		F8		C9	
		PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS
Gekkonidae	<i>Gonatodes hasemani</i>	0	2	5	1	0	3	0	0	2	1	0	0	0	0	2	1
	<i>Gonatodes humeralis</i>	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Gymnophthalmidae	<i>Bachia dorbignyi</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Colobosaura modesta</i>	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	1	3
	<i>Iphisa elegans</i>	4	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Micrablepharus maximiliani</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cercosaura eigenmanni</i>	3	0	0	0	1	1	1	0	4	1	1	0	0	0	0	2
Polychrotidae	<i>Anolis fuscoauratus</i>	0	0	2	6	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Scincidae	<i>Mabuya nigropunctata</i>	4	1	2	0	0	0	0	1	0	2	0	3	2	2	0	0
Teiidae	<i>Ameiva ameiva</i>	2	0	0	1	4	6	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0
	<i>Kentropyx calcarata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Tupinambis merianae</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tropiduridae	<i>Stenocercus caducus</i>	3	0	2	1	2	9	0	3	2	1	1	4	1	1	0	3

Quatro espécies, *Bachia dorbignyi* (n = 2), *Tupinambis merianae* (n = 1), *Kentropyx calcarata* (n = 1) e *Micrablepharus maximiliani* (n = 1), não foram incluídas nas análises,

visto que foram raras. A primeira foi registrada em apenas dois fragmentos e as demais em apenas um.

1.3.1 – Riqueza de espécies

As curvas cumulativas de espécies, obtidas em 10 dias de coleta para as áreas estudadas, em cada período, mostra que na maioria dos casos não se atingiu uma estabilização na curva de espécies. Observa-se também que em quatro das áreas (F1, F2, F6 e F7) foi registrado um maior número de espécies durante o período chuvoso. Em duas, (F8 e C9) a maior riqueza foi encontrada no período seco e nas outras duas (F4 e F5) não houve diferença entre as estações (Figura 1.2).

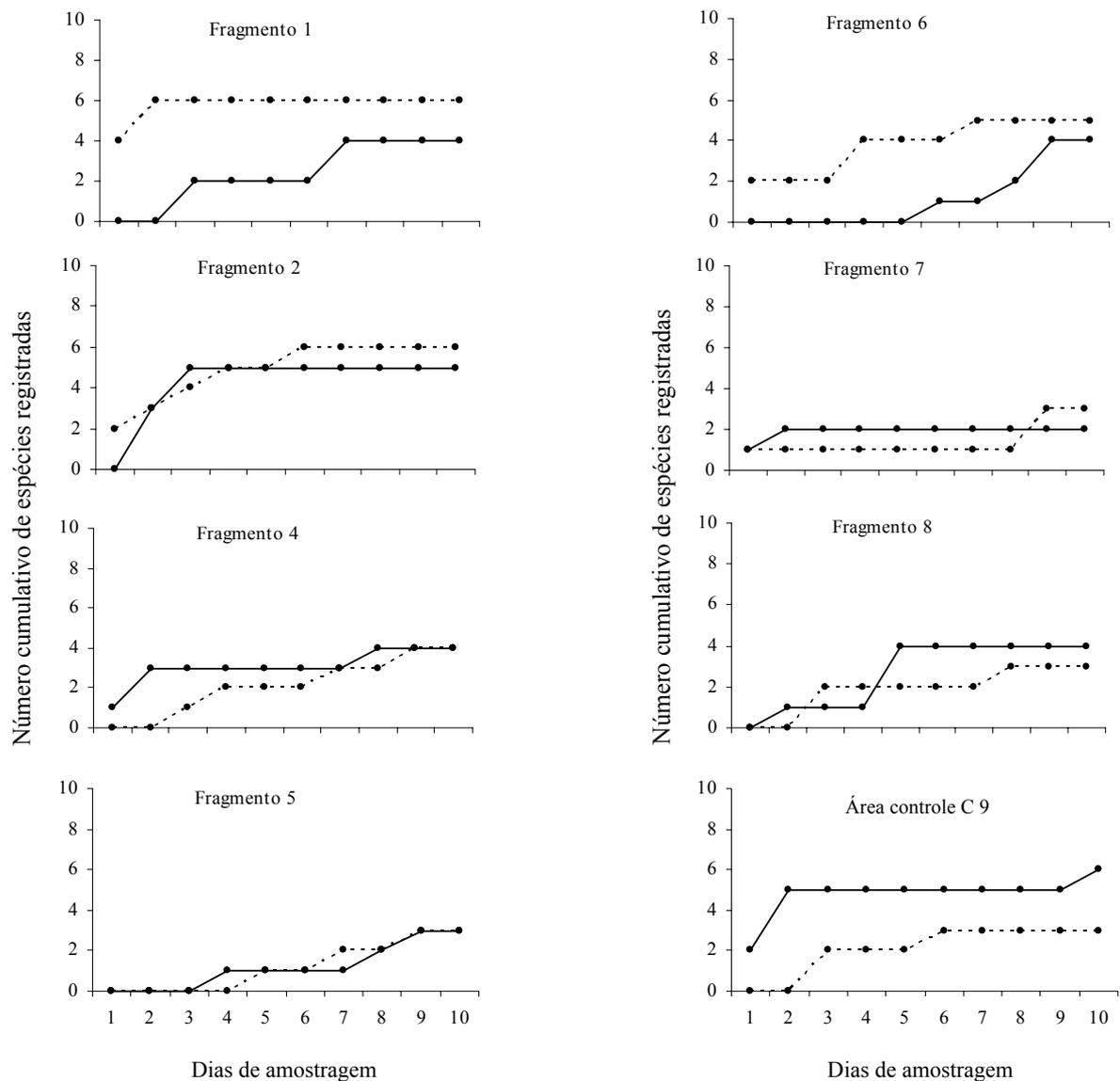


Figura 1.2 - Curva cumulativa de espécies registradas nas áreas estudadas durante 10 dias de amostragem, no período de chuva (.....●.....) e seca (—●—), no ano de 2003.

As espécies mais freqüentes durante o período chuvoso foram *S. caducus* e *M. nigropunctata*, que ocorreram em seis das áreas amostradas e *C. eigenmanni* em cinco delas. As menos freqüentes foram *A. fuscoauratus* e *G. humeralis*, que foram registradas em apenas uma das áreas.

No período seco, *S. caducus* também foi a espécie mais freqüente, aparecendo em sete das áreas e *G. humeralis* em cinco delas. *I. elegans* foi a menos freqüente, tendo sido encontrada em apenas uma destas.

Apesar de maiores riquezas de espécies terem sido observadas no período chuvoso, estas não acompanharam os picos de precipitação (Figura 1.3). Não houve diferença significativa para riqueza entre o período seco e chuvoso ($t_7 = 0,000$; $P = 1,000$).

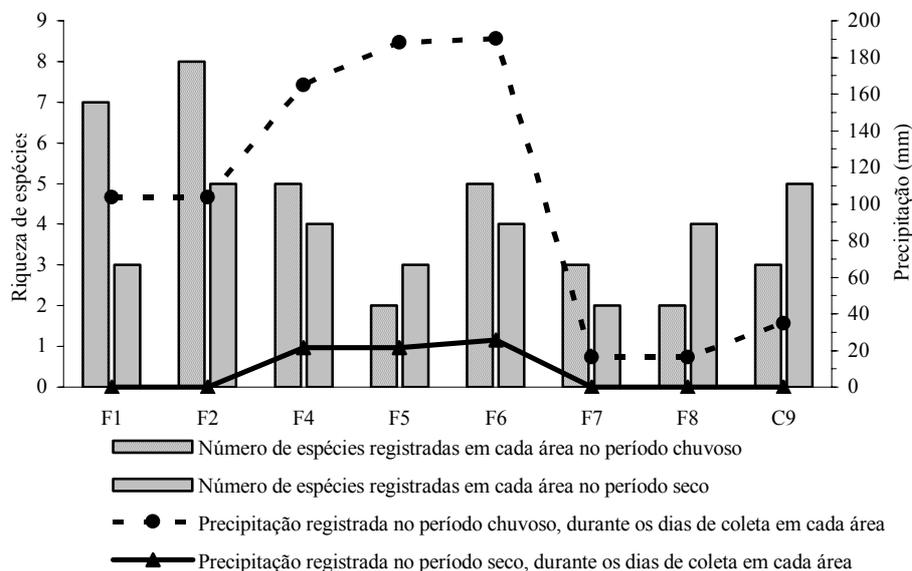


Figura 1.3 - Número de espécies de lagartos registradas em cada fragmento amostrado nas estações de chuva e seca, com a respectiva precipitação dos 10 dias de amostragem em cada área. F = Fragmento; C = Área controle.

1.3.2 –Número de indivíduos capturados

Assim como para a riqueza, não houve diferença significativa no número total de lagartos capturados entre os dois períodos ($t_7 = -0,096$; $P = 0,926$) sendo que dos 130 indivíduos capturados 64 foram coletados no período chuvoso e 66 no período seco (Figura 1.4).

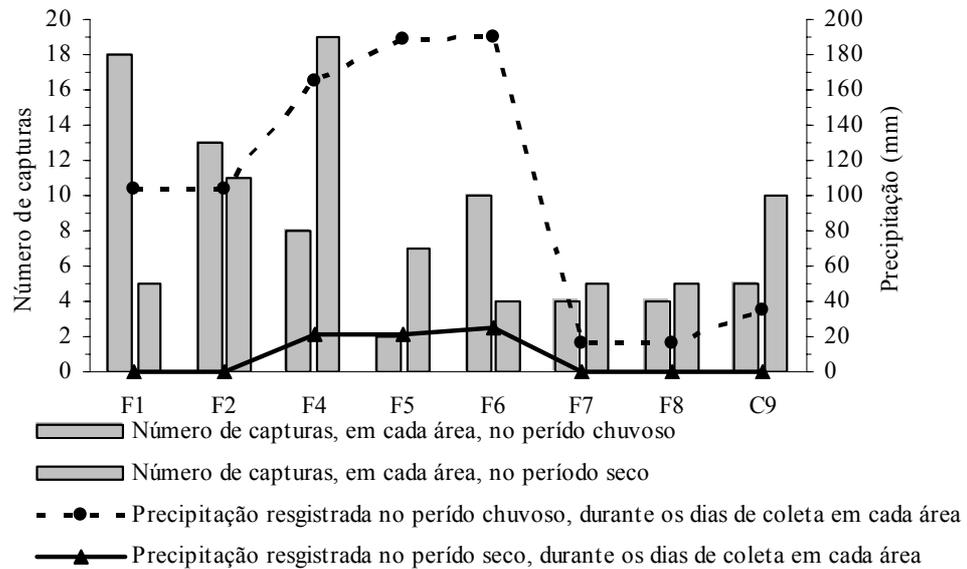


Figura 1.4 - Número de lagartos capturados em cada fragmento amostrado nas estações de chuva e seca, com a respectiva precipitação dos 10 dias de amostragem em cada área. F = Fragmento; C = Área controle.

Mabuya nigropunctata foi a espécie com maior número de registros no período chuvoso ($n = 14$) e *S. caducus* no período seco ($n = 22$). As espécies com menor número de registros no período chuvoso foram *A. fuscoauratus*, *G. humeralis* e *C. modesta* ($n = 2$) e no período seco *I. elegans* ($n = 1$).

A única espécie que apresentou diferença significativa no número de indivíduos capturados entre os dois períodos foi *M. nigropunctata* ($t_7 = 3,667$; $P = 0,008$). Houve mais capturas no período chuvoso.

1.3.3 – Disponibilidade de alimento

A biomassa de insetos foi significativamente diferente entre os períodos chuvoso e seco ($t_7 = 2,798$; $P = 0,027$), sendo que o primeiro apresentou maior valor (Figura 1.5).

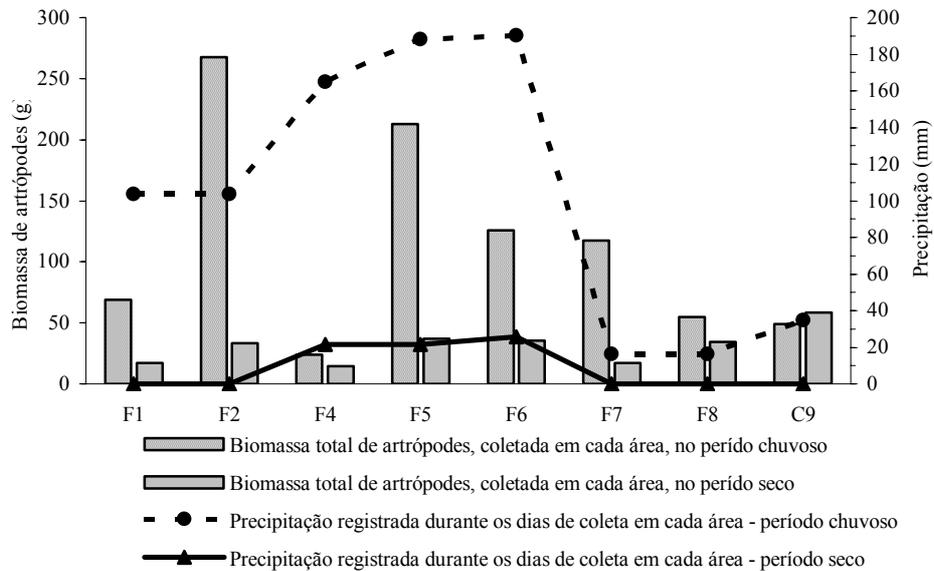


Figura 1.5 - Biomassa de artrópodes em cada fragmento amostrado nas estações de chuva e seca, com a respectiva precipitação dos 10 dias de amostragem em cada área. F = Fragmento; C = Área controle.

O número de lagartos coletados não apresentou variação significativa em função da variação da biomassa de artrópodes no período chuvoso ($r^2 = 0,018$; $p = 0,755$) e seco ($r^2 = 0,019$; $p = 0,747$). Da mesma forma a riqueza de espécies não apresentou variação significativa para ambos os períodos, chuvoso ($r^2 = 0,084$; $p = 0,487$), seco ($r^2 = 0,379$; $p = 0,104$).

1.3.4 – População de *Stenocercus caducus*

Foi observado que, durante o período chuvoso a maioria da população de *Stenocercus caducus* era constituída de indivíduos adultos, enquanto no período seco a maioria era de indivíduos jovens. Esta condição foi verificada tanto nas oito áreas amostradas nos dois períodos, quanto nas outras 12 que foram amostradas em apenas um deles, chuvoso ou seco, (Figura 1.6).

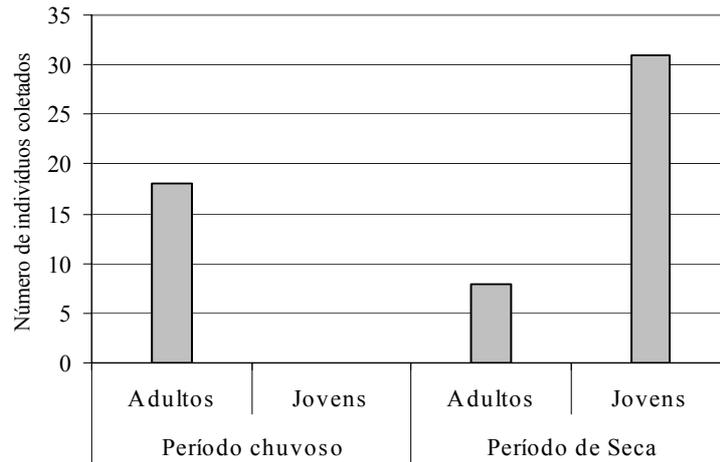


Figura 1.6 – Número de indivíduos, da espécie *Stenocercus caducus*, jovens e adultos, coletados nos períodos de chuva e seca, durante todo o estudo.

Nas oito áreas em que ocorreram amostragens nos dois períodos (chuvoso e seca), foi observado que, durante o período chuvoso, todos os 11 indivíduos registrados eram adultos. Seis fêmeas com comprimento rostro-cloacal (CRC) variando de 62 a 82 mm; três machos, CRC entre 65 e 80 mm, e dois indivíduos avistados, que pelo porte foram considerados adultos. No período seco foram capturados 22 indivíduos desta espécie. 20 jovens e apenas dois adultos. Destes, 13 eram fêmeas, com CRC variando entre 33 e 41 mm. Em sete o sexo não foi identificado e o CRC variou de 32 a 42 mm, e dois machos adultos possuíam CRC de 68 e 76 mm.

Nas outras 12 áreas estudadas, quatro (F10, F11, F12 e C14) foram amostradas em período chuvoso (13/01/04 a 14/02/04) e as outras oito (F16 a F22 e C23) em período seco (07/07/04 a 27/08/04). Nestas, o padrão parece ter se repetido. Todos os sete indivíduos registrados no período chuvoso eram adultos. As quatro fêmeas apresentaram CRC entre 65 e 82 mm. Os dois machos tiveram CRC de 62 e 71 mm e um avistado que pelo tamanho foi considerado adulto.

Nas oito áreas em que a amostragem ocorreu no período seco, foram registrados 17 indivíduos (11 jovens e seis adultos). Dos jovens, quatro eram fêmeas, com CRC entre 32 e 40 mm; seis com CRC entre 31 a 60 mm, não tiveram o sexo identificado e um indivíduo avistado que também foi considerado filhote devido ao seu tamanho. Todos os seis adultos eram machos apresentando comprimento rostro-cloacal entre 60 a 80 mm.

1.4 - Discussão

Os padrões de comportamento e história de vida são muito variados para lagartos tropicais, sendo frequentemente relatadas variações de abundância, ciclo reprodutivo, dieta e migração conforme a estação do ano (Vitt e Zani, 1997; Strüssmann, 2000; Mesquita, 2001). No entanto, há controvérsias ao se relacionar a estação (seca/chuvosa) com a maior abundância ou atividade das espécies.

A não detecção de diferenças significativas no número de indivíduos capturados da maioria das espécies, entre estação seca e chuvosa, no ano de 2003, neste estudo, talvez tenha sido em função do pouco tempo de amostragem (10 dias). No entanto, o número de indivíduos capturados da espécie *M. nigropunctata* foi maior no período chuvoso, diferindo dos resultados de Welker *et al.* (2004) que encontraram maior abundância desta espécie, em áreas de Cerrado, no período seco, o que segundo os autores sugere que a espécie prefere um certo nível de insolação para se manter ativa. Porém, Pinto (1999) afirma não ter verificado variação sazonal no número de registros para esta espécie, também para área de Cerrado, demonstrando não haver uma correlação entre fatores de pluviosidade e temperatura com atividade da espécie. Ressalta, no entanto que em período seco as maiores abundâncias foram verificadas em áreas com fitofisionomias mais densas, sugerindo que a espécie necessita de ambiente mais úmido e com menos insolação direta. Este aspecto não se aplica a este estudo, visto que além das áreas amostradas apresentarem fitofisionomia similares, estas foram amostradas nas duas estações.

Strüssmann (2000) menciona que durante a estação chuvosa os répteis são mais ativos, comportamento também verificado por Pavan (2001) em regiões de Cerrado em Goiás, onde a maior atividade de lagartos ocorreu durante a estação chuvosa. Estudos desenvolvidos por Strüssmann (2003) descritos por Alho (2003), na região de Chapada dos Guimarães, em Mato Grosso, apontaram maior sucesso de captura de répteis no início da estação chuvosa, o que é reflexo de uma maior atividade destes.

Por outro lado, alguns autores mencionam não ter encontrado diferenças significativas na abundância e atividade de lagartos entre estações do ano, como o caso de Pinto (1999) que estudou populações de *M. frenata* e *M. nigropunctata* em áreas de Cerrado no Distrito Federal e Galdino *et al.* (2003a), ao estudarem dinâmica populacional de *Eurolophosaurus nanuzae* em Cerrados de Minas Gerais.

Campbell e Christman (1982) relatam que tanto período de chuva quanto de seca constituem em fatores que podem contribuir para a atividade das espécies de lagartos diminuir, basta haver alta precipitação ou seca extrema. Os autores verificaram que os

répteis em geral permanecem inativos até 3 dias após chuvas fortes, porém tornam-se muito ativos logo após este período. Notou também que durante período de seca extrema, muitos répteis permanecem em galerias sob o solo, dificultando seu registro.

Vários pesquisadores têm relacionado abundância e atividade de lagartos com a disponibilidade de artrópodes, principal fonte de alimento para este grupo (Vrcibradic e Rocha, 1998; Schlaepfer e Gavin, 2001 e Miranda e Andrade, 2003).

Embora os resultados deste estudo tenham demonstrado maior disponibilidade (biomassa) de artrópodes no período chuvoso que no seco, o que equivale a resultados de Vrcibradic e Rocha (1995), Griffiths e Christian (1996) e Miranda e Andrade (2003), esta variável parece não influenciar a riqueza de espécies e o número de lagartos capturados nas áreas estudadas. É possível, no entanto, que tenha havido uma subamostragem em função do pouco tempo de coleta, como sugere a curva do coletor (figura 1.2).

Estes resultados não conferem com o descrito por Alho (2003) o qual sugere que o aumento nos ritmos e nos números de indivíduos em atividade de lagartos é decorrente de aumento na atividade de presas potenciais como invertebrados, no período chuvoso. Porém se equipara aos resultados encontrados por Pinto (1999), que embora tenha verificado maior abundância de insetos no período chuvoso este fato não afetou a abundância de lagartos.

Resultados encontrados por Vrcibradic e Rocha (1995), demonstraram que a “relação entre dieta e oferta de presas no ambiente foi baixa e não significativa entre estações”. Considerando as afirmações destes autores e os resultados deste estudo, pode-se dizer que lagartos buscam um forrageamento ótimo (Pianka e Vitt, 2003), onde durante período de escassez de presas preferidas, eles conseguem ampliar seu leque de presas dentro do que lhes são ofertados. Assim, a maior abundância de artrópodes no período chuvoso, pode não ser fator determinante da maior ou menor atividade ou abundância dos lagartos.

Variações na abundância de lagartos têm sido também relacionadas a períodos reprodutivos, como descreve Strüssmann (2003) *in* Alho (2003) e Wiederhecker *et al.* (2003), as quais sugerem que o auge da população ocorra em função dos nascimentos sazonais. Magnusson (1987) afirma que espécies que apresentam reprodução sazonal, como *C. lemniscatus*, *K. striatus* e *A. ameiva*, tendem a apresentar variação na sua estrutura populacional no decorrer do ano.

Embora este estudo não tenha tido como foco a questão reprodutiva dos lagartos, foi verificada esta variação na estrutura populacional de *S. caducus*, onde a ocorrência de filhotes e adultos foi distinta entre período chuvoso e seco. A ocorrência de filhotes apenas no período seco sugere que a espécie esteja reproduzindo no final do período chuvoso, quando há

maior disponibilidade de alimento. Colli *et al.* (2002) mencionam que a reprodução sazonal de lagartos neotropicais pode estar associada com as flutuações de abundância de artrópodes, também associada com flutuação de chuvas.

Tropiduridae, e no caso *S. caducus*, são lagartos forrageadores do tipo senta-espera e lagartos que apresentam este tipo de comportamento apresentam reprodução sazonal (Vitt, 1990 e Galdino *et al.*, 2003b). É possível que as fêmeas estão colocando seus ovos na estação chuvosa e na estação seca os novos indivíduos ainda são juvenis.

Magnusson (1987) ao estudar ciclo reprodutivo de Teiidae, em savanas amazônicas, verificou que os nascimentos de *C. lemniscatus* ocorreram em junho, tendo estes crescimento rápido durante a estação seca, porém não ocorria um incremento da população, sugerindo rara sobrevivência dos adultos para uma segunda reprodução. Segundo o autor isto indica um ciclo de vida anual para a espécie. Desta forma sugere-se que comportamento semelhante pode estar ocorrendo para *S. caducus*, na região deste estudo. De qualquer forma, a apresentação de conclusões mais precisas sobre o fato de só se ter encontrado filhotes de *S. caducus* no período seco, no período chuvoso só adultos, fica difícil sem a realização de um estudo mais detalhado e específico sobre o comportamento da espécie na região estudada.

Apesar de Lister e Aguayo (1992), Griffiths e Christian (1996) mencionarem que a variação sazonal de chuva parecer o fator mais importante que afeta a ecologia de lagartos, analisando o conjunto dos resultados deste estudo, considerou-se não haver variação sazonal significativa, para riqueza de espécies e o número de capturas de lagartos, no ano de 2003, nas áreas estudadas. Desta forma optou-se por aumentar o número de áreas estudadas e não mais realizar amostragens nas duas estações do ano para cada área.

Capítulo II - Influência da matriz e do efeito de borda sobre a comunidade de lagartos em áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso.

2.1 - Introdução

A fragmentação de uma área de vegetação nativa em porções menores aumenta a área de contato com o ambiente já alterado e esta zona passa a ter condições climáticas distintas do interior, com o aumento da temperatura, quantidade de luz e vento e diminuição da umidade. Estes fatores interferem diretamente na estrutura da vegetação e conseqüentemente na dinâmica das populações animais, por expô-los a novas interações ecológicas (Bierregaard *et al.*, 1992; Ricketts, 2001; Laurance *et al.*, 2002b; e Fleury e Galetti, 2004) e causam o que se denomina efeito de borda.

O efeito de borda é um dos efeitos mais severos do processo de fragmentação (Laurance e Yensen, 1991 e Fagan *et al.*, 1999), alterando a distribuição, o comportamento e a sobrevivência de espécies de plantas e animais, em função da perda de habitats (Murcia, 1995; Sartorius *et al.*, 1999 e Barbosa e Marquet, 2002). Laurance (1991, 2000) menciona que estes efeitos podem ser evidentes até 500 m para o interior do fragmento, porém muitos são mais notáveis nos primeiros 35 metros (Rodrigues, 1998) ou 60m (Lovejoy *et al.*, 1986).

Uma questão importante a ser considerada quando se estuda efeitos de fragmentação e principalmente quando se enfoca efeitos de borda, é a inclusão da matriz. Este é um ambiente importante para várias espécies, no entanto é inóspito para várias outras, impedindo-os inclusive de mover-se entre áreas (Fahrig e Merriam, 1994; Gascon *et al.*, 1999; Mesquita *et al.*, 1999 e Fischer *et al.*, 2005). Hokit *et al.* (1999), por exemplo, notaram que o movimento de lagartos em áreas de diferentes matrizes foi significativamente menor que nas áreas de vegetação nativa.

Assim, alguns autores consideram o estudo dos efeitos de borda um tanto complexo e por isso a totalidade destes não é bem conhecida, variando entre os diversos grupos animais (Harrison e Bruna, 1999; Schlaepfer, 2003; López-Barrera, 2004 e Holway, 2005).

Alguns grupos animais respondem positivamente aos efeitos de borda, tendo sua abundância aumentada, próximo às bordas, como cupins, grilos, formigas (Fowler *et al.*, 1993) e borboletas (Brown e Hutchings, 1997). O mesmo ocorre para algumas aves generalistas em relação ao habitat (Bierregaard e Lovejoy, 1989 e Stouffer e Bierregaard, 1995).

Da mesma forma, há espécies que são muito sensíveis à fragmentação respondendo negativamente aos efeitos de borda, como moscas, abelhas, vespas (Fowler *et al.*, 1993)

besouros (Didhan, 1997), formigas (Carvalho e Vasconcelos, 1999), mamíferos e aves de subdossel (Primack e Rodrigues, 2001).

Para répteis, Colli (2003) e Silvano *et al.* (2003) mencionam que estes efeitos podem variar conforme o bioma, onde espécies de áreas abertas como *Ameiva ameiva* são beneficiadas com os efeitos de borda, visto que têm seu habitat aumentado. Assim, espécies de Cerrado talvez sejam pouco afetadas com estes efeitos, porém espécies de áreas de mata podem sofrer mais com a fragmentação e conseqüentemente com os efeitos de borda.

Em trabalhos realizados em áreas de Floresta Atlântica, Colli *et al.* (2003) não detectaram efeito de borda sobre a herpetofauna. Já Schlaepfer e Gavin (2001) ao estudarem o efeito de borda sobre a herpetofauna em fragmentos de vegetação de floresta tropical na Costa Rica, encontram maior abundância de *Norops polylepis* nas bordas de fragmentos no período seco. No período chuvoso as maiores abundâncias foram encontradas no interior.

Efeitos de borda são componentes principais da fragmentação e o estudo destes podem oferecer informações importantes para decifrar como a dinâmica da comunidade muda em função da estrutura do hábitat, no entanto ainda falta muito para entender as influências exercidas por estes efeitos sobre a composição da comunidade de áreas fragmentadas (Fagan *et al.*, 1999).

Assim, neste Capítulo foram avaliados os efeitos da matriz e da borda sobre a comunidade de lagartos de 18 fragmentos e três áreas controle de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso, inseridos em matriz de pastagem.

2.2 - Metodologia

Para este Capítulo foram considerados dados referentes às 21 áreas, conforme descrito na seção Metodologia Geral. Todas as áreas encontravam-se inseridas em matriz de pastagem. A maioria destas eram de braquiaria (*Brachiaria* sp.), freqüentemente com muito pastoreio e por isso eram rasteiras. Em outras, a pastagem era de colonhão (*Panicum maximum*), que embora bem pastoreadas, apresentavam visivelmente estrutura mais densa e mais alta, porém estes aspectos não foram quantificados. Todas as áreas apresentavam estrutura de bordas abruptas entre vegetação de mata e pastagem (Figura 2.1).



Figura 2.1 - Fisionomia da borda e matriz de pastagem do fragmento F5.

Como as áreas F1 a F8 e C9 tiveram duas amostragens, só foram considerados os dados da primeira campanha para estas, mantendo assim o mesmo esforço de captura para todas áreas, independentemente de seu tamanho. Também foi incluído, para todas as áreas, os lagartos capturados na matriz.

Para avaliar a variação na riqueza de espécies e o número total de lagartos capturados entre as cinco distâncias da borda foi utilizado o Teste de Wilcoxon, executado no Systat 8.0 (Wilkinson, 1998), estabelecido um nível de significância de 0,05.

2.3 - Resultados

Não ocorreram espécies exclusivas da matriz de pastagem. Somente *Tupinambis meriana*, *Ameiva ameiva*, *Stenocercus caducus* e *Cercosaura eigenmanni* foram registradas na pastagem e apenas a primeira não foi registrada em todas as trilhas. A maioria das espécies foi encontrada desde a borda até o interior e apenas três, *Bachia dorbignyi*, *Micrablepharus maximiliani* e *Kentropyx calcarata* foram exclusivas das porções mais interioranas das áreas (Tabela 2.1).

Os resultados apresentados na tabela 2.1 apontam para formação de três grupos quanto ao uso do habitat. O primeiro, constituído por quatro espécies, demonstra ser formado por

espécies generalistas, visto que usam desde a matriz até o interior da floresta. O segundo, formado por seis espécies, demonstra ser de espécies não tão exigentes quanto ao uso do habitat, porém parecem não tolerar áreas abertas, já que não foram encontradas na matriz de pastagem, contudo ocorreram desde a borda até o interior. O terceiro grupo é constituído por quatro espécies, que foram encontradas essencialmente a 150 metros da borda.

Tabela 2.1: Número total de indivíduos capturados de cada espécie, por trilha amostrada, nas 21 áreas estudadas, mostrando a formação de três grupos quanto ao uso do habitat.

Espécie	Distância da borda (m)						Categoria
	-50	0	50	100	150	200	
<i>Tupinambis merianae</i>	2	3	1	1	0	0	Grupo 1 Generalistas
<i>Ameiva ameiva</i>	7	5	1	2	2	5	
<i>Stenocercus caducus</i>	3	14	4	10	5	10	
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	1	2	2	10	3	7	
<i>Mabuya nigropunctata</i>	0	5	5	10	5	17	Grupo 2 Pouco exigentes
<i>Gonatodes hasemani</i>	0	5	12	5	12	13	
<i>Iphisa elegans</i>	0	3	7	6	5	3	
<i>Gonatodes humeralis</i>	0	4	0	2	1	2	
<i>Anolis fuscoauratus</i>	0	1	0	3	1	4	
<i>Colobosaura modesta</i>	0	0	1	1	0	0	
<i>Hoplocercus spinosus</i>	0	0	1	0	2	0	Grupo 3 Especialistas
<i>Bachia dorbignyi</i>	0	0	0	0	2	2	
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	0	0	0	0	1	0	
<i>Kentropyx calcarata</i>	0	0	0	0	0	1	

Os resultados do teste de Wilcoxon (Tabela 2.2), mostraram haver diferença significativa no número total de lagartos capturados entre a borda e interior do fragmento. No entanto, não há diferenças significativas entre borda e interior do fragmento e nem entre o gradiente de distâncias, considerando os dados das 21 áreas estudadas. Porém, percebe-se uma pequena elevação no número de indivíduos coletados entre 100 e 150 m de distância da borda, para várias áreas (Apêndice 1).

Tabela 2.2 : Matriz dos resultados do teste de Wilcoxon para número total de indivíduos coletados entre as diferentes distâncias a partir da borda.

Distância da borda (m)	-50	0	50	100	150	200
-50	Z = 0,000 P = 1,000					
0	Z = 3,262 P = 0,001	Z = 0,000 P = 1,000				
50	Z = 1,981 P = 0,048	Z = -0,628 P = 0,530	Z = 0,000 P = 1,000			
100	Z = 2,975 P = 0,003	Z = 0,159 P = 0,874	Z = 1,448 P = 0,148	Z = 0,000 P = 1,000		
150	Z = 2,723 P = 0,006	Z = 0,263 P = 0,793	Z = 0,834 P = 0,404	Z = 0,000 P = 1,000	Z = 0,000 P = 1,000	
200	Z = 3,220 P = 0,001	Z = 1,006 P = 0,314	Z = 1,299 P = 0,194	Z = 0,455 P = 0,649	Z = 0,530 P = 0,596	Z = 0,000 P = 1,000

O teste de Wilcoxon realizado para riqueza de espécies entre as seis linhas de amostragens, nas 21 áreas estudadas, mostrou haver diferença significativa para o número de espécies entre a matriz e a borda e a matriz e demais trilhas. O teste apontou também, diferença significativa da riqueza de espécies entre a distância de 50 e 200 m da borda. (Tabela 2.3), sendo o interior mais rico que a 50 m, na maioria das áreas (Apêndice 1).

Tabela 2.3: Matriz dos resultados do teste de Wilcoxon para riqueza de espécies entre as diferentes distâncias a partir da borda, considerando as 21 áreas estudadas.

Distância da borda (m)	-50	0	50	100	150	200
-50	Z = 0,000 P = 1,000					
0	Z = 3,161 P = 0,002	Z = 0,000 P = 1,000				
50	Z = 2,236 P = 0,025	Z = -1,779 P = 0,075	Z = 0,000 P = 1,000			
100	Z = 3,008 P = 0,003	Z = 0,438 P = 0,662	Z = 1,863 P = 0,062	Z = 0,000 P = 1,000		
150	Z = 2,959 P = 0,003	Z = 0,146 P = 0,884	Z = 1,805 P = 0,071	Z = -0,365 P = 0,715	Z = 0,000 P = 1,000	
200	Z = 3,214 P = 0,001	Z = 0,922 P = 0,357	Z = 2,445 P = 0,014	Z = 0,263 P = 0,793	Z = 0,442 P = 0,659	Z = 0,000 P = 1,000

Considerando apenas as 10 áreas de menor tamanho (41 a 100,3 ha), foram encontradas diferenças significativas da riqueza de espécies entre matriz e demais trilhas, exceto com a distância de 50m. Também foram encontrados resultados significativos entre

50m e borda e 50 m com 100 e 200 m, conforme demonstrado na Tabela 2.4, onde a distância de 50 m foi menos rica que as demais (Apêndice 1).

Tabela 2.4: Matriz dos resultados do teste de Wilcoxon para riqueza de espécies entre as diferentes distâncias a partir da borda, para as 10 áreas com tamanho entre 41 e 100,3 ha.

Distância da borda (m)	-50	0	50	100	150	200
-50	Z = 0,000 P = 1,000					
0	Z = 2,428 P = 0,015	Z = 0,000 P = 1,000				
50	Z = 0,816 P = 0,414	Z = -2,251 P = 0,024	Z = 0,000 P = 1,000			
100	Z = 2,549 P = 0,011	Z = 0,966 P = 0,334	Z = 2,414 P = 0,016	Z = 0,000 P = 1,000		
150	Z = 2,157 P = 0,031	Z = -0,175 P = 0,861	Z = 1,852 P = 0,064	Z = -1,000 P = 0,317	Z = 0,000 P = 1,000	
200	Z = 2,354 P = 0,019	Z = 0,966 P = 0,334	Z = 2,264 P = 0,024	Z = -0,333 P = 0,739	Z = 0,333 P = 0,739	Z = 0,000 P = 1,000

Independentemente das características físicas da área (tamanho, índice de forma e idade), houve ganho acumulativo de espécies a medida que se avançou para seu interior (Figura 2.2 - a, b, c).

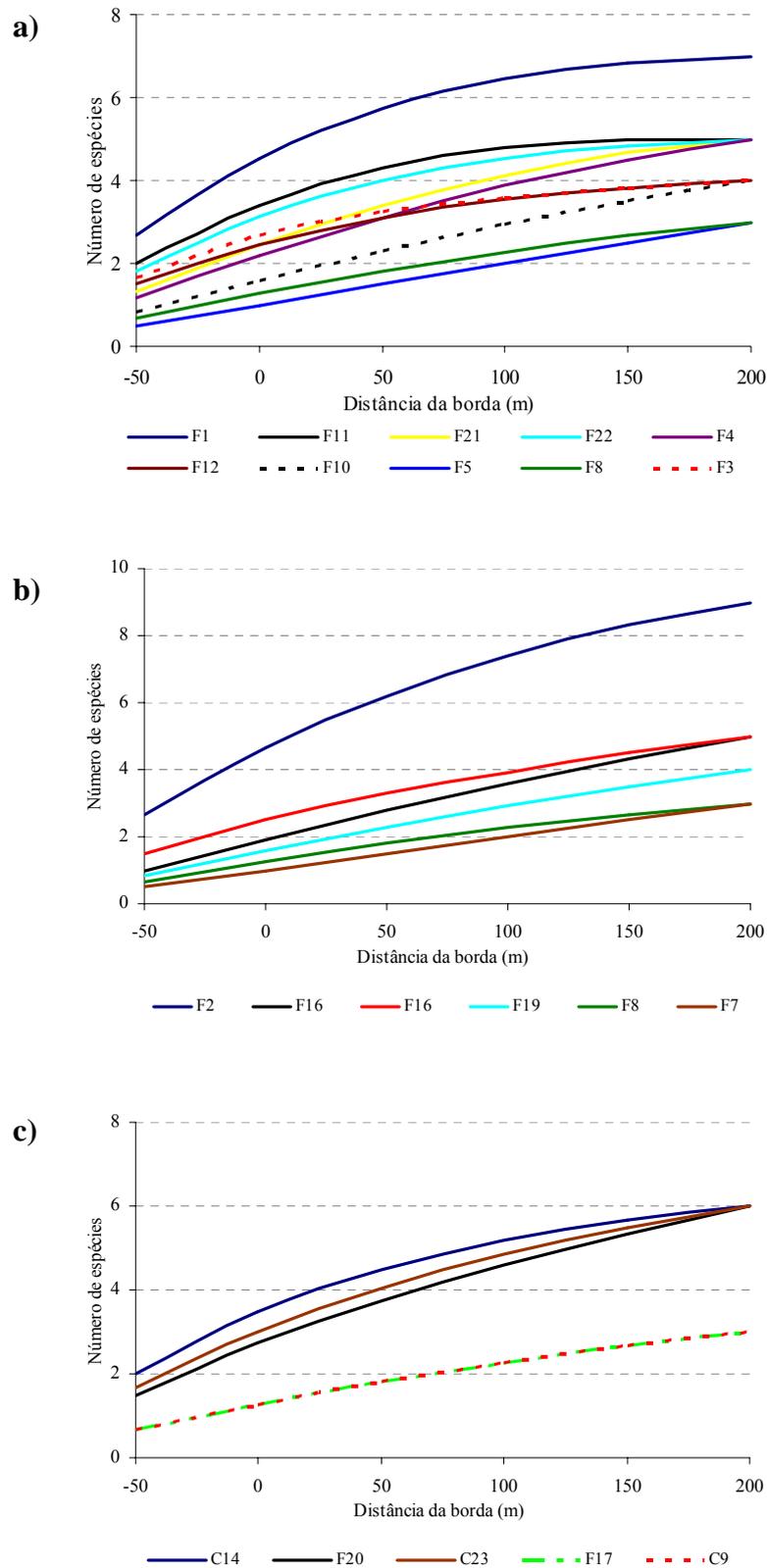


Figura 2.2 - Curva de rarefação estimada para as áreas amostradas, mostrando o número de espécies em função da distância da borda. a) áreas entre 41 a 100,3 ha; b) áreas entre 100,4 ha e 300 ha; c) áreas acima de 300 ha. F = fragmento; C = Área controle.

2.4 - Discussão

Embora considerando que apenas 10 dias de coleta, talvez, possa não ter permitido uma amostragem real da comunidade, os resultados deste estudo indicam que a estrutura da matriz de pastagem não representa um microhabitat apropriado para a sobrevivência da maioria das espécies de lagartos encontradas, oferecendo poucas condições de deslocamento dos lagartos entre as manchas de vegetação arbórea. Assim a pastagem representa, uma barreira seletiva aos processos de migração, o que com tempo pode levar a perdas estocásticas para a maioria das populações.

Neste estudo, *Tupinambis merianae* demonstrou ser uma espécie que, embora possa usar a floresta, prefere ambientes mais abertos, próximos à borda ou até matriz, indicando ser menos susceptível aos efeitos de borda. Esta é uma espécie de distribuição ampla no Brasil, exceto em áreas de Floresta Amazônica, preferindo ambientes abertos (Strüssmann, 2000), mas no sudeste ocorre em florestas (Castro e Galetti, 2004) e em Mato Grosso, Colli *et al.* (1988) registraram-na em mata de galeria.

Ameiva ameiva demonstrou ser uma espécie generalista, embora com maior número de registros na matriz. Isto corrobora as informações de vários autores, pois descrevem que a espécie é heliotérmica se beneficiando de áreas antropizadas (Peters e Danoso-Barros, 1986; Colli, 1991; Vitt e Colli, 1994; Lima *et al.*, 2001). Segundo Ávila-Pires (1995) e Sartorius *et al.* (1999), esta espécie, em áreas de floresta tropical, pode ser encontrada no seu interior, desde que haja locais perturbados como clareiras que possibilite uma maior penetração do sol, favorecendo maiores temperaturas.

Stenocercus caducus, de acordo com Strüssmann (2000), é uma espécie que explora cerradões, matas ciliares e ocasionalmente pode ser vista em áreas abertas ou próximas a zonas antropizadas. Estas descrições correspondem com aquelas encontradas neste estudo, visto que foram registrados indivíduos na matriz de pastagem, borda, e no interior da floresta. Esta espécie demonstrou ser generalista quanto ao uso do habitat.

Dentre as generalistas também foi incluído *Cercosaura eigenmanni*. Esta espécie foi encontrada na matriz, apenas um registro, e em todas as demais distâncias amostradas, demonstrando que embora prefira ambientes florestados, suporta áreas antropizadas. Esta espécie, conforme descrevem Ávila-Pires (1995) e Vitt *et al.* (1998), é um lagarto de solo que prefere áreas sombreadas, no entanto já foi registrada na borda de floresta à beira de estradas.

A capacidade destas quatro espécies explorarem os vários tipos de habitat constitui-se em importante característica para suportar os efeitos da fragmentação, o que diminui seu risco de extinção local em função destes efeitos.

As espécies que formam o segundo grupo parecem não ser tão exigentes quanto ao habitat, visto que foram encontradas desde a borda até o interior. Porém demonstram não tolerar áreas totalmente abertas, já que não foram encontradas na matriz de pastagem.

Dentre elas está *Mabuya nigropunctata*, que é uma espécie que habita desde floresta primária a capoeiras, incluindo áreas abertas e borda de floresta (Pinto e Ávila-Pires, 2004). Apesar desta aparente plasticidade, Pinto (1999) afirma que esta espécie prefere áreas mais sombreadas e com maior umidade que as freqüentemente encontradas em áreas abertas. Isto corrobora os resultados encontrados neste estudo, pois embora tenham sido registrados na zona de borda, maiores números de indivíduos foram encontradas na porção mais interiorana das áreas, locais mais sombreados e mais úmidos.

A espécie *Gonatodes hasemani* também demonstrou não ser afetada intensamente pelos efeitos de borda. No entanto, maior número de indivíduos foi encontrado no interior das áreas, o que confere com as descrições de Vanzolini (1986), que considera a espécie um animal diurno de mata densa. Porém, este autor e Ávila-Pires (1995), mencionam o registro de indivíduos desta espécie sobre árvores caídas em áreas abertas. Strüssmann e Carvalho (1998), encontraram esta espécie em fragmentos de floresta semidecídua próximo às áreas deste estudo, mas sempre em áreas sombreadas, da mesma forma que foi registrado neste estudo. *Iphisa elegans* é descrita por Ávila-Pires (1995) como de ambientes inalterados a moderadamente perturbados, preferindo locais úmidos com cobertura de folhiço, porém neste estudo demonstrou não ser uma espécie de grandes exigências quanto ao habitat, visto que ocorreu desde a borda ao interior das áreas.

Gonatodes humeralis é uma espécie generalista, ocorrendo desde floresta primária a áreas perturbadas, ocupando folhiço, troncos caídos e troncos de árvores (Vanzolini, 1986; Duellman, 1987; Vitt *et al.*, 1997). Esta espécie demonstra ter grande plasticidade e assim a não ocorrência desta na distância de 50 m da borda, no sentido do interior, pode ter sido ser um fato ao acaso, não tendo relação com o tipo de ambiente.

Anolis fuscoauratus demonstrou ser uma espécie pouco influenciada pelos efeitos de borda, pois foi registrada tanto no interior quanto na borda. O fato da mesma não ter sido registrada a 50 m borda, não lhe tira este status de pouca exigência, pois embora prefira áreas intactas, Vitt *et al.* (2003) dizem que esta é uma espécie que ocorre desde áreas não perturbadas à vegetação secundária e capoeira. Também pode ser, encontrada nas zonas de borda (Ávila-Pires, 1995). Apesar de ser tipicamente arborícola (Vanzolini, 1986), neste estudo foi capturada em *pitfall*, o que não surpreende já que lagartos arborícolas costumam usar o chão para postura de ovos e locomover-se de uma árvore para outra.

Colobosaura modesta é uma espécie originalmente descrita para áreas de Cerrado, em matas de galeria (Nascimento *et al.*, 1988). Esta espécie também foi encontrada em áreas de floresta primária (Cunha, 1977 *apud* Ávila-Pires, 1995) confirmando que a mesma prefere ambientes florestados, como registrado aqui.

O fato das espécies englobadas no terceiro grupo ocorrerem essencialmente a partir de 150 m da borda, não indica, necessariamente, que não são tolerantes a áreas abertas e aos efeitos de borda mais severos. Talvez sejam raras ou difíceis de serem amostradas.

Dentre elas está *Hoplocercus spinosus*, que é descrita para áreas de cerrados arenosos por Vanzolini (1986) e regiões florestadas em zonas de transição Cerrado/Floresta, (Nascimento *et al.*, 1988). São encontrados em buracos no chão ou sobre pedras. No local em que os indivíduos foram capturados havia afloramento rochoso. Neste estudo não foram encontrados na faixa de borda, no entanto Strüssmann, (2000) menciona registros nesta zona ou até em áreas abertas.

Embora o resultado deste estudo indique que, *H. spinosus* seja uma espécie intolerante aos efeitos de borda, os resultados aqui encontrados parecem não corresponder aos hábitos desta espécie. Assim, por mais que tenha sido incluída no grupo das espécies mais exigentes, acredita-se que com um maior esforço amostral poderia ter favorecido seu registro em mais localidades, inclusive próximo à borda. A sua restrição a apenas esta porção do fragmento e a apenas uma área, também pode ter ocorrido em função de feições ecogeográficas, no caso solo rochoso, que não foi comum para as outras áreas estudadas. Fato semelhante é descrito para *Tropidurus* sp. por Silvano *et al.* (2003) na região de Guajará-Mirim (RO).

Lagartos do gênero *Bachia* apresentam membros rudimentares, sendo fossoriais ou se locomovendo sobre o solo e no meio de folhiços (Colli *et al.*, 1998 e Bartlett e Bartlett, 2003) e freqüentemente são encontrados em floresta primária. Embora espécies do mesmo gênero como *Bachia flavescens* tenha sido registrada em floresta secundária (Ávila-Pires, 1995), *Bachia dorbignyi*, neste estudo demonstrou não tolerar zonas próximas às bordas. Devido a seus hábitos fossoriais são difíceis de serem amostradas e desta forma, talvez o baixo esforço amostral e os métodos de coleta adotados não tenham sido suficientes para amostrá-la.

Embora *Micrablepharus maximiliani*, neste estudo, tenha sido uma espécie restrita ao centro da floresta, não se pode, pelo único registro obtido, considerá-la especialista de áreas florestadas, já que é descrita como uma espécie generalista quanto ao uso de habitat (Gomes *et al.*, 2003). É uma espécie de solo que usa áreas abertas, estando freqüentemente associada a formigueiros (Vitt, 1991a; Ávila-Pires, 1995). Em área de floresta decidual, próxima às deste estudo, esta espécie foi encontrada desde a borda até o interior da floresta (obs. pessoal).

A preferência de *M. maximiliani* por habitats abertos, também foi registrada por Strüssmann (2000) em Chapada dos Guimarães no Mato Grosso. Em seus estudos esta foi a terceira espécie mais abundante, ocorrendo em áreas de cerrado aberto e pastagens. O único registro desta espécie, aqui, foi no interior do fragmento F4. Esta área era a mais perturbada de todas as estudadas, apresentando forte corte seletivo de madeira e solos arenosos, o que de certa forma pode explicar sua ocorrência neste ambiente e não nas demais áreas.

A espécie *Kentropyx calcarata* é descrita por Vanzolini (1986) e Nascimento *et al.* (1988), como de áreas de floresta primária, mas freqüentemente encontrada em locais com maior penetração da luz do sol e até nas zonas de borda. Apesar do um único registro, a 200 m da borda, pode-se referir a esta espécie como especialista do interior da floresta e intolerante aos efeitos de borda, visto que além dos autores citados, Vitt (1991b) e Vitt *et al.* (1996), afirmam que a espécie evita ambientes abertos. Carvalho-Jr. (2003), estudando efeitos de fragmentação sobre lagartos, em uma área de savana amazônica, também só encontrou a espécie em locais florestados, sugerindo que a mesma não tolera áreas abertas.

Poucos estudos mediram a capacidade de animais se movimentarem pela matriz (Ricketts, 2001). Para lagartos, Hokit *et al.* (1999) estudaram vários tipos de matrizes e verificaram que o uso desta foi sempre menor que da vegetação nativa, como o encontrado aqui.

Neste estudo não foi verificada diferença significativa no uso da borda em relação ao interior do fragmento, tanto em termos de riqueza de espécies quanto ao número total de indivíduos, o que equivale a resultados encontrados por Colli (2003) quando estudou efeitos da fragmentação sobre a comunidade de lagartos em fragmentos naturais e antrópicos em áreas de Cerrado.

No entanto, no conjunto das áreas, a trilha localizada a 50 metros da borda, apresentou-se menos rica que a trilha a 200 metros. Quando analisados apenas os 10 fragmentos menores (41 a 100,3ha), a distância de 50 m também foi menos rica, que a borda e as distâncias de 100 e 200 metros, na maioria das áreas. Esta diferença, pode estar relacionada ao fato das espécies *Gonatodes humeralis* e *Anolis fuscoauratus* terem ocorrido em todas as distâncias a partir da borda, exceto a 50 metros. O não registro destas espécies a esta distância, pode ter sido um fato ao acaso, visto que a primeira é considerada uma espécie generalista sendo resistente a perturbações (Ávila-Pires, 1995) e desta forma poderia ocorrer em qualquer trilha, independente dos efeitos de borda. *A. fuscoauratus*, apesar de ser característica de áreas florestadas, pode ocorrer em capoeiras e ocasionalmente no chão (Ávila-Pires, 1995) e assim não ficaria prejudicada para uso da distância a 50 m da borda.

Quanto ao número de indivíduos coletados, não foi verificada diferença significativa entre borda e interior, nas áreas F1, F6, F16, F21 e F22. No entanto, o número de indivíduos coletados na borda foi quase sempre maior que nas demais distâncias (Apêndice 1). Talvez o fato da matriz, onde estão inseridas estas áreas serem constituídas de pastagem com menos pastoreio, além da vegetação ser mais estruturada (colônho - *Panicum maximum* - ou pasto recém formado de brachiaria – *Brachiaria* sp.), possa estar influenciando na minimização das alterações climáticas a que estão sujeitas as bordas. Esta condição deve estar propiciando um microhabitat favorável à exploração por um maior número de indivíduos, pois Gascon *et al.* (1999) e Mesquita *et al.* (1999) afirmam que a matriz funciona como “poros”. Onde estas são mais estruturadas ocorrem menos alterações do microclima da borda, permitindo o trânsito ou sobrevivência de espécies mais sensíveis nesta área.

O maior número de lagartos registrados na borda da área F4, quando comparado com seu interior está relacionada à maior ocorrência de *Ameiva ameiva* nesta área. Esta é uma espécie típica de ambientes abertos (Colli, 1991 e Colli *et al.*, 2002).

Foi observado que, em praticamente todas as áreas há ganho acumulativo de espécies, à medida que se amostra para a porção mais interior da floresta. No entanto, não se conseguiu atingir uma assíntota na curva do coletor. Talvez fosse necessário fazer amostragens para o interior (250 e 300m) das áreas e por mais tempo (20 dias, pelo menos), a fim de que pudesse se obter uma estabilização na curva de espécies.

Espécies que exploram a matriz são menos vulneráveis à fragmentação (Bierregaard e Stouffer, 1997; Laurance, 1999). Assim, pode-se dizer que as quatro espécies incluídas no primeiro grupo (*T. meriana*, *A. ameiva*, *S. caducus* e *C. eigenmanni*) seriam as mais tolerantes aos efeitos de borda. No entanto, também incluímos aqui, a espécie *Micrablepharus maximiliani*. Embora seu único registro, neste estudo, tenha sido para o centro da área estudada, as várias descrições da espécie a aponta como usuária de áreas abertas. Em área de vegetação decidual, próxima às estudadas, foram registrados espécimes de *M. maximiliani*, desde a borda até a porção central desta (obs. pessoal).

Analisando de forma generalizada, podemos dizer que há um compartilhamento no uso de habitat pela maioria das espécies registradas, e que não há efeitos de borda, significativos, sobre a comunidade de lagartos nas áreas estudadas, o que equivale a resultados descritos por Colli (2003) e Silvano *et al.* (2003) em estudos realizados em áreas de Cerrado, em matriz aberta, e Floresta Atlântica em matriz florestada.

Capítulo III – Efeitos da estrutura física e qualidade dos fragmentos sobre a composição, riqueza de espécies e o número de lagartos capturados em áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, no Sudoeste de Mato Grosso.

3.1 - Introdução

O desflorestamento culmina, freqüentemente, com o isolamento de pequenas porções de vegetação natural inseridos numa matriz de estrutura bem diferente da vegetação original, o que exerce grandes transformações negativas sobre a biodiversidade, levando à diminuição da riqueza e da abundância de espécies nestas áreas (Tocher *et al.*, 1997 e Fischer *et al.*, 2005).

Os efeitos da fragmentação, segundo Harisson e Bruna (1999), não são bem conhecidos para muitos organismos e vários estudos têm mostrado que a compreensão de uma ou poucas características dos fragmentos não são suficientes para se entender o comportamento das espécies nestas áreas e como elas são afetadas (Cerqueira *et al.*, 2003).

Parâmetros de estrutura espacial, como tamanho, forma e tempo de isolamento das áreas podem atuar simultaneamente sobre a comunidade dos fragmentos. Estes parâmetros podem exercer grande influência na permanência e sobrevivência de diversas espécies nas áreas fragmentadas (Bierregaard *et al.*, 1992; Schlaepfer e Gavin, 2001 e Colli, 2003).

Autores como Ricklefs (1996), Tocher *et al.* (1997) e Primack e Rodrigues (2001), afirmam que a riqueza de espécies e a dimensão das populações normalmente são dependentes do tamanho da área remanescente ou de algum fator ecológico relacionado a ela. A relação entre tamanho do fragmento e riqueza de espécies já foi verificada em diferentes grupos taxonômicos, onde os fragmentos menores apresentaram maiores modificações nas interações e estrutura das comunidades, levando a extinções locais e assim a uma diminuição da diversidade de espécies nos fragmentos (Burkey, 1995; Cosson *et al.*, 1999; Patterson e Atmar, 2000); Dixo e Metzger, 2003 e Piessens *et al.*, 2005).

Whitmore (1997) e Sumner *et al.* (1999) sugerem que os efeitos do isolamento podem diminuir com o aumento do tamanho dos fragmentos, mas podem aumentar com o tempo de isolamento. As populações em áreas isoladas ficam mais suscetíveis à extinção com o passar do tempo. Isto pode fazer com que áreas com maior tempo de isolamento apresentem menor diversidade (Gainsbury e Colli, 2003).

Em algumas situações podem ocorrer aumento na riqueza de espécies, após algum tempo de isolamento (Thomazini e Thomazini, 2000). Para estes autores, este fato é consequência de invasões de espécies que preferem habitats transformados como a matriz,

mas que também usam áreas florestadas. Para lagartos, há poucas informações a este respeito, pois estudos que avaliaram os efeitos de isolamento em longo prazo, sobre comunidades deste grupo, são poucos (Sumner *et al.*, 1999 e Gainsbury e Colli, 2003).

A forma do fragmento também exerce importante influência sobre a comunidade local, visto que interfere na relação perímetro/área e assim na extensão da borda deste. Quanto menor for esta relação, menor será a borda (Laurance, 1991). Assim, áreas menores ou com formas alongadas e estreitas, e também aquelas com formatos irregulares (com muitas invaginações), apresentam maior perímetro e conseqüentemente maior extensão de bordas. Áreas de formato circular apresentam menor relação perímetro/área, ficando o centro mais distante da borda e conseqüentemente menor efeito de borda (Laurance e Yensen, 1991; Laurance, 1998 e Primack e Rodrigues, 2001).

Além dos aspectos físicos da área, Pianka (1977) sugere que a complexidade vegetal é também de grande importância, já que influencia numa maior oferta de microhabitats, favorecendo a ocupação por uma maior diversidade de animais. Assim, alguns estudos sobre fragmentação também têm avaliado variáveis como a densidade de árvores, abertura de dossel, volume de folhagem e disponibilidade de alimentos (Heinen, 1992; Faria, 1999; Carvalho-Jr., 2003 e Urbina e Londoño, 2003).

Segundo Cardoso *et al.* (1989) e Colli (2003), a heterogeneidade do ambiente também é importante na determinação da diversidade de espécies de uma certa área e, assim, a avaliação da qualidade e da diversidade de ambientes dos fragmentos é importante quando se estuda efeito de fragmentação.

Várias espécies de lagartos apresentam preferências por certos tipos de estrutura de vegetação, como densidade de árvores e abertura de dossel (Carvalho-Jr., 2003). A liteira também é importante, pois além de servir de abrigo, é fundamental para a manutenção da umidade do solo (Heinen, 1992), o que pode interferir na condição de termorregulação destes animais. A estrutura da vegetação, além de afetar a temperatura local, também pode determinar a disponibilidade de alimento (Vitt *et al.*, 1998).

Considerando estes aspectos, neste Capítulo são avaliados os efeitos de variáveis físicas (tamanho, tempo de isolamento e forma dos fragmentos) e de variáveis ambientais (abertura de dossel, número de árvores e volume de folhagem) sobre a riqueza de espécies e o número de lagartos capturados, em 21 áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, no Sudoeste de Mato Grosso.

3.2 - Metodologia

Para este Capítulo foram considerados os dados do interior das 21 áreas, excluindo-se dados da matriz de pastagem, conforme descrito na seção Metodologia Geral. Para as áreas F1 a F8 e C9, exceto F3, foram considerados apenas os dados referentes à primeira amostragem, período chuvoso, padronizando o mesmo esforço amostral para todas as áreas. Os dados de F3 foram relativos ao período seco.

As atividades de campo foram realizadas entre 07 de dezembro de 2002 e 28 de agosto de 2004, sendo os dados relativos às variáveis dependentes e independentes obtidos conforme descrito na seção Metodologia Geral.

3.2.1 - Análises dos dados

A fim de verificar a representatividade das amostras foram construídas curvas de rarefação de espécies baseadas no número de indivíduos e o número de amostras, usando Sobs (Mao Tau) como índice (Gotelli & Colwell, 2001). Para sua realização foi utilizado o programa EstimateS 7 (Colwell, 2005), com os dados organizados em amostras, baseados na média de 50 curvas geradas aleatoriamente. Métodos de rarefação são adequados para estimativas de riqueza de espécies e comparações entre conjuntos de dados com diferentes números de indivíduos (Gotelli & Colwell, 2001).

a. Variáveis físicas

Foram consideradas como variáveis físicas: Tamanho da área (TA), Índice de forma (SI) e Tempo de isolamento (TI). A metodologia de obtenção destas variáveis encontra-se descrita na seção Metodologia Geral.

A composição das espécies foi ordenada, utilizando-se o método de ordenação de escalonamento multidimensional híbrido (HMDS – Hibrid Multidimensional Scaling) usando Bray-Curtis como índice de associação.

Este método permite a redução da dimensionalidade dos dados, calculando a menor distância possível entre os objetos (no caso os fragmentos), com base nos dados dos atributos (aqui a riqueza de espécies ou o número de lagartos capturados), possibilitando uma melhor visualização de padrões.

O HMDS calcula então um índice, *stress*, que representa a menor distância de entrada e saída durante o processo de ordenação. Este índice varia de 0 a 1. Quanto maior este valor, maior a distância entre os valores de entrada (*input*) e saída (*output*). No entanto, há controvérsias quanto à utilização destes valores. Assim, foram realizadas regressões lineares

entre os valores das distâncias finais obtidas na ordenação (*output*) e as distâncias originais (*input*), que descreve a proporção da variação original capturada pela ordenação.

As ordenações foram feitas com os dados qualitativos (riqueza) e quantitativos (número de lagartos capturados), em uma, duas e três dimensões.

Para testar o efeito das variáveis na composição de espécies, foi utilizada a análise de covariância multivariada (MANCOVA).

Análises de regressão múltipla foram realizadas para avaliar o efeito das variáveis físicas (Tamanho da área – TA; Índice de forma - SI e Tempo de isolamento do fragmento – TI) sobre a riqueza de espécies, número total de indivíduos capturados e número de indivíduos capturados de cada uma das espécies de lagartos.

Antes do ajustamento dos modelos foi construída uma matriz de correlação de Pearson entre as variáveis independentes, a fim de verificar a existência de correlação entre estas.

Para as espécies consideradas raras, que ocorreram em menos da metade dos fragmentos, foi utilizada regressão logística múltipla. Este método não assume distribuição normal das variáveis nem a homogeneidade da variância entre as classes e permite uma análise das variáveis qualitativas e quantitativas, onde a variável dependente apresenta-se de forma binária. Assim, foram atribuídos os valores de 1 para presença e 0 para ausência da espécie em cada área estudada.

b. Variáveis ambientais

Neste Capítulo foram consideradas variáveis ambientais: Abertura de dossel (AD), Número de árvores (NA), Volume de folhiço (VF) e Biomassa de artrópodes (BA), obtidas conforme descrito na seção Metodologia Geral. Utilizou-se, nas análises, a média dos 25 valores obtidos em cada área, exceto para BA, para a qual foi utilizado o valor da biomassa total encontrado em cada área.

Para verificar a independência espacial das áreas estudadas, em relação às variáveis ambientais, foi realizada Análise de Auto-Correlação Espacial (Teste de Mantel) a partir da associação entre as distâncias (latitude e longitude) das áreas e as variáveis ambientais.

Antes da definição do modelo da regressão foi construída uma matriz de correlação de Pearson entre as variáveis independentes a fim de verificar a existência de correlação entre elas.

Para as espécies raras, que ocorreram em menos da metade dos fragmentos, foram realizadas regressões logísticas múltiplas, atribuindo-se valores de 1 para presença e 0 para ausência de lagartos em cada área estudada.

Todas as análises de regressão e correlação foram realizadas através do programa Systat 8.0, Wilkinson, (1998), tendo sido estabelecido um nível de significância igual a 0,05. O HMDS e Mantel foram realizados através do programa PATN (Belbin, 1992).

3.3 - Resultados

3.3.1 - Resultados gerais

O esforço total de amostragem durante o estudo, para as 21 áreas combinadas, incluindo as duas amostragens nas áreas 1 a 9, foi de 9.000 baldes x dia (21 áreas + 9 repetições = 30 áreas; 30 áreas x 30 baldes x 10 dias de amostragem).

No, total foram capturados 322 lagartos pertencentes a 15 espécies distribuídas em sete famílias (Apêndice 2).

Do total de espécies capturadas, 67% (n=10) foram comuns para todas as áreas, sendo que 73,3% do total (n = 11) estiveram presentes nas áreas controles, número inferior aos 93% (n = 14) encontrados nos fragmentos (Apêndice 2).

Quatro espécies, *Bachia dorbignyi*; *Micrablepharus maximiliani*; *Hoplocercus spinosus* e *Kentropyx calcarata*, representando 26,7% do total, foram exclusivas dos fragmentos. Apenas uma espécie, *Polychrus cf. liogaster*, foi exclusiva de área controle.

A curva de rarefação de espécies, em função do número de áreas amostradas, mostra um incremento rápido de espécies até a oitava área (Figura 3.1). A partir deste ponto o incremento é gradativo, no entanto a curva não se estabilizou. Isto indica que nem todas as espécies de lagartos, de ocorrência para região, foram registradas.

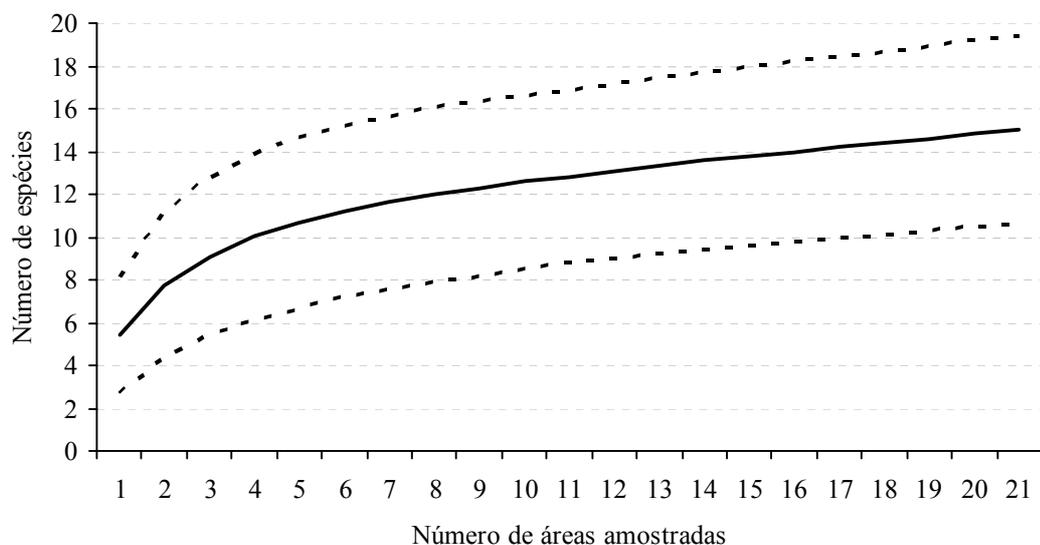


Figura 3.1 – Curva de rarefação estimada para as 21 áreas estudadas, mostrando o número de espécies em função do número de áreas amostradas. As linhas tracejadas mostram a variabilidade em torno da curva de rarefação.

A curva de rarefação de espécies, em função do número de indivíduos coletados, mostra que até, aproximadamente 95 indivíduos coletados há um incremento significativo de espécies (Figura 3.2). A partir deste quantitativo o incremento pequeno, porém gradativo. A curva de acumulação de espécies não atinge uma assíntota, indica que nem todas as espécies de lagartos, de ocorrência nas áreas de estudo, foram registradas, o que pode indicar que o número de dias de amostragem não foi suficiente.

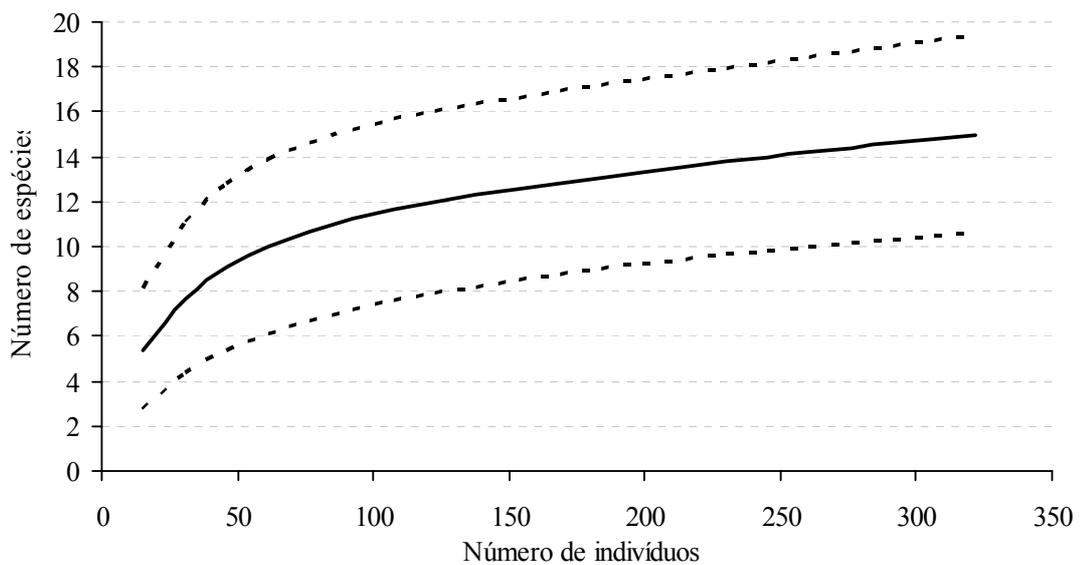


Figura 3.2 – Curva de rarefação, estimada para as 21 áreas estudadas, mostrando o número de espécies em função do número indivíduos coletados. As linhas tracejadas mostram a variabilidade em torno da curva de rarefação.

As espécies com maior número de indivíduos capturados foram *Stenocercus caducus*; *Gonatodes hasemani*, e *Mabuya nigropunctata*, que, somadas, responderam por 54,65% do total de indivíduos capturados. Representando, respectivamente, 23,0 %; 17,1 % e 14,6 % do total de capturas (Apêndice 2).

A exclusão dos registros obtidos nas áreas F1 a F8 e C9, no período de seca, e dados da matriz, não excluiu espécies. No entanto, o número de espécimes foi reduzido a 196 lagartos, continuando a representar as 15 espécies e sete famílias. Neste desenho, as espécies com maior número de capturas foram *Gonatodes hasemani*, *Stenocercus caducus* e *Mabuya nigropunctata*, que somadas responderam por 57,14% do total de indivíduos capturados, respectivamente, 21,43%; 19,9% e 15,82% do total de capturas (Quadro 3.1).

Stenocercus caducus foi a espécie mais freqüente, tendo sido registrada em 90,5% das áreas estudadas. *Mabuya nigropunctata* e *Gonatodes hasemani* foram registradas em 62% das áreas e *Cercosaura eigenmanni* em 57% das áreas amostradas.

Quadro 3.1: Número de indivíduos de cada espécie capturada em armadilhas de queda e interceptação, em cada área estudada. Para áreas F1 a F8 e C9 foram considerados apenas os dados do período chuvoso. F = Fragmento; C = Área controle.

Família	Espécies	Áreas																				
		F 01	F 02	F 03	F 04	F 05	F 06	F 07	F 08	F 10	F 11	F 12	F 16	F 17	F 18	F 19	F 20	F 21	F 22	C 09	C 14	C 23
Gekkonidae	<i>Gonatodes hasemani</i>	0	5	0	0	0	2	0	0	2	2	5	1	3	0	0	1	3	5	2	7	4
	<i>Gonatodes humeralis</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	1	0
Gymnophthalmidae	<i>Bachia dorbignyi</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
	<i>Colobosaura modesta</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Iphisa elegans</i>	4	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	0	1	0	0	8
	<i>Micrablepharus maximiliani</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cercosaura eigenmanni</i>	3	0	0	1	1	4	1	0	1	3	1	1	0	0	1	0	0	0	0	4	3
Hoplocercidae	<i>Hoplocercus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polychrotidae	<i>Anolis fuscoauratus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	1
	<i>Polychrus cf. liogaster</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Scincidae	<i>Mabuya nigropunctata</i>	4	2	2	0	0	1	2	3	0	2	2	0	1	0	0	7	0	0	2	2	1
Teiidae	<i>Ameiva ameiva</i>	2	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Kentropyx calcarata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Tupinambis merianae</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Tropiduridae	<i>Stenocercus caducus</i>	3	2	4	2	0	2	1	1	1	3	1	2	1	2	2	3	2	3	0	2	2

Quatro espécies, *Micrablepharus maximiliani*, *Hoplocercus spinosus*, *Polychrus* cf. *liogaster* e *Kentropyx calcarata* foram registradas em apenas uma área e por isso não foram incluídas nos modelos estatísticos, exceto quando se verificou composição de espécies. Da mesma forma *Colobosaura modesta* e *Ameiva ameiva* não foram incluídos nos modelos, pois também foram raros, ocorrendo respectivamente em duas e três áreas.

Registros por avistamento foram raros, tendo sido observados apenas 27 indivíduos, pertencentes a oito espécies (Quadro 3.2). Nenhuma espécie além daquelas amostradas por *pitfall* foi registrada.

Apenas um indivíduo da espécie *Anolis fuscoauratus* foi capturado em *pitfall* para coleta de artrópodes.

Quadro 3.2: Número de indivíduos de cada espécie registrada por observação visual, em cada área estudada. Para áreas F1 a F8 e C9 foram considerados apenas os dados do período chuvoso. F = Fragmento; C = Área controle.

Família	Espécies	Áreas																				
		F 1	F 2	F 3	F 4	F 5	F 6	F 7	F 8	F 10	F 11	F 12	F 16	F 17	F 18	F 19	F 20	F 21	F 22	C 9	C 14	C 23
Gekkonidae	<i>Gonatodes humeralis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Gymnophthalmidae	<i>Iphisa elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
	<i>Cercosaura eigenmanni</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Polychrotidae	<i>Anolis fuscoauratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Scincidae	<i>Mabuya nigropunctata</i>	1	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Teiidae	<i>Ameiva ameiva</i>	1	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Tupinambis merianae</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Tropiduridae	<i>Stenocercus caducus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0

3.3.2 - Composição de espécies

Nas ordenações optou-se pela utilização de dois eixos como índice da comunidade, visto que os valores mostram que os mesmos conseguiram captar, consideravelmente, mais informações dos dados que um único eixo e não tendo grande acréscimo quando se utilizam três eixos (Tabela 3.1).

Tabela 3.1: Índice de *stress* e valor de r^2 (proporção da variância das distâncias originais explicada pelas distâncias derivadas pelo HMDS) em um, dois e três eixos para dados qualitativos (riqueza) e quantitativos (número de indivíduos capturados).

Nº de eixos	Tipo de dados					
	Riqueza			Número de indivíduos capturados		
	1	2	3	1	2	3
<i>Stress</i>	0,41	0,21	0,13	0,35	0,18	0,12
r^2	0,49	0,75	0,88	0,66	0,84	0,90

A ordenação promovida pelo HMDS não mostra, aparentemente, um agrupamento de áreas quanto aos dados qualitativos e quantitativos.

Quando se observa os dados qualitativos (Figura 3.3), verifica-se um distanciamento de algumas áreas do grupo como um todo em função do registro de algumas espécies raras apenas nestes fragmentos, como *Kentropyx calcarata* que ocorreu somente na área F2; *Colobosaura modesta*, somente nas áreas F5 e C9 e *Ameiva ameiva* nas áreas F1 e F4.

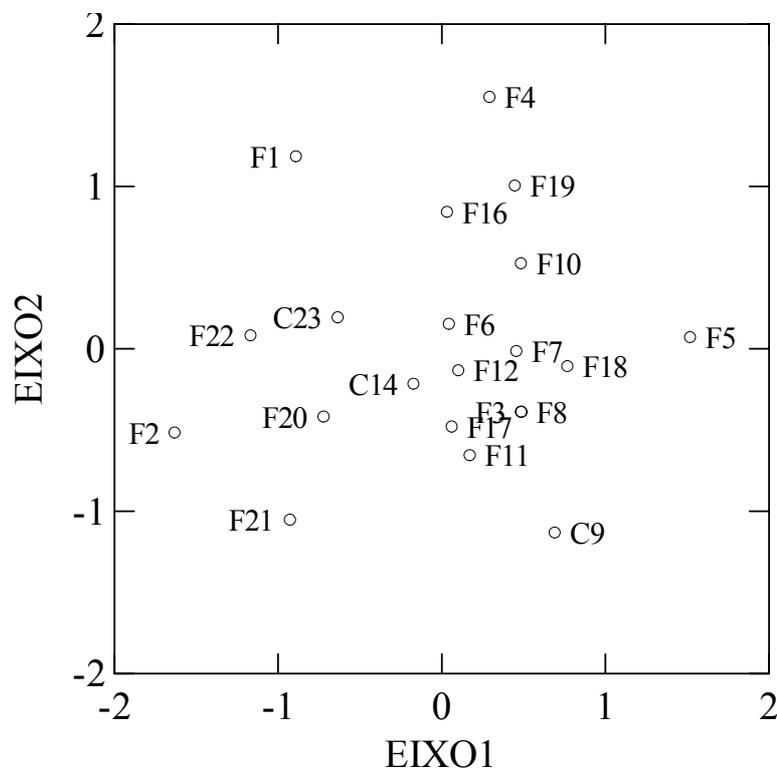


Figura 3.3 - Eixos 1 e 2 produzidos por uma análise Híbrida de Escala Multidimensional (HMDS), onde os objetos (F1-F8; F9-F12; F16-F22, C9, C14 e C23) são fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, localizados no Sudoeste de Mato Grosso, e os atributos são presença e ausência de 14 espécies de lagartos. F = fragmento e C = área controle.

Os resultados da análise de covariância multivariada (MANCOVA), baseada nos dados qualitativos, apontam para um efeito do índice de forma (SI) sobre a composição da comunidade de lagartos nas áreas estudadas (*Pillai trace* = 0,325; $F_{2,16} = 3,854$; $P = 0,043$). No entanto, nem o tamanho da área (*Pillai trace* = 0,057; $F_{2,16} = 0,486$; $P = 0,624$) e o tempo de isolamento (*Pillai trace* = 0,023; $F_{2,16} = 0,189$; $P = 0,830$) mostram efeito significativo.

Em relação aos dados quantitativos (Figura 3.4), observa-se um agrupamento da maioria das áreas, apontando semelhança no número de indivíduos capturados, de cada espécie, entre elas. No entanto, algumas áreas aparecem isoladas, como a área F1, em função do maior número de capturas de *Mabuya nigropunctata* e *Iphisa elegans*; a área F20, também devido ao maior número de capturas de *M. nigropunctata*; a área C23 pela maior ocorrência de *Iphisa elegans* e as áreas F2, F21 e F22 pelas presenças em comum e número de capturas semelhantes de *Anolis fuscoauratus*.

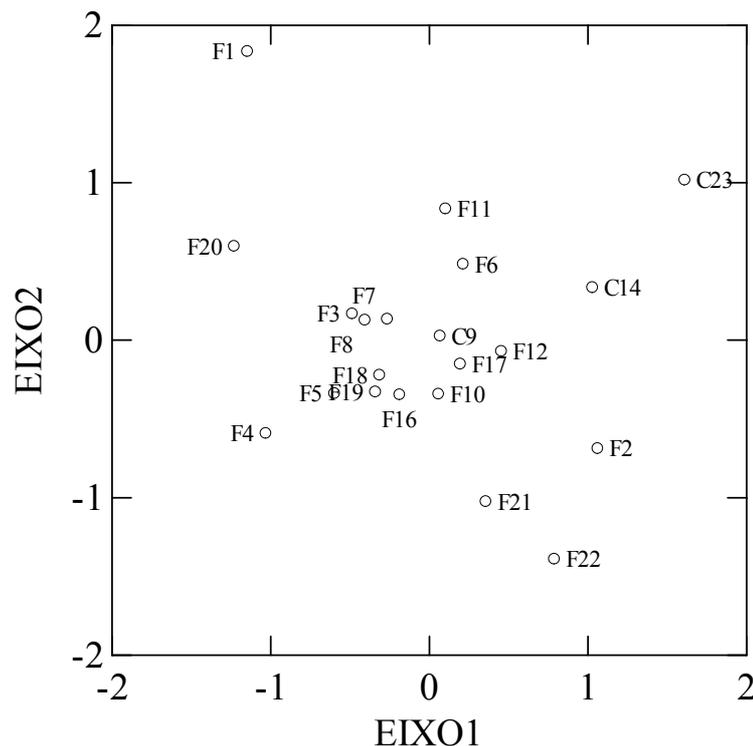


Figura 3.4 - Eixos 1 e 2 produzidos por uma análise Híbrida de Escala Multidimensional (HMDS), onde os objetos (F1-F8; F9-F12; F16-F22, C9, C14 e C23) são fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, localizados no Sudoeste de Mato Grosso, e os atributos são os números de capturas de cada uma das 14 espécies de lagartos. F = fragmento e C = Área controle.

O tamanho da área (TA) teve efeito significativo sobre a composição da comunidade de lagartos nas áreas estudadas, para os dados quantitativos (*Pillai trace* = 0,496; $F_{2,16} = 7,867$; $P = 0,004$). O índice de forma (*Pillai trace* = 0,091; $F_{2,16} = 0,798$; $P = 0,467$) e o tempo de isolamento do fragmento (*Pillai trace* = 0,088; $F_{2,16} = 0,773$; $P = 0,478$) não demonstraram efeito sobre a composição da comunidade.

3.3.3 – Variáveis Físicas

A variável Índice de forma (SI) não apresentou correlação com Tamanho da área (TA) nem com Tempo de isolamento (TI). No entanto, Tamanho da área e Tempo de isolamento apresentaram correlação relativamente forte (Tabela 3.2). Mesmo ambas variáveis foram incluídas no modelo de regressão visto que em 40% dos casos, não houve esta relação.

Tabela 3.2: Matriz da correlação de Pearson, para as variáveis: Tamanho da Área (TA) Índice de Forma (SI) e Tempo de Isolamento (TI).

	TA	SI	TI
TA	1,000		
SI	0,156	1,000	
TI	-0,602	-0,181	1,000

As variáveis físicas (TA, SI e TI) não tiveram correlação nem com riqueza de espécies ($r^2 = 0,047$; $p = 0,841$) nem com a variação do número total de lagartos capturados nas áreas estudadas ($r^2 = 0,219$; $p = 0,229$) (Tabela 3.3).

Tabela 3.3: Sumário estatístico para regressão das variáveis dependentes (riqueza de espécies e número total de lagartos capturados) sobre as variáveis independentes (Tamanho da área – TA; Índice de forma – SI; e Tempo de isolamento da área - TI).

Variável dependente	Variáveis independentes		
	TA	SI	TI
Riqueza de espécies	b = 0,000	b = 0,339	b = 0,018
	t = 0,861	t = 0,198	t = 0,415
	p = 0,333	p = 0,845	p = 0,683
Número total de lagartos capturados	b = 0,002	b = -0,811	b = 0,091
	t = 2,092	t = -0,140	t = 0,741
	p = 0,052	p = 0,891	p = 0,469

Quando o modelo, com as mesmas variáveis (TA; SI e TI), foi aplicado para número de lagartos capturados de cada espécie, este não pode prever a variação de *Stenocercus caducus* ($r^2 = 0,092$; $p = 0,641$) e *Mabuya nigropunctata* ($r^2 = 0,051$; $p = 0,822$), mas foi significativo para *Gonatodes hasemani* ($r^2 = 0,362$; $p = 0,049$). No entanto o tamanho da área foi a variável que efetivamente contribuiu para este resultado, quando os efeitos das outras duas variáveis são estatisticamente controlados (Tabela 3.4; Figura 3.5).

Para *Cercosaura eigenmanni*, embora o teste tenha sido marginalmente não significativo ($r^2 = 0,314$; $p = 0,086$), há a indicação do efeito de tamanho (Tabela 3.4; Figura 3.6). Então, um novo modelo foi testado, tendo sido excluído o índice de forma. Assim foi encontrado resultado significativo ($r^2 = 0,309$; $p = 0,036$). A contribuição efetiva para este resultado foi do tamanho da área, quando se tem os efeitos da variável tempo de isolamento estatisticamente controlados (Tabela 3.4; Figura 3.7).

Tabela 3.4: Sumário estatístico para regressão das variáveis dependentes (número de indivíduos capturados de cada espécie) sobre as variáveis independentes (Tamanho da área – TA; Índice de forma – SI; e Tempo de isolamento da área - TI). Valores significativos estão em negrito.

Variáveis dependentes (número de indivíduos capturados)	Variáveis independentes		
	TA	SI	TI
<i>Stenocercus caducus</i>	b = 0,000 t = 0,670 p = 0,512	b = 0,208 t = 0,181 p = 0,859	b = 0,032 t = 1,305 p = 0,209
<i>Mabuya nigropunctata</i>	b = 0,000 t = 0,785 p = 0,443	b = -0,513 t = -0,257 p = 0,800	b = 0,035 t = 0,833 p = 0,417
<i>Gonatodes hasemani</i>	b = 0,001 t = 2,195 p = 0,042	b = -1,660 t = -0,814 p = 0,427	b = -0,020 t = -0,460 p = 0,651
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	b = 0,001 t = 2,630 p = 0,018	b = -4,88 t = -0,357 p = 0,726	b = 0,023 t = 0,799 p = 0,435
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	b = 0,001 t = 2,680 p = 0,015	Não incluída no modelo	b = 0,024 t = 0,865 p = 0,399

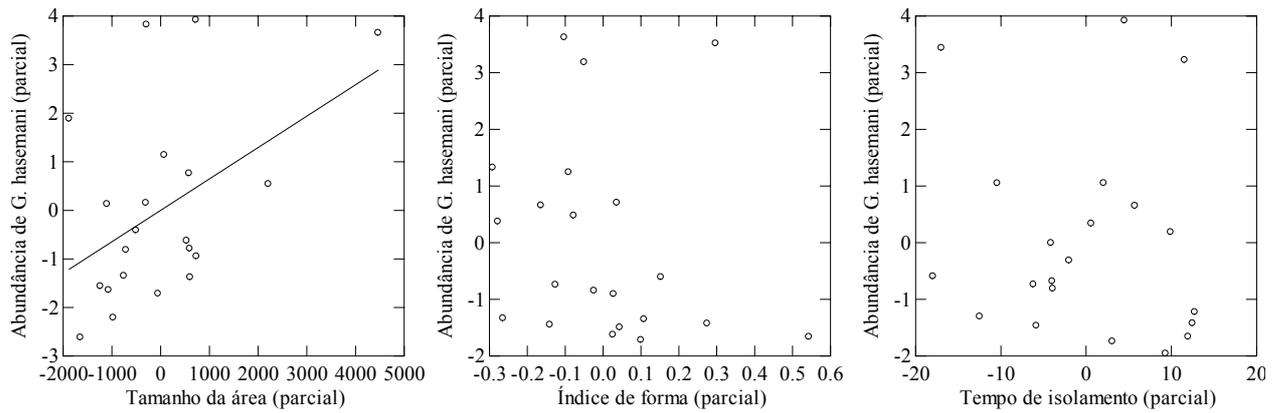


Figura 3.5 - Parciais do efeito do tamanho, índice de forma e tempo de isolamento dos fragmentos, sobre a abundância de *Gonatodes hasemani*.

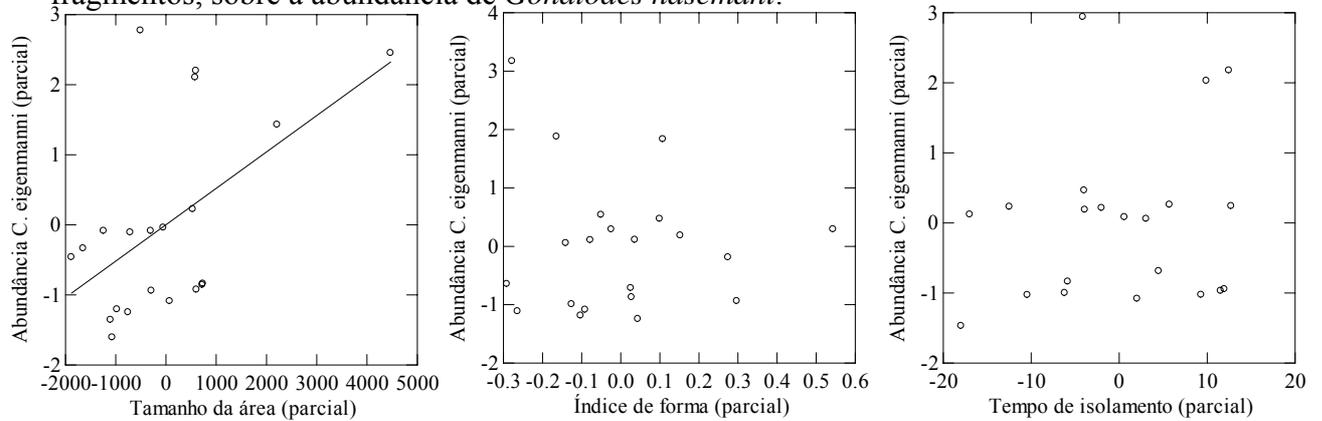


Figura 3.6 - Parciais do efeito do tamanho, índice de forma e tempo de isolamento dos fragmentos, sobre a abundância de *Cercosaura eigenmanni*.

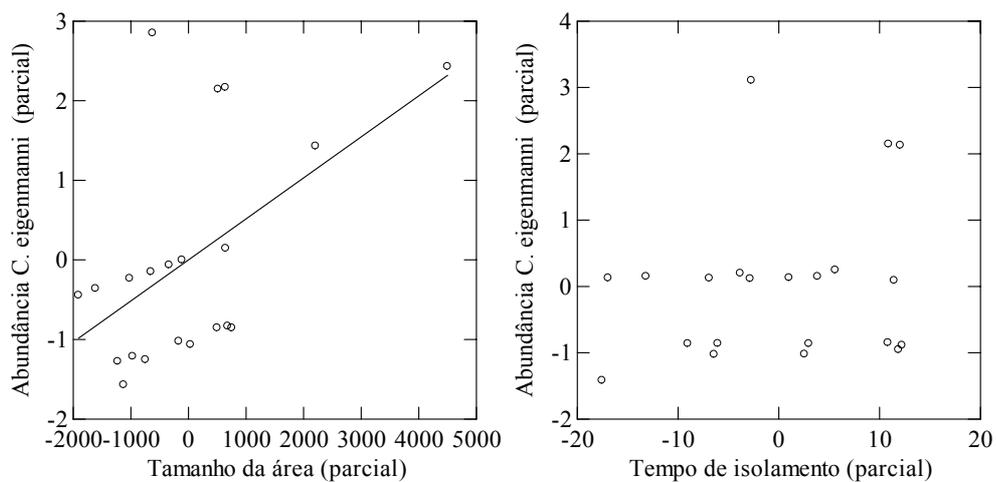


Figura 3.7 - Parciais do efeito do tamanho e tempo de isolamento dos fragmentos, sobre a abundância de *Cercosaura eigenmanni*.

Para as espécies cujas análises foram realizadas a partir de regressão logística, nenhum modelo conseguiu captar existência de variação na ocorrência das espécies em função de qualquer das variáveis independentes, embora o resultado para *Iphisa elegans* tenha sido marginalmente significativo (Tabela 3.5).

Tabela 3.5: Sumário estatístico para regressão logística múltipla das variáveis dependentes (ocorrência de cada espécie) sobre as variáveis independentes (Tamanho da área, Índice de forma e Tempo de isolamento), para cinco espécies de lagartos, nas 21 áreas estudadas. (Ø) Número de áreas em que a espécie não ocorreu; (1) Número de áreas em que a espécie ocorreu.

Espécie	(Ø)	(1)	Rho	P
<i>Anolis fuscoauratus</i>	17	04	0,025	0,916
<i>Tupinambis merianae</i>	17	04	0,172	0,319
<i>Bachia dorbignyi</i>	17	04	0,077	0,664
<i>Gonatodes humeralis</i>	17	04	0,107	0,534
<i>Iphisa elegans</i>	13	08	0,264	0,061

3.3.4 – Variáveis ambientais

Foi considerada existência de autocorrelação espacial apenas para biomassa de artrópodes ($p = 0,001$; $r = 0,240$), mesmo tendo havido 15% de explicação para Abertura de Dossel ($p = 0,989$; $r = 0,153$). Para número de árvores ($p = 0,912$; $r = -0,086$) e volume de folhíço ($p = 0,645$; $r = -0,034$) não foi verificada autocorrelação. Desta forma, biomassa de artrópodes não foi incluída nas análises.

Não foram encontradas correlações entre as variáveis ambientais: Abertura de dossel, número de árvores e volume de folhíço (Tabela 3.6).

Tabela 3.6: Matriz da correlação de Pearson, para as variáveis Abertura de dossel (AD); Número de árvores (NA) e Volume de folhíço (VF).

	AD	NA	VF
AD	1,000		
NA	-0,066	1,000	
VF	0,173	0,495	1,000

As variáveis ambientais (AD, NA e VF) não indicaram a existência de correlação com a riqueza de espécies registradas em cada área ($r^2 = 0,159$; $p = 0,387$). Da mesma forma o

modelo também não explicou a variação do número total de lagartos capturados nas áreas estudadas ($r^2 = 0,206$; $p = 0,259$) (Tabela 3.7).

Tabela 3.7: Sumário estatístico para regressão das variáveis dependentes (riqueza de espécies e número total de indivíduos capturados) sobre as variáveis independentes (Abertura de dossel - AD; Número de árvores – NA e Volume de folhíço - VF) em 21 áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso.

Variável dependente	Variáveis independentes		
	AD	NA	VF
Riqueza de espécies	b = -0,021	b = -0,105	b = 1,016
	t = -1,194	t = -0,201	t = 1,407
	p = 0,249	p = 0,843	p = 0,177
Número total de indivíduos capturados	b = -0,508	b = -0,429	b = 4,061
	t = -0,161	t = -0,264	t = 1,815
	p = 0,304	p = 0,795	p = 0,087

As variáveis ambientais (AD; NA e VF) e os dados quantitativos das quatro espécies mais numerosas não puderam prever o número de indivíduos coletados destas. *Stenocercus caducus* ($r^2 = 0,148$; $p = 0,425$), *Mabuya nigropunctata* ($r^2 = 0,139$; $p = 0,454$), *Gonatodes hasemani* ($r^2 = 0,282$; $p = 0,122$) e *Cercosaura eigenmanni* ($r^2 = 0,078$ $p = 0,699$) (Tabela 3.8).

Tabela 3.8: Sumário estatístico para regressão das variáveis dependentes (número de indivíduos coletados de cada espécie) sobre as variáveis independentes (Abertura de dossel - AD; Número de árvores – NA e Volume de folhíço - VF), em 21 áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso.

Variável dependente	Variáveis independentes		
	AD	NA	VF
<i>Stenocercus caducus</i>	b = 0,011	b = -0,232	b = 0,432
	t = 1,058	t = -0,751	t = 1,015
	p = 0,305	p = 0,463	p = 0,325
<i>Mabuya nigropunctata</i>	b = 0,010	b = -0,304	b = 1,010
	t = 0,545	t = -0,577	t = 1,389
	p = 0,593	p = 0,571	p = 0,183
<i>Gonatodes hasemani</i>	b = -0,046	b = 0,435	b = 0,316
	t = -2,271	t = 0,725	t = 0,382
	p = 0,036	p = 0,478	p = 0,707
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	b = 0,002	b = 0,284	b = -0,721
	t = 0,107	t = 0,646	t = -1,188
	p = 0,916	p = 0,527	p = 0,251

As variáveis ambientais (AD; NA e VF) não mostraram correlação com as espécies *Tupinambis merianae*, *Gonatodes humeralis* e *Iphisa elegans*. No, entanto indicaram a existência de variação da ocorrência de *Anolis fuscoauratus*, principalmente em função de número de árvores e volume de folhço (Figuras 3.8 e 3.9) e *Bachia dorbignyi* em função do número de árvores (Figura 3.10). O sumário estatístico das regressões, para as cinco espécies, é mostrado na (Tabela 3.9).

Tabela 3.9: Sumário estatístico para regressão logística múltipla das variáveis dependentes (ocorrência de cada espécie) sobre as variáveis independentes (Abertura de dossel; Número de árvores e Volume de folhço), para cinco espécies de lagartos, nas 21 áreas estudadas. (\emptyset) = Número de áreas em que a espécie não ocorreu; (**1**) = Número de áreas que a espécie ocorreu. Valores significativos estão em negrito.

Espécie	(\emptyset)	(1)	Rho	P
<i>Anolis fuscoauratus</i>	17	04	0,644	0,004
<i>Tupinambis merianae</i>	17	04	0,020	0,939
<i>Bachia dorbignyi</i>	17	04	0,506	0,016
<i>Gonatodes humeralis</i>	17	04	0,091	0,603
<i>Iphisa elegans</i>	13	08	0,183	0,164

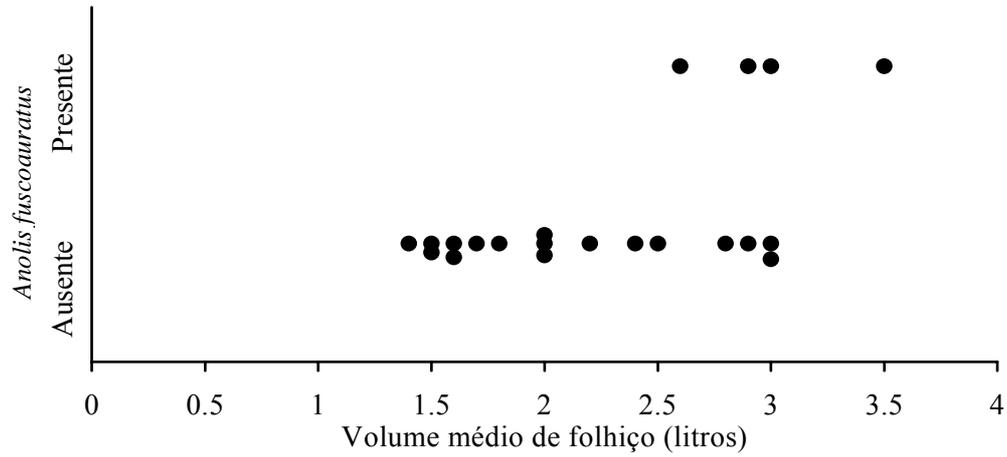


Figura 3.8: Presença e ausência de *Anolis fuscoauratus* nas 21 áreas estudadas. No eixo x é apresentado o volume médio de folheto dos 25 pontos de amostragem em cada área.

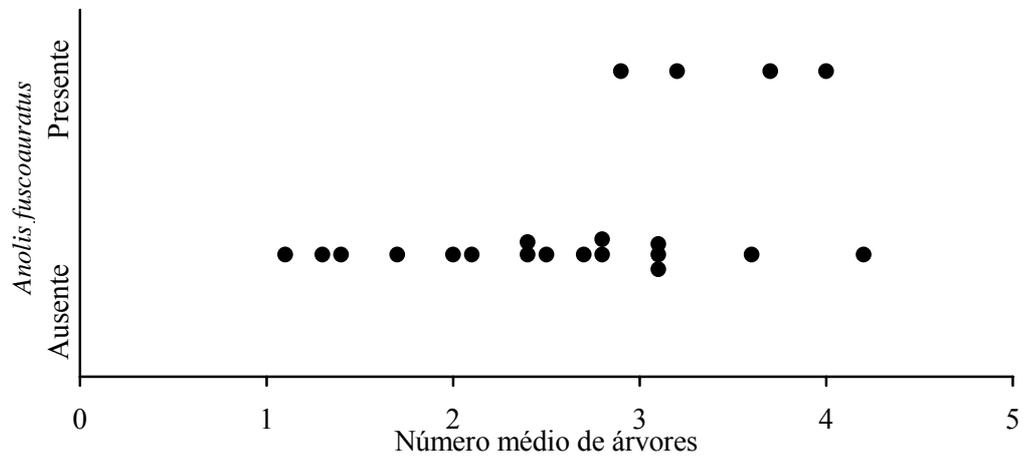


Figura 3.9: Presença e ausência de *Anolis fuscoauratus* nas 21 áreas estudadas. No eixo x é apresentado o número médio de árvores dos 25 pontos de amostragem em cada área.

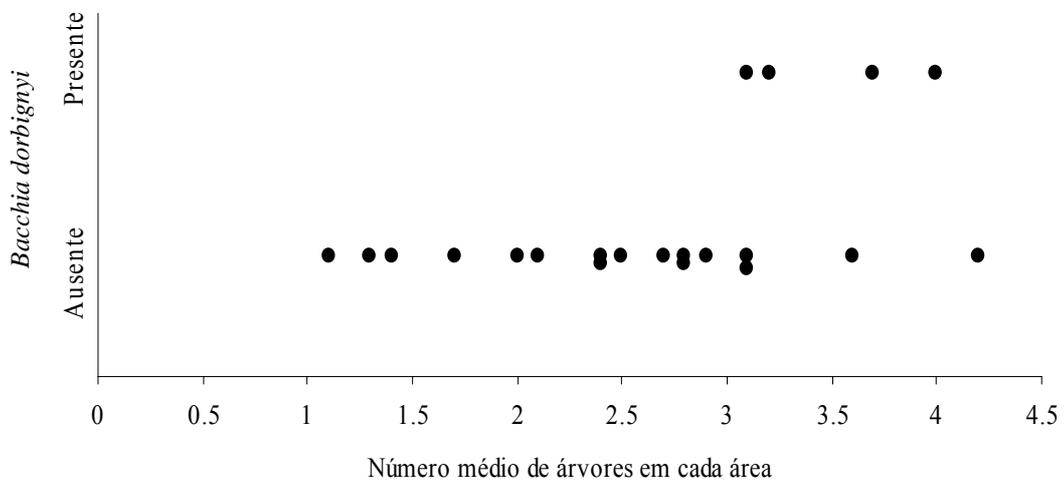


Figura 3.10: Presença e ausência de *Bacchia dorbignyi* nas 21 áreas estudadas. No eixo x é apresentado o número médio de árvores dos 25 pontos de amostragem em cada área.

3.4 – Discussão

O número de dias de amostragem e a quantidade de áreas estudadas parecem não ter sido suficientes para amostrar a riqueza e abundância das espécies de lagartos das áreas estudadas, como foi demonstrado pelas curvas de rarefação. Talvez fosse necessário ampliar de 10 para 15 ou 20 dias de amostragem e mais áreas, a fim de se obter uma melhor representatividade da comunidade local.

Não ter encontrado espécies exclusivas de áreas controle, pode ser um indicativo de que os fragmentos, embora menores e isolados, estão conseguindo manter a diversidade de espécies regional. Este resultado difere daqueles encontrados por Carvalho-Jr. (2003) que, ao estudar efeitos da fragmentação sobre comunidades de lagartos em Alter do Chão, verificou diferença significativa na comunidade de lagartos entre fragmentos e áreas contínuas. Dixo e Metzger (2003), ao estudar efeitos da fragmentação em áreas de floresta na região de Cotia – SP, também encontraram maior riqueza e abundância de lagartos nas áreas controle.

A ocorrência de *Bachia dorbignyi*, *Micrablepharus maximiliani*, *Hoplocercus spinosus* e *Kentropyx calcarata*, apenas em fragmentos, não deve significar uma preferência destas espécies por áreas perturbadas ou que sejam espécies invasoras. Supõe-se que não tê-las encontrado nas áreas controle foi apenas um fato ao acaso, ou tempo de amostragem insuficiente, visto que as três primeiras são descritas como espécies generalistas e freqüentemente encontradas em áreas de floresta primária (Nascimento *et al.*, 1988; Ávila-Pires, 1995; Gomes, 2003).

Colli (2003), citando MacArthur e Wilson (1967) comenta que áreas menores devem possuir menor número de habitats e por isso há de esperar que apresentem apenas um subconjunto de espécies que ocorrem em áreas maiores.

Os resultados deste estudo não mostraram relações significativas entre tamanho da área e diversidade de espécies. Da mesma forma, alguns estudos não encontraram influência desta variável sobre a riqueza de lagartos, como aqueles realizados em áreas de Floresta Atlântica no Sul da Bahia, mencionados por Colli (2003); em fragmentos naturais e antrópicos de Cerrado (Silvano *et al.*, 2003) e em Alter do Chão (Carvalho-Jr., 2003).

Como a maioria das espécies, neste estudo, mostraram-se generalistas quanto ao uso de habitat (Capítulo II), realmente seria previsto não encontrar efeitos das variáveis estudadas sobre o número de indivíduos coletados de cada espécie.

Em princípio, poderia se pensar que alguns efeitos como borda e tamanho, pudessem não ser detectados, em função das áreas amostradas terem grandes dimensões (maior que 41 ha), comparados a outros estudos. No entanto, outras pesquisas que avaliaram áreas de

tamanhos menores também não conseguiram detectar estes efeitos, como Schlaepfer e Gavin (2001) em fragmentos de 1 a 100 ha e estudos relatados por Silvano *et al.* (2003), em fragmentos de 25 a 100 ha e de 2 a 8.000 ha.

Baseados em resultados encontrados para *Enyalius peditus* e *E. gaudichaudii*, em fragmentos de mata em São Paulo, Dixo e Metzger (2003) afirmam que a abundância de lagartos tende a ser maior em áreas maiores. No entanto, os resultados encontrados aqui, não apontaram correlação entre tamanho da área e número total de indivíduos coletados. Apenas para o número de indivíduos de *G. hasemani* e *C. eigenmanni*, o tamanho da área mostrou influência significativa positiva.

Tanto *G. hasemani* quanto *C. eigenmanni* são espécies de pequeno porte e devem possuir área de vida pequena. Isto não justificaria os resultados encontrados (dependência do tamanho de área) já que a menor área amostrada foi de 41,8 ha. Porém, considerando que ambas as espécies preferem áreas sombreadas ou até mata densa, poderia se pensar que as áreas maiores apresentariam maior cobertura vegetal, propiciando melhores condições de habitat para estas. Sendo correta esta premissa, deveria ser encontrada relação significativa entre abertura de dossel e/ou número de árvores com estas espécies, o que não ocorreu. Assim acredita-se que algum outro fator não estudado possa estar correlacionado com tamanho, neste caso, ou talvez o esforço de coleta não tenha sido suficiente para conseguir detectar estes efeitos, com precisão.

Tamanho da área também se mostrou correlacionado positivamente com abundância de *Coleodactylus amazonicus*, em Alter do Chão, no Pará, mas não com abundâncias de *Ameiva ameiva*; *Mabuya nigropunctata* e *Gonatodes humeralis* (Carvalho-Jr.,2003).

Além do tamanho, a consideração do tempo de isolamento dos fragmentos, segundo Colli (2003) e Silvano *et al.* (2003), é de grande importância, visto que a história de cada área, após a fragmentação, passa a ser independente e com o passar do tempo a riqueza de espécies nestas áreas antrópicas vai diminuindo em função de efeitos demográficos, genéticos e estocásticos.

Não ter detectado efeito do tempo de isolamento sobre a comunidade de lagartos nas áreas estudadas, pode estar relacionada ao pouco tempo de isolamento destas (20 anos em média). Colli (2003), por exemplo, cita estudos em áreas de Cerrado em Rondônia que mostraram que após 20 anos de isolamento ainda não haviam ocorrido processos de extinções. O autor considera este lapso de tempo um período curto para se verificar efeito do tempo, visto que em áreas de fragmentação natural mais antigas (3.000 anos), na mesma região de

Rondônia, a riqueza de espécies foi cerca de metade daquela encontrada em áreas de fragmentos antrópicos.

A forma do fragmento apresenta uma relação direta com a quantidade de borda deste. Por isso, esta é uma variável importante quando se estuda efeito de fragmentação. Neste estudo, apenas três áreas apresentavam formato longo e estreito, e a maioria delas tinha poucos recortes. Desta forma a relação borda-área ficou minimizada (Laurance e Yensen, 1991). Por tanto, estas áreas devem sofrer menos com os efeitos de borda.

Assim, não encontrar relações significativas entre forma dos fragmentos e riqueza ou número de indivíduos coletados de cada espécie de lagarto, nas áreas estudadas, é aceitável, uma vez que também não foram detectadas relações significativas para efeito de borda. No Projeto Cerrado, mencionado por Silvano *et al.* (2003), também não se observou relação significativa entre o grau de recorte das áreas e riqueza de espécies de lagartos e anfíbios.

A estrutura da vegetação, além de ser importante no fornecimento de abrigos e na proteção contra predadores, também está relacionada à disponibilidade de alimentos e afeta as condições de termorregulação dos répteis (Heinen, 1992; Vitt *et al.*, 1998).

Neste estudo, não foi encontrada relação entre abertura de dossel e riqueza ou número de lagartos coletados, o que equivalem a resultados de Tinoco *et al.* (2003) que não encontram relação significativa entre abertura de dossel e a estrutura numérica de lagartos na região sul da Bahia, assim como Oda (1998) ao relacionar esta variável com a abundância de *Gonatodes humeralis* em Manaus.

Aspectos da estrutura da vegetação relacionada a comportamento de lagartos foram estudados por Faria (1999), em savanas da Amazônia, a qual verificou que *Cnemidophorus lemniscatus* apresenta preferência por habitats com maior cobertura de arbustos, porém não encontrou relações significativas entre cobertura vegetal e a abundância de *Kentropyx striatus* e *Anolis auratus*.

O número de indivíduos coletados da espécie *Anolis fuscoauratus* foi relacionado à quantidade de árvores e volume de folhíço. Esta espécie, apesar de ser frequentemente encontrada sobre o solo (Ávila-Pires, 1995), é tipicamente arborícola (Vanzolini, 1986). Embora já tenha sido registrada em áreas de vegetação secundária e capoeira (Ávila-Pires, 1995), prefere áreas intactas (Vitt *et al.*, 2003), por ser umbrófila, o que pode justificar sua relação com maior número de árvores.

Anolis fuscoauratus é frequentemente encontrada sobre o folhíço (Bartlett e Bartlett, 2003), pois usa o solo para se locomover de uma árvore para outra e é onde coloca seus ovos.

Possivelmente esteja usando, preferencialmente, este ambiente para conseguir suas presas, já que o folhiço é habitat de grande diversidade de artrópodes.

Locais que apresentam condições de manter maior umidade, por mais tempo, têm possibilidade de suportar maior densidade de herpetofauna (Fauth *et al.*, 1989 *apud* Heinen, 1992). Este autor acredita que a liteira esteja relacionada a esta condição, tendo ele encontrado maior riqueza de espécies de lagartos em locais com maior profundidade de liteira, na Costa Rica.

Silvano *et al.* (2003) comentam que em Una, na Bahia, a fragmentação florestal ou a alteração da paisagem original não interferiram na diversidade de lagartos de liteira. Wiederhercker *et al.* (2002) encontram relação positiva entre quantidade de liteira e frequência de *Mabuya frenata* e *Colobosaura modesta* em fragmentos antrópicos na região de Paracatu – MG.

Espécies do gênero *Bachia* são fossoriais ou semi-fossoriais, apresentando membros reduzidos e utilizam com frequência buracos de cupins e formigas ou a própria cobertura de folhiço (Colli *et al.*, 1998 e Bartlett e Bartlett, 2003). A relação significativa, encontrada entre a ocorrência de *B. dorbignyi* e maior número de árvores pode ser em função de um maior sombreamento da área e conseqüentemente maior umidade do solo. Isto deve favorecer uma maior riqueza e abundância de artrópodes nestes locais. Estes fatores oferecem melhor habitat para espécie. Urbina e Londoño (2003) ao estudar a herpetofauna em áreas perturbadas na Colômbia, concluíram que ambientes com maior cobertura vegetal e dossel mais fechado, apresentam um microclima mais semelhante às áreas originais e assim devem propiciar a presença de um maior número de espécies.

As demais espécies mostraram-se tolerantes à fragmentação, pois não foram encontradas relações entre as variáveis analisadas e o número de indivíduos coletados, destas, nas áreas estudadas. No entanto, devido a abundância registrada ter sido pequena, talvez em função do esforço amostral ter sido baixo, as conclusões devem ser tomadas com cautela. O pouco tempo amostral ou outros fatores, não analisados, podem ser determinantes dos resultados encontrados para comunidades de lagartos nas áreas estudadas.

4. Conclusões e Considerações Finais

Neste estudo foi considerado baixo o número de indivíduos capturados, embora o método de coleta (*pitfall*) pareça ser o mais indicado para a região, visto que durante todo o período de amostragem, seja nas caminhadas pelas trilhas ou durante a medida do volume de folhiço em 2.850 pontos, foram raros os avistamentos. Esta condição difere de outras regiões como áreas de Floresta Amazônica às margens do Rio Madeira e Reserva Florestal Adolpho Ducke em Manaus, onde os avistamentos foram freqüentes (obs. pessoal). O número baixo de capturas talvez tenha se dado em função do pouco tempo de amostragem (10) dias.

Conclusões acerca do comportamento de populações e comunidades, quando se tem um “n” baixo, como no caso deste estudo, ficam restritas. Desta forma sugere-se que em futuras pesquisas na região deste estudo, seja utilizado um número maior de dias de amostragem visando garantir maior número de indivíduos coletados.

Apesar de alguns autores sugerirem que a variação sazonal de chuva parecer o fator mais importante que afeta a ecologia de lagartos, neste estudo não foi verificada influência significativa da estação (seca e chuva) na riqueza e número de indivíduos coletados, no ano de 2003. Aparentemente as comunidades de lagartos respondem diferentemente aos efeitos das estações (seca e chuva) visto que em vários estudos são relatadas influências da precipitação na atividade dos indivíduos, enquanto em outros não, como foi no caso deste. Como nem todos estudos que abordam este aspecto, foram realizados em uma mesma região, talvez a estrutura do ambiente possa estar se correlacionando com a variável estação (seca/chuva) e por isso resultados distintos tem sido encontrados.

De qualquer forma, ficou evidente que em alguns casos, a amostragem em apenas um período pode não amostrar certas populações de maneira a compreender a sua estrutura, como o exemplo de *Stenocercus caducus*, que no período chuvoso só foi coletado adultos e no seco a maioria de juvenis. Assim, aconselha-se que as amostragens, na região, possam abranger as duas estações do ano (seca e chuva), bem como mais dias de amostragem.

A condição registrada para *Stenocercus caducus* sugere que a espécie reproduz-se uma vez por ano, no final do período chuvoso e possivelmente apresenta um ciclo de vida anual.

Não se ter encontrado espécies exclusivas da matriz de pastagem, bem como menor riqueza e menor número de indivíduos coletados nesta, é um indicativo de que a pastagem não representa um microhabitat apropriado para a sobrevivência da maioria das espécies de lagartos encontradas. A matriz oferece poucas condições de deslocamento para os lagartos, entre uma área e outra, representando uma barreira seletiva aos processos de migração, o que com tempo pode ocasionar perdas estocásticas para as populações.

No entanto, nove das espécies incluídas neste estudo, *Tupinambis merianae*, *Ameiva ameiva*, *Stenocercus caducus*, *Cercosaura eigenmanni*, *Mabuya nigropunctata*, *Gonatodes hasemani*, *Gonatodes humeralis*, *Iphisa elegans* e *Anolis fuscoauratus*, mostraram-se generalistas ou pouco exigentes quanto ao uso de habitat, visto que ocorreram desde a borda até o interior das áreas estudadas. As quatro primeiras foram encontradas, inclusive, usando a matriz de pastagem.

A condição generalista destas espécies é importante para sua manutenção nestas áreas, pois demonstram serem pouco vulneráveis aos efeitos de borda. Isto, provavelmente, por utilizarem maior diversidade de recursos, e assim é possível que apresentem baixo risco de extinção em função destes efeitos, principalmente aquelas quatro encontradas na matriz de pastagem.

Quatro espécies que ocorreram somente no interior das áreas estudadas, *Hoplocercus spinosus*; *Bachia dorbignyi*; *Colobosaura modesta* e *Micrablepharus maximiliani*, embora pareçam ser sensíveis aos efeitos de borda, já foram registradas em outros estudos, utilizando-se de borda e áreas de vegetação secundária. Desta forma a condição encontrada para estas espécies pode não representar grandes problemas de sobrevivência par elas, nestas áreas. Há de se registrar, no entanto, uma preocupação em relação a *Kentropyx calcarata*, visto que assim como neste estudo, outros autores também a registraram apenas nas porções mais internas dos fragmentos, o que aponta sua vulnerabilidade aos efeitos de borda. No entanto, a causa da raridade desta espécie, neste estudo, pode estar relacionada ao pouco tempo de amostragem.

O fato da maioria das espécies de lagartos ter sido comum aos fragmentos e áreas controles indica que mesmo após 20 anos de fragmentação, os fragmentos, embora isolados e menores que as áreas originais, tem sido importantes na manutenção da diversidade regional e que as espécies registradas nestes, apresentam menor probabilidade de extinção em função dos efeitos da fragmentação.

Para proteger a biodiversidade destas áreas, já alteradas, devem ser conhecidos os efeitos da fragmentação e estes devem ser controlados. Assim, é importante reconhecer que devido ao intenso desmatamento ocorrido na região, transformando as áreas de vegetação nativa em pastagem, as áreas remanescentes, mesmo com dimensões reduzidas, são fundamentais para se estabelecer um conjunto de reservas que possam garantir a manutenção da diversidade da fauna de lagartos na região.

Desta forma, orientações aos proprietários destas áreas são importantes, assim como a averbação legal das reservas e o estabelecimento de cercas bem como sistema de aceiros, para

evitar o acesso de gado e fogo, garantindo melhor conservação destas áreas e assim a preservação da diversidade regional.

A importância individual de cada área na preservação da comunidade de lagartos é reconhecida, no entanto, a simples manutenção destas áreas de forma isolada, pode não ser suficiente para resguardar a sobrevivência de todas as espécies. Assim, a conexão entre estas áreas como forma de garantir migração de indivíduos e fluxo gênico seria de grande importância. Embora tenha ocorrido algumas espécies na pastagem, para muitas outras o deslocamento por esta matriz é inviável, principalmente as arborícolas e semi-arborícolas como *Anolis fuscoauratus*, *Gonatodes humeralis* e *Gonatodes hasemani* e aquelas que usam o ambiente de folhiço como *Iphisa elegans*, *Colobosaura modesta* e *Bachia dorbignyi*, já que a estrutura da matriz não lhes oferece estas condições e assim por mais próximo que estejam as áreas, ocorre um isolamento efetivo.

Neste estudo, o tempo de isolamento das áreas não apresentou relação significativa com a riqueza de espécies e número de indivíduos coletados, porém não se pode afirmar que o tempo de isolamento não exerça influência sobre a comunidade de lagartos, pois talvez o pouco tempo decorrido deste isolamento, cerca de 20 anos, não tenha sido suficiente para que seus efeitos tenham exercido pressões sobre as populações locais.

Embora neste estudo não tenha sido verificado efeito significativo do índice de forma sobre a riqueza de espécies e número de lagartos coletados, observou-se que houve ganho de espécies a medida que se avançou para o interior das áreas, indicando que há espécies sensíveis aos efeitos de borda. Estes efeitos são diretamente influenciados pela forma das áreas. Assim, orientação técnica quando das autorizações de desmatamento, no sentido de garantir que as áreas deixadas como reservas apresentem um formato mais próximo ao circular para se minimizar os efeitos de borda, serão importantes para garantir a preservação da área e conseqüentemente de espécies mais sensíveis aos efeitos de borda.

5. Literatura Citada

- Alho, C. 2003. *Conservação da biodiversidade da Bacia do Alto Paraguai*. Ed. UNIDERP, Campo grande – MS. 449 pp.
- Amaral, D.L.; Fonzar, B.C. 1982. *Levantamento de Recursos Naturais*. In: RADAMBRASIL – *Folha SD 21*. Cuiabá – Rio de Janeiro. MME.
- Ávila-Pires, T.C.S. 1995. Lizards of Brazilian Amazônia (Reptilia: Squamata). *Zoologische Verhandelingen* (Leiden). 299:1-706.
- Barbosa, O.; Marquet, P. A. 2002. Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile. *Oecologia*. 132:296-306.
- Bartlett, R.D.; Bartlett, P. 2003. *Reptiles and amphibians of the amazon and ecotourist's guide*. University of Florida. Flórida, EUA. 291 pp.
- Belbin, L. 1992. *PATN. Pattern Analysis Package*. CSIRO, Canberra, Austrália.
- Bierregaard, R.O.Jr.; Lovejoy, T.E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazônica*. 19:215-241.
- Bierregaard, R. O., Jr.; Lovejoy, T. E.; Kapos, V.; Santos A. A ; Hutchings R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioSciences*. 42:859-866
- Bierregaard Jr., R.O., Stouffer, P. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. In: Laurance, W.F., Bierregaard Jr., R.O. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 138-155.
- Bowman, J.; Cappuccino, N.; Fahrig, L. 2002. Patch size and population density: the effect of immigration behavior. *Conservation Ecology*. 6(1):8. [online] URL:[http:// www.consecol.org/vol6/iss1/art9](http://www.consecol.org/vol6/iss1/art9).
- Braschler, B.; Lampel, G.; Baur, B.. 2003. Experimental small-scale grassland fragmentation alters aphid population dynamics. *Oikos*. 100(3):581-591.
- Bright, P.W. (1993). Habitat fragmentation: problems and predictions for British mammals. *Mamm. Rev.* 23: 101–111.
- Brown, K. S. Jr. e Hutchings, R.W. 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. W.F. Laurance and R.O. Bierregaard, eds. University of Chicago Press, Chicago, III, USA. pp. 91-110
- Burkey, T. V. 1995. Extinction rates in archipelagoes: Implications for populations in fragmented habitats. *Conservation Biology*. 9(3):527-541.

- Campbell, H. W.; Christman, S. P. 1982. Field techniques for herpetofaunal community analysis. In: Scott, N.J.Jr. (ed.). *Herpetological Communities*. Wildlife Research Report 13, Fish and Wildlife Service. 193-200.
- Cardoso, A. J.; Andrade, G. V. e Haddad, C. F. B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 49:241-249.
- Carvalho, K. S. e Vasconcelos, H. L. 1999. Forest fragmentation in central Amazônia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation*. 91:151-158
- Carvalho-Jr., E.A.R. 2003. *Efeitos da fragmentação florestal sobre a composição e abundância de lagartos de serrapilheira e sub-bosque em fragmentos associados a uma savana amazônica*. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 63 pp.
- Castro, E.R.; Galetti, M. 2004. Frugivoria e dispersão de sementes pelo lagarto teiú *Tupinambis merianae* (Reptilia: Teiidae). *Papéis Avulsos de Zoologia*. 44 (6):91-97.
- Cechin, S. Z.; Martins, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (*pitfall traps*) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 17 (3):729-740.
- Cerqueira, R.; Brant, A.; Nascimento, M. T.; Pardini, R. 2003. Fragmentação: Alguns Conceitos. In: *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Rambaldi, D. M.; Oliveira; D. A. S. (eds.). Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. p.24-40.
- Cochrane, M. A; Laurance, W. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*. 18:311-325.
- Colli, G. R.; Péres Jr., A. K.; Cunha, H. J. 1988. A new species of *Tupinambis* (Squamata: Teiidae) from central Brazil, with an analysis of morphological and genetic variation in the genus. *Herpetologica*. 4:477-492.
- Colli, G. R. 1991. Reproductive ecology of *Ameiva ameiva* (Sauria, Teiidae) in the Cerrado of Central Brazil. *Copeia*. 4:1002-1012.
- Colli, R. G.; Zatz, M. G.; Cunha, H. J. 1998. Notes on the ecology and geographical distribution of the rare Gymnophthalmid lizard *Bachia bresslaui*. *Herpetologica*. 54 (2):169- 174.
- Colli, G. R., Bastos, R. P.; Araújo, A. F. B. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In P. S. Oliveira and R. J. Marquis (Eds.). *The Cerrados of Brazil: Ecology*

- and natural history of a neotropical savana*. Columbia University Press, New York, New York. pp 223-241.
- Colli, G. R. 2003. Estrutura de taxocenoses de lagartos em fragmentos naturais e antrópicos de Cerrado. In V. Claudino-Sales (Ed): *Ecosistemas Brasileiros: Manejo e Conservação*. Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza. pp 171-178.
- Colli, G. R.; Accacio, G. M.; Antonini, Y.; Constantino, R.; Franceschinelli, E. V.; Laps, R. R.; Scariot, A.; Vieira, M. V; Wiederhecker, H. C. 2003. A Fragmentação dos Ecosistemas e a Biodiversidade Brasileira: Uma Síntese. In: *Fragmentação de Ecosistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Rambaldi, D. M.; Oliveira; D. A. S. (eds.). Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. p.317-324.
- Colwell, R.K. *Program EstimateS*, version 7: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>, 2005.
- 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.
- Cosson, J. F.; Ringuet, S.; Claessens, O.; Massary, J.C.; Dalecky, A.; Villiers, J.F.; Granjon, L.; Pons, J.M. 1999. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. *Biological Conservation*. 91:213-222.
- Crosswhite, D. L; Fox, F. S.; Thill, R. E. 1999. Comparison of methods for monitoring reptiles and amphibians in upland forests of the Ouachita Mountains. *Proc. Okla. Acad. Sci.* 79:45-50
- Didham, R. K. 1997. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. In: *Forest and Insects*. Edited by Watt, A.D.; Stork, N. E.; Hunter, M. D. 1997. Chapman; Hall, London. pp 303-320
- Dixo, M.; Metzger, J. P. 2003. Fragmentação florestal: a conexão e o tamanho dos fragmentos são importantes para conservação de sapos e lagartos de serrapilheira? In: *Capítulo II - Ecologia da Paisagem. VI Congresso de Ecologia do Brasil*, Fortaleza. 1:131-133.
- Duellman, W. E. 1987. Lizards in an Amazonian rain forest community: resource utilization and abundance. *Nat. Geogr. Res.* 3: 489-500.
- EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. 1982. *Levantamento de reconhecimento de média intensidade e avaliação da aptidão agrícola das terras e indicação de culturas em áreas*

- homogêneas de solos de alguns municípios do Sudoeste do Estado de Mato Grosso. Boletim de Pesquisa nº 17. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 484 p.*
- Fagan, W.F.; Cantrell, R. S.; Chris, C. 1999. How Habitat Edges Change Species Interactions. *The American Naturalist*. 153 (2):165-182.
- Fahrig, L.; Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*. 8(1):50-59.
- Faria, A. S. 1999. *Os efeitos da variação nos recursos do ambiente, e do fogo nas densidades e em aspectos do comportamento de três espécies de lagarto, em uma savana amazônica.* Dissertação de Mestrado. INPA. 41 pp.
- Fearnside, P.M. 2002. A globalização do meio ambiente: o papel da Amazônia brasileira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ser. Antropol.* 18(2):167-181.
- Fearnside, P. M. 2003. *A Floresta Amazônica nas mudanças globais.* INPA. Manaus-AM. 134 p.
- Feeley, K. J. 2004. The effects of forest fragmentation and increased edge exposure on leaf litter accumulation. *Journal of Tropical Ecology*. 20:709-712.
- Fischer, J.; Lindenmayer, D.B.; Barry, S.; Flowers, E. 2005. Lizard distribution patterns in the Tumut fragmentation “Natural Experiment” in south-eastern Australia. *Biological Conservation*. 123:301-315.
- Fleury, M.; Galetti, M. 2004. Effects of microhabitat on palm seed predation in two forest fragments in southeast Brazil. *Acta Oecologica*. 26:179-184.
- Fowler, G.; Silva, C. A.; Venticinque, E. 1993. Size, taxonomic and biomass distributions of flying insects in Central Amazonia: Forest edge vs. understory. *Rev. Biol. Trop.* 3:755-760.
- Freitas, S. R.; Cerqueira, R.; Vieira, M. V. 2002. A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Braz. J. Biol.* 62(4B):795-800.
- Gainsbury, A.M.; Colli, G.R. 2003. Lizard Assemblages from Natural Cerrado Enclaves in Southwestern Amazonia: The Role of Stochastic Extinctions and Isolation. *Biotropica*. 35(4):503-519.
- Galdino, C. A.B.; Pereira, E. G.; Van Sluys, M. 2003a. Dinâmica populacional do lagarto *Eurolophosaurus nanuzae* Rodrigues 1981 (Sauria; Tropiduridae) em área de campo rupestre no Estado de Minas Gerais. In: Capítulo III - Cerrado. *VI Congresso de Ecologia do Brasil*, Fortaleza. 1:421-423.

- Galdino, C. A. B.; Assis, V.B.; Kiefer, M.C.; Van Sluys, M. 2003b. Reproduction and fat body cycle of *Eurolophosaurus nanuzae* (Sauria; Tropiduridae) from a seasonal montane habitat of Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 37(4):687-694.
- 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 and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*. 91:223-229.
- Gomes, J. O.; Freire, P. C.; Andrade, G.V. 2003. Similaridade de espécies de lagartos entre diferentes fitofisionomias de Cerrado no Nordeste do Maranhão. In: Capítulo III - Cerrado. *VI Congresso de Ecologia do Brasil*, Fortaleza. 1:482-483.
- Gotelli, N. J. e Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*. 4:379-391.
- Greenberg, C. H.; Neary, D. G.; Harris, L. D. 1994. A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended, and double-ended funnel traps used with drift fences. *Journal of Herpetology*. 29(3):319-324.
- Griffiths, A. D. e Christian, K. A. 1996. Diet and habitat use of frillneck lizard in a seasonal tropical environment. *Oecologia*. 106:39-48.
- HABTEC (Engenharia Sanitária e Ambiental Ltda.). 2001. *Relatório de caracterização da flora - Aproveitamento Hidrelétrico De Jauru*. Rio de Janeiro – RJ. 32 p.
- Harrison, S; Bruna. E. M. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography*. 22:225-232.
- Haydon, D. T; Pianka, E. R. 1999. Metapopulation theory, landscape models, and species diversity. *Ecoscience*. 6(3):316-328.
- Heinen, J. T. 1992. Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain forest in Costa Rica: Some implications for faunal restoration. *Biotropica*. 24(3):431-439.
- Hokit, D. G., B. M. Stith, and L. C. Branch. 1999. Effects of landscape structure in Florida scrub: a population perspective. *Ecological Applications*. 9:124–134.
- Holway, D.A. 2005. Edge effects of an invasive species across a natural ecological boundary. *Biological Conservation*. 121:561-567.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of tropical ecology*. 5:173-185.
- Kruess, A.; Tscharntke, T. 1994. Habitat Fragmentation, Species Loss, and Biological Control. *Science*. 264(10):1581-1584.

- Laurance, W. F. 1990. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forests mammals. *Conservation Biology*. 5 (1):79 - 89.
- Laurance, F. W. 1991. Edge effects in tropical forest: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*. 57:205-219.
- Laurance, W. F.; Yensen, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*. 55:77-92.
- Laurance, W. F.; Bierregaard Jr. R.O.; Gascon, C.; Didham, R.K.; Smith, A.P.; Lynam, A.J.; Viana, V.M.; Lovejoy, T.E.; Sieving, K.E.; Sites Jr, J.W.; Anderson, M.; Tocher, M.D.; Kramer, E.A.; Rstrepo, C.; Moritz, C.1997a. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. *In: Tropical Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. Laurance.W.W. and Bierregaard, R. O. , eds. University of Chicago press. Chicago, Usa. pp. 502-514.
- Laurance, W. F.; Laurance, S.G.; Ferreira, L.V.; Rankin-de Merona, J.; Gascon, C.; Lovejoy, T.E. 1997b. Biomass collapse in amazonian forest fragments. *Science*. 278:117-118.
- Laurance, W. F.; Ferreira, L. V.; Rankin-de-Merona, J. M.; Laurance, S. G.; Hutchings, R. W.; Lovejoy, T. E. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in amazonian tree communities. *Conservation Biology*. 12(2):460-464.
- Laurance, W. F. 1998. Fragments of the forest. (A report from scientists studying forest fragmentation in the Amazonia, part o fthe Biological Dynamics of Forest Fragments Project). *Natural History*. 07-08:04.
- Laurance, W. F. 1999. Introduction and sythesis. *Biological Conservation*. 91:101-107.
- Laurance, W.F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Tree*. 15(4):134-135.
- Laurance, W. F.; Chocrane, M.A.; Bergen, S.; Fearnside, M.P.; Delamônica, P.; Barber, C.; D'Angelo, S.; Fernandes, T. 2001. The future of the Brazilian Amazon. *Science*. 291(19):438-439.
- Laurance, W.F.; Albernaz, A. K. M.; Costa, C. 2002a. O desmatamento está se acelerando na Amazônia brasileira? *Biota Neotropica*. 2(1):1-9. <http://www.biotaneotropica.org.br/v2n1/pt/abstract?article+BN00102012002>.
- 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. 2002b. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*. 16(3):605-618.
- Laurance, W. F.; Albernaz, A.K.M.; Fearnside, P.M.; Vasconcelos, H.L.; Ferreira, L.V. 2004. Deforestation in Amazonia. *Science*. 304(21):1109-1111.

- Lima, A. P., Suárez, F.I.O., Higuchi, N. 2001. The effects of selective logging on the lizards *Kentropyx calcarata*, *Ameiva ameiva*, and *Mabuya nigropunctata*. *Amphibia-Reptilia*. 22: (2)209-216.
- Lister, B. C.; Aguayo, A. G.. 1992. Seasonality, predation and the behavior of a tropical mainland Anole. *Journal of Animal Ecology*. 61:717-733.
- López-Barrera, F. 2004. Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas*. URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/041/revision1.htm>. 4(1):14.
- Lovejoy, E.T.; Bierreaard Jr., R.O.; Rylands, A.B.; Malcolm, J.R.; Quintela, C.E.; Harper, L.H.; Brown Jr., K.S.; Powell, A.H.; Powell, G.V.N.; Schubart, H.O.; Hays, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on amazon forest fragments. In: *Soulé, M. E., editor. Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. pp. 257-285.
- Magnusson, W. E. 1987. Reproductive cycles of Teiid lizards in amazonian savana. *Journal of Herpetology*. 21(4):307-316.
- Malcolm, J.R. 1988. Small mammal abundances in isolated and non-isolated primary forest reserves near Manaus, Brazil. *Acta Amazônica* 18:67-83.
- Malcolm, J. R. 1997. Insect biomass in Amazonian forest fragments. In: N. E. Stork, J. Adis & R. K. Didham (eds.), *Canopy arthropods*. Chapman and Hall, London. pp 510-533.
- Maury, C. M (Organizadora). 2002. *Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. Brasília: MMA/SBF. 404 p.
- MCT / CNPq. 1985. *Pesquisa Ecológica na Região do Polonoroeste*. Brasília - DF. 130 p.
- Mesquita, D. O. 2001. *Uma análise comparativa da ecologia de populações do lagarto *Cnemidophorus* (Squamata:Teiidae) do Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília. 79 pp.
- Mesquita, R. C.G.; Delamônica, P.; Laurance, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*. 91:129-134.
- Miranda, J.P.; Andrade, G.V. 2003. Seasonality in diet, perch use, and reproduction of the Gecko *Gonatodes humeralis* from Eastern Brazilian Amazon. *Journal of Herpetology*. 37(2):433-438.
- Miranda, L.; Amorim, L. 2000. *Mato Grosso: Atlas Geográfico*. Ed. Entrelinhas. Cuiabá. 40 p.

- MMA, Brasil. 1997. *Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal). Análise Integrada e Prognóstico da Bacia do Alto Paraguai*. Vol. III.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree*. 10(2):58-62.
- Nally, R. M.; Brown, G. W. 2001. Reptiles and habitat fragmentation in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia: predictions, compositional change and faunal nestedness. *Oecologia*. 128:116-125.
- Nascimento, F. P.; Ávila-Pires, T. C. S. de; Cunha, O. R. 1988. Répteis squamata de Rondônia e Mato Grosso coletados através do Programa Polonoroeste. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*. 4(1):21-66.
- Noss, R.F. 1987. Corridors in Real Landscapes: A Reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*. 1(2):159-164.
- Nunes, Y.R.F.; Mendonça, A.V.R.; Botezelli, L.; Machado, E. L. M.; Oliveira-Filho, A.T. 2003. Variations in tree community physiognomy, diversity, and species guild composition of a fragment of tropical semideciduous forest in Lavras, south-eastern Brazil. *Acta Bot. Bras.* 17(2):213-229.
- Oda, W. Y.. 1998. *Utilização de microhabitats e densidade populacional da lagartixa, Gonatodes humeralis (Sauria, Gekkonidae), em áreas de floresta na região de Manaus*. Dissertação de Mestrado. INPA. 32 pp.
- Oliveira, V. A.; Amaral Filho, Z. P.; Vieira, P. C. 1982. *Levantamento de Recursos Naturais*. In: RADAMBRASIL – *Folha SD 21*. Cuiabá – Rio de Janeiro. MME.
- Patterson, B.D.; Atmar, W. 2000. *Analyzing species composition in fragments*. Rheinwald, G., ed.: Bonn. zool. Monogr Proc. 4th Int. Symp., Bonn. 46:16p.
- Pavan, D. 2001. *Considerações Ecológicas sobre a Fauna de Sapos e Lagartos de uma Área do Cerrado Brasileiro sob o Impacto do Enchimento do Reservatório de Serra da Mesa*. Dissertação de Mestrado. USP - São Paulo – SP. 159 pp.
- Peters, J.A.; Danoso-Barros. 1986. *Catalogue of neotropical squamata, Part II: Lizards and Amphisbaenians* (Revised ed.). Smitsoian inst. Press, Washington. 293 pp.
- Pianka, E.R. 1977. Reptilian species diversity. In.: *C. Gans and Tinkle, D.W. (eds.), Biology of the Reptilia*. Academic Press, London. pp. 1-34
- Pianka, E.R.; Vitt, L.J.. 2003. *Lizards: Windows to the evolution of diversity*. University of California Press. 333p.
- Piessens, K.; Honnay, O.; Hermy, M. 2005. The role of fragment area and isolation in the conservation of heathland species. *Biological Conservation*. 122:61-69.

- Pinto, G.S. ; Ávila-Pires, T.C.S. 2004. Crescimento alométrico, morfologia e uso de habitat em cinco espécies de *Mabuya* Fitzinger (Reptilia, Scincidae). *Revista Brasileira de Zoologia*. 21(2):161-168.
- Pinto, M. G. de M. 1999. *Ecologia das espécies de lagartos simpátricos Mabuya nigropunctata e M. frenata (Scincidae), no Cerrado de Brasília e Serra da Mesa (GO)*. Dissertação de Mestrado. UNB - 101 p.
- Primack, R. B.; Rodrigues, E. 2001. *Biologia da conservação*. Efraim Rodrigues (Ed.) 328p.
- Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A. S. de (orgs.). 2003. *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas - Biodiversidade*. MMA/SBF. 510 p.
- Resende, M.S; Sandanielo, A.; Couto, E.G. 1994. *Zoneamento agroecológico do Sudoeste do Estado de Mato Grosso*. Documentos 4. EMPAER/EMBRAPA.
- Ribeiro, J. F.; Walter, B.M.T. 2001. As Matas de Galeria no contexto do bioma Cerrado *in: Cerrado: Caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Editores José Felipe Ribeiro, Carlos Eduardo Lazarini da Fonseca, José Carlos Souza-Silva. – Planaltina: EMBRAPA CERRADOS, 2001. 899 p
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*. 158(1):87-99.
- Ricklefs, R. E. 1996. *A economia da natureza. Guanabara Koogan*. Rio de Janeiro. 470p.
- Rocha, C. F. D; Bergallo, H. G.; Alves, M. A. S.; Van Sluys, M. 2003. *A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais no Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica*. Rima. São Carlos. 153p.
- 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.
- Rodrigues, M. T. 2003. Para melhor conhecer nossa biodiversidade. *Cienc. Cult.* 55(2):04-05.
- Rodrigues, M.T. 2005. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. *Megadiversidade*. 1(1):87-94.
- Ross e Santos,1982. *Levantamento de Recursos Naturais*. In: RADAMBRASIL – *Folha SD 21*. Cuiabá – Rio de Janeiro. MME.
- Sánchez, R.O. 1992. *Zoneamento agroecológico do Estado de Mato Grosso: Ordenamento ecológico-paisagístico do meio*. Fundação de Pesquisas Cândido Rondon. Cuiabá – MT. 160 p.

- Sartorius, S. S.; Vitt, L. J.; Colli, G. R. 1999. Use Of naturally and anthropogenically disturbed habitats in Amazonian rainforest by the Teiid lizard *Ameiva ameiva*. *Biological Conservation*. 90: 91-101.
- 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. 2001. Weedy and secondary palm species in central Amazonian forest fragments. *Acta Bot. Bras.* 15(2):09.
- 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: *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Rambaldi, D. M.; Oliveira; D. A. S. (eds.). Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. p.104-123.
- Schlaepfer, M. A.; Gavin, T. A. 2001. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. *Conservation Biology*. 15(4):1079-1090.
- Schlaepfer, M.A. 2003. Successful lizard eggs in a human-disturbed habitat. *Oecologia*. 137:304-311.
- SEPLAN-MT. 1999. Diagnóstico Sócio-Econômico-Ecológico do Estado de Mato Grosso. II Aproximação.
- Silvano, D. L.; Colli, G.R.; Dixo, M. B. O.; Pimenta, B. V. S.; Wiederhecker, H. C. 2003. Anfíbios e Répteis. In: *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Rambaldi, D. M.; Oliveira; D. A. S. (eds.). Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. p.183-200.
- Skole, D.; Tucker, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, 260: 1905-1910.
- Stouffer, P. C; Bierregaard Jr, R. O. 1995. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology*. 9(5):1085-1094.
- Strüssmann, C.; Carvalho, M. A. 1998. New herpetological records for the State of Mato Grosso, Western Brazil. *Herpetological Review*. 29(3):183-185.
- Strüssmann, C. 2000. Herpetofauna. In: Alho, C.J. 2000. *Fauna silvestre da região do rio Manso - MT - IBAMA- Brasília - DF*.pp.153-189.
- Strüssmann, C.; Prado, C. P. A.; Uetanabaro, M.; Ferreira V. L. 2000. Levantamento de anfíbios e répteis de localidades selecionadas na porção sul da planície alagável do Pantanal e Cerrado do entorno, Mato Grosso do Sul, Brasil. Capt. 8. In: *Conservation*

- International. Rap Boletim de Avaliação Biológica.* pp. 219-223.
<http://portals.conservation.org/downloads/storedfile/Document/0x57db567e4c025e4c9d4a6672af6ba68d.pdf>.
- Sumner, J.; Moritz, C.; Shine, R. 1999. Shrinking forest shrinks skink: morphological change in response to rainforest fragmentation in the prickly forest skink *Gnypetoscincus queenslandiae*. *Biological Conservation*. 91:159-167.
- Thomas, C. D.; Thomas J. A. e Warren, M. S. 1992. Distributions of occupied and vacant butterfly habitats in fragmented landscapes. *Oecologia* 92: 563–567.
- Thomazini, M. J; Thomazini, A. P. B. W. 2000. A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas. *Documentos - Embrapa*. 57:21.
- Tinoco, M.S.; Dantas, T.B.; Ribeiro, H. C. B.; Lima, T.M; Rocha, P. B. 2003. Indicações preliminares sobre a influência da fragmentação florestal e da qualidade da matriz de monocultura de eucalipto sobre a Herpetofauna da Mata Atlântica no extremo-sul da Bahia. *In: Capítulo II - Ecologia da Paisagem. VI Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza*. Vol. I. 136-138.
- Tocher, M. D; Gascon, C.; Zimmerman, B. L. 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study. *In: Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. W.F. Laurence and R.O.Bierregaard, eds. University of Chicago Press, Chicago, III, USA. pp. 124 - 137.
- Tscharntke, T.; Steffan-Dewenter, I.; Kruess, A.; Thies, C. 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland–cropland landscapes. *Ecological Applications*. 12(2):354-363
- Uezu, A.; Metzger, J. P. 2000. Efeito do tamanho do fragmento e da conectividade na abundância de sete espécies de aves florestais em Cacaia do Alto, SP. *In.: I Simpósio do Programa Biota/Fapesp. Parte 2. Parque Estadual de Intervales*.
- Urbina, C. J. N; Londoño, M. M. C. 2003. Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, pacífico colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 27(102):105-113.
- Vanzolini, P. E. 1986. Levantamento herpetológico da área do estado de Rondônia sob a influência da rodovia 364 - Relatório de pesquisa n. 1. CNPQ. Brasil. 50pp.
- Viana, V.M.; Pinheiro, L.A.F.V. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica- IPEF*. 12(32):25-42.
- Vitt, L. J. 1990. The influence of foraging mode and phylogeny on seasonality of tropical lizard reproduction. *Papeis Avulsos de Zoologia*. 37:107-123.

- Vitt, L. J. 1991a. An introduction to the ecology of Cerrado lizards. *J. Herpet.* 25 (1): 79-90.
- Vitt, L. J. 1991b. Ecology and life history of the wide foraging lizard *Kentropyx calcarata* (Teiidae) in Amazonian Brazil. *Canadian Journal of Zoology.* 69:2791-2799.
- Vitt, L. J.; Colli, G. R. 1994. Geographical ecology of a neotropical lizard: *Ameiva ameiva* (Teiidae) in Brazil. *Can. J. Zool.* 1986-2008.
- Vitt, L. J.; Zani, P. A.; A.; Lima C. M. 1997 . Heliotherms in tropical rain forest: the ecology of *Kentropyx calcarata* (Teiidae) and *Mabuya nigropunctata* (Scincidae) in the Curuá-Una of Brazil. *Journal of the Tropical Ecology.* 13:199-220.
- Vitt, L. J.; Zani, P.A., Caldwell, J.P.; Araújo, M.C.; Magnusson, W.E. 1997. Ecology of whiptail lizards (*Cnemidophorus*) in the Amazon Region Of Brazil.. *Copeia.* 4:745 - 757.
- Vitt, L. J. e Zani, P.A. 1997. Ecology of the nocturnal lizard *Thecadactylus rapicauda* (Sauria: Gekkonidae) in the Amazon region. *Herpetologica.* 53: 165-179.
- Vitt, L. J; Zani, A. e Barros, A. A. M. 1997. Ecological variation among populations of the gekkonid lizard *Gonatodes humeralis* in the amazon Basin. *Copeia:* 32-43.
- Vitt, L. J.; Ávila-Pires, T.C.S.; Cadwell, J.P.; Oliveira, V.R.L. 1998. The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. *Conservation Biology.* 12(3):654-664.
- Vitt, L. J.; Sartorius, S.S.; Avila-Pires, T.C.S.; Espósito, M.C. 1998. Use of time, space, and food by the gymnophthalmid lizard *Prionodactylus eigenmanni* from the western Amazon of Brazil. *Can. J. Zool.* 76(9):1681-1688.
- Vitt, L. J.; Ávila-Pires, T.C.S; Zani, P.A.; Sartorius, S.S.; Espósito, M.C. 2003. Life above ground: ecology of *Anolis fuscoauratus* in the Amazon rain forest, and comparisons with its nearest relatives. *Can. J. Zool.* 81:142-156.
- Vogt, R. C.; Hine, R. L. 1982. Evaluation of techniques for assessment of amphibian and reptile population in Wisconsin. In: Scott, N.J. (ed.), *Herpetological Communities.* Wildlife Research Report 13, Fish and Wildlife Service. p. 201-217.
- Vrcibradic, D.; Rocha, C. F. D. 1995. Variação sazonal na dieta de *Mabuya macrorhyncha* (Sauria, Scincidae) na Restinga da Barra de Maricá, RJ. *Oecologia Brasiliensis.* 1:143-153.
- Vrcibradic, D., e Rocha, C.F.D. 1998. Reproductive cycle and life-history traits of the viviparous skink *Mabuya frenata* in southeastern Brazil. *Copeia,* 1998: 612-619.
- Watson, D. M. 2003. Long-term consequences of habitat fragmentation-highland birds in Oaxaca, Mexico. *Biological Conservation.* 111:283-303.

- Welker, A.F.; Colli, G.R.; Passos, C.B.C.; Vasconcelos, R.B.; Pinheiro, E.C.2004. Variações das reservas de glicogênio e de proteínas de *Mabuya nigropunctata* no Cerrado brasileiro. In: *XXV Congresso Brasileiro de Zoologia: Resumos. Brasília: Sociedade Brasileira de Zoologia*, 8 a 13 de fevereiro de 2004. Brasília. 513 p.
- Whitmore, T.C.1997. Tropical Forest Disturbance, Disappearance, and Species Loss. In *Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Editado por William F. Laurance e Richard O. Bierregard, Jr. 632 p.
- Wiederhecker, H. C.; Pinto, A. C. S.; Colli, G. R. 2003. Reproductive ecology of *Tropidurus torquatus* (Squamata: Tropiduridae) in the highly seasonal Cerrado biome of Central Brazil. *Journal of Herpetology*. 36(1):82-91.
- Wilcox, B.A.; Murphy, D.D. 1985. Conservation strategy: the effects of the fragmentation on extinction. *The American Naturalist*.125:879-887.
- Wilkinson. L. 1998. *Systat the system for statistics*.SYSTAT inc. Evanston, Illinois.
- Zaú, A.S. 1998. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. *Floresta e ambiente*. 5(1):160-170.

Apêndice 1. Número de indivíduos coletados, riqueza e riqueza cumulativa de espécies por trilha em cada área amostrada.

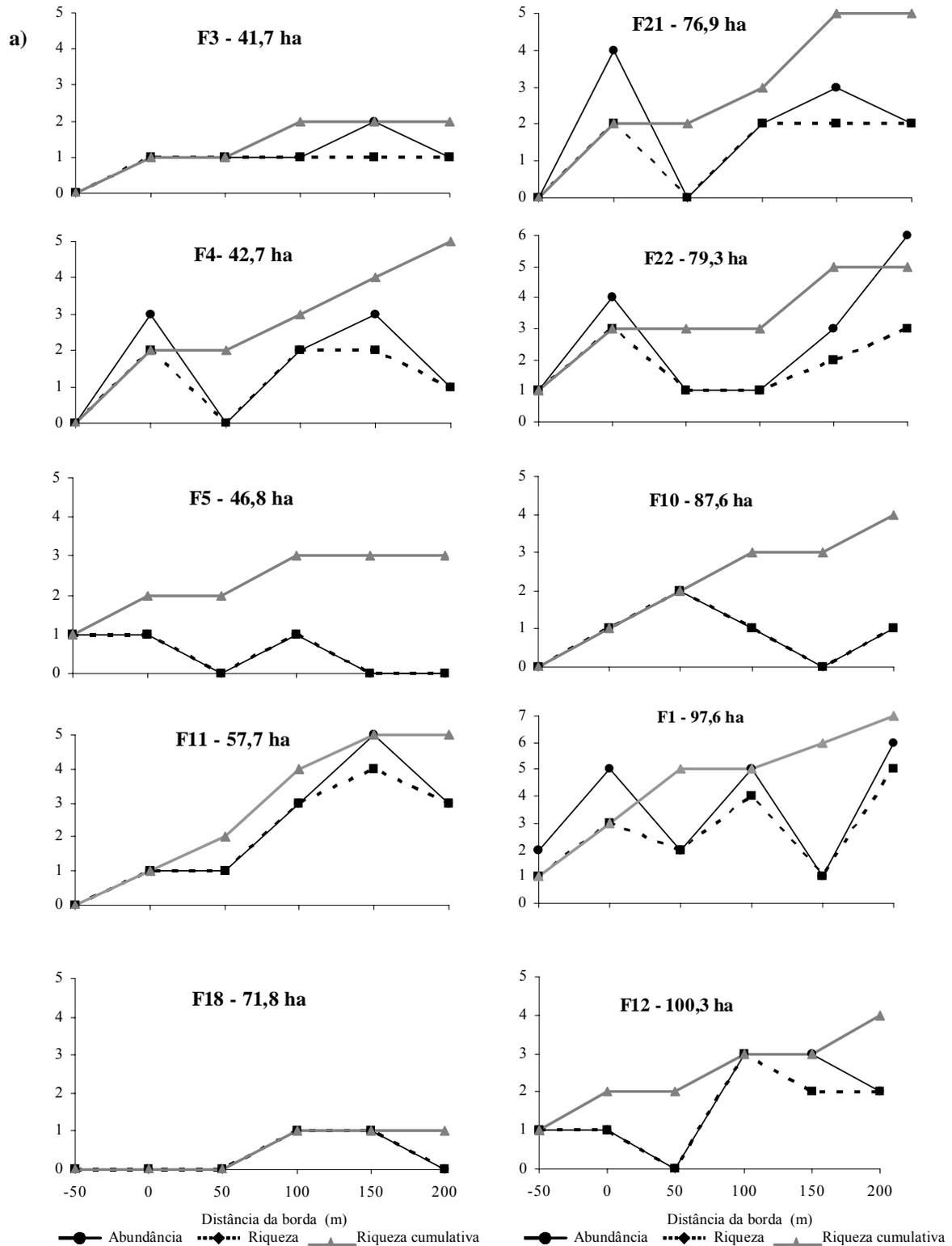


Figura a: Abundância, riqueza e riqueza cumulativa de espécies de lagartos em cada trilha amostrada, nas áreas com tamanho entre 40 a 100,3 ha.

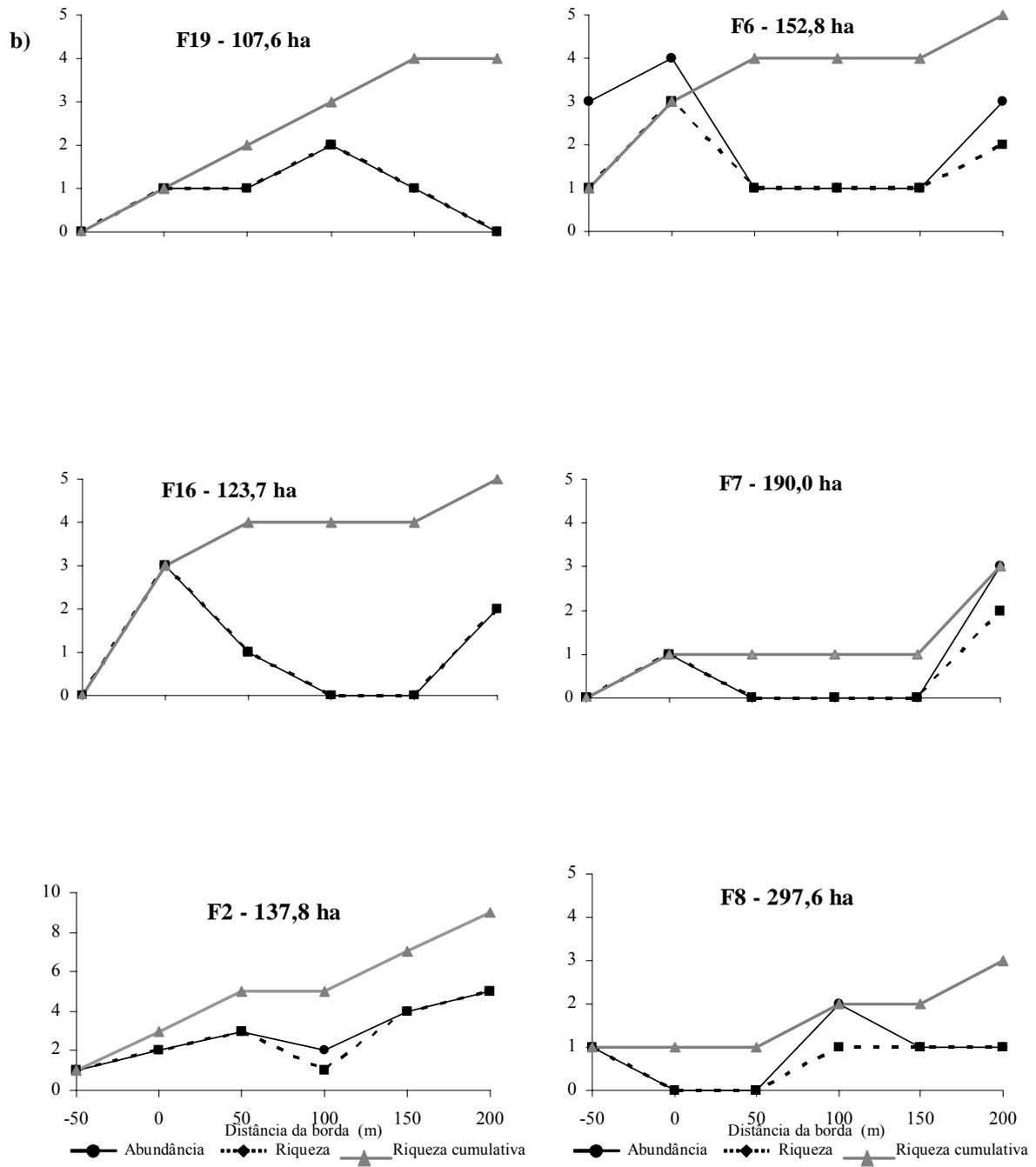


Figura b: Abundância, riqueza e riqueza cumulativa de espécies de lagartos em cada trilha amostrada, nas áreas com tamanho entre 100,4 ha a 300 ha.

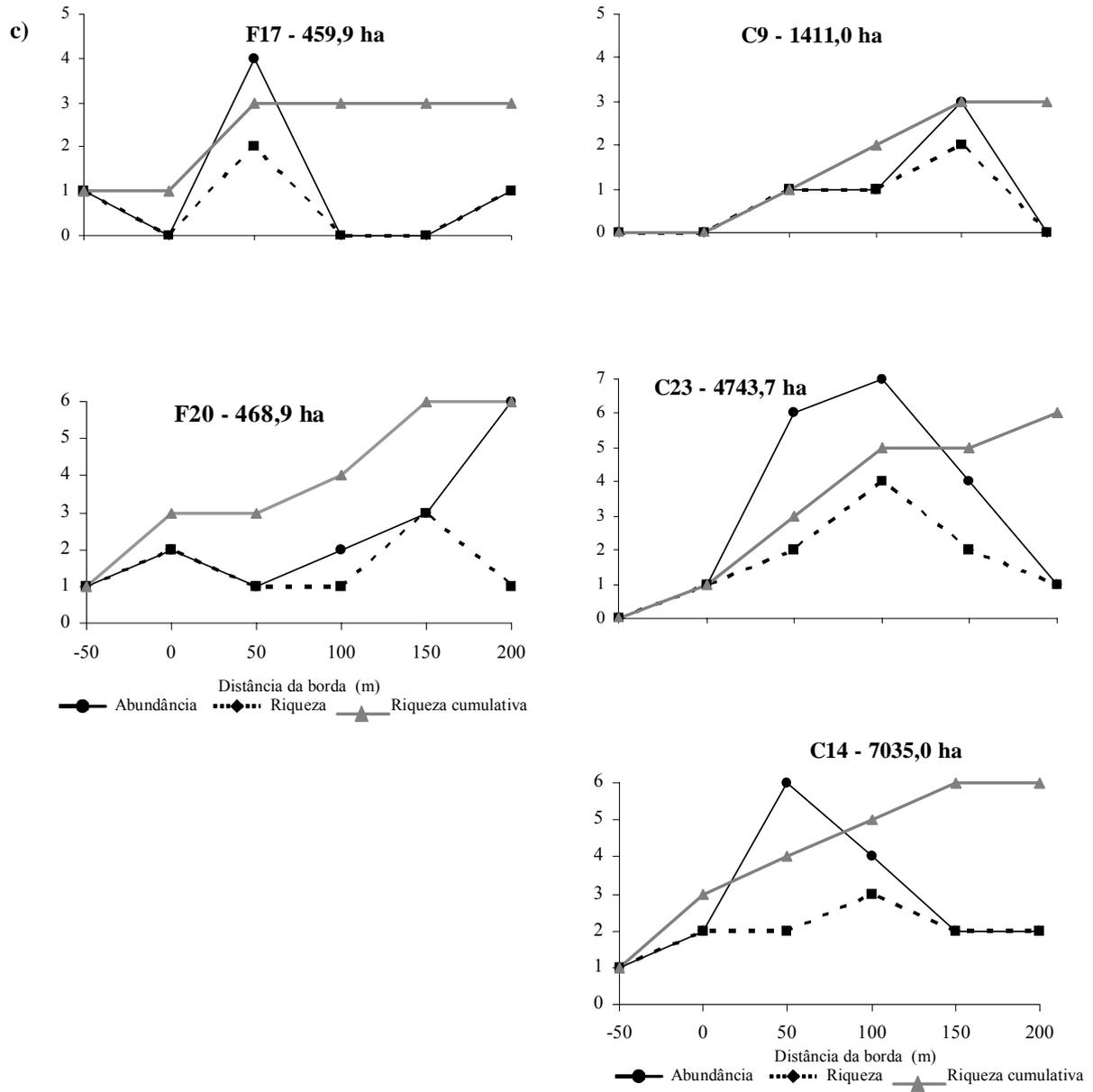


Figura c: Abundância, riqueza e riqueza cumulativa de espécies de lagartos em cada trilha amostrada, nas áreas com tamanho acima de 300 ha. C9; C14 e C23 são áreas controles.

Apêndice 2. Total de espécies e indivíduos capturados incluindo as coletas das duas campanhas das áreas 1 a 9. F = Fragmento; C = Área controle.

Família	Espécies	Áreas																				
		F 01	F 02	F 03	F 04	F 05	F 06	F 07	F 08	F 09	F 10	F 11	F 12	F 16	F 17	F 18	F 19	F 20	F 21	F 22	C 09	C 14
Gekkonidae	<i>Gonatodes hasemani</i>	2	6	5	3	0	3	0	0	2	2	5	1	3	0	0	1	3	5	3	7	4
	<i>Gonatodes humeralis</i>	4	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	1	1	0
Gymnophthalmidae	<i>Bachia dorbignyi</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
	<i>Colobosaura modesta</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
	<i>Iphisa elegans</i>	4	2	4	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	2	0	1	0	0	8
	<i>Micrablepharus maximiliani</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cercosaura eigenmanni</i>	3	0	0	2	1	5	1	1	1	3	1	1	0	0	1	0	0	0	2	4	3
Hoplocercidae	<i>Hoplocercus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polychrotidae	<i>Anolis fuscoauratus</i>	0	8	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	1
	<i>Polychrus cf. liogaster</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Scincidae	<i>Mabuya nigropunctata</i>	5	2	15	0	0	1	2	5	0	2	2	0	1	0	0	7	0	0	2	2	1
Teiidae	<i>Ameiva ameiva</i>	5	2	8	11	3	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Kentropyx calcarata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Tupinambis merianae</i>	0	2	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0
Tropiduridae	<i>Stenocercus caducus</i>	3	5	12	11	3	3	5	2	1	3	2	2	2	2	2	3	2	4	3	2	2

Apêndice 3. Espécies coletadas durante o estudo.



Gonatodes hasemani



Gonatodes humeralis



Bachia dorbignyi



Colobosaura modesta



Iphisa elegans



Micrablepharus maximiliani



Cercosaura eigenmanni



Hoplocercus spinosus



Anolis fuscoauratus



Stenocercus caducus



Mabuya nigropunctata



Ameiva ameiva



Tupinambis merianae



Kentropyx calcarata



Polychrus cf. liogaster

Apêndice 4. Relação dos espécimes tombados na coleção de Anfíbios e Répteis do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA.

Espécie	Número de campo	Número de tombo
<i>Ameiva ameiva</i>	DJS 016	INPA - H 15953
<i>Ameiva ameiva</i>	DJS 059	INPA - H 15952
<i>Ameiva ameiva</i>	DJS 115	INPA - H 15954
<i>Ameiva ameiva</i>	DJS 123	INPA - H 15955
<i>Ameiva ameiva</i>	DJS 139	INPA - H 15956
<i>Anolis fuscoauratus</i>	DJS 153	INPA - H 15957
<i>Anolis fuscoauratus</i>	DJS 250	INPA - H 15958
<i>Anolis fuscoauratus</i>	DJS 164	INPA - H 15959
<i>Anolis fuscoauratus</i>	DJS 252	INPA - H 15960
<i>Anolis fuscoauratus</i>	DJS 267	INPA - H 15961
<i>Stenocercus caducus</i>	DJS 009	INPA - H 15962
<i>Stenocercus caducus</i>	DJS 022	INPA - H 15963
<i>Stenocercus caducus</i>	DJS 044	INPA - H 15964
<i>Stenocercus caducus</i>	DJS 046	INPA - H 15965
<i>Stenocercus caducus</i>	DJS 062	INPA - H 15966
<i>Stenocercus caducus</i>	DJS 069	INPA - H 15967
<i>Stenocercus caducus</i>	DJS 112	INPA - H 15968
<i>Stenocercus caducus</i>	DJS 142	INPA - H 15969
<i>Mabuya nigropunctata</i>	DJS 023	INPA - H 15970
<i>Mabuya nigropunctata</i>	DJS 025	INPA - H 15971
<i>Mabuya nigropunctata</i>	DJS 026	INPA - H 15972
<i>Mabuya nigropunctata</i>	DJS 042	INPA - H 15973
<i>Mabuya nigropunctata</i>	DJS 051	INPA - H 15974
<i>Mabuya nigropunctata</i>	DJS 072	INPA - H 15975
<i>Mabuya nigropunctata</i>	DJS 102	INPA - H 15976
<i>Mabuya nigropunctata</i>	DJS 197	INPA - H 15977
<i>Mabuya nigropunctata</i>	DJS 222	INPA - H 15978
<i>Bachia dorbignyi</i>	DJS 030	INPA - H 15979
<i>Bachia dorbignyi</i>	DJS 259	INPA - H 15980
<i>Gonatodes humeralis</i>	DJS 032	INPA - H 15981
<i>Gonatodes humeralis</i>	DJS 043	INPA - H 15982
<i>Gonatodes humeralis</i>	DJS 114	INPA - H 15983
<i>Gonatodes humeralis</i>	DJS 217	INPA - H 15984
<i>Gonatodes humeralis</i>	DJS 266	INPA - H 15985
<i>Gonatodes humeralis</i>	DJS 269	INPA - H 15986
<i>Hoplocercus hispinosus</i>	DJS 175	INPA - H 15987
<i>Iphisa elegans</i>	DJS 007	INPA - H 15988
<i>Iphisa elegans</i>	DJS 098	INPA - H 15989
<i>Iphisa elegans</i>	DJS 249	INPA - H 15990
<i>Iphisa elegans</i>	DJS 257	INPA - H 15991
<i>Iphisa elegans</i>	DJS 258	INPA - H 15992
<i>Iphisa elegans</i>	DJS 277	INPA - H 15993
<i>Colobossaura modesta</i>	DJS 078	INPA - H 15994

<i>Colobosaura modesta</i>	DJS 130	INPA - H 15995
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	DJS 148	INPA - H 15996
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	DJS 067	INPA - H 15997
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	DJS 080	INPA - H 15998
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	DJS 187	INPA - H 15999
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	DJS 189	INPA - H 16000
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	DJS 200	INPA - H 16001
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	DJS 218	INPA - H 16002
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	DJS 219	INPA - H 16003
<i>Cercosaura eigenmanni</i>	DJS 220	INPA - H 16004
<i>Polychrus cf. liogaster</i>	DJS 224	INPA - H 16005
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	DJS 211	INPA - H 16006
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	DJS 212	INPA - H 16007
<i>Kentropyx calcarata</i>	DJS 038	INPA - H 16008
<i>Gonatodes hasemani</i>	DJS 092	INPA - H 16009
<i>Gonatodes hasemani</i>	DJS 186	INPA - H 16010
<i>Gonatodes hasemani</i>	DJS 199	INPA - H 16011
<i>Gonatodes hasemani</i>	DJS 201	INPA - H 16012
<i>Gonatodes hasemani</i>	DJS 229	INPA - H 16013
<i>Gonatodes hasemani</i>	DJS 240	INPA - H 16014
<i>Gonatodes hasemani</i>	DJS 251	INPA - H 16015
<i>Gonatodes hasemani</i>	DJS 263	INPA - H 16016
<i>Gonatodes hasemani</i>	DJS 275	INPA - H 16017
<i>Tupinambis merianae</i>	DJS 179	INPA - H 16018
<i>Tupinambis merianae</i>	DJS 207	INPA - H 16019

Apêndice 5. Relação dos espécimes depositados na coleção de Herpetologia do Museu Paraense Emílio Goeldi, aguardando tombamento.

Espécie	Número de campo	Número de tombo
<i>Anolis fuscoauratus</i>	DJS 163	MPEG
<i>Bachia dorbignyi</i>	DJS 056	MPEG
<i>Colobossaura modesta</i>	DJS 131	MPEG
<i>Colobossaura modesta</i>	DJS 109	MPEG
<i>Gonatodes hasemani</i>	DJS 128	MPEG
<i>Gonatodes hasemani</i>	DJS 087	MPEG
<i>Gonatodes hasemani</i>	DJS 005	MPEG
<i>Mabuya nigropunctata</i>	DJS 075	MPEG
<i>Mabuya nigropunctata</i>	DJS 002	MPEG
<i>Mabuya nigropunctata</i>	DJS 061	MPEG