

MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE NO CERRADO
MATO-GROSSENSE: CARACTERIZAÇÃO GERAL E EFEITOS DE
MUDANÇAS NA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A
COMUNIDADE

ANA ELISA DE FARIA BACELLAR SCHITTINI

Orientador: Jader Soares Marinho-Filho

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Ecologia da Universidade de Brasília, como parte dos
requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre
em Ecologia

Brasília - DF

Maio de 2009



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Trabalho realizado junto ao Departamento de Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, sob a orientação do Prof. Dr. Jader Soares Marinho-Filho.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Jader Soares Marinho-Filho
Orientador – Universidade de Brasília

Prof. Dr. Carlos Eduardo de Viveiros Grelle
Membro titular externo – Universidade Federal do Rio de Janeiro

Dr. Carlos Alberto de Mattos Scaramuzza
Membro titular externo – WWF-Brasil

Prof. Dra. Ludmilla Moura de Souza Aguiar
Membro suplente externo – Embrapa Cerrados

Ao Cerrado, que já deixa saudade...

There's enough on this planet for everyone's needs,

but not enough for everyone's greed

Mahatma Gandhi

AGRADECIMENTOS

Só depois de passar pelo processo de construção da dissertação, que envolve tanta coisa, desde o planejamento do projeto, as discussões de desenho amostral, o campo (ahhh... o campo!), as adaptações (inevitáveis) de desenho após o campo, a expectativa e a emoção de ver os registros das espécies, a excitação de trabalhar com os dados e ver os primeiros resultados, o orgulho de mostrar resultados e as fotos para os amigos e a missão quase impossível de escrever um texto que representasse tudo isso... Só depois de passar por todo esse processo, posso dizer que valeu a pena! E isso tudo não teria se concretizado sem o apoio de muitas pessoas e instituições. Para que cada uma dessas etapas fosse cumprida, muitas pessoas foram importantes, se envolvendo em diferentes níveis, de diferentes formas, e em diferentes momentos. Algumas talvez nem saibam que tiveram tanta ou alguma importância para que este documento estivesse aqui, finalmente pronto! Um grande amigo já havia dito que a vivência deste processo vale muito mais que o título de mestre! Concordo com você, Julião!

Bom... antes de qualquer coisa, quero agradecer às pessoas que fizeram com que eu estivesse aqui, agora, vivendo isso. Primeiro, à minha família que sempre me deu muito amor e incentivo e, durante o mestrado, mesmo distantes, me encheram de carinho e se mostraram orgulhosos pelas minhas conquistas. Bi, admito que sou bióloga por influência sua! Mãe, pai, vovós queridas, Thiaguinho, amo vocês demais!

Sou imensamente grata ao meu companheiro, amigo e grande amor, Gilberto, por sempre ter me estimulado a permanecer estudando, pelo apoio e compreensão nos momentos difíceis, pela ajuda fundamental no campo, pelos conselhos e puxões de orelha pelas más escolhas, pelos livros comprados espontaneamente para mim, pela revisão dos textos, ajuda no inglês... e por ter nos trazido para Brasília!!! Iniciamos nossa vida juntos

aqui e aqui vivemos momentos únicos! Fizemos muitos amigos, entramos juntos no mestrado... Gilbertinho, espero continuar com você por muito tempo, onde for!!! Te amo!

Agradeço aos meus orientadores, Jader Marinho-Filho e Ricardo Machado (“Pacheco”) pela confiança no meu trabalho, paciência em esperar por resultados e por todo apoio que puderam oferecer. Jader, obrigada por me receber e acreditar que valeria a pena me orientar, mesmo me conhecendo tão pouco.

Aos membros da banca examinadora, Carlos Eduardo de Viveiros Grelle (Cadu), Carlos Alberto Scaramuzza (Scara) e Ludmillas Aguiar por aceitarem ao convite e pela paciência e compreensão na espera pelo documento e por definições de data.

Meus sinceros agradecimentos ao Milton Cezar Ribeiro (querido Miltinho capoeira), meu professor e orientador de coração que, mesmo a milhares de quilômetros de distância, esteve tão próximo, dedicando tanto do seu tempo por mim, bem representados pelos 274 e-mails trocados em 28 dias (sim, fiz as contas)!!!! Todo este tempo foi dedicado a trabalhar duro nos dados e, mais importante ainda: me ensinando detalhes das análises, me fazendo pensar, vibrando com os resultados junto comigo, segurando minha onda nos momentos de angústia, revisando o texto, dando VIDA à minha dissertação! Que bom ter te conhecido, Miltinho! Sou grata pela oportunidade de trabalhar contigo! Não paremos por aqui, hein? Mas, o que acha de usar o Skype?

Aos professores que me iniciaram na Ecologia de Paisagens, Giordano Ciocheti e Miltinho (de novo!). Giordano, obrigada por todas as dicas ao longo de todo o mestrado em relação às armadilhas, a bibliografia e tudo mais que eu solicitei. Você nunca me deixou na mão! Valeu!

Sou muito grata às ONGs Conservação Internacional do Brasil (CI-Brasil) e Pesquisa e Conservação do Cerrado (Pequi) e às empresas Companhia Vale do Araguaia e

Vale Verde Florestal pelo apoio financeiro e logístico ao projeto. Foram especialmente prestativos Tėti (CI), Gustavo Luedemann (Pequi), Vinícius Baldo (Vale Verde) e Roberto Pacheco e Eric Gorgens (Araguaia).

À Isabel Figueiredo (Bel) e Paula Valdujo (Paulete), da Pequi, pela amizade e por estarem sempre a disposição para resolver todos os pepinos relativos a grana, prestação de contas e detalhes logísticos para o campo. Paula, obrigada pela força em estatística!

Ao Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) por ter me concedido um afastamento, fundamental para que eu concluísse o mestrado. Sou especialmente grata aos meus coordenadores gerais Francisco de Oliveira-Filho e George Porto Ferreira, por não hesitarem em autorizar que eu fizesse o mestrado, facilitando todo o processo de capacitação no IBAMA. Chico, obrigada também pelos livros!!!

À minha chefe e grande amiga, Giovana Bottura, que sempre me deu muito apoio para cursar o mestrado, foi compreensiva quando precisei me ausentar para as disciplinas, para o campo, para a licença e uns dias a mais... Muito obrigada! E aos meus colegas de trabalho, pelo companheirismo e pela compreensão de SEMPRE. Jailton (Jota), Mayra (“Gaixta”) e Guilherme (Gui), já sinto saudade de trabalhar com vocês! Jota, vou ter que arrumar um substituto para as nossas brigas...

Aos meus queridos amigos guerreiros, Gui e Alex, que toparam me ajudar no campo. Meninos, vocês foram 10! Gui, grande parte do astral daquela viagem se deve a você!!! Alex, apesar das suas birras, sua ajuda foi fundamental!!!!!!!

Ao meu mateiro, que se tornou um grande amigo, Evânio, que sabiamente me ajudou a escolher os pontos de instalação das armadilhas e me ajudou a encontrá-las nas

campanhas seguintes! Adorei conhecer você e toda a sua família. Sirley, Bia, Michael, Sidney, Junior, tenho saudade de vocês!

Ao Diego, meu guia por apenas uma campanha, obrigada pela ajuda e pela ótima companhia!

Ao Edson Lima, que gentilmente se dispôs a me ajudar no campo e me deu o prazer inenarrável de “ver” os cachorros-vinagre logo no meu primeiro dia em Água Boa.

À professora Mercedes Bustamante, que teve uma grande importância na minha formação. Mercedes, você foi uma das melhores professoras que já tive! Você é um exemplo de mulher e profissional pra mim! Adoro você! Ao professor John Hay pela compreensão e tranquilidade únicas e ótimas orientações como chefe do PPG em Ecologia da UnB.

Aos colegas da UnB pela companhia, pelas risadas, discussões nas disciplinas e tudo mais: Alex, Xitão, Morgana, Belinha, Pedrão, Pedrinho, Roberto, Natália, Rob's, Sheilinha, Fábio (Fabaceae)... Gostaria de ter convivido mais com vocês...

Ao querido e novo camarada, Pedro de Podestà, que dedicou seu tempo precioso pra me ajudar nas análises estatísticas! Grande Pedrão, super sabido, obrigada! Você vai muito longe, cara! E ao querido amigo Leonardo Gomes (Leo) que, apesar de não ter ido ao campo comigo (né, Leo?), me deu várias dicas importantes, além de me emprestar material para o campo e ouvir alguns desabafos de vez em quando. Ao meninão Saulo (ou seria Saulolauros?), pela ajuda no inglês e por também ouvir alguns desabafos.

À amiga Keila Macfadem Juarez, pelas dicas e conselhos preciosíssimos, pelo empréstimo de livros e material, pela ajuda na busca de um ajudante de campo e muito mais... Valeu, Keilinha!

Ao professores Julio Dalponte e Maurício Barbanti e aos amigos Marcelo Reis (Mukira) e Marcelo Almeida (Nego), pela ajuda na identificação de muitos registros ou na indicação de especialistas para tal. Prof. Maurício, muito obrigada! Mesmo sem me conhecer, você foi muito gentil e prestativo, não só identificando todos os registros de *Mazama* spp., mas também dando verdadeiras aulas por e-mail.

Aos meus amigos e revisores Marcos Figueiredo (Marcolino) e Danilo Furtado pelas contribuições no capítulo 2. Marcos, obrigada por toda a força sempre! E pela Lista Anotada, claro!!!

Ao meu amigo e padrinho Marco Aurélio Ribeiro de Mello por se dispor a ajudar nas análises estatísticas. Marco, obrigada pelas valiosas dicas!

Ao Marcos Tortato, pela presteza em me ajudar esclarecendo muitas dúvidas referentes ao funcionamento das armadilhas fotográficas e atendendo às solicitações de reparos do equipamento ao longo do período de amostragem.

Aos queridíssimos amigos cariocas em Brasília, principalmente à Aninha, Maíra, Danilo, Bela, Julião, Chicão, Cami, Bruninho, Andrea (ei, uma paulista!), Titi, Bibó (já voltou pra terrinha...) e Koblitz! Obrigada pela amizade e troca de idéias não tão frequente quanto gostaria! Sem dúvida sou mais feliz por causa de vocês! Amo todos! Maíra, minha irmãzinha, o que seria de mim sem você?

Aos amigos cariocas que não saíram do Rio, ou estão muito, muito longe hoje, mas representam MUITO pra mim: Tati, Beta, Letícia, Felipe, Dudu, Pati, Sylvia, Leo, prima Laís, Bits, Marcolino e muitos outros queridos! Tô voltando, viu? Felipe, que orgulho e felicidade ter acompanhado sua recuperação, mesmo tendo estado pouco tempo por perto! Você é um guerreiro!!!

Aos bons amigos que fiz em Brasília e, sobretudo aos que acompanharam alguns dramas ou deram aquela forcinha (e.g. encontrando artigos e emprestando livros...), sempre oferecendo ajuda! Valeu, Fernando Raeder (Filé) e Marcelo Lima (Cegonha)!

À minha família em Brasília: Yara, Thomaz (Zeca-caretinha), Arthur (Tuca), Fábio, Marcelo (Nego) e Ivan. Obrigada por aturarem minhas loucuras, minha bagunça, minhas patadas nos momentos de maior estresse, e muito obrigada pelo carinho e companheirismo!!! Amo vocês “SUPER”! Ivonete e Leninha, vocês também são parte dessa família. Obrigada pelos paparicos e pela companhia, regada a muito café e boas risadas!

A todos os que participaram, de alguma forma, da construção disso tudo, **MUITO OBRIGADA!!!**

SUMÁRIO

RESUMO	3
ABSTRACT	4
LISTA DE FIGURAS	5
LISTA DE TABELAS	9
INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	17
CAPÍTULO 1: CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE NO MUNICÍPIO DE ÁGUA BOA, MT.....	20
RESUMO	21
ABSTRACT	22
1. INTRODUÇÃO	23
2. MATERIAIS E MÉTODOS	27
2.1 Área de estudo	27
2.1.1 Caracterização geral	27
2.1.2 Histórico de ocupação e desenvolvimento de Água Boa	31
2.2 Armadilhamento fotográfico	32
2.3 Composição, riqueza e frequência de ocorrência de espécies	39
2.4 Padrão geral de atividade da comunidade	41
3 RESULTADOS	42
3.1 Composição, riqueza e frequência de ocorrência de espécies	42
3.2 Padrão geral de atividade dos mamíferos de médio e grande porte	58
4. DISCUSSÃO.....	62
4.1 Composição, riqueza e frequência de ocorrência de espécies	62
4.2 Padrão de atividade	68
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
CAPÍTULO 2: EFEITOS DA ESTRUTURA DA PAISAGEM PRETÉRITA E RECENTE SOBRE A COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE NO MUNICÍPIO DE ÁGUA BOA, MT	75
RESUMO	76
ABSTRACT	77
1. INTRODUÇÃO	78
2. MATERIAIS E MÉTODOS	84
2.1 Área de estudo	84
2.2. Armadilhamento fotográfico	84
2.3 Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal	84

2.4 Estrutura da paisagem pretérita e recente e efeito destas sobre a mastofauna de médio e grande porte.....	85
2.4.1 Seleção de métricas de estrutura da paisagem	85
2.4.2 Cálculo de métricas	87
2.4.3 Dados biológicos	89
2.4.4 Análise de dados	90
3 RESULTADOS.....	101
3.1 Análise temporal da estrutura da paisagem.....	101
3.2 Influência da estrutura da paisagem pretérita e recente na comunidade de mamíferos de médio e grande porte.....	104
3.2.1 Análise exploratória das variáveis	104
3.2.2 Seleção de modelos por AIC	108
4. DISCUSSÃO.....	119
4.1 Análise temporal da estrutura da paisagem.....	119
4.2 Efeitos da paisagem pretérita e recente sobre a mastofauna de médio e grande porte.....	122
CONCLUSÃO GERAL	132
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	136
ANEXO I - Mapas de classificação de hábitat e matriz.....	144
ANEXO II – Registros fotográficos.....	152

RESUMO

O bioma Cerrado, a despeito de sua importância como *hotspot* para a conservação, tem sofrido perdas significativas de cobertura nativa nas últimas décadas. Tais perdas resultam em uma paisagem fragmentada, com consequências negativas para a manutenção da biodiversidade, em especial para a mastofauna de médio e grande porte (> 1kg). Devido à importância ecológica do grupo, associada à sensibilidade à perda e fragmentação de habitats, o conhecimento científico, desde inventários básicos até a investigação dos processos que levam a perda de espécies, é necessário para orientar estratégias de conservação não apenas o grupo, mas toda a biodiversidade do bioma. Assim, o objetivo deste trabalho foi caracterizar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte no município de Água Boa-MT e avaliar os efeitos da estrutura e dinâmica da paisagem sobre esta comunidade. O levantamento geral da mastofauna foi realizado de junho/08 a janeiro/09 com 24 armadilhas fotográficas, distribuídas em oito sítios (três por sítio) distantes de pelo menos 2 km. No capítulo 1, foram listadas as espécies registradas e testada a representação da amostragem por meio de curvas de acumulação de espécies. Devido à diferença de esforço amostral entre sítios, as riquezas locais foram comparadas pela técnica de rarefação. Foram registradas 28 espécies para um esforço total de 3.302 armadilhas-dia. A amostragem mostrou-se representativa para a região, apesar de insuficiente para a riqueza local de alguns sítios. Comparado a outros levantamentos semelhantes no Cerrado, sendo a maior parte conduzida dentro de unidades de conservação, este estudo registrou a maior riqueza de mamíferos de médio e grande porte já encontrada. Isso sugere o potencial da região para a conservação da mastofauna do bioma, atentando ainda para a necessidade de estratégias de conservação por meio do manejo integrado de paisagens. No capítulo 2, foi testada a associação entre as variáveis biológicas riqueza (S), riqueza de carnívoros (Sc), frequência de registros de carnívoros (abundC) e frequência de registros de espécies de grande porte (abundG) e parâmetros da paisagem pretérita e recente, medidos com base em imagens de satélite de 1989, 2001 e 2007. Os parâmetros usados para descrever a paisagem foram: cobertura de mata (mata), cobertura de vegetação nativa (nat), densidade de borda (ed), perda de cobertura de 1989 a 2001 (perda89_01), perda de 2001 a 2007 (perda01_07) e perda de cobertura de total (perda89_07). Esses parâmetros foram usados como variáveis explanatórias na construção de modelos conceituais (simples e compostos, lineares e não-lineares) que explicassem as variáveis biológicas. O ajuste dos modelos aos dados biológicos foi testado segundo o Critério de Informação de Akaike (AIC), corrigido para amostras pequenas (AICc). Os resultados da seleção de modelos para explicar a variável riqueza, sugerem uma forte influência das matas de galeria na manutenção da mesma e um atraso de resposta aos efeitos de fragmentação, devido ao grande peso atribuído a uma variável da paisagem pretérita (ed89). Para Sc os modelos mais plausíveis, que incluem mata e heterogeneidade como importantes indicam que, possivelmente, as matas de galeria ajudam a manter a diversidade de presas e, conseqüentemente, a riqueza de carnívoros predadores. Por sua vez, a heterogeneidade da paisagem pode contribuir para a mortalidade de carnívoros, indiretamente, devido à facilitação da entrada de parasitas. O mesmo indício de atraso no tempo de resposta à fragmentação aparece para os carnívoros e este é ainda mais evidente para a frequência de registros do grupo (abundC). Concluiu-se assim que as matas de galeria desempenham um forte papel na manutenção da diversidade de espécies, mas a sua simples preservação parece ser insuficiente para a viabilidade das populações em longo prazo, uma vez que, os efeitos da configuração espacial das porções de habitat, representada aqui pela densidade de borda, parece já surtir efeitos negativos nas populações, embora ainda não tenha resultado em perda de espécies. Esta, no entanto, pode acontecer no futuro, caso os efeitos da perda de habitat e alteração na estrutura da paisagem não sejam mitigados.

Palavras-chave: mamíferos de médio e grande porte, Cerrado, ecologia da paisagem, atraso de resposta à alterações na paisagem.

ABSTRACT

Despite its importance as a conservation hotspot, the Brazilian Cerrado, has been increasingly destroyed in the last few decades. The resulting fragmented landscape has negative impacts over biodiversity, especially for medium and large sized mastofauna (> 1kg). Because of medium and large sized mammals' vulnerability to habitat loss and fragmentation, and their ecological importance, scientific knowledge, from basic assessment to the investigation of processes that lead to the species loss, is needed not only to Cerrado's mastofauna, but also to the entire biome's biodiversity. This research aimed at the characterization of the medium and large size mammals' community in Água Boa, State of Mato Grosso, Brazil, and at the evaluation of the effects of landscape structure and dynamics on the community. The mastofauna survey was carried out from June/08 to January/09, and 24 camera traps were used, distributed in eight sites (three cameras for each site) with a minimum distance of 2km among them. In chapter 1, the species were recorded and the sampling representativeness was tested by the comparison of species accumulation curves. Due to the difference of sampling effort between sites, the local richness was compared each other through the rarefaction technique. We recorded 28 wild species and 4 exotic species of medium and large size mammals, for a sampling effort of 3.302 trap-days. The sample turned out to be representative of the entire region, but was insufficient for the local richness of some sites. This study registered the greatest richness of medium and large sized mammals so far, in comparison to similar surveys in the Cerrado, most of them carried out inside of conservation units. The results suggests the region has great importance for the conservation of the biome's mastofauna, which requires integrated landscape-level conservation strategies. In chapter 2, we tested the association between the biological variables: richness (S), carnivores' richness (Sc), frequency of carnivores' records (abundC) and frequency of large sized species' records (abundG) with parameters of the past and recent landscape, using satellite images of 1989, 2001 and 2007. The parameters used to describe the landscape were: riparian forest cover (mat), native cover (nat) and edge density (ed) measured for the three years and also native cover loss from 1989 to 2001 (perda89_01) and from 2001 to 2007 (perda01_07) and total loss in the period (perda89_07). These parameters were used as explanatory variables of conceptual models (simple and composites, linear and nonlinear) to explain the biological variables. The models' fit to the biological data were tested according to Akaike Information Criterion (AIC), adjusted for small samples (AICc). The results of the model selection used to understand richness, suggest a strong influence of the riparian forest on its maintenance and a time-lag response to the effects of fragmentation, due to the greater relevance assigned to the model using a past landscape variable (ed89). The most plausible models for Sc, those that consider riparian forest cover and landscape heterogeneity to be important, indicate that riparian forest could possibly support high prey diversity and, consequently, carnivorous predator diversity also high. In its turn, landscape heterogeneity can indirectly contribute to carnivore mortality, due to facilitation of parasite invasion. There is also some evidence of carnivore time-lag response to the fragmentation, which is even more evident for the frequency of carnivores' records (abundC). It can be concluded that the riparian forests play a role in the maintenance of the diversity of species, but its simple preservation seems to be insufficient for the long-term population viability, as the spatial configuration effect, represented by edge density, seems to have negative impact on the populations, even though there has not been any species loss yet. However, local extinction may happen in the future if the impacts of habitat loss and landscape structure changes were not mitigated.

Key words: medium and large sized mammals, Cerrado, landscape ecology, time-lag response to landscape changes.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1:

Figura 1: Localização da área de estudo, município Água Boa, estado do Mato Grosso.	28
Figura 2: Visualização da área de estudo em maior detalhe no <i>Google Earth</i> , apontando os limites municipais em vermelho e limites das terras indígenas em amarelo.....	30
Figura 3: Limite, identificação e localização dos sítios de amostragem em referência à sede municipal de Água Boa (MT). Visualização no <i>Google Earth</i>	33
Figura 4: Armadilhas fotográficas fixadas em troncos de árvores. A: Exemplo de armadilha Tigrinus modelo 4.0 C, mais antigo. B: Exemplo de armadilha Tigrinus, modelo 6.0C.	34
Figura 5: Ambiente de mata de galeria	35
Figura 6: Ambiente de cerrado.....	35
Figura 7: Transição entre ambiente de várzea e cerrado, com mata ao fundo.	36
Figura 8: Levantamentos de mamíferos de médio e grande porte já realizados no bioma Cerrado, com destaque para o presente estudo, realizado em Água Boa, MT.	48
Figura 9: Distribuição de frequência do número de registros de espécies encontradas nos 8 sítios de amostragem em Água Boa, MT.	49
Figura 10: Curva de acumulação de espécies para o município de Água Boa, usando os métodos não-paramétricos de estimativas de riqueza (estimadores Chao 1 e 2 e Jackknife 1), de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.....	50
Figura 11: Curva de acumulação de espécies para o sítio 1, usando os métodos não-paramétricos de estimativas de riqueza (estimadores Chao 1 e 2 e Jackknife 1), de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.	51
Figura 12: Curva de acumulação de espécies para o sítio 2, usando os métodos não-paramétricos de estimativas de riqueza (estimadores Chao 1 e 2 e Jackknife 1), de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.	51
Figura 13: Curva de acumulação de espécies para o sítio 3, usando os métodos não-paramétricos de estimativas de riqueza (estimadores Chao 1 e 2 e Jackknife 1), de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.	52
Figura 14: Curva de acumulação de espécies para o sítio 4, usando os métodos não-paramétricos de estimativas de riqueza (estimadores Chao 1 e 2 e Jackknife 1), de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.	52

Figura 15: Curva de acumulação de espécies para o sítio 5, usando os métodos não-paramétricos de estimativas de riqueza (estimadores Chao 1 e 2 e Jackknife 1), de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.	53
Figura 16: Curva de acumulação de espécies para o sítio 6, usando os métodos não-paramétricos de estimativas de riqueza (estimadores Chao 1 e 2 e Jackknife 1), de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.	53
Figura 17: Curva de acumulação de espécies para o sítio 7 usando os métodos não-paramétricos de estimativas de riqueza (estimadores Chao 1 e 2 e Jackknife 1), de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.	54
Figura 18: Curva de acumulação de espécies para o sítio 8 usando os métodos não-paramétricos de estimativas de riqueza (estimadores Chao 1 e 2 e Jackknife 1), de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.	54
Figura 19: Distribuição de frequência de registros independentes de mamíferos de médio e grande porte ao longo do dia, no município de Água Boa, MT.	58
Figura 20: Padrão de atividade de anta (<i>Tapirus terrestris</i>), considerando todos os registros independentes em todos os sítios de amostragem no município de Água Boa, MT.	60
Figura 21: Padrão de atividade de quati (<i>Nasua nasua</i>), considerando todos os registros independentes em todos os sítios de amostragem no município de Água Boa, MT.	60
Figura 22: Padrão de atividade de tamanduá-bandeira (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>), considerando todos os registros independentes em todos os sítios de amostragem no município de Água Boa, MT.	61

Capítulo 2:

- Figura 1: Exemplo de representação gráfica de análise exploratória com quatro variáveis hipotéticas. Na diagonal principal observa-se o histograma de cada variável; na diagonal inferior estão os gráficos de dispersão pareados, com as linhas de tendência geradas pela função "loess" (em vermelho); na diagonal superior estão os coeficientes de correlação de Pearson entre cada par de variáveis, onde o tamanho do texto é proporcional ao coeficiente de correlação. 92
- Figura 2: Mudanças na cobertura nativa nos oito sítios de amostragem em Água Boa, MT, baseada nos anos de 1989, 2001 e 2007. 103
- Figura 3: Mudanças na densidade de borda nos oito sítios de amostragem em Água Boa, MT, baseada nos anos de 1989, 2001 e 2007. 103
- Figura 4: Mudanças na densidade de borda nos oito sítios de amostragem em Água Boa, MT, baseada nos anos de 1989, 2001 e 2007. 104
- Figura 5: Resultados da análise exploratória dos dados. A: Correlações entre as variáveis explanatórias mata89, mata01 e mata07 e todas as variáveis resposta. B: Correlações entre as variáveis explanatórias ed89, ed01 e ed07 e todas as variáveis resposta. 105
- Figura 6: Resultados da análise exploratória dos dados. A: Correlações entre as variáveis explanatórias nat89, nat01 e nat07 e todas as variáveis resposta. B: Correlações entre as variáveis explanatórias h89, h01 e h07, e todas as variáveis resposta. 106
- Figura 7: Resultados da análise exploratória dos dados. Correlações entre as variáveis explanatórias perda89_01, perda01_07 e perda 89_07 e todas as variáveis resposta. 107
- Figura 8: Representação do modelo simples mais plausível para explicar a variação de riqueza nos sítios de amostragem em Água Boa, MT. 109
- Figura 9: Representação gráfica dos modelos compostos mais plausíveis para explicar a variação de riqueza (S) nos sítios de amostragem em Água Boa, MT. As isolinhas representam alguns valores de S e as cores mostram o gradiente de variação desta VD, onde valores mais baixos estão representados pela cor azul, passando pelo verde (intermediários), e chegando ao amarelo (valores mais elevados). 111
- Figura 10: Representação dos modelos simples mais plausíveis para explicar a variação de riqueza de carnívoros nos sítios de amostragem em Água Boa, MT. 113
- Figura 11: Representação gráfica do modelo composto mais plausível para explicar a variação de riqueza de carnívoros (Sc) nos sítios de amostragem em Água Boa, MT. As isolinhas representam alguns valores de Sc e as cores mostram o gradiente de variação desta VD, onde valores mais baixos estão representados pela cor azul, passando pelo verde (intermediários), e chegando ao amarelo (valores mais elevados). 114

Figura 12: Representação do modelo simples mais plausível para explicar a variação na frequência de registro de carnívoros (abundC) nos sítios de amostragem em Água Boa, MT. As isolinhas representam alguns valores de abundC e as cores mostram o gradiente de variação desta VD..... 115

Figura 13: Representação dos modelos compostos mais plausíveis para explicar a variação na frequência de registros de carnívoros (abundC) nos sítios de amostragem em Água Boa, MT. As isolinhas representam alguns valores de abundC e as cores mostram o gradiente de variação desta VD, onde valores mais baixos estão representados pela cor azul, passando pelo verde (intermediários), e chegando ao amarelo (valores mais elevados)..... 117

ANEXO I

Figura 1: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 1 para os anos de 1989, 2001 e 2007. 144

Figura 2: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 2 para os anos de 1989, 2001 e 2007. 145

Figura 3: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 3 para os anos de 1989, 2001 e 2007. 146

Figura 4: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 4 para os anos de 1989, 2001 e 2007. 147

Figura 5: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 5 para os anos de 1989, 2001 e 2007. 148

Figura 6: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 6 para os anos de 1989, 2001 e 2007. 149

Figura 7: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 7 para os anos de 1989, 2001 e 2007. 150

Figura 8: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 8 para os anos de 1989, 2001 e 2007. 151

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1:

Tabela 1: Lista de espécies registradas no município de Água Boa (MT) e nº de registros independentes obtidos para cada espécie em cada sítio amostrado, de acordo com Wilson & Reeder (1993).	43
Tabela 2: Frequência de registros de espécies domésticas de mamíferos nos sítios de amostragem em Água Boa, MT.....	45
Tabela 3: Listagem de estudos de mamíferos de médio e grande porte realizados no Cerrado com armadilhas-fotográficas e outros métodos e alguns estudos com armadilhas-fotográficas realizados na Mata Atlântica.	47
Tabela 4: Riqueza de espécies observada e estimada, segundo os estimadores Chao 1 e 2 e Jackknife 1, para os 8 sítios de amostragem no município de Água Boa, MT, e quantidade de registros únicos (<i>singletons</i>) e duplos (<i>doubletons</i>) de espécies.	55
Tabela 5: Esforço de amostragem, número de registros obtidos e sucesso de captura em cada sítio de coleta no município de Água Boa, MT.....	56
Tabela 6: Riquezas de espécies estimadas para cada sítio, para diferentes tamanhos de amostra, como resultado da aplicação da técnica de rarefação.	57
Tabela 7: Similaridade qualitativa (índice de Sorensen) entre os sítios de amostragem no município de Água Boa, MT.....	58

Capítulo 2:

- Tabela 1: Lista de modelos simples (com apenas uma variável independente) propostos para explicar os padrões biológicos atuais encontrados para a mastofauna de médio e grande porte em Água Boa, MT, Brasil. 94
- Tabela 2: Parâmetros da paisagem medidos com base em imagens de 1989, 2001 e 2007 em cada sítio de amostragem em Água Boa, MT. 101
- Tabela 3: Seleção de modelos simples pelo Critério de Informação de Akaike, que melhor explicam a variação de riqueza nos 8 sítios de amostragem no município de Água Boa, MT. O modelo considerado plausível está representado em negrito, ($\Delta AICc = 0$). As siglas LIN, EXP e POW representam respectivamente os tipos de curva linear, exponencial e potência. 109
- Tabela 4: Seleção de modelos compostos, do tipo potência, pelo Critério de Informação de Akaike, que melhor explicam a variação de riqueza nos 8 sítios de amostragem no município de Água Boa, MT. Os modelos considerados mais plausíveis estão representados em negrito, ($\Delta AICc < 2$). 110
- Tabela 5: Seleção de modelos simples, pelo Critério de Informação de Akaike, que melhor explicam a variação de riqueza de carnívoros nos 8 sítios de amostragem no município de Água Boa, MT. Os modelos considerados mais plausíveis estão representados em negrito, ($\Delta AICc < 2$). As siglas LIN, EXP e POW representam respectivamente os tipos de curva linear, exponencial e potência. 112
- Tabela 6: Seleção de modelos simples, pelo Critério de Informação de Akaike, que melhor explicam a variação de frequência de registros de carnívoros (abundC) nos 8 sítios de amostragem no município de Água Boa, MT. O modelo considerado plausível está representado em negrito, ($\Delta AICc = 0$). As siglas LIN, EXP e POW representam respectivamente os tipos de curva linear, exponencial e potência. 115
- Tabela 7: Seleção de modelos compostos, do tipo potência, pelo Critério de Informação de Akaike, que melhor explicam a variação de frequência de registros de carnívoros (abundC) nos 8 sítios de amostragem no município de Água Boa, MT. Os modelos considerados mais plausíveis estão representados em negrito, ($\Delta AICc < 2$). 116
- Tabela 8: Seleção de modelos simples pelo Critério de Informação de Akaike, que melhor explicam a variação de frequência de registros de espécies de grande porte (abundG) nos 8 sítios de amostragem no município de Água Boa, MT. Em negrito, estão representados os modelos selecionados como plausíveis ($\Delta AICc < 2$). As siglas LIN, EXP e POW representam respectivamente os tipos de curva linear, exponencial e potência. 118

INTRODUÇÃO GERAL

O termo cerrado pode ser usado para definir tanto um conjunto de tipos fisionômicos savânicos quanto formas de vegetação, ou ainda um dos seis biomas brasileiros, cuja localização geográfica é condicionada principalmente por fatores climáticos, edáficos e, em menor escala, pelo tipo de substrato (Ribeiro e Walter, 2008). O bioma Cerrado, também conhecido como savana brasileira, ocupa uma área de cerca de 2.036.000 km² na região central do país, o que representa mais de 20% do território brasileiro (IBGE, 2004). Esta área é variável em função da definição precisa de seus limites, incluindo ou não encaves em outros biomas ou áreas de transição (Machado et al. 2004). Embora apresente formações de vegetação herbáceo-arbustiva, que caracterizam as formações savânicas, o Cerrado é composto por um mosaico de fisionomias, que inclui desde formações campestres, passando por formações savânicas e florestais (Eiten, 1972; Walter et al, 2008). Matas de galeria, acompanhando os cursos d'água, ocupam consideráveis extensões do bioma (Eiten, 1972; Redford e Fonseca, 1986; Ratter et al, 1997). Este mosaico de habitats favorece a ocorrência de uma grande diversidade de espécies, devido à heterogeneidade espacial e à consequente diversificação de nichos (Bazzaz, 1975; Begon et al. 1996).

Em comparação a ambientes florestais, as savanas ainda recebem pouca atenção da mídia e do público leigo, em parte pela falsa idéia de serem ambientes pobres em biodiversidade e pouco exuberantes. O Cerrado, a despeito das recentes iniciativas de incentivo à conservação do bioma (e.g. GEF Cerrado Sustentável, IPÊ/CNPq, PROBIO/Cerrado), ainda é bastante negligenciado por instituições de fomento à pesquisa e políticas públicas para a conservação da biodiversidade quando comparado à Amazônia e

Mata Atlântica (Ratter et al., 1997; Klink e Machado, 2005; Ferreira et al. 2007). Um exemplo disso é a Proposta de Emenda à Constituição 115/95 (PEC Cerrado), apresentada em 1995, que ainda aguarda para ser votada no Congresso Nacional. A PEC Cerrado propõe modificar o parágrafo 4º do art. 225 da Constituição Federal, incluindo o Cerrado, junto com a Caatinga, na relação dos biomas considerados Patrimônios Nacionais. Hoje, são Patrimônios Nacionais apenas “a Floresta Amazônica brasileira, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira”.

O Cerrado merece maior atenção da comunidade científica, do poder público e de organizações não-governamentais, tendo em vista o fato de ser considerado um *hotspot* de conservação (Myers et al., 2000). O termo se aplica às regiões que abrigam grande número de endemismos de plantas vasculares e vertebrados e, ao mesmo tempo, encontram-se altamente ameaçadas pela ação humana. Soma-se a isso o fato do Cerrado apresentar pouca proteção formal, uma vez que as unidades de conservação existentes na região somam apenas 2,95% de sua cobertura original (IBAMA, 2009). Tal valor está muito aquém dos 10% de proteção para cada ecorregião no mundo, recomendados pela CDB como meta para 2010 (CDB, 2004).

A diversidade biológica do bioma Cerrado, assim como as consequências dos impactos antrópicos aos quais está sujeita ainda são pouco conhecidos (Costa et al., 2005; Lewinsohn, 2006; Déstro et al., 2007). Os estudos que quantificam a destruição do bioma diferem nas estimativas de perda de cobertura natural, mas concordam ao classificar o estado como crítico e alertar para a necessidade de ações urgentes de conservação da região. Um mapeamento recente dos remanescentes de vegetação nativa do Cerrado, realizado no âmbito do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira - PROBIO, estima que em 2002 cerca de 40% da área original do

bioma já tinha sido perdida (Sano et al., 2008). Outros estudos apresentam estimativas ainda mais pessimistas, sugerindo que, até o mesmo ano de 2002, aproximadamente 55% do bioma já tenha sido convertido para a implantação de pastagens e monoculturas (Machado et al, 2004).

Esta conversão, no entanto, não acontece de forma equânime entre as unidades da federação inseridas no Cerrado. Dentre elas, o Mato Grosso, de acordo com dados do Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia Legal, PRODES/INPE, destacou-se entre os anos de 1992 a 1999 como o campeão em taxas de desmatamento. O mais recente relatório divulgado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE mantém o este estado no topo do ranque do desmatamento (INPE, 2008). Este cenário possivelmente é ainda pior, considerando que os dados do PRODES, computam apenas as perdas de floresta, não incluindo as formações savânicas e campestres, típicas de cerrado, que também sofreram perdas significativas nos últimos anos (Machado et al., 2004; Ferreira et al., 2007; Sano et al., 2008).

A perda de cobertura nativa, evidenciada pelos dados expostos, tem conseqüências bastante negativas para a biodiversidade do Cerrado. Machado et al. (2008) estimam que pelo menos 24% das espécies poderá desaparecer caso a ocupação antrópica resulte em uma perda de 75% de cobertura nativa. A supressão da vegetação se traduz na perda e fragmentação de hábitat, processos que interagem, mas cuja separação em dois fenômenos distintos traz vantagens didáticas para a melhor compreensão dos efeitos exclusivos de cada um (Pires et al, 2006). A fragmentação pode ser definida como o processo de subdivisão de hábitats contínuos em pedaços menores (Andrén, 1994). Dependendo de como se dá a supressão de vegetação, a perda de hábitat pode ocorrer sem que haja fragmentação (Fahrig, 2003), mas o inverso não é possível. Mas, quais seriam as conseqüências da perda

e fragmentação de habitats para a biodiversidade? A perda de habitat pura e simples implica em redução de área disponível para as espécies residentes e, conseqüentemente da oferta de recursos (e.g. alimentos, refúgios), provocando a redução do tamanho de populações locais ou mesmo a exclusão imediata de espécies raras (curto prazo). Já a fragmentação, além do fator ‘perda de habitat’, envolve ainda o isolamento de manchas de habitat remanescentes, o que limita o acesso aos recursos e diminui ou elimina o fluxo gênico entre manchas de habitats vizinhas (efeito em longo prazo). Ambos os processos aumentam assim os riscos de extinção de espécies, configurando-se como uma das principais ameaças à biodiversidade nos trópicos (Pimm, 1998; Jha et al., 2005).

A conversão de habitats e o desmatamento, causados principalmente pela atividade agropecuária (Groom & Vynne, 2006), são apontados como as maiores fontes de ameaça aos mamíferos brasileiros em geral (Costa et al., 2005; Chiarello et al., 2008). Os mamíferos de médio e grande porte (> 1kg), objeto de interesse deste estudo, são especialmente afetados pela perda e fragmentação de habitats por serem, em grande parte, espécies predadoras, de topo de cadeia. Geralmente apresentam baixas densidades populacionais e demandam muito espaço para a manutenção de populações viáveis (Crooks & Soulé, 1999; Cardillo et al., 2004; Chiarello et al., 2008). Além disso, sofrem perseguição humana por terem importância cinegética ou representarem ameaças diversas (e.g. ataques a criações; Woodroffe & Ginsberg, 1998). Não é a toa que, segundo Chiarello et al. (2008), a ordem Carnívora, depois dos Sirenia, possui a maior proporção de espécies nativas descritas ameaçadas no Brasil (31,03%; n = 9).

Os predadores têm uma grande importância ecológica, uma vez que regulam populações de frugívoros ou herbívoros e podem estruturar comunidades, cuja base seja a predação, desempenhando papel de espécie-chave (Emmons, 1987; Chiarello et al., 2008).

A redução das populações de predadores leva ao aumento da densidade de mesopredadores generalistas (i.e. predadores de médio porte, que se alimentam de uma grande gama de presas), que por sua vez, podem alterar de forma significativa as comunidades de pequenos vertebrados (Palomares, 1993; Crooks & Soulé, 1999). Apesar de reconhecidamente sensíveis à fragmentação, a ecologia de espécies carnívoras e a resposta das populações aos efeitos de distúrbios, incluindo a fragmentação, ainda são pouco conhecidos (Crooks, 2002).

Dada a importância ecológica destas espécies e a ameaça que sofrem no país, em especial na porção do Cerrado mato-grossense, associadas ao parco conhecimento existente sobre os efeitos da perda e fragmentação de habitats para o grupo, é premente a condução de estudos que contribuam para o melhor entendimento de como a degradação de habitats atua sobre os processos ecológicos que envolvam mamíferos de médio e grande porte. De que forma estas espécies respondem à perda de habitat? E, diante disso, o que a presença ou ausência dessas espécies pode indicar?

Para responder a tais perguntas é fundamental resgatar a história da dinâmica de ocupação humana na região de interesse. O município de Água Boa, por apresentar um histórico de ocupação recente, comparado a outros municípios no Cerrado, possibilita este resgate, por meio da análise de séries temporais de imagens de satélite e descrição da dinâmica da paisagem. Esta análise, em confronto com dados biológicos, permite investigar os efeitos da dinâmica da paisagem sobre a mastofauna, tarefa mais complicada em paisagens com de ocupação humana mais antiga. Água Boa mostra-se, portanto, uma região interessante para gerar este tipo de conhecimento, muito útil no apoio à tomada de decisão de gestores ambientais no Cerrado.

O objetivo geral deste trabalho foi caracterizar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte do município de Água Boa (MT), localizada na área de influência do bioma Cerrado, e avaliar os efeitos da mudança do uso e cobertura do solo na comunidade, buscando entender os fatores relativos à estrutura da paisagem que influenciam na presença e ausência de determinadas espécies e grupos funcionais. No capítulo 1 são abordados aspectos ecológicos gerais sobre a comunidade de mamíferos selvagens terrestres, com peso médio superior a 1 kg. É apresentada uma lista de espécies e comparações com levantamentos já realizados na região, além de curvas de acumulação de espécies por sítio de amostragem e análises de rarefação, a fim de avaliar a riqueza entre sítios. No capítulo 2 é inferido o efeito de aspectos estruturais da paisagem pretérita (1989 e 2001) e recente (2007), assim como os efeitos das mudanças na paisagem ocorridas neste período, sobre a comunidade local de mamíferos. As mudanças foram medidas em função da perda e fragmentação da cobertura de vegetação natural e tal situação foi correlacionada com a riqueza e número de registros obtidos na região de estudo. São levantados os principais fatores que influenciam na presença e ausência de espécies e inferidos os possíveis riscos de perda de espécies, como consequência das alterações observadas na paisagem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- Bazzaz, F.A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 56: 485-488.
- Begon, M.; Harper, J. L. & Townsend, C. R. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. 3 ed. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 1068 pp.
- Cardillo, M.; Purvis, A.; Sechrest, W.; Gittleman, J. L.; Bielby, J.; Mace, G. M. 2004. Human Population Density and Extinction Risk in the World's Carnivores. *PLoS Biology*, 2 (7): 909-914. Disponível em <http://biology.plosjournals.org>. Data de acesso: 6 de fevereiro de 2009.
- CDB 2004. Disponível em <http://www.cbd.int/decisions/view.shtml?id=7767>. Acesso em dezembro de 2008.
- Chiarello, A., Aguiar, L. M. S., Cerqueira, R. Melo, F.R.; Rodrigues, F. & Silva, V. M. F. 2008. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. 681-702. In: Machado, A. B. M., Drummond, G. M.; Paglia, A. P. (eds) *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Volume II. 1 ed. Brasília, DF: MMA. Belo Horizonte, MG.
- Costa, L.P., Leite, Y., Mendes, S., Ditchfield, A. D. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade*, 1 (1): 103-112.
- Crooks, K. R. & Soulé, M. E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563:566.
- Crooks, K. R. 2002. Carnivore sensitivities to fragmentation. *Conservation Biology*, 16 (2): 488-502.
- Déstro, G.F.G; Bacellar-Schittini, A.E.F.; Dias, J.; Bottura, G.; de Carvalho, C.B. 2007. Lacunas de Conhecimento da Fauna na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. In: *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu, MG.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review*, 38: 205-341.
- Emmons, L. H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behav Ecol Sociobiol*, 20: 271-283.

- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 34:487-515.
- Ferreira, M. E.; Ferreira Jr., L. G.; Ferreira, N. C.; Rocha, G. F. & Nemayer, M. 2007. Desmatamentos no bioma Cerrado: uma análise temporal (2001-2005) com base nos dados MODIS - MOD13Q1. In: *Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. INPE. Florianópolis, SC. 3877-3883.
- Groom, M. J. & Vynne, C. H. 2006. Habitat Degradation and Loss. In: Groom, M. J.; Meffe, G. K.; Carroll, C. R. *Principles of Conservation Biology*. 3 ed. Sinauer Associates, Inc. Massachusetts. 173-212.
- IBAMA. 2009. Unidades de Conservação federais e estaduais brasileiras. Base de dados compilada pela Coordenação de Zoneamento Ambiental. Disponível em <http://www.ibama.gov.br/zoneamento-ambiental/basedado/>. Acesso em 20 de abril de 2009.
- IBGE, 2004. Mapa de biomas do Brasil. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>. Acesso em 06 de maio de 2007.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. 2008. *Monitoramento da Cobertura Florestal da Amazônia pro Satélites*. Sistemas PRODES, DETER, DEGRAD e Queimadas, 2001-2008. MCT/INPE. 47 pp.
- Jha, C.S.; Goparaju, L.; Tripathi, A.; Garay, B.; Raghubanshi, A.S. & Singh, J.S. 2005. Forest fragmentation and its impact on species diversity: an analysis using remote sensing and GIS. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1681-1698 p.
- Klink, C. A. & R. B. Machado. 2005. A Conservação do Cerrado Brasileiro. *Megadiversidade*, 1: 147-155.
- Lewinsohn, T. 2006. *Avaliação do estado do Conhecimento da Biodiversidade Brasileira*. Vol. II. MMA, Brasília. 249 pp.
- Machado, R. B., Ramos Neto M. B., Pereira P., Caldas E., Gonçalves D., Santos N., Tabor K. & Steininger M. 2004. *Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro*. Conservação International do Brasil, Brasília.
- Machado, R. B., Aguiar, L. M. S., Castro, A. A. J. F., Nogueira, C. C. & Ramos Neto, M. B. 2008. Caracterização da fauna e flora do Cerrado. In: *Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*, pp. 285-300. Brasília-DF: Embrapa Cerrados.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.

Palomares, F.; Gaona, P. & Delibes, M. 1993. Positive Effects on game Species of Top Predators by Cotrolling Smaller Predator Populations: na Exemple with Lynx, Mongooses, and Rabbits. *Conservation Biology*, 9 (2): 295-305.

Pimm, S.L. 1998. The forest fragment classic. *Nature*, 393: 23-24.

Pires, A.S.; Fernandez, F.A.S. & Barros, C. 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: Rocha, C.F.C.; Bergallo, H; Van Sluys, M. & Alves, M.A.S. (orgs.) *Biologia da Conservação: essências*. Rima Editora, São Carlos. 231-260 pp.

Ratter JA, Riveiro JF, Bridgewater S (1997) The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann Bot* 80: 223–230.

Redford, K.H. & da Fonseca G.A.B. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica* 18: 126-135 p.

Ribeiro, J. F.; & Walter, B. M. T. 2008. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. & Ribeiro, J. F. (eds). *Cerrado: Ecologia e Flora*. Vol 1. Embrapa Cerrados. Brasília, DF. 151-199.

Sano, E. S.; Rosa, R.; Brito, J. L. S. & Ferreira, L. G. 2008. Notas Científicas: Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, 43(1): 153-156.

Walter, B. M. T.; Carvalho, A. M.; Ribeiro, J. F. 2008. O Conceito de Savana e de seu Componente Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. & Ribeiro, J. F. (eds). *Cerrado: Ecologia e Flora*. Vol 1. Embrapa Cerrados. Brasília, DF. 21-45.

Woodroffe, R. & J. R. Ginsberg. 1998. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. *Science*, 280:2126-2128.

CAPÍTULO 1:

**CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE
MÉDIO E GRANDE PORTE NO MUNICÍPIO DE ÁGUA BOA, MT**

RESUMO

A mastofauna do Cerrado, comparada aos demais biomas brasileiros, apresenta uma grande proporção de espécies ameaçadas de extinção representadas, em sua maioria, por espécies de médio e grande porte (> 1kg). A perda dessas espécies representa grande prejuízo aos ecossistemas, uma vez que parte delas pode desempenhar um papel como dispersores de sementes e outra como predadores, ajudando a manter a diversidade das comunidades vegetais ou regulando populações de presas, respectivamente. Inventários direcionados à mastofauna de médio e grande porte são, portanto, comuns para avaliar o estado de conservação de uma região. Dentre os métodos usuais de levantamento, a amostragem por meio de armadilhas fotográficas tem se mostrado comparativamente eficiente. O objetivo deste capítulo foi avaliar a composição e riqueza de espécies de Água Boa (MT), município localizado nos limites do Cerrado, fazendo comparações com estudos anteriores no bioma. A representatividade das amostras por sítio e para a região foi avaliada por meio de curvas de acumulação de espécies. Adicionalmente, foi feita uma descrição geral do padrão de atividade diária da comunidade, a fim de orientar futuros estudos com mesmo foco. Para tanto, foram distribuídas 24 armadilhas fotográficas em oito sítios de amostragem (três em cada sítio), localizados em propriedades particulares e distantes entre si de pelo menos 2km. As armadilhas permaneceram em campo de junho/08 a janeiro/09. Foram registradas 28 espécies selvagens e 4 espécies domésticas de mamíferos de médio e grande porte, para um esforço amostral de 3.302 armadilhas-dia. De acordo com as curvas de acumulação de espécies, as amostras foram representativas para a região, embora individualmente insuficientes para representar a riqueza local da maior parte dos sítios. Estes diferiram em riqueza e composição de espécies, mostrando-se complementares. Dentre os estudos já realizados com armadilhas fotográficas no Cerrado, este levantamento apresentou o maior percentual do conjunto de espécies do bioma já observado até hoje, o que sugere o grande potencial da região para a conservação da mastofauna do bioma. Associado a este resultado, o fato deste levantamento ter sido realizado distante de unidades de conservação (UC), reforça a necessidade de estratégias de conservação por meio do manejo integrado de paisagens, que combinem ações dentro e fora dos limites de UC. Como resultado do padrão geral de atividade da comunidade, recomenda-se não restringir o período de funcionamento de armadilhas fotográficas, caso o objeto de estudo seja a comunidade de mamíferos de médio e grande porte.

Palavras-chave: mamíferos de médio e grande porte, Cerrado, Mato-Grosso.

ABSTRACT

The Cerrado's mastofauna presents a great ratio of threatened species, comprising mostly medium and big size species (> 1kg), when compared to other Brazilian biomes. The loss of these species represents a great negative impact to ecosystems, as they play a crucial ecological role as seed dispersers or as predators, so helping to maintain high plant community diversity or to regulate prey population, respectively. Inventories focused on medium and large sized mastofauna species are, therefore, common to evaluate the biodiversity quality of a region. Among the usual methods of survey, the camera trap sampling has been shown to be comparatively efficient. The objective of this chapter was to evaluate the species composition and richness in Água Boa (MT, Brazil), located in the limits of the Cerrado biome, and to compare the results with previous studies in the biome. The representativeness of the samples of different sites and regions was evaluated by using species accumulation curves. Additionally, a general description of the community daily activity pattern was carried out in order to guide similar studies in the future. Therefore, 24 camera traps were distributed in eight sampling sites (three cameras in each site), located in private property farms with a minimum distance of 2km among them. The trapping period went from June/08 to January/09, registering 28 wild species of medium and big size mammal and 4 domestic ones, for a sampling effort of 3.302 per trap-day. In accordance with the species accumulation curves, the samples were representative for the region, although individually insufficient to represent the local richness for most of the sites. Although different in species richness and composition, the sites revealed to be complementary. Among the studies using camera traps in Cerrado, this survey registered the greatest percentage of species conjunto for the biome observed so far, suggesting the great potential of the region to the conservation of the biome's mastofauna. Moreover, there is the fact that this survey was carried out far from protected areas, strengthening the need of conservation strategies by an integrated landscape management, combining actions both inside and outside of the protected areas' limits. The analysis of the community's daily activity pattern suggests that, in similar studies focused on medium and large sized mammal communities, the photographic camera's operating period should not be limited to any (night or day) time period.

Key words: medium and large sized mammals, Cerrado, Mato Grosso.

1.INTRODUÇÃO

A mastofauna do Cerrado, embora apresente uma taxa de endemismo de apenas 9,8% (19 das 194 espécies), considerada baixa comparada a outros biomas (Marinho-Filho et al. 2002), perde apenas para a Mata Atlântica em termos de risco de extinção, tendo o número de espécies endêmicas igual ao de espécies ameaçadas ($n = 19$; 9,8%). Na Mata Atlântica, a proporção de espécies de mamíferos em situação de risco chega a 18% (Chiarello et al., 2008). As crescentes taxas de destruição da vegetação nativa tornam a condição do Cerrado ainda mais grave em termos de perda de biodiversidade. Machado et al. (2004) estimam que o bioma poderá desaparecer até 2030, caso se mantenha o atual modelo de desenvolvimento.

Das 194 espécies de mamíferos listadas para o Cerrado, 45 podem ser consideradas de médio e grande porte, isto é, com peso médio superior a 1 kg, conforme categorização sugerida por Emmons (1987). Destas, 13 táxons, dos quais 11 espécies e 2 subespécies encontram-se ameaçados, todas na categoria vulnerável (Chiarello et al. 2008). Em sua maioria, as espécies ameaçadas do Cerrado apresentam distribuições amplas, mas são localmente raras (Marinho-Filho et al, 2002), condição que as torna mais suscetíveis a eventos estocásticos que podem levar à extinção local. A extinção local de mamíferos de médio e grande porte, por sua vez, acarreta sérios problemas para o funcionamento do ecossistema, dada a importância ecológica dessas espécies (Emmons, 1987, Palomares, 1993; Crooks & Soulé, 1999; Terborgh, 2001).

Parte das espécies de mamíferos de médio e grande porte, como veados, antas, e grandes roedores, que são herbívoras ou frugívoras, atuam como dispersores de sementes e predadores de plântulas, desempenhando importante papel na manutenção da diversidade

de comunidades vegetais (Dirzo & Miranda, 1990; Terborgh, 2001). Já as espécies carnívoras, em sua maior parte predadoras, desempenham papel de espécies-chave na estruturação de comunidades com base na predação (Emmons, 1987) e podem regular populações de mesopredadores (Palomares, 1993; Crooks & Soulé, 1999). Por estes motivos, mamíferos de médio e grande porte têm sido usados, local, regional e globalmente, como indicadores de impacto humano ou integridade ambiental (Crooks, 2002; Morrison et al., 2007). Levantamentos de mamíferos de médio e grande porte podem ser úteis, portanto, na avaliação do estado de conservação de uma região. Os métodos usuais para levantamentos em campo com o grupo dos mamíferos incluem censos visuais em transeções, observação e contagem de pegadas em ambientes naturais ou parcelas artificiais, levantamento de outros vestígios como fezes e pêlos e o uso de armadilhas fotográficas. As transeções, apesar de uma alternativa relativamente barata, mostram-se ineficientes para amostrar espécies esquivas ou localmente raras (Silveira et al., 2003; Srbek-Araújo & Chiarello, 2005; Pardini et al., 2006). Já a contagem de pegadas, apesar de eficiente no registro de espécies noturnas e esquivas, que são dificilmente registradas nos censos visuais (Bilenca et al., 1999; Pardini et al., 2006), apresentam uma boa relação custo-benefício (Karanth et al., 2006). Contudo, o método apresenta a desvantagem da dificuldade na identificação, principalmente de espécies com rastros muito semelhantes (e.g. *Mazama* spp.; Lyra-Jorge et al., 2008) além do grande esforço físico demandado, no caso do uso de parcelas artificiais em áreas de mais difícil acesso. O levantamento de vestígios costuma complementar os demais métodos, mas para a grande maioria das espécies é raro o encontro de fezes. Entretanto, o uso de cães farejadores tem demonstrado ser bastante promissor para contornar tal restrição (Wasser et al., 2004). O método de amostragem com o uso de armadilhas fotográficas tem sido citado como o mais eficiente

para levantamento de mamíferos de médio e grande porte (Silveira et al., 2003; Srbek-Araújo & Chiarello, 2005; Lyra-Jorge et al., 2008) e, por isso, tem se difundido muito. Segundo Rowcliffe & Carbone (2008), o número de trabalhos publicados com o uso do método apresentou um crescimento anual de 50% na última década. Apesar do equipamento ser relativamente caro, mostra grande eficiência no registro de espécies crípticas, esquivas e noturnas com a vantagem adicional de manter uma documentação das ocorrências. Tal aspecto permite a discussão ou mesmo o envio de registros aos especialistas para a solução de identificações duvidosas. Outra vantagem em relação ao levantamento de pegadas e vestígios, por exemplo, é o registro do horário da captura fotográfica, fato que possibilita o estudo do padrão de atividade das espécies (Silveira et al., 2003; Srbek-Araújo & Chiarello, 2005; Lyra-Jorge et al., 2008).

Ainda em relação à eficiência dos métodos de levantamento de mamíferos de médio e grande porte, Silveira et al. (2003) em estudo comparativo entre os métodos de censo visual em transeções, levantamento de rastros e armadilhas fotográficas, realizado no Parque Nacional das Emas, concluíram que, embora o levantamento de pegadas tenha sido mais eficiente para estimar a riqueza de espécies em um curto intervalo de tempo, o armadilhamento fotográfico foi considerado mais acurado e flexível e, portanto, mais vantajoso em relação aos outros métodos avaliados. Os problemas deste método são, além do elevado custo inicial, já citado, a diferença de probabilidade de detecção entre espécies (Tobler et al. 2008) e tipos de ambientes e, possivelmente, entre períodos do dia (Srbek-Araújo & Chiarello, 2005; Lyra-Jorge et al., 2008). O problema de detectabilidade, no entanto, não é exclusivo de armadilhas fotográficas, mas sim inerente a todos os métodos de amostragem.

Outro problema relativo aos inventários biológicos em geral é conhecer a riqueza de espécies local, ponto primordial para ações de manejo e conservação da biodiversidade (Colwell & Coddington, 1994; O'Brien, 2008). Em qualquer levantamento de populações ou comunidades em ambientes terrestres naturais, com exceção de plantas ou animais muito conspicuos ou sociais e territorialistas, dificilmente é possível fazer censos completos, onde todos os indivíduos e espécies são registrados. Desta forma, para se chegar a números que expressem medidas aceitáveis de riqueza e abundância relativa das espécies, é preciso trabalhar com estimativas e extrapolações por meio de amostras. Segundo Colwell & Coddington (1994), o desafio de se estimar a riqueza de espécies a partir de amostras pode ser dividido em dois componentes: (i) o problema de estimar a riqueza local de espécies e (ii) o problema de se estimar a dissimilaridade ou a complementaridade entre duas comunidades. Uma das formas de se estimar a riqueza local de espécies é o uso de técnicas não-paramétricas, baseadas na distribuição de indivíduos entre espécies ou de espécies entre amostras. Infelizmente, muitos levantamentos não trazem informações sobre o esforço de coleta ou não usam estimadores de riqueza de espécies, o que dificulta a comparação de resultados entre estudos (Gotelli & Colwell, 2001).

O objetivo deste capítulo foi avaliar a composição e riqueza de espécies, usando estimadores de riqueza, e comparar, na medida do possível, os resultados encontrados com estudos anteriores na região e outras regiões no Cerrado. Com este objetivo, buscou-se responder às seguintes questões:

- As amostras foram representativas da riqueza de espécies local?

- A composição e riqueza de espécies são semelhantes às encontradas em outras regiões do bioma Cerrado? Quais as possíveis causas das diferenças encontradas?

- Os padrões de frequência relativa de registros são similares aos padrões encontrados em outros estudos? Quais as possíveis causas das diferenças encontradas?

- Espécies são registradas ao longo de todo o dia? Para levantamentos de mamíferos de médio e grande porte com armadilhas fotográficas, convém limitar o horário de funcionamento do equipamento para determinados períodos do dia?

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

2.1.1 Caracterização geral

O trabalho foi realizado em propriedades rurais próximas à sede municipal de Água Boa, localizada na porção média do estado do Mato Grosso. Os sítios de amostragem abrangeram uma área entre as coordenadas 13°47'S e 52°24'W (canto superior direito) e - 14°6'S e 52°30'W (canto inferior esquerdo), compreendida nas bacias hidrográficas do Amazonas e do Tocantins (Figura 1).

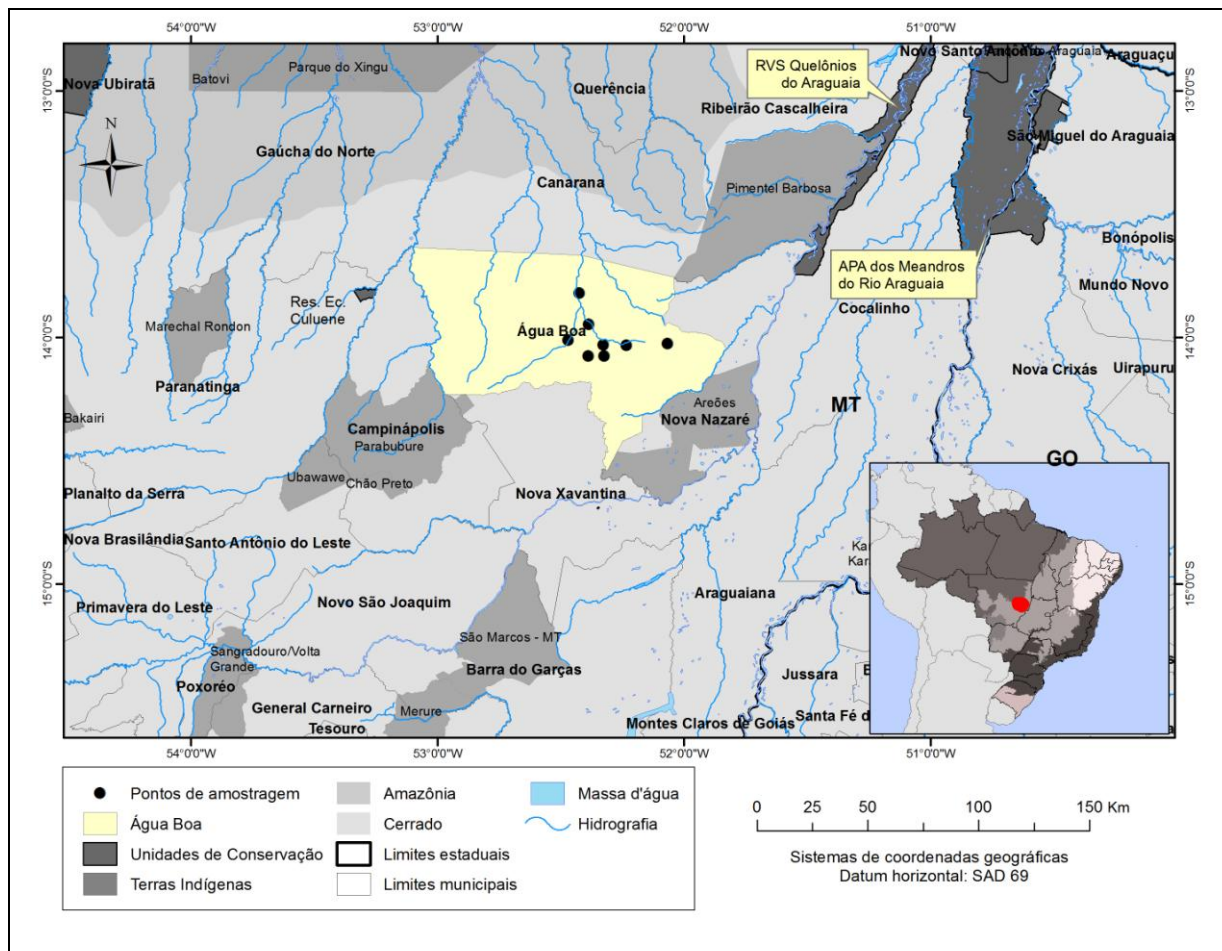


Figura 1: Localização da área de estudo, município Água Boa, estado do Mato Grosso. APA = Área de Proteção Ambiental; RVS = Refúgio de Vida Silvestre.

Segundo Felfili et al (2002), Água Boa encontra-se em uma zona de ecótono entre os biomas Amazônia e Cerrado, apresentando um mosaico de vegetação que contém formações Amazônicas, de Cerrado e áreas de transição, com elevada riqueza e diversidade de espécies vegetais.

O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo tropical savânico (Aw), com uma estação seca bem marcada, que começa em abril/maio, estendendo-se até setembro/outubro, e uma estação chuvosa, que inicia em setembro/outubro e estende-se até março/abril, onde se destacam os meses de novembro, dezembro e janeiro, com maior média mensal de precipitação (Silva et al., 2008). A região

apresenta precipitação pluviométrica média anual de 1.600 mm e temperatura média anual de 24°C.

A área de estudo encontra-se bastante fragmentada, apresentando poucos remanescentes de vegetação típica de cerrado e algumas faixas de mata de galeria, acompanhando os cursos d'água. Os últimos grandes fragmentos de vegetação nativa existentes no entorno encontram-se legalmente protegidos, em sua maioria por terras indígenas, dentre elas Pimentel Barbosa, Areões I e II, Parabubure, Ubawawe e Chão Preto, todas adjacentes aos limites de Água Boa. A única unidade de conservação existente no entorno é a Reserva Ecológica do Culuene, menos evidente na paisagem, devido ao seu pequeno tamanho (Figuras 1 e 2).



Figura 2: Visualização da área de estudo em maior detalhe no *Google Earth*, apontando os limites municipais em vermelho e limites das terras indígenas em amarelo.

Os sítios de amostragem estão localizados dentro dos limites do município e encontram-se relativamente equidistantes das áreas protegidas existentes na região (Figura 1). Esta abrange uma área ocupada principalmente por fazendas de plantio de soja (*Glycine max*), cuja área plantada no município é superior a 30.000 ha (IBGE, 2007), além de fazendas de plantio de teca (*Tectona grandis*) e de criação de gado bovino. Em relação às lavouras do município, o plantio de arroz (*Oryza sativa*) também representa uma

importante parcela em valor de produção e área plantada, atingindo mais de 10.000 ha cultivados (IBGE, 2007).

2.1.2 Histórico de ocupação e desenvolvimento de Água Boa

A região onde hoje se localiza o município de Água Boa-MT foi inicialmente ocupada por índios de etnias já extintas como Tsuvá e Marajepéi e mais tarde pelos Xavantes, que habitam até hoje a região (CODERMA, 1996). Na década de 40 houve a primeira iniciativa governamental de ocupação da região, com a Expedição Roncador-Xingu. Nas décadas de 50 e 60 foram então doadas terras para empresários e produtores do sul e sudeste. O incentivo do governo para a chegada de grandes empresas na região se intensificou na década de 60, marcada pela instalação de grandes fazendas. Na década de 70 acontecem diversos projetos de colonização liderados por organizações do Rio Grande do Sul, sendo a atual sede do município, uma das agrovilas implantadas naquela época. A principal atividade econômica da época era o cultivo de arroz, que hoje representa, depois da soja, a segunda maior área plantada de lavoura temporária, totalizando mais de 10.000ha em 2007 (IBGE, 2007).

Só em 1979, Água Boa, antes distrito de Barra do Garças, é emancipada. A década de 80 é marcada pela implantação e expansão do cultivo da soja e também expansão do cultivo de arroz. Grande parte da infra-estrutura básica do município foi implantada nessa época, incluindo o asfaltamento da BR-158, principal acesso ao município.

Posseiros da região Nordeste e dos estados de Goiás e Minas Gerais passam a ocupar Água Boa na década de 90, mudando o perfil populacional e fundiário da região, antes predominantemente ocupada por sulistas. Em 1989 o agronegócio sofre um grande

declínio, por conta da queda nos preços de *commodities* agrícolas e interferências nos juros bancários, dando início a um período de recessão na economia municipal, que resultou na venda de terras e evasão de muitos produtores. As terras baratas atraem investidores paulistas para a região, que passam a criar gado. Rapidamente, Água Boa passa a ter o maior rebanho bovino do Vale do Araguaia e destaca-se como referência no comércio do mesmo, com um dos maiores leilões de gado do mundo, em atividade até hoje. A área plantada de soja volta a se expandir a partir de 1993, junto com a diversificação de culturas e criações. Este histórico de ocupação resultou em uma rápida destruição da cobertura nativa de Cerrado em Água Boa, restando apenas, nos casos de respeito à legislação ambiental, matas de galeria e pequenas porções de cerrado, obrigatoriamente mantidas pelas áreas de preservação permanentes (APP) e reservas legais, respectivamente.

2.2 Armadilhamento fotográfico

No período de junho de 2008 a janeiro de 2009 foram amostrados oito sítios nas proximidades da sede municipal de Água Boa, Mato Grosso. A localização dos sítios foi definida previamente por meio da observação de uma imagem do sensor ETM+ Landsat 7 de 2007 (órbita-ponto 224-70) buscando locais que apresentassem uma variação na composição e configuração de paisagem. Para garantir a independência de amostragem entre sítios, atentou-se ainda para que cada um estivesse a uma distância mínima de 2 km de outros sítios vizinhos (Figura 3). Segundo Tobler et al. (2008a), uma distância de 1 km entre pontos já seria suficiente para assegurar tal independência.

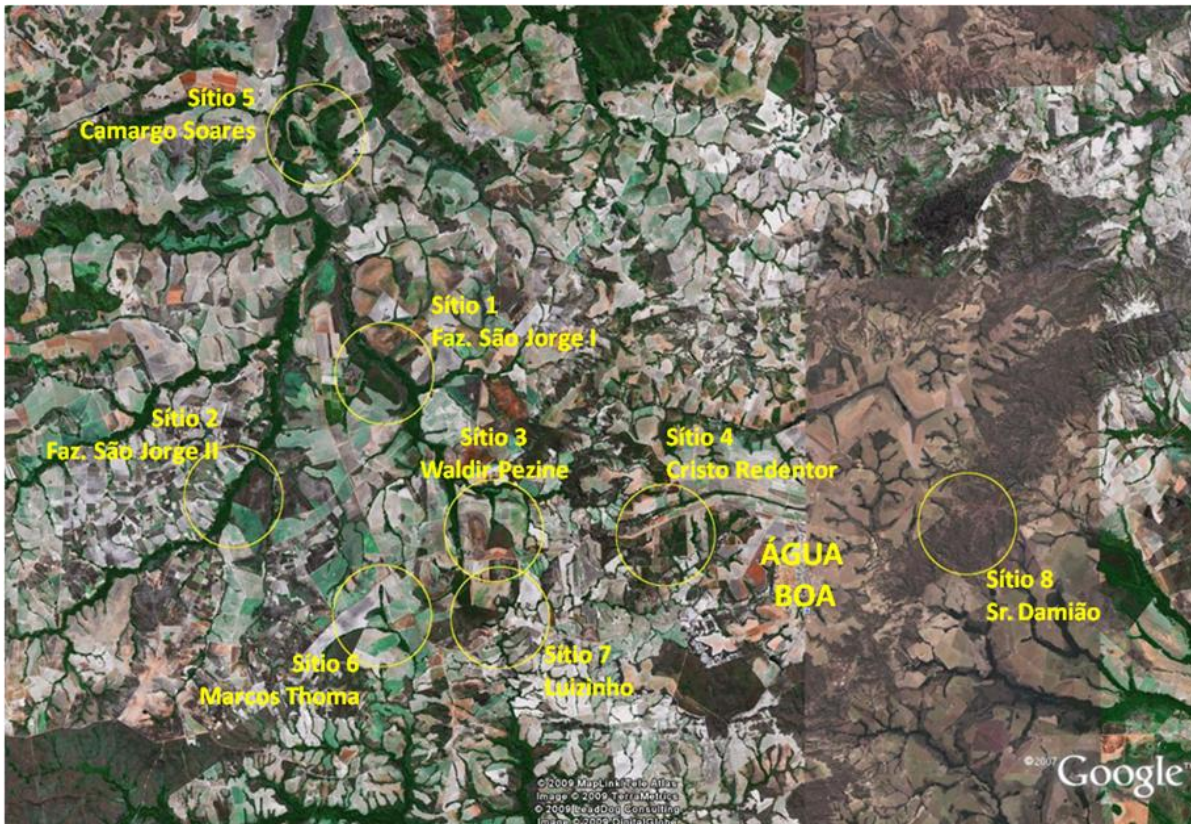


Figura 3: Limite, identificação e localização dos sítios de amostragem em referência à sede municipal de Água Boa (MT). Visualização no *Google Earth*.

Em cada sítio foram instaladas três armadilhas fotográficas (ou *camera trap*), da marca Tigrinus® (www.tigrinus.com), modelos 4.0C e 6.0C, ambos analógicos. Operacionalmente, os modelos diferem no mecanismo de programação da sensibilidade dos sensores e de intervalo entre o acionamento dos disparos. Estes são mais precisos e flexíveis no modelo mais novo. Ao todos foram instaladas 24 armadilhas, sendo todas presas em troncos de árvores, a uma altura em torno de 40 a 50cm acima do solo, com correntes de aço para evitar que fossem removidas e fixadas com elásticos de bagageiro, para mantê-las firmes e com o mesmo foco (Figura 4).



Figura 4: Armadilhas fotográficas fixadas em troncos de árvores. A: Exemplo de armadilha Tigrinus modelo 4.0 C, mais antigo. B: Exemplo de armadilha Tigrinus, modelo 6.0C.

Na medida do possível, as armadilhas foram instaladas à sombra e sempre posicionadas na direção norte ou sul, para impedir a incidência direta do sol, tanto nascente, quanto poente. A localização de cada ponto de instalação foi registrada com auxílio de um receptor *Global Positioning System* - GPS. Buscou-se distribuir as armadilhas de forma a cobrir as principais fitofisionomias existentes na região: cerrado sentido restrito, mata de galeria e várzea. As Figuras 5, 6 e 7 mostram exemplos dos 3 tipos fisionômicos amostrados.



Figura 5: Ambiente de mata de galeria



Figura 6: Ambiente de cerrado sentido restrito.



Figura 7: Transição entre ambiente de várzea e cerrado, com mata ao fundo.

O uso de iscas é comum em estudos com armadilhas, sejam estas parcelas de pegadas, armadilhas fotográficas ou *live-traps*, uma vez que influencia positivamente no sucesso de captura, atraindo os animais para as mesmas (Bilenca et al., 1999; Tomas & Miranda, 2006). No entanto, esta prática pode gerar tendências indesejáveis nos resultados, como consequência da atração de determinadas espécies em detrimento de outras, do ‘vício’ aos pontos de ceva ou aumento da predação das espécies atraídas (Tomas & Miranda, 2006). Tais problemas podem causar uma diferença de detecção entre espécies, violando a premissa de que todas as espécies têm a mesma probabilidade de serem registradas. Para minimizar este problema, optou-se por não usar iscas.

As armadilhas fotográficas Tigrinus® possuem dois sensores passivos de infravermelho, com alcance de cerca de 12m, sendo um posicionado para frente (S1) e

outro para cima (S2). Ambos, quando sensibilizados (juntos ou independentemente), acionam a máquina fotográfica analógica, causando o disparo de uma foto. Quando um animal passa à frente da câmera, apenas o sensor S1 é sensibilizado, causando um disparo bem sucedido. Em áreas abertas, onde o microclima é muito variável, S1 é facilmente sensibilizado, sem que necessariamente tenha passado qualquer animal à frente da armadilha. Isso faz com que os filmes se esgotem em poucos dias, comprometendo a coleta de dados. Para evitar que isso acontecesse, o sensor S2 foi introduzido nos modelos de armadilhas mais recentes para, quando sensibilizado (junto com S1), bloquear os disparos, compondo um sistema bloqueador de falsos disparos. No entanto, para que o mecanismo funcione bem, é recomendável ajustar a sensibilidade de S2 mais fina que de S1, de forma que, quando ocorrer uma pequena variação microclimática, apenas S2 seja acionado, bloqueando os disparos. Quando um animal, com tamanho corpóreo capaz de sensibilizar S1 passar à frente da armadilha, o disparo acontece e o animal é registrado. Para as armadilhas instaladas em áreas abertas, o equipamento foi programado com a sensibilidade de S2 mais fina que de S1. Para os ambientes de mata, onde os falsos disparos são menos frequentes, as sensibilidades foram igualadas.

Mesmo com a tecnologia criada para minimizar os falsos disparos, as armadilhas eventualmente apresentam este problema. Portanto, além do ajuste dos sensores, para evitar que a máquina disparasse fotos sequenciais, diminuindo o desperdício de poses nos filmes fotográficos, as armadilhas foram programadas para que o tempo mínimo entre dois disparos fosse de 1 minuto.

Para a escolha dos pontos definitivos de instalação das câmeras no campo, foi feito um reconhecimento da área no início do período de 10 a 20 de junho de 2008. Os pontos definitivos diferiram em certa medida dos pontos pré-selecionados pela imagem devido à

dificuldade de acesso ou não consentimento do proprietário da área para a instalação. Todas as armadilhas foram instaladas em propriedades particulares, nos remanescentes de vegetação nativa das fazendas, ou seja, em áreas de reserva legal ou área de preservação permanente (APP). Os pontos exatos de instalação foram selecionados próximos às passagens de animais, identificadas com a ajuda de um guia local experiente. Em cada sítio foram instaladas três armadilhas, bem próximas entre si. Desta forma, os dados obtidos em cada sítio representam a soma dos registros obtidos pelas três câmeras.

De junho de 2008 a janeiro de 2009, foram feitas seis visitas a campo, sendo a campanha 1 (10 a 20 de junho de 2008) destinada ao reconhecimento da área e instalação inicial das armadilhas. Nas campanhas 2 (17 a 22 de julho), 3 (28 de agosto a 01 de setembro), 4 (10 a 13 de outubro) e 5 (29 de novembro a 02 de dezembro) foram efetuadas vistorias nas armadilhas para troca de filmes, pilhas e eventuais substituições das câmeras que apresentassem problemas de funcionamento. Na campanha 6 (13 a 15 de janeiro de 2009) houve a remoção de todo o equipamento e coleta do último conjunto de dados. Ao todo, as câmeras foram mantidas em campo por 218 dias. Algumas armadilhas tinham filmes e pilhas esgotados antes do retorno a campo para a reposição dos mesmos, o que diminuiu o tempo de exposição das câmeras, ou seja, o esforço de amostragem.

O esforço real foi calculado pelo tempo em que as armadilhas estiveram de fato funcionando em campo. Nos casos de esgotamento das poses, o esforço foi calculado subtraindo a data do primeiro registro do período (t_{inicial} = foto de teste tirada no dia da troca de filmes e pilhas) da data do último registro (t_{final}) mais um. Já no caso de esgotamento de pilhas, não era possível inferir a data em que o equipamento parou de funcionar. Para estes casos, portanto, foi padronizado um esforço de 15 armadilhas-dia, que corresponde à cerca

da metade do esforço previsto entre uma campanha e outra, ou seja, supondo que as pilhas durassem 15 dias.

Este cálculo foi feito como uma tentativa de contabilizar o tempo de funcionamento destas câmeras sem subestimar ou superestimar o esforço de coleta

Todos os filmes foram revelados e digitalizados e os dados de ocorrência, incluindo a espécie registrada, coordenadas do registro e data e hora (armazenados em relatórios de registros ou impressos nas próprias fotos), foram passados para planilhas eletrônicas no programa Microsoft Excel 2007. Os animais registrados nas fotos foram identificados até o nível de espécie com o auxílio da literatura científica (Emmons, 1997; Reis et al., 2006 e Cubas et al., 2007) ou, nos casos mais complicados, com a ajuda de especialistas. Foram usados apenas os registros de mamíferos de médio e grande porte, aqui considerados os mamíferos terrestres não voadores, além dos registros eventuais de mamíferos arborícolas e de hábito semi-aquático, desde que o peso médio fosse superior a 1 kg (Emmons, 1987).

Para todas as análises, foram descartados os registros seqüenciais, ou seja, aqueles que fossem obtidos no mesmo dia, pela mesma câmera, com diferença de menos de uma hora do registro anterior da mesma espécie. Os registros não seqüenciais foram considerados independentes.

2.3 Composição, riqueza e frequência de ocorrência de espécies

Primeiramente, todas as espécies de mamíferos de médio e grande porte registradas nos oito sítios de amostragem foram reunidas em uma lista de espécies, apontando a presença ou ausência em cada sítio, com respectivo número de registros independentes. A partir destes dados, foi elaborado um histograma de distribuição de frequências de espécies, ordenado da espécie mais frequente a menos frequente. Conforme sugerido por Srbeck-

Araújo & Chiarello (2005), o sucesso de captura foi calculado a partir do número total de registros independentes obtidos dividido pelo esforço amostral, multiplicado por 100. O sucesso foi calculado por sítio e para a área de estudo como um todo.

A riqueza potencial de espécies na região e a riqueza esperada em cada sítio foram estimadas por meio de uma curva de acumulação de espécies, usando métodos não paramétricos para a estimativa de riqueza. Primeiramente, foram utilizados os estimadores Chao 1, Chao 2 e Jackknife 1 com 1.000 aleatorizações, disponíveis no programa EstimateS (Colwell, 2006). Dentre estes, foi selecionado aquele que apresentasse o menor desvio-padrão para ser apresentado como resultado.

Uma curva de acumulação de espécies apresenta o número cumulativo de espécies registradas em um determinado local, em função de alguma medida de esforço para encontrá-las, que pode ser expressa em número de indivíduos coletados ou em uma unidade de amostragem como horas de observação, biomassa amostrada ou armadilhas-dia, por exemplo (Colwell & Coddington, 1994). Neste caso, a unidade de esforço amostral foi expressa em armadilhas-dia e a menor unidade de esforço para as curvas por sítio foi de três armadilhas-dia, o correspondente a um dia de amostragem em que as três armadilhas estivessem funcionando. Para as análises de riqueza total da região, ou seja, incluindo os oito sítios, os esforços amostrais de cada sítio foram somados, assim como os registros das espécies, computados por dia de amostragem. A riqueza total estimada foi comparada a inventários anteriores da mastofauna de médio e grande porte do Cerrado.

Para comparar a riqueza de espécies entre sítios, foi necessário usar uma técnica de rarefação (Margurran, 1988), usada para calcular o número de espécies esperado em cada amostra, caso todas as amostras tivessem um tamanho padrão. Para aplicar a técnica foi

usado o programa *Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis – PAST* v. 1.82b (Hammer et al., 2001).

A fim de calcular a similaridade qualitativa entre os sítios de amostragem, ou seja, entre a composição de espécies de cada sítio, foi calculado o índice de Sorensen para cada par de sítios, segundo a fórmula:

$$C_s = 2j/(a+b)$$

Onde, j é o número de espécies comum a ambos os sítios, a é o número de espécies encontrado no sítio A e b , o número de espécies encontrado no sítio B (Margurran, 1988).

2.4 Padrão geral de atividade da comunidade

As armadilhas fotográficas dispõem de relatório de registros, contendo data e hora da sequência de disparos ou, no caso dos modelos mais antigos, um intervalômetro nas máquinas fotográficas analógicas, gerando a impressão de data e hora no próprio filme. Desta forma, foi possível armazenar essas informações, com exceção das fotos cujos números ficaram ilegíveis, em virtude da luminosidade do ambiente no momento do disparo. Do total de registros de cada espécie, foram usados apenas aqueles considerados independentes.

Todas as câmeras foram programadas para funcionarem continuamente ao longo de todo o dia. Para descrever o padrão geral de atividade das espécies de mamíferos de médio e grande porte e responder se é válido, para posteriores levantamentos semelhantes, manter o equipamento funcionando por 24 horas, os registros fotográficos de todas as espécies, obtidos em todos os sítios de amostragem foram classificados em 12 períodos de 2 em 2 horas: 06:00 às 07:59h; 08:00 às 09:59h; 10:00 às 11:59h, e assim sucessivamente. Foi analisado então o padrão de distribuição da frequência de registros fotográficos ao longo do

dia, observando os horários de maior e menor sucesso de captura, supostamente horários de pico e queda na atividade da comunidade respectivamente. Foi observado ainda se houve ausência de registros em algum período e se houve diferença entre o sucesso de captura no período diurno (06:01 às 17:00) e noturno (17:01 às 06:00h).

3 RESULTADOS

3.1 Composição, riqueza e frequência de ocorrência de espécies

Nos oito sítios amostrados foram obtidos 1.243 registros, para um esforço amostral de 3.302 armadilhas-dia ou 79.248 horas. Deste total, 841 foram identificados como espécies selvagens de mamíferos terrestres não voadores com peso médio acima de 1kg. Outros 125 registros foram excluídos por serem sequenciais restando, desta forma, 716 para análise. Assim, o sucesso de captura do estudo foi de 21,68% $((716/3.302)*100)$. Os demais registros excluídos das análises foram: 182 de aves, 140 de mamíferos domésticos, um registro de lagarto, um de morcego, 14 de pequenos roedores e 64 de espécies não identificadas (muito em função da má qualidade da foto, distância do animal em relação à câmera ou da posição em que o animal foi fotografado). Os pequenos roedores, aves, o lagarto e o morcego não foram identificados, por não serem objeto de interesse deste estudo, motivo pelo qual tais registros foram descartados da amostra total.

O levantamento totalizou 28 espécies de mamíferos terrestres selvagens, não-voadores, de médio e grande porte, pertencentes a oito ordens (Tabela 1).

Tabela 1: Lista de espécies registradas no município de Água Boa (MT) e n° de registros independentes obtidos para cada espécie em cada sítio amostrado, de acordo com Wilson & Reeder (1993).

TAXON	Nome popular	Nome e n° dos sítios/n° de registros independentes							
		Araguaia 1 (sítio 1)	Araguaia 2 (sítio 2)	Waldir Pezine (sítio 3)	Cristo Redentor (sítio 4)	Camargo Soares (sítio 5)	Marcos Thoma (sítio 6)	Luizinho (sítio 7)	Damião (sítio 8)
DIDELPHIMORPHIA									
<i>Didelphis albiventris</i>	gambá	6	1		13			18	
PILOSA									
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	10	8	3	5	5	20	1	4
<i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-mirim			1	3	1			
CINGULATA									
<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peba			2		2			5
<i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra		1		2				
<i>Dasybus novemcinctus</i>	tatu-galinha			1	37				
<i>Dasybus kappleri</i>	tatu-de-quinze-quilos			1	2				
PRIMATES									
<i>Cebus libidinosus</i>	macaco-prego				2			4	
CARNIVORA									
<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaritica	1			2				8
<i>Puma concolor</i>	suçuarana	1	1		2	1			5
<i>Puma yagouaroundi</i>	gato-mourisco	1							1
<i>Panthera onca</i>	onça-pintada	2							
<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato		3	1					1
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará	2	3						
<i>Pseudalopex vetulus</i>	raposa-do-campo		1	1					

TAXON	Nome popular	Nome e n° dos sítios/n° de registros independentes							
		Araguaia 1 (sítio 1)	Araguaia 2 (sítio 2)	Waldir Pezine (sítio 3)	Cristo Redentor (sítio 4)	Camargo Soares (sítio 5)	Marcos Thoma (sítio 6)	Luizinho (sítio 7)	Damião (sítio 8)
<i>Eira barbara</i>	irara	1	5		1			2	3
<i>Nasua nasua</i>	quati	19	9	4	17	7	37	7	3
<i>Procyon cancrivorus</i>	mão-pelada		1		1				4
PERISSODACTYLA									
<i>Tapirus terrestris</i>	anta	44	10	4	6	17	11	32	6
ARTIODACTYLA									
<i>Pecari tajacu</i>	cateto	7	12			7		1	4
<i>Tayassu pecari</i>	queixada	8	4			10			
<i>Blastocerus dichotomus</i>	cervo-do-pantanal	4	6	1					
<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro	14				5			1
<i>Mazama gouazoubira</i>	veado-catingueiro			2	6				7
<i>Ozotocerus bezoarticus</i>	veado-campeiro		1	4					
RODENTIA									
<i>Cuniculus paca</i>	paca	10	2		18		31	9	
<i>Dasyprocta azarae</i>	cutia	8	8		40	4	11	8	
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	capivara		9				2	2	

Além das espécies listadas na Tabela 1, foi observada pessoalmente a ocorrência de *Speothos venaticus* (cachorro-do-mato-vinagre) em Água Boa, durante o acompanhamento do projeto de monitoramento da espécie pelo Centro Nacional de Pesquisas para a Conservação de Predadores Naturais - CENAP/ICMBIO.

As espécies de mamíferos domésticos registradas foram cão doméstico (*Canis familiaris*), cavalo (*Equus caballus*), boi (*Bos taurus*) e porco doméstico (*Sus scrofa*) com 11, 3, 112 e 14 registros, respectivamente. Com exceção do sítio 8, todos os sítios apresentaram ocorrência de espécies domésticas (Tabela 2).

Tabela 2: Frequência de registros de espécies domésticas de mamíferos nos sítios de amostragem em Água Boa, MT.

sítio	Nº registros			
	<i>Canis familiaris</i>	<i>Equus caballus</i>	<i>Bos taurus</i>	<i>Sus scrofa</i>
1				14
2			7	
3	9	3	32	
4	1		2	
5			24	
6	1		32	
7			15	
8				

A única compilação de espécies de mamíferos específica para o Cerrado aponta a ocorrência de 47 espécies de médio e grande porte para o bioma (Marinho-Filho et al., 2002), ou seja, com peso médio maior que 1 kg. Existem outras compilações para todo o Brasil (Fonseca et al., 1996; Reis et al., 2006), mas dessas, apenas Fonseca et al. (1996) apresentam informações sobre a ocorrência em biomas. Na referida lista constam 46 espécies de mamíferos de médio e grande porte para o Cerrado, incluindo as semi-aquáticas (n = 3) e arborícolas (n = 5). Considerando ambas as listas como o conjunto regional de

espécies, o presente estudo obteve uma riqueza observada que corresponde a 59,6% da lista de Marinho-Filho et al. (2002) e 60,9% de Fonseca et al. (1996). Desconsiderando as espécies semi-aquáticas e arborícolas, tanto das listas compiladas, quanto deste levantamento, o percentual sobe para 68,4% das espécies presentes em Fonseca et al. (1996) e 66,7% das listadas em Marinho-Filho et al (2002). Outros levantamentos de mamíferos de médio e grande porte realizados com armadilhas fotográficas em outras regiões do Cerrado mostraram riquezas menores de espécies, incluindo um estudo com maior esforço amostral (e.g. Juarez, 2008). Silveira et al. (2003) no Parque Nacional das Emas registraram 17 espécies com esforço de 1.849 armadilhas-dia. Ciocheti (2007), em levantamento realizado no Cerrado de São Paulo, também encontrou 17 espécies, durante um período de um ano e meio de amostragem, não tendo porém informado o esforço de coleta. Outro estudo realizado em três Unidades de Conservação do DF, registrou 24 espécies com esforço de 9.502 armadilhas-dia (Juarez, 2008). Santo-Filho & Silva (2002) na Estação Ecológica Serra das Araras (MT) e Trolle et al. (2006) em Lagoa Santa (MG) também fizeram levantamentos com armadilhas fotográficas, obtendo 17 e 13 espécies, respectivamente. Cáceres et al. (2007), em área de transição entre Cerrado e Mata Atlântica, no entorno do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (MS), mas usando outros métodos de amostragem, encontraram 32 espécies, sendo 27 estritamente terrestres. O único estudo realizado próximo à região amostrada, na Reserva Biológica Municipal Mário Viana, município de Nova Xavantina, divisa com Água Boa (MT), apresentou uma lista de ocorrência com 29 espécies (Rocha & Dalponte, 2006). O levantamento, no entanto, foi feito por meio de censos visuais em transeções e contagem de pegadas e incluiu na lista de espécies ocorrências registradas em estudos anteriores. A Tabela 3 sumariza todos os estudos citados, incluindo alguns exemplos de levantamentos de mamíferos de médio e

grande porte realizados na Mata Atlântica. Para efeito de comparação, foram quantificadas e expostas na tabela, espécies de médio e grande porte estritamente terrestres, para as quais o método de amostragem por armadilhas fotográficas é mais eficiente na detecção (Silveira et al. 2003; Lyra-Jorge et al, 2008).

Tabela 3: Listagem de estudos de mamíferos de médio e grande porte realizados no Cerrado com armadilhas-fotográficas e outros métodos e alguns estudos com armadilhas-fotográficas realizados na Mata Atlântica.

Método	Bioma	UC	Município (UF)	Uso isca	Esforço (arm.-dia)	Riqueza*	Conjunto Cerrado (%)**	Autores
camera-trap	Ce	-	Água Boa (MT)	não	3302	26	66.67	Bacellar-Schittini
camera-trap	Ce	ESECAE, PNB e APA GCV	Brasília (DF)	sim	9502	23	58.97	Juarez (2008)
camera-trap	Ce	PARNA Emas	Mineiros (GO)	NI	1035	17	43.59	Silveira et al. (2003)
camera-trap	Ce	dentro e fora (EE Jataí, PE de Vassununga)	Santa Rita do Passa Quatro e Luiz Antônio (SP)	NI	NI	16	41.03	Ciocheti (2007)
camera-trap	Ce	EE Serra das Araras	Porto Estrela (MT)	sim	560	17	43.59	Santos-Filho & Silva (2002)
camera-trap	Ce	-	Lagoa Santa (MG)	NI	NI	13	33.33	Trolle et al. 2006
outros	Ce	Rebio Mun. Mário Viana	Nova Xavantina (MT)	-	-	26	66.67	Rocha & Dalponte (2006)
outros	Ce/MA	entorno do PARNA Serra da Bodoquena	Bodoquena e Bonito (MS)	-	-	27(1)***	66.67	Cáceres et al. (2007)
camera-trap	MA	Est. Bio. Santa Lúcia	Santa Teresa (ES)	não	1849	11	-	Srbek-Araújo & Chiarello (2005)
camera-trap	MA	Est. Bio. Santa Lúcia	Santa Teresa (ES)	não	826	17	-	Srbek-Araújo & Chiarello (2007)
camera-trap	MA	Rebio Araras	Petrópolis (RJ)	sim	NI	9	-	Alves & Andriolo (2005)

Ce = Cerrado; MA = Mata Atlântica; NI = não informado.

*Número de espécies estritamente terrestres. Não inclui semi-aquáticas ou arborícolas.

**Considerando o total de 39 espécies estritamente terrestres.

***Entre as 27 espécies registradas, uma não ocorre no Cerrado.

A Figura 8 mostra a distribuição espacial dos estudos realizados no Cerrado ou ambientes de transição.

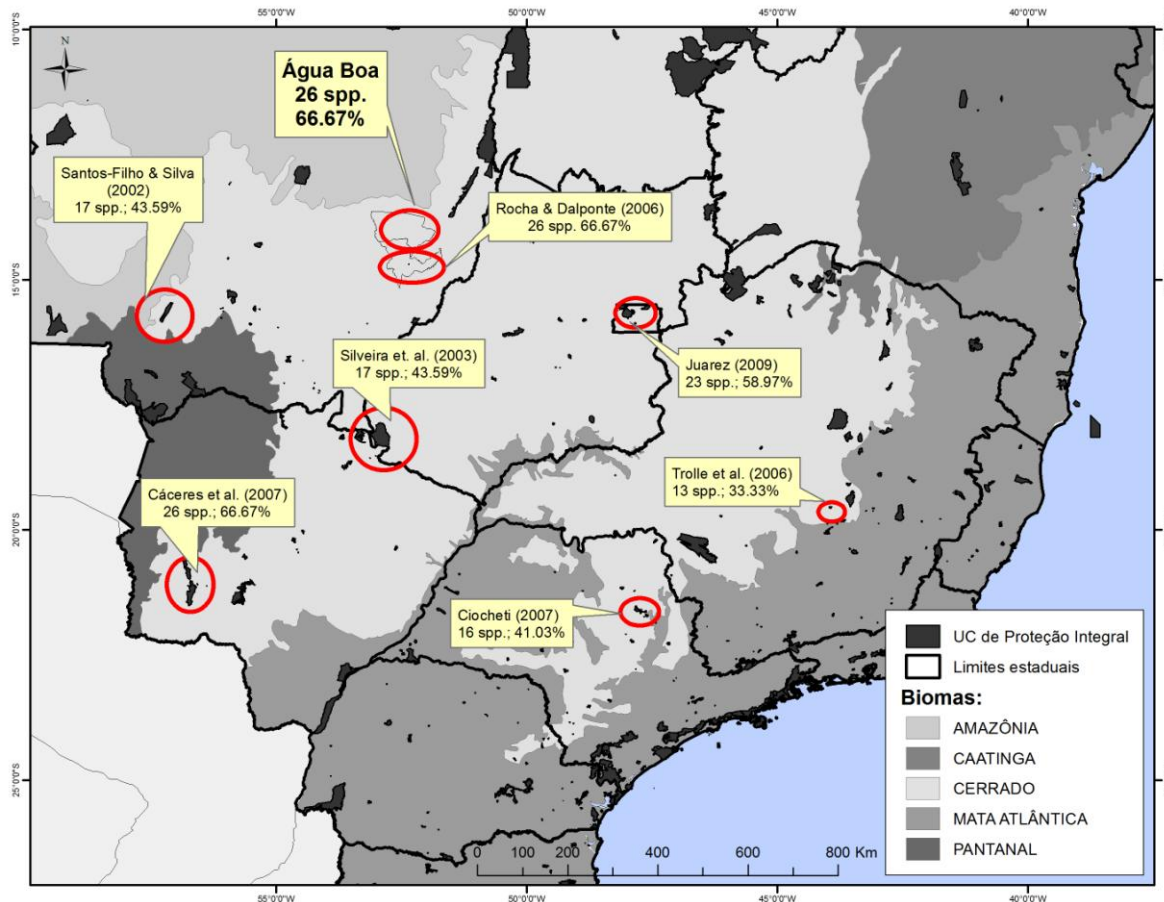


Figura 8: Levantamentos de mamíferos de médio e grande porte já realizados no bioma Cerrado, com destaque para o presente estudo, realizado em Água Boa, MT.

As espécies mais registradas em toda a região foram *Tapirus terrestris* (anta; n = 130), *Nasua nasua* (quati; n = 103), *Dasyprocta azarae* (cotia; n = 79), *Cuniculus paca* (paca; n = 70) e *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira; n = 56). Foram obtidos menos de 10 registros para 12 espécies, sendo nove registros para *Euphractus sexcinctus* (tatu-peba), seis registros para *Cebus libidinosus* (macaco-prego) e *Procyon cancrivorus*, (mão-pelada) cinco para *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato), *Chrysocyon brachyuris* (lobo-guará), *Ozotoceros bozoarticus* (veado-campeiro) e *Tamandua tetradactyla* (tamanduá-mirim), três para o *Dasypus kappleri* (tatu-de-quinze-quilos) e *Priodontes*

maximus (tatu-canastra) e apenas dois registros para *Panthera onça* (onça-pintada), *Pseudalopex vetulus* (raposa-do-campo) e *Puma yagouaroundi* (gato-mourisco). A Figura 9 mostra as espécies ordenadas de acordo com o número de registros obtidos.

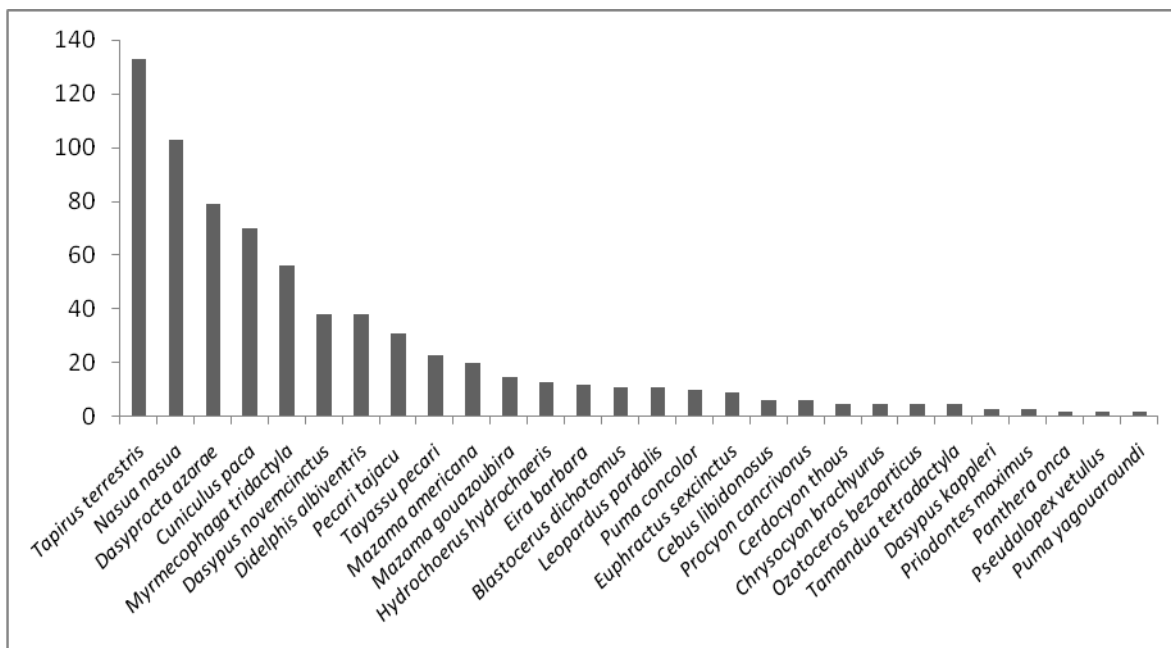


Figura 9: Distribuição de frequência do número de registros de espécies encontradas nos oito sítios de amostragem em Água Boa, MT.

As espécies mais frequentes nos sítios de amostragem foram anta (*Tapirus terrestris*), quati (*Nasua nasua*) e tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), tendo sido encontradas nos oito sítios amostrados (frequência = 1,0), seguidas de cutia (*Dasyprocta azarae*), encontrada em seis sítios (frequência = 0,75) e paca (*Cuniculus paca*), irara (*Eira barbara*), cateto (*Pecari tajacu*) e suçuarana (*Puma concolor*), todos encontrados em cinco dos oito sítios (frequência = 0,63). A espécie menos frequente nos sítios foi a onça-pintada (*Panthera onca*), registrada apenas em um dos sítios (frequência = 0,13). Também pouco frequentes foram o macaco-prego (*Cebus libidinosus*), lobo-guará

(*Chrysocyon brachyurus*), raposa-do-campo (*Pseudalopex vetulus*), gato-mourisco (*Puma yagouaroundi*), tatu-canastra (*Priodontes maximus*), tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), tatu-de-quinze-quilos (*Dasypus kappleri*) e veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*), com ocorrência em apenas dois sítios.

As curvas de acumulação de espécies, estimadas para toda a região e para cada sítio (um a oito) são mostradas, respectivamente, nas Figuras de 10 a 18. A menor unidade de esforço amostral foi de três armadilhas-dia, que correspondem a um dia de amostragem com três armadilhas funcionando. Apesar de algumas armadilhas terem parado de funcionar devido à falta de pilhas ou filme, os dados foram ajustados, de forma que os novos registros fossem computados a cada três armadilha-dia, padronizando assim a unidade de esforço nas curvas de acumulação de espécies, com exceção da curva para toda a região de Água Boa, na qual foi computado o número de espécies por dia de coleta (Figura 10).

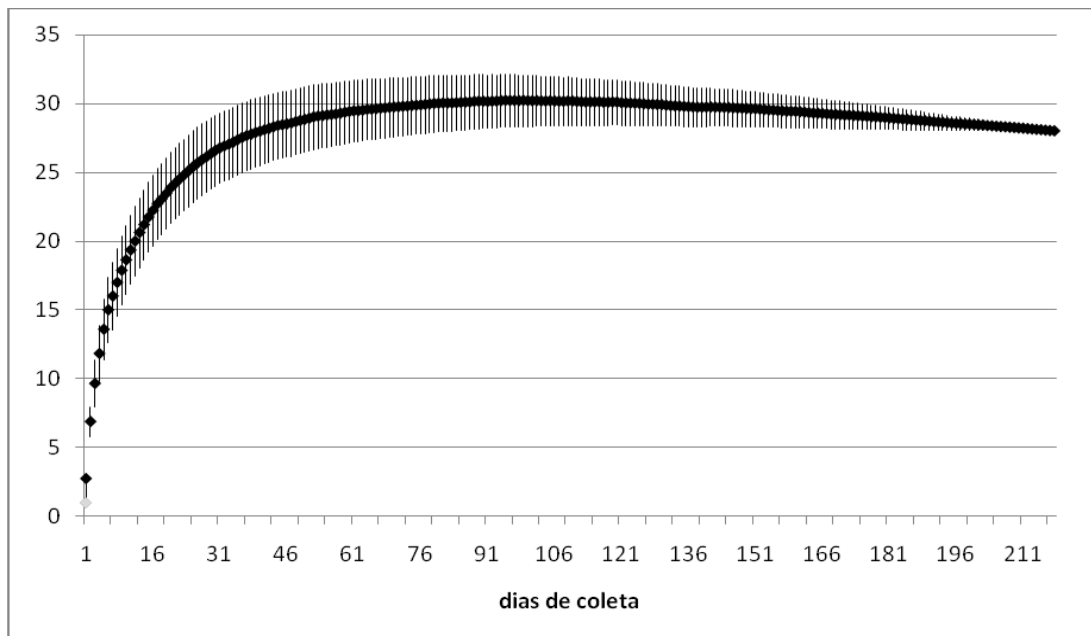


Figura 10: Curva de acumulação de espécies para o município de Água Boa, usando o método não-paramétrico de estimativa de riqueza, Jackknife 1, de acordo com o esforço amostral por dia de coleta. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.

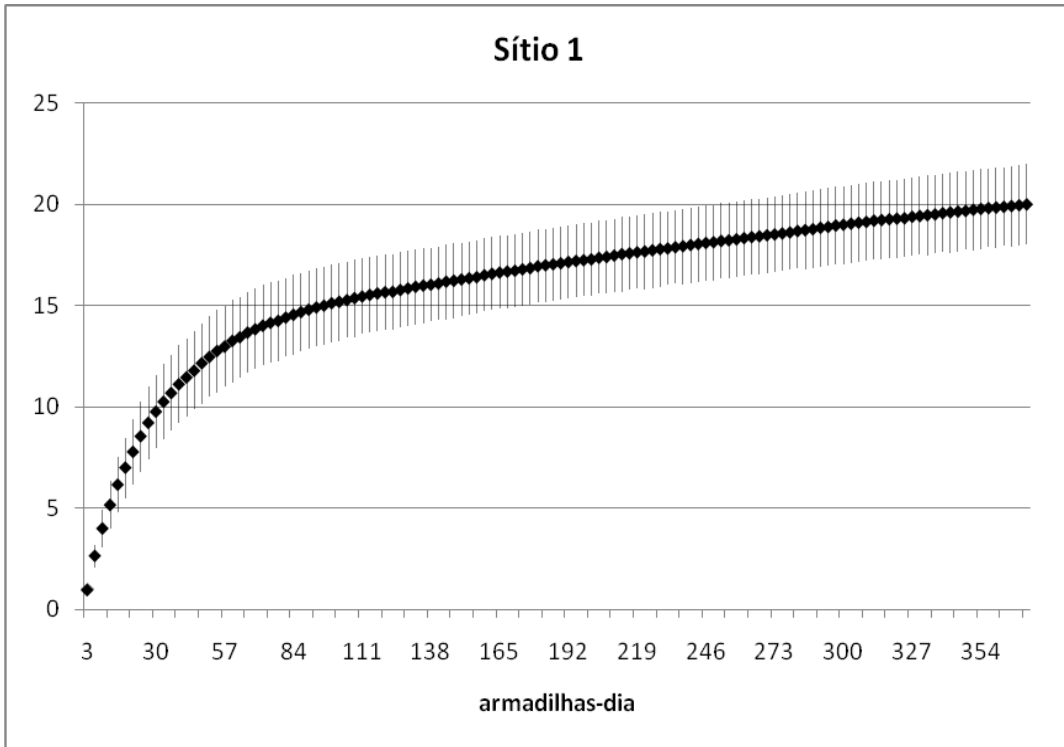


Figura 11: Curva de acumulação de espécies para o sítio 1, usando o método não-paramétrico de estimativa de riqueza, Jackknife 1, de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.

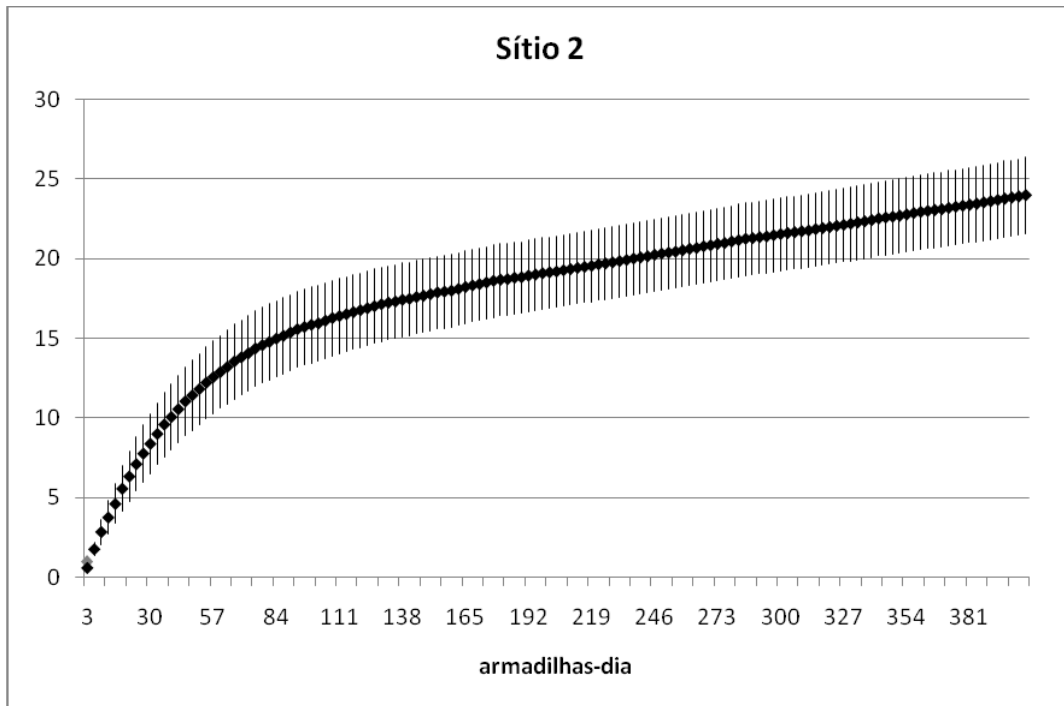


Figura 12: Curva de acumulação de espécies para o sítio 2, usando o método não-paramétrico de estimativa de riqueza, Jackknife 1, de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.

o desvio padrão dos valores estimados.

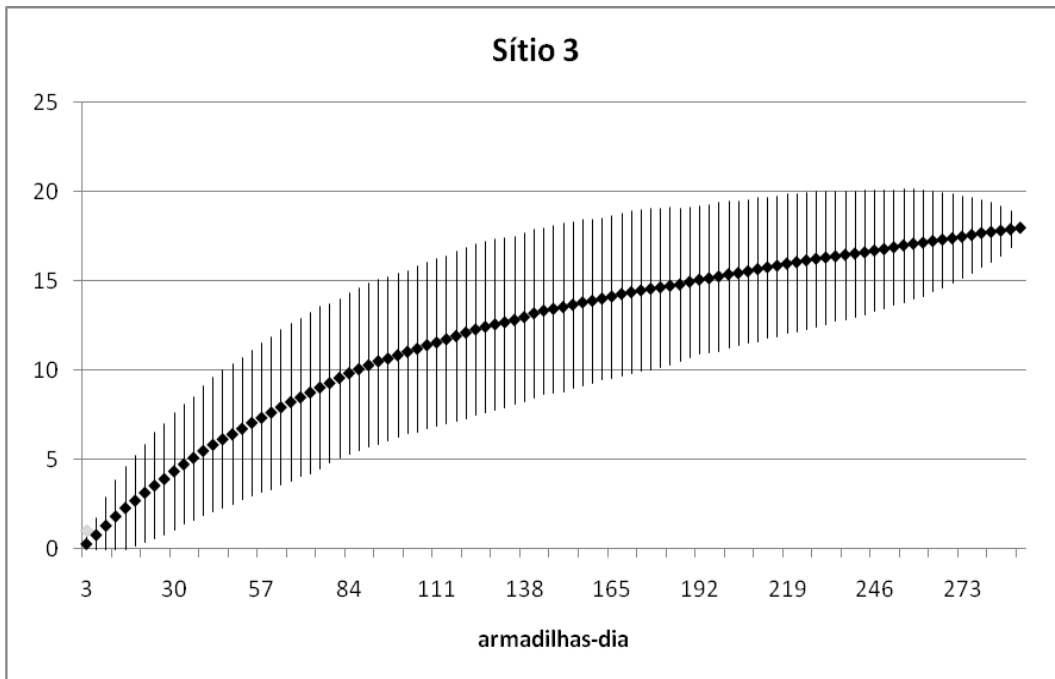


Figura 13: Curva de acumulação de espécies para o sítio 3, usando o método não-paramétrico de estimativa de riqueza, Jackknife 1, de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.

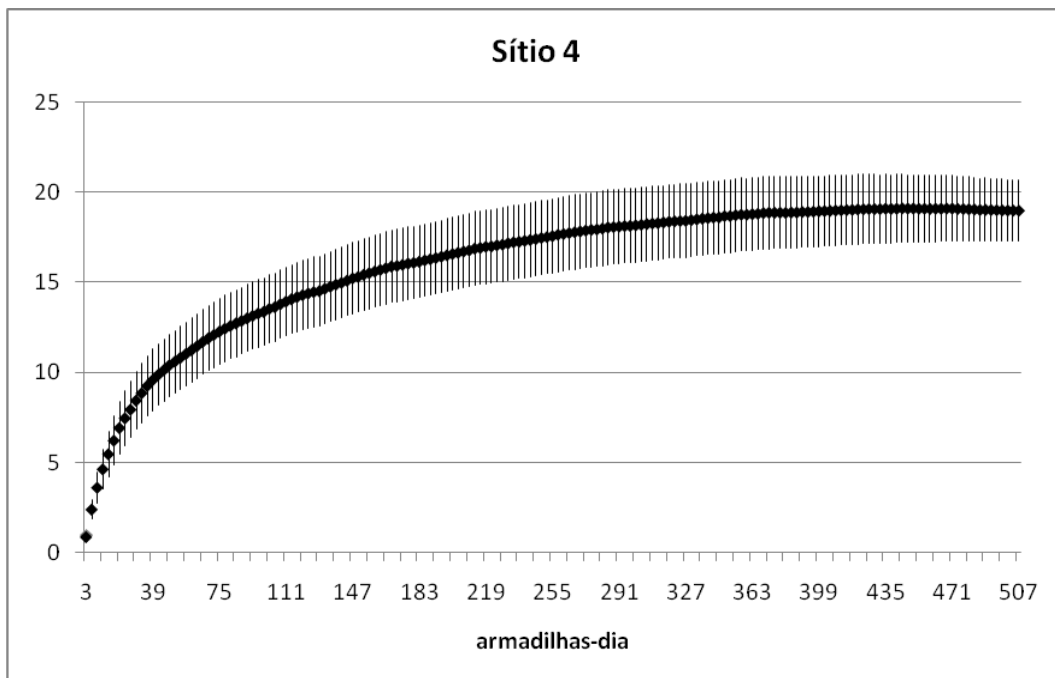


Figura 14: Curva de acumulação de espécies para o sítio 4, usando o método não-paramétrico de estimativa de riqueza, Jackknife 1, de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.

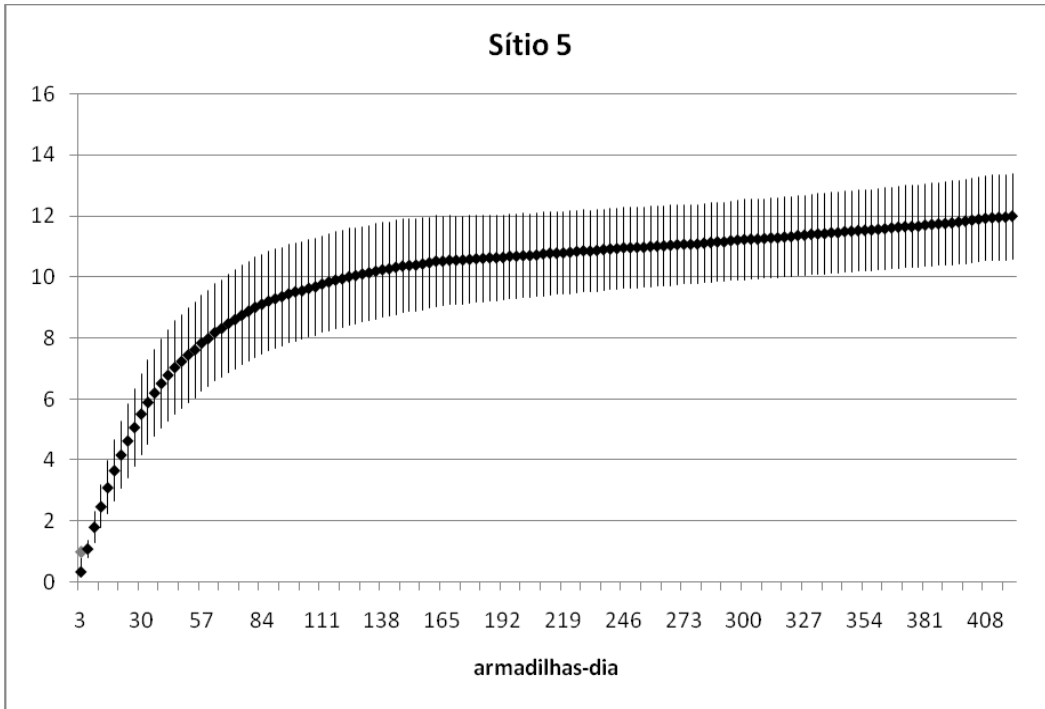


Figura 15: Curva de acumulação de espécies para o sítio 5, usando o método não-paramétrico de estimativa de riqueza, Jackknife 1, de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.

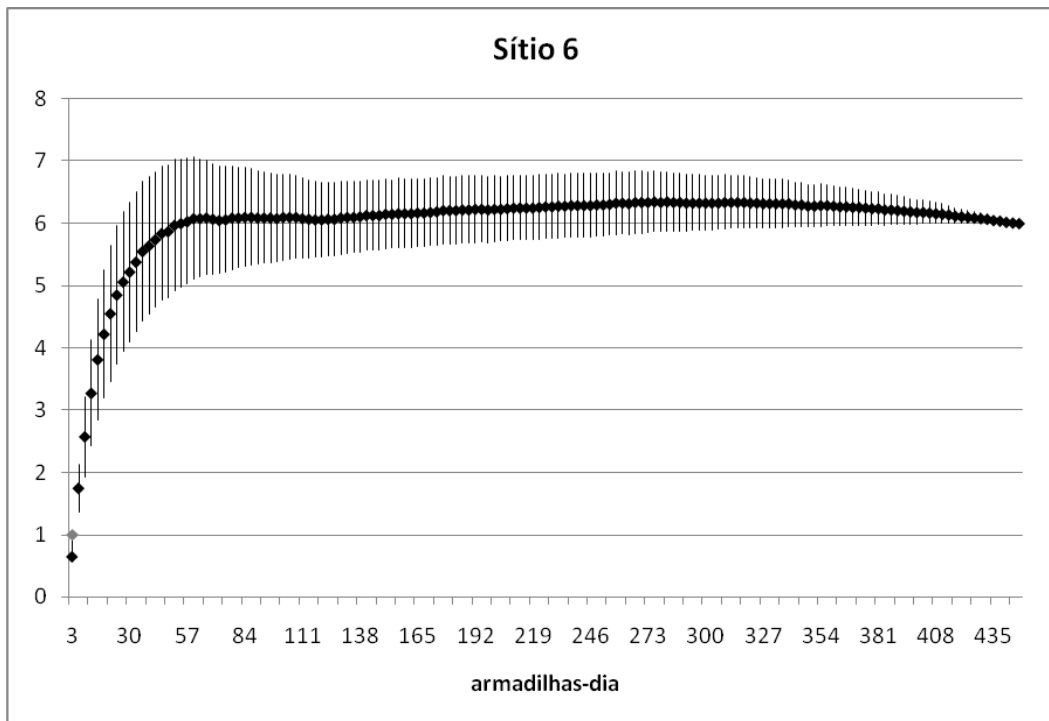


Figura 16: Curva de acumulação de espécies para o sítio 6, usando os método não-paramétrico de estimativa de riqueza, Jackknife 1, de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.

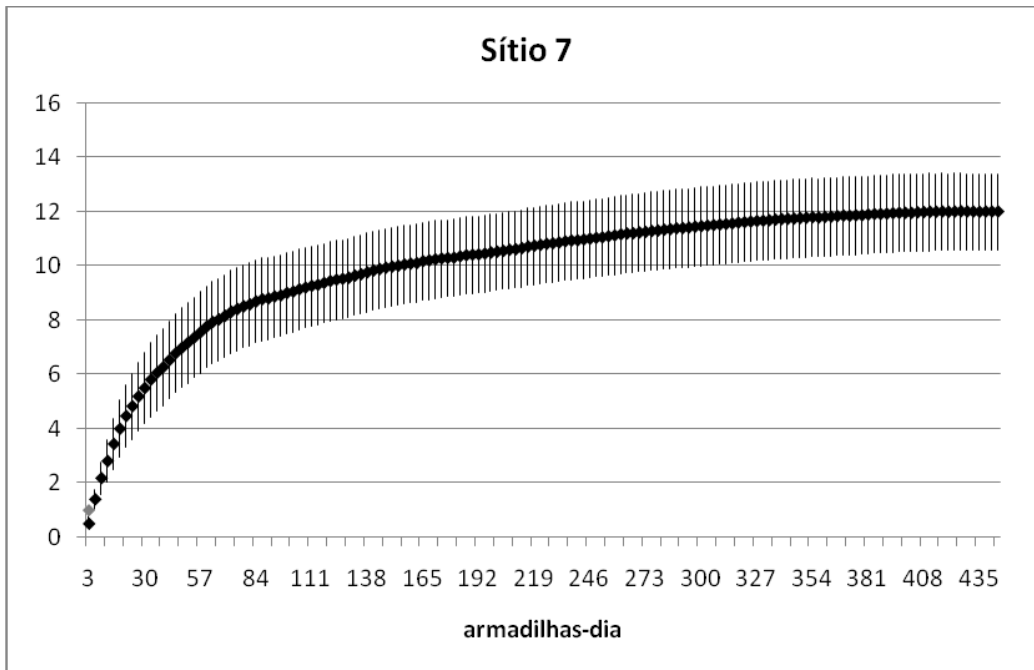


Figura 17: Curva de acumulação de espécies para o sítio 7 usando o método não-paramétrico de estimativa de riqueza, Jackknife 1, de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.

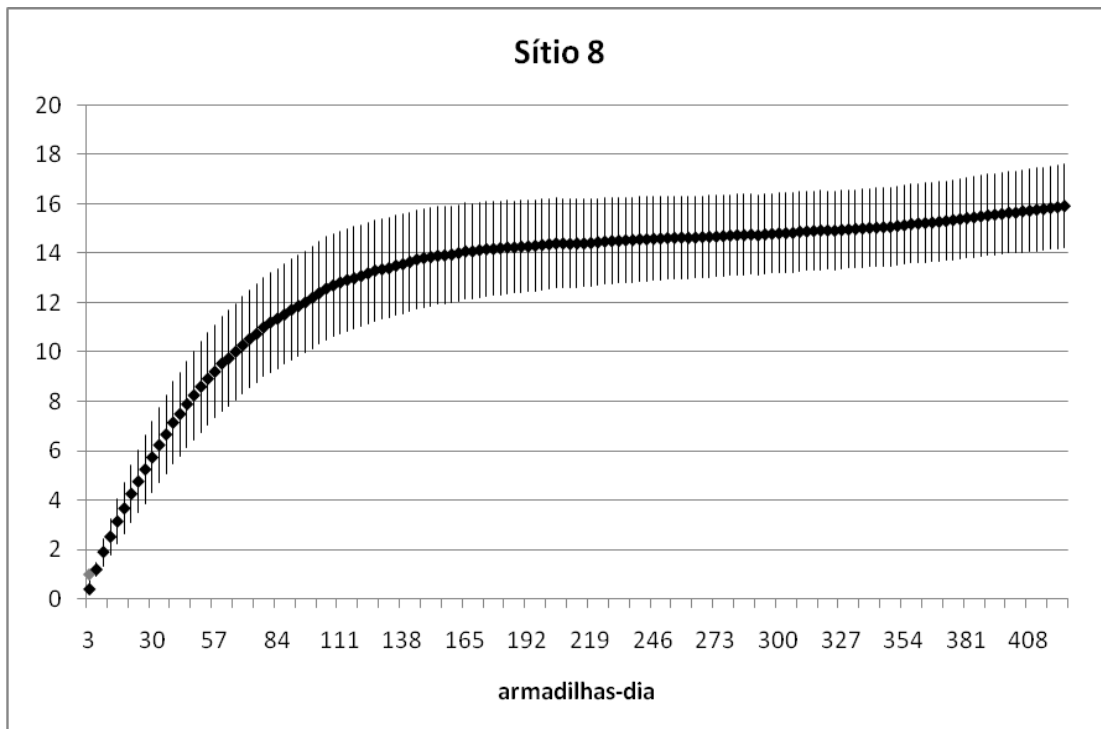


Figura 18: Curva de acumulação de espécies para o sítio 8 usando o método não-paramétrico de estimativa de riqueza, Jackknife 1, de acordo com o esforço amostral. As linhas verticais indicam o desvio padrão dos valores estimados.

A curva de acumulação de espécies para toda a região de estudo, estabilizou-se com um esforço de 214 dias de coleta, o que significa que a amostragem para toda a região foi representativa da riqueza regional.

Para as análises de cada sítio em separado, observa-se que as curvas que chegaram mais próximas a uma assíntota se referem aos sítios 4, 5 e 7, cujos valores da riqueza observada aproximaram-se da riqueza estimada (tabela 4). A curva do sítio 6 foi a única que se estabilizou por completo, com um esforço em torno de 420 armadilhas-dia. Todas as demais curvas não se estabilizaram, indicando que mais espécies poderiam ser esperadas caso os estudos se prolongassem.

Tabela 4: Riqueza de espécies observada e estimada, segundo o estimador Jackknife 1, para os oito sítios de amostragem no município de Água Boa, MT, e quantidade de registros únicos (*singletons*) e duplos (*doubletons*) de espécies.

Sítio	S_{obs} (riqueza observada)	Jackknife 1 (desvio-padrão)	singletons	doubletons
1	16	19,97 (± 1,96)	4	2
2	18	23,96 (± 2,39)	6	1
3	12	17,94 (± 2,36)	6	2
4	16	18,98 (± 1,71)	2	5
5	10	11,99 (± 1,4)	2	1
6	6	6 (± 0)	0	1
7	10	11,99 (± 1,4)	2	2
8	13	15,98 (± 1,71)	3	0

Os sítios 2 e 3 tiveram seis espécies registradas apenas uma vez (*singletons*). Para o sítio 3, este número representa a metade do total de espécies. O sítio 1 também apresentou um número considerável de espécies com apenas um registro ($n = 4$; 25%). O único sítio, no qual todas as espécies foram registradas mais de uma vez foi o sítio 6, tendo apresentado uma espécie com apenas dois registros (*doubletons*).

Devido ao esgotamento das pilhas ou dos filmes fotográficos, antes do retorno ao campo para a reposição dos mesmos, os esforços variaram muito entre os sítios. O esforço máximo, caso as três armadilhas estivessem funcionando durante todo o tempo de duração do levantamento, seria de 654 armadilhas-dia ou o equivalente a 218 dias de amostragem. No entanto, o esforço total de cada sítio variou entre 291 (sítio 3) e 507 armadilhas-dia (sítio 4) (Tabela 5).

Tabela 5: Esforço de amostragem, número de registros obtidos e sucesso de captura em cada sítio de coleta no município de Água Boa, MT.

n° sítio	esforço seca (armadilhas-dia)	esforço chuva (armadilhas-dia)	Total (armadilhas-dia)	Número de registros obtidos	Sucesso de captura (%)
1	243	128	371	139	37,47
2	260	144	404	85	21,04
3	172	119	291	28	9,62
4	303	204	507	157	30,97
5	265	153	418	59	14,11
6	257	189	446	112	25,11
7	239	202	441	84	19,05
8	267	157	424	52	12,26
Total	2006	1296	3302	716	21,68

Levando em conta o esforço amostral despendido, os sítios que obtiveram maior sucesso de captura foram o sítio 1, seguido dos sítios 4, 6 e 2, todos com sucesso superior a 20%. O sítio 3 foi o único sítio que apresentou sucesso de captura inferior a 10%. A Tabela 6 mostra o número de espécies esperado para cada sítio em relação aos diferentes tamanhos de amostra ou registros obtidos em cada um, como resultado da aplicação da técnica de rarefação.

Tabela 6: Riquezas de espécies estimadas para cada sítio, para diferentes tamanhos de amostra, como resultado da aplicação da técnica de rarefação.

Nº reg.	Riqueza estimada							
	sítio 1	sítio 2	sítio 3	sítio 4	sítio 5	sítio 6	sítio 7	sítio 8
27	10,02 (± 1,32)	12,22 (± 1,39)	11,78 (± 0,41)	9,20 (±1,41)	8,45 (± 0,89)	5,34 (±0,56)	7,40 (± 1,04)	11,15 (± 0,98)
51	12,36 (± 1,25)	15,29 (± 1,25)		11,75 (± 1,40)	9,71 (± 0,49)	5,70 (± 0,46)	8,89 (± 0,85)	12,94 (± 0,23)
58	12,80 (± 1,22)	15,92 (± 1,16)		12,29 (±1,37)	9,97 (± 0,18)	5,77 (± 0,42)	9,19 (± 0,76)	
83	14,04 (± 1,10)	17,86 (± 0,36)		13,81 (± 1,18)		5,93 (± 0,25)	9,98 (± 0,15)	
84	14,08(± 1,09)	17,9294 (± 0,26)		13,86 (±1,18)		5,94 (± 0,24)		
110	15,08 (± 0,85)			14,93 (± 0,90)		6,00 (± 0,01)		
138	15,97 (± 0,17)			15,69 (± 0,53)				
156				15,99 (± 0,11)				

Pelos resultados apresentados na Tabela 6, padronizando-se as amostras pelo sítio 3, cujo número total de registros foi o menor de todos os sítios (n=27), pode-se ordenar os sítios do mais ao menos rico da seguinte forma: 2, 3, 8, 1, 4, 5, 7 e 6.

Alguns sítios, embora semelhantes em termos de riqueza, diferiram em relação à composição de espécies. Os sítios 6 e 7 e os sítios 1 e 2 apresentaram similaridade superior

a 70% entre si. Os sítios mais dissimilares foram 3 e 7 e 6 e 8, com índices de 0,26 e 0,30, respectivamente (tabela 7).

Tabela 7: Similaridade qualitativa (índice de Sorensen) entre os sítios de amostragem no município de Água Boa, MT.

sítios	1	2	3	4	5	6	7	8
1	1	0,71	0,28	0,56	0,62	0,45	0,62	0,60
2	0,71	1	0,45	0,59	0,36	0,50	0,64	0,50
3	0,28	0,45	1	0,48	0,43	0,32	0,26	0,52
4	0,56	0,59	0,48	1	0,46	0,45	0,62	0,53
5	0,62	0,36	0,43	0,46	1	0,50	0,50	0,58
6	0,45	0,50	0,32	0,45	0,50	1	0,75	0,30
7	0,62	0,64	0,26	0,62	0,50	0,75	1	0,42
8	0,60	0,50	0,52	0,53	0,58	0,30	0,42	1

3.2 Padrão geral de atividade dos mamíferos de médio e grande porte

Dos 716 registros independentes obtidos no estudo, 696 tiveram o horário de registro identificado na foto. Os demais não puderam ser usados nas análises de padrão de atividade. Todos os registros válidos foram organizados em 12 períodos, de 2 em 2 horas, de acordo com o horário de obtenção da foto (Figura 19).

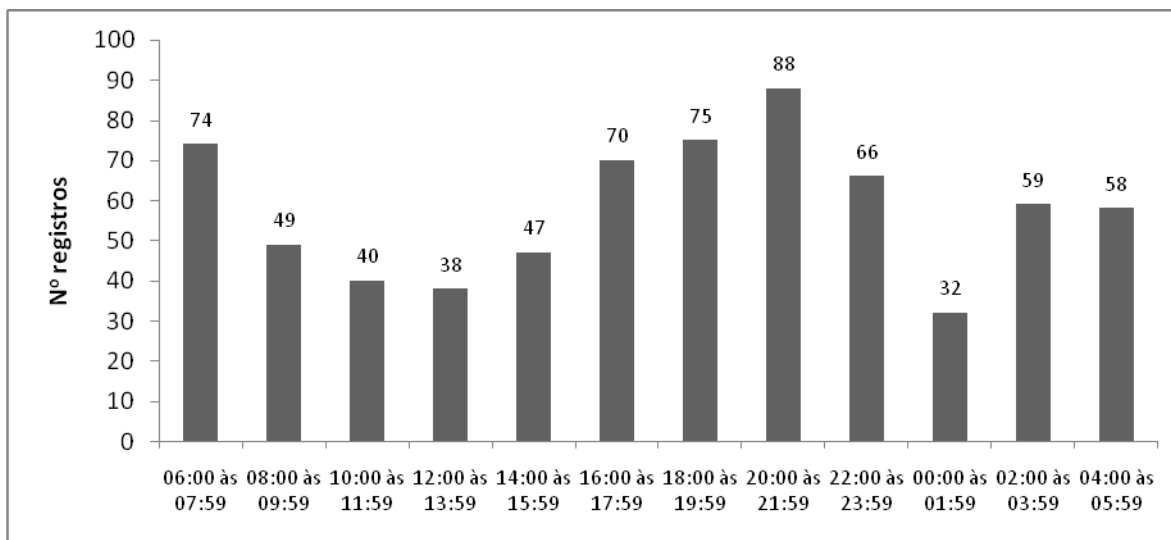


Figura 19: Distribuição de frequência de registros independentes de mamíferos de médio e grande porte ao longo do dia, no município de Água Boa, MT.

Para o padrão geral de atividade dos mamíferos de médio e grande porte foram observados picos de frequência de registros nas primeiras horas da manhã, no crepúsculo e início da noite. Em todos os períodos do dia foram obtidos registros, sendo os dois períodos com menor sucesso de captura de 00:00 às 01:59h e de 12:00 às 13:59h. Dos 696 registros válidos, 318 foram obtidos durante o dia (06:00 às 17:59h) e 378 à noite (18:00 às 05:59). Os registros de quati (*Nasua nasua*) representam 14,37% de toda a amostra. Eliminando da análise esta espécie, cujos hábitos são descritos como predominantemente diurnos (Emmons, 1997; Becker & Dalponte, 1999; Alves & Andriolo, 2005; Juarez, 2009), obtemos 220 registros diurnos contra 376 noturnos.

Foram também analisados, separadamente, os padrões de atividade de anta (*Tapirus terrestris*), quati (*Nasua nasua*) e tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), que estiveram entre as cinco espécies com maior sucesso de captura e apresentaram ocorrência em todos os oito sítios de amostragem (Figuras 20 a 22).

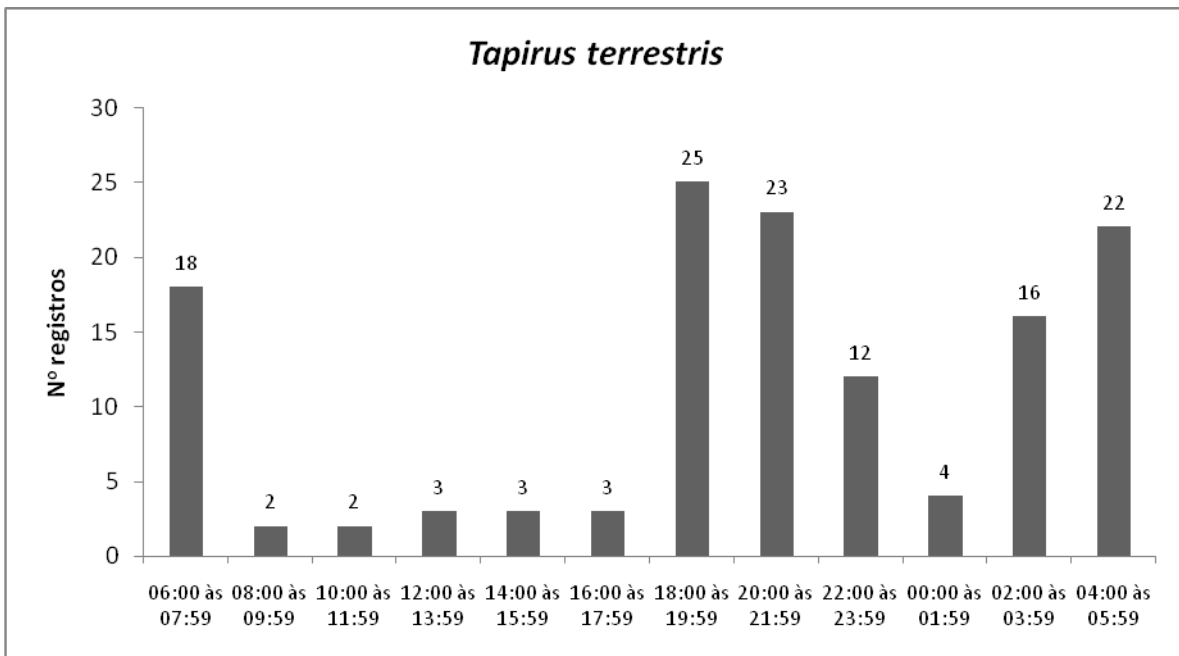


Figura 20: Padrão de atividade de anta (*Tapirus terrestris*), considerando todos os registros independentes em todos os sítios de amostragem no município de Água Boa, MT.

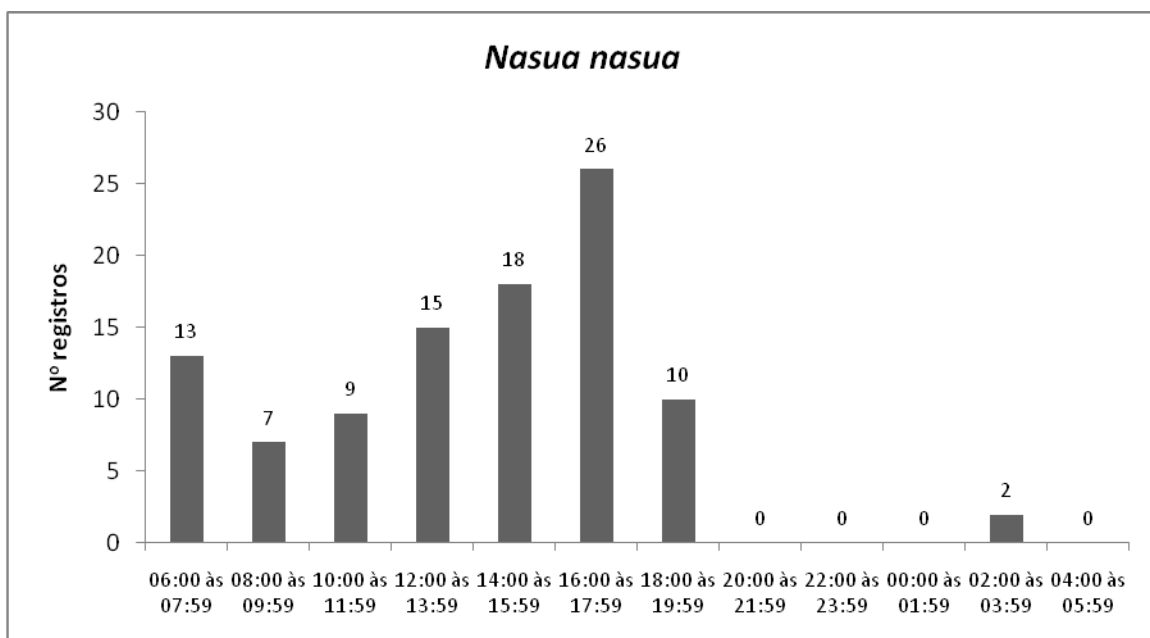


Figura 21: Padrão de atividade de quati (*Nasua nasua*), considerando todos os registros independentes em todos os sítios de amostragem no município de Água Boa, MT.

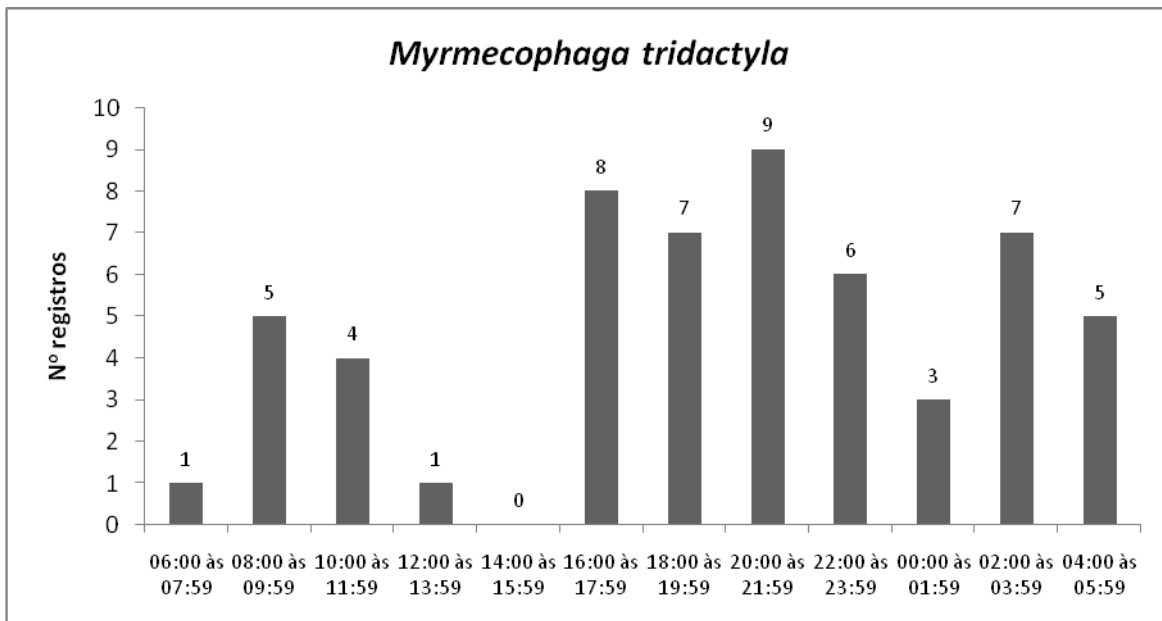


Figura 22: Padrão de atividade de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), considerando todos os registros independentes em todos os sítios de amostragem no município de Água Boa, MT.

Tapirus terrestris apresenta um padrão de atividade predominantemente crepuscular e noturno, que se estende até as primeiras horas da manhã. Os registros diurnos foram pouco frequentes.

O quati (*N. nasua*) apresenta um padrão inverso, onde dominam os registros diurnos, com um pico no período de 16:00 às 17:59h e poucos no crepúsculo. Apenas dois registros foram obtidos à noite. Para os períodos de 20:00 às 01:59h e de 04:00 às 05:59 o quati não foi registrado.

O tamanduá-bandeira (*M. tridactyla*) apresenta um padrão menos claro que *T. terrestris* e *N. nasua*. A maior parte dos registros obtidos concentrou-se no final da tarde e início da noite, mas um número expressivo dos registros (cerca de 16%) aconteceu entre às 08:00 e 11:59h. O único período com ausência de registros foi de 14:00 às 15:59h.

4. DISCUSSÃO

4.1 Composição, riqueza e frequência de ocorrência de espécies

Dentre os estudos já realizados com armadilhas fotográficas no Cerrado, o presente levantamento apresentou o maior percentual do conjunto de espécies do bioma já observado até hoje. Mesmo os demais estudos, que usaram métodos de captura e observação capazes de registrar uma gama maior de espécies, incluindo aquelas de menor porte ou de hábitos arborícolas, apresentaram riquezas equivalentes (Rocha & Dalponte, 2006 e Cáceres et al. 2007). No entanto um deles amostrou uma região bem peculiar, de ecótono entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica, incluindo espécies endêmicas de Mata Atlântica, enquanto o outro incluiu na lista de espécies, registros de levantamentos pretéritos. Caso seja levado em conta o esforço amostral despendido aqui, a diferença de riqueza de espécies e número de registros obtidos entre os levantamentos torna-se ainda mais expressiva. Este resultado demonstra a importância relativa da região de Água Boa na manutenção da diversidade da mastofauna do Cerrado. Infelizmente poucos dos estudos consultados trazem informações completas sobre esforço de amostragem efetivo, sucesso de captura e uso de iscas, dificultando as comparações. Reconhecidamente, todos esses fatores influenciam na riqueza e composição de espécies resultante da amostragem (Gotelli & Colwell, 2001, Santos, 2006; Tomas & Miranda, 2006). Além do uso de métodos e esforços distintos, as diferenças de riqueza entre as áreas podem decorrer do tempo envolvido no processo de ocupação humana das mesmas. O Cerrado mato-grossense foi mais intensamente ocupado há cerca de 20-30 anos, ou seja, mais recentemente que as outras regiões em questão. O que restou de vegetação nativa na região de Água Boa, embora reduzido a áreas de Reserva Legal e APP de fazendas de soja, gado e arroz, ainda encontra-se parcialmente conectado a

áreas contínuas de vegetação nativa, por meio de matas de galeria. Este pode ser um motivo para a região ainda abrigar uma grande riqueza de mamíferos de médio e grande porte, com boa representação da mastofauna do Cerrado. Já as áreas ocupadas há mais tempo, podem ter sofrido uma perda maior e mais antiga em termos de estrutura da paisagem e, por isso, ter perdido alguns táxons, especialmente aqueles mais sensíveis à fragmentação de habitats.

Cabe destacar que, dos sete levantamentos de mastofauna em comparação, quatro foram realizados exclusivamente dentro de Unidades de Conservação, um realizado no interior e entorno de UCs estaduais e outro no entorno de um Parque Nacional. O levantamento de Trolle et al. (2006), assim como este, foi o único feito totalmente fora de UC. O autor alerta para a importância da realização de levantamentos fora dos limites de áreas protegidas, para a avaliação do estado de conservação da mastofauna do Cerrado e a adoção de estratégias adequadas para a proteção do grupo. De fato, grande parte das UC no Cerrado encontram-se imersas em uma matriz altamente antropizada, configurando-se como manchas de vegetação nativa isoladas de outras porções de habitat. Alguns trabalhos alertam para os efeitos da insularização de manchas de habitat, legalmente protegidas ou não, na extinção de espécies de mamíferos como efeito do isolamento de populações (e.g. Newmark, 1996; Crooks, 2002) e de problemas relativos à caça e competição com espécies exóticas, por exemplo (Woodroffe & Ginsberg, 1998). O manejo adequado da paisagem deve, portanto, considerar um contexto espacial que envolve áreas protegidas e não-protegidas, a fim de manter ou restabelecer a conectividade entre elas, visando o fluxo de indivíduos e genes para a viabilidade de populações e metapopulações. Reforçando esta idéia, Ciocheti (2007) não encontrou diferença entre a riqueza de áreas dentro e fora dos limites de UC no Cerrado paulista. Logo, mesmo as regiões do Cerrado que não contam com a presença de grandes áreas legalmente protegidas (e.g Terras Indígenas e Unidades de

Conservação), mas apresentam boa representatividade de sua mastofauna, como é o caso do município de Água Boa, merecem uma atenção especial para a conservação, visando o manejo integrado de paisagens. Um exemplo deste tipo de manejo seria o planejamento de corredores ecológicos que conectassem grandes blocos de remanescentes de vegetação nativa já protegidos, por meio de pequenos remanescentes mantidos por Reservas Legais averbadas em cartório.

Em relação à composição de espécies presentes no município, o presente estudo mostrou similaridade de 80% com o trabalho de Rocha & Dalponte (2006), único realizado próximo à região, no município de Nova Xavantina. As espécies *Blastocerus dichotomus* (cervo-do-pantanal), *Dasypus kappleri* (tatu-de-quinze-quilos), *Ozotoceros bezoarticus* (veado-campeiro), *Panthera onca* (onça-pintada) e *Tayassu pecari* (queixada) ocorreram exclusivamente em Água Boa, enquanto que *Cabassous unicinctus* (tatu-de-rabo-mole-pequeno), *Cavia aperea* (preá), *Coendou prehensilis* (ouriço-cacheiro), *Leopardus tigrinus* (gato-do-mato-pequeno) e *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti) foram encontradas apenas em Nova Xavantina. Parte dessa dissimilaridade pode ser explicada pela diferença entre os métodos adotados. O ouriço-cacheiro (*Coendou prehensilis*), por ser arborícola, dificilmente seria registrado pelas armadilhas-fotográficas. Já *Panthera onca* (onça-pintada), embora apresente um rastro característico, de fácil identificação, é dificilmente visualizada em censos visuais. Por outro lado, os cervídeos que não foram registrados em Nova Xavantina, possuem rastros bem semelhantes, o que dá margem a identificações ambíguas (Lyra-Jorge et al. 2008). A composição de espécies entre os sítios na região de Água Boa foi muito dissimilar. Tais resultados indicam a importância biológica complementar de diferentes porções do município de Água Boa e municípios vizinhos (e.g. Nova Xavantina) para a manutenção da riqueza regional.

Em relação ao padrão geral de frequência de registros, a presença de poucas espécies “abundantes” e muitas espécies “raras” já é esperada e descrita para a maior parte das comunidades biológicas (Margurran, 1988). Deve-se tomar cuidado, no entanto, em classificar as espécies em abundantes e raras, com base em dados de frequência de captura, por pelo menos dois motivos. O primeiro é que critérios de independência de registros fotográficos (e.g. mais de uma hora entre registros da mesma espécie) não garantem, para espécies sem marcas naturais, que cada registro corresponda a um indivíduo diferente. Isso porque muitas espécies são territorialistas ou usam rotas definidas para forragear. O segundo motivo é que o sucesso de captura pode estar associado à probabilidade de detecção (alta ou baixa) e não à abundância relativa da espécie no ambiente. Alguns fatores que podem influenciar na detectabilidade são o tamanho da espécie (Tobler et al., 2008a), o tipo de ambiente (Santos-Filho & Silva, 2002), o clima e a hora do dia (Srbek-Araújo & Chiarello, 2005). Tobler et al. (2008b) e Rowcliffe & Carbone (2008) acreditam existir uma relação entre abundância e frequência de captura mas, segundo os autores, existem outras variáveis que influenciam a probabilidade de captura e confundem esta relação.

A despeito do grande debate em torno do uso do sucesso de captura como estimativa de abundância, foram feitas algumas comparações com outros estudos. O padrão de sucesso de captura de cada espécie diferiu em certa medida dos já encontrados para o Cerrado. Em virtude dos problemas intrínsecos a este parâmetro, citados anteriormente, as razões para este fato podem ser tanto uma diferença entre a abundância local dessas espécies, quanto uma diferença entre os métodos usados nos levantamentos. No entanto, tendo Juarez (2008) e Ciocheti (2007) usado o mesmo método de amostragem usado aqui, as comparações são aceitáveis. No estudo de Juarez em Unidades de Conservação do DF, assim como no presente estudo, foram obtidos muitos registros de anta, quati, cutia, paca e

tamanduá-bandeira. Também foram muito capturados no DF o gambá, o cateto e o queixada, que aqui apresentaram sucesso de captura intermediário. Por outro lado, o lobo-guará e a raposa-do-campo, pouco registrados aqui, foram “abundantes” nas UC amostradas por Juarez. O lobo pode ter sido menos capturado aqui, devido à sua preferência por fisionomias campestres, onde a detecção é prejudicada por problemas inerentes ao funcionamento dos sensores infravermelhos neste tipo de ambiente. Já a anta, tendo sido apontada como localmente abundante por outros autores em outras regiões (Santos-Filho & Silva, 2002; Trolle, 2003; Silveira et al., 2003; Cáceres et al., 2007, Tobler et al., 2008a), provavelmente não se encontra em situação de risco no Cerrado ou no Brasil, justificando o fato de ter sido excluída da última atualização da lista nacional de espécies ameaçadas (Chiarello et al., 2008). Por outro lado, em outras regiões como Lagoa Santa (Trolle et al., 2006) e a Estação Biológica de Santa Lúcia, ES (Srbek-Araújo & Chiarello, 2005), existe um alerta para a provável extinção local da espécie.

Comparativamente, o Cerrado de São Paulo encontra-se em situação de conservação muito mais crítica, devido ao antigo histórico de ocupação humana, tendo restado apenas 8,5% de sua cobertura original (BIOTA/FAPESP, 2007). É possível que, por este motivo, Ciocheti (2007) não tenha encontrado espécies como a *Tapirus terrestris* (anta) e *Cuniculus paca* (paca). O mesmo autor sugere que *M. tridactyla* (tamanduá-bandeira), que esteve presente em todos os sítios de amostragem em Água Boa, com alto sucesso de captura, tenha um comportamento plástico. Esta espécie encontra-se hoje nas listas de espécies ameaçadas do Brasil e de São Paulo, ambas na categoria vulnerável (VU). Em virtude de sua ampla distribuição e do fato de, aparentemente a espécie ser localmente abundante e plástica, sugere-se que sejam feitas análises regionais mais detalhadas a fim de avaliar o

estado de conservação da espécie em nível estadual e quiçá rever o seu estado em nível nacional.

As espécies domésticas, embora presentes em quase todos os sítios, foram menos frequentes nos sítios de maior riqueza observada. Não se pode atribuir uma relação de causa e efeito em relação à presença de espécies domésticas e ausência de espécies nativas, mas esses parâmetros podem estar positivamente associados, devido à competição por recursos e predação.

Para avançar na discussão, indo além de comparações meramente descritivas, e eliminando efeitos de amostragem que mascaram os padrões observados, seria necessária a adoção de outro enfoque. O uso de estimadores de riqueza ajuda na inferência da ocorrência de espécies ausentes nas amostras, mas não leva em conta os problemas de detectabilidade. O fato de uma espécie não ter sido amostrada localmente pode indicar: (i) que ela de fato não está presente (ii) que ela não foi detectada pela amostragem. As falsas ausências são um grande problema em inventários biológicos e consequentemente no planejamento de estratégias de conservação. Uma alternativa para contornar este problema é o uso de modelos de ocupação, baseados simplesmente em padrões de detecção e não-deteção ao longo de múltiplas visitas (MacKenzie et al., 2002). Estes modelos são flexíveis e permitem a inclusão de co-variáveis para testar a diferença nas taxas de ocupação entre sítios ou habitats, além de possibilitarem a inferência de taxas de extinção e colonização, por meio de modelos multi-estações (Tobler et al., 2008b). Apesar do seu grande potencial, tais modelos foram pouco aplicados para dados obtidos com armadilhas fotográficas (e.g. MacKenzie et al., 2005; Linkie et al., 2007; Tobler et al. 2008b).

Apenas com o uso de curvas de acumulação de espécies, observou-se que seria necessário maior esforço de coleta para representar a riqueza local em quase todos os sítios,

porém, a amostragem para toda a região mostrou-se satisfatória. Apesar de todas as limitações mencionadas, obteve-se um excelente sucesso de captura, diante do curto período de amostragem, gerando um volume de dados com grande potencial para ser trabalhado. Pode-se concluir diante dos resultados que a região, apesar de extremamente fragmentada, ainda abriga uma riqueza expressiva e um grande valor para a conservação da mastofauna de médio e grande porte do bioma Cerrado.

4.2 Padrão de atividade

O padrão de atividade da comunidade como um todo não mostra lacunas ao longo de 24 horas, ou seja, em todos os 12 períodos do dia houve registro de espécies de mamíferos terrestres com peso maior que 1 kg. Desta forma, para levantamentos da comunidade da mastofauna de médio e grande porte, recomenda-se manter o equipamento funcionando continuamente, 24 horas por dia.

Segundo Srbek-Araujo & Chiarello (2005), com exceção de primatas, a maioria dos mamíferos neotropicais apresenta atividade durante o dia e noite ou são predominantemente noturnos. De fato, foi observado um número de registros semelhante de dia e a noite sendo a predominância noturna apenas quando excluído os registros de quati (*N. nasua*). O próprio autor, no entanto, cita a possibilidade de que os sensores das armadilhas fotográficas funcionem melhor durante a noite, quando é maior a diferença de temperatura entre a atmosfera e o corpo do animal. Este fato geraria um resultado enviesado, com maior sucesso de captura para o período noturno.

Desconsiderando, no entanto, a possibilidade de haver diferenças na probabilidade de detecção entre o dia e a noite, para *T. terrestris* (anta), assim como encontrado por

Juarez (2008), o padrão de atividade pode ser descrito como predominantemente crepuscular e noturno, avançando até as primeiras horas da manhã, com término em torno de 08:00h. Foram obtidos poucos registros ao longo de toda a manhã, inclusive nos horários mais quentes do dia. Porém, os dois registros obtidos entre 12:00 e 13:59 foram em ambiente de mata, protegidos da radiação.

O padrão de atividade de *N. nasua* foi quase estritamente diurno, com apenas dois registros à noite. Este padrão já é conhecido e descrito em outros estudos para a espécie (Emmons, 1997; Becker & Dalponte, 1999; Alves & Andriolo, 2005; Juarez, 2008).

Para *M. tridactyla* (tamanduá-bandeira), foi observada uma predominância de atividade noturna, mas com registros também ao longo do dia. Ciocheti (2007) registrou a espécie apenas a noite e Juarez (2008) principalmente a noite, com pico de 20:00 às 22:00h, coincidindo exatamente com o pico observado para a atividade na região de Água Boa.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, L. C. P. S & Andriolo, A. 2005; Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ. *Rev. bras. Zoociências*, 7 (2): 231-246.
- Becker, M. & Dalponte, J. C. 1999. *Rastros de Mamíferos Silvestres Brasileiros: um guia de campo*. Brasília, Ed. UnB; Ed. IBAMA. 180p.
- Bilenca, D. N.; Kravetz, F. O. 1999: Seasonal changes in microhabitat use and niche overlap between *Akodon azarae* and *Calomys laucha* Rodentia Muridae in agroecosystems of central Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 34(3): 129-136.
- BIOTA/FAPESP. 2007. *Diretrizes para Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo*. Imprensa Oficial do Estado. São Paulo. 236 pp.
- Cáceres, N. C.; M. R. Bornschein, H. L. Wellington & A. R. Percequillo. 2007. Mammals of the Bodoquena Mountains, southwestern Brasil: an ecological and conservation analysis. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (2): 426-435.
- Chiarello, A., Aguiar, L. M. S., Cerqueira, R. Melo, F.R.; Rodrigues, F. & Silva, V. M. F. 2008. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. 681-702. In: Machado, A. B. M., Drummond, G. M.; Paglia, A. P. (eds) *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Volume II. 1 ed. Brasília, DF: MMA. Belo Horizonte, MG.
- Ciochetti, G. 2007. *Uso de habitat e padrão de atividade de médios e grandes mamíferos e nicho trófico de lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), onça-parda (*Puma concolor*) e jaguatirica (*Leopardus pardalis*) numa paisagem agroflorestal, no estado de São Paulo*. Dissertação de mestrado em Ecologia de Sistemas Aquáticos e Terrestres. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, SP.
- Conselho Municipal de Desenvolvimento Rural e Meio Ambiente de Água Boa - CODERMA. 1996. *Plano Municipal de Desenvolvimento Rural de Água Boa – MT*. 43 p.
- Colwell, R. K. & Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. Royal Soc. London B*, 345, 101-118.
- Colwell, R. K. 2006. *Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 8. <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Crooks, K. R. & Soulé, M. E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563:566.

- Crooks, K. R. 2002. Carnivore sensitivities to fragmentation. *Conservation Biology*, 16 (2): 488-502.
- Cubas, Z.S.; Silva, J.C.R.; Catão-Dias, J.L. 2007. *Tratado de animais selvagens: medicina veterinária*. Ed. Roca. São Paulo, SP. 1354 p.
- Dirzo, R. & Miranda, A. 1990. Contemporary Neotropical Defaunation and Forest Structure, Function, and Diversity – a Sequel to John Terborgh. *Conservation Biology*, 4, (4): 444-447.
- Emmons, L. H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behav Ecol Sociobiol*, 20: 271-283.
- Emmons L. H. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*, 2nd edn. University of Chicago Press, Chicago. 307 pp.
- Felfili, J.M.; Nogueira, P. E.; da Silva Júnior, M. C.; Marimon, B. S.; Delitti, W. B. C. 2002. Composição Florística e Fitossociologia do Cerrado Sentido Restrito no Município de Água Boa, MT. *Acta bot. bras.* 16(1): 103-112.
- Fonseca, G. A. B., G. Herrmann, Y. L. R. Leite, R. A. Mittermeier, A. B. Rylands, and J. L. Patton. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occas. Pap. Cons. Biol*, 4: 1–38.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.
- Hammer, Ø; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. *PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis*. *Paleontologia Eletronica* 4 (1): 9pp.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2007. Webpage: www.ibge.gov.br. Data de acesso: 28 de fevereiro de 2009.
- Juarez, K. M. 2008. *Mamíferos de Médio e Grande Porte nas Unidades de Conservação do Distrito Federal*. Tese de doutorado em Biologia Animal. Instituto de Biologia, Universidade de Brasília – UnB. Brasília, DF.
- Karanth, U.; Nichols, J. D. & Rudran, R. 2006. In: Cullen Júnior, L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. (Orgs). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. 2 ed. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, p. 269-284.
- Linkie, M., Dinata, Y., Nugroho, A. & Haidir, I. A. 2007. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: Sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biol. Conserv.* 137, 20–27.

- Lyra-Jorge, M. C.; Ciocheti, G.; Pivello, V. & Meirelles, S. T. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *Eur J Wildl Res*, 54:739–744.
- Machado, R. B., M. B. Ramos-Neto, P. G. P. Pereira, E. Caldas, D.A. Gonçalves, N. Santos, K. Tabor & M. Steininger. 2004. *Estimativas de perda de área do Cerrado brasileiro. Relatório Técnico*, Conservação Internacional, Brasília/DF.
- MacKenzie, D.I.; Nichols, J. D.; Lachman, G. B.; Droege, S.; Royle, J. A. & Langtimm, C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83 (8): 2248-2255.
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Sutton, N., Kawanishi, K. & Bailey, L. L. 2005. Improving inferences in population studies of rare species that are detected imperfectly. *Ecology*, 86: 1101–1113.
- Magurran, A. E. *Ecological diversity and its measurement*. Oxford: Princeton University Press, 1988. 179 p.
- Marinho-Filho, J. S., Rodrigues, F. H. G & Juarez, K. M.. 2002. The Cerrado Mammals: Diversity, ecology and Natural History. In: Oliveira, P. S. & Marquis. R. J (eds.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.
- Morrison, J. C.; Sechrest, W.; Dinerstein, E.; Wilcove, D. S. & Lamoreux, J. F. 2007. Persistence of Large Mammal Faunas as Indicators of Global Human Impacts. *Journal of Mammalogy*, 88(6):1363–1380.
- Newmark, W. D. 1996. Insularization of Tanzanian Parks and the Local Extinctions of Large Mammals. *Conservation Biology*, 10 (6): 1549-1556.
- O'Brien, T. G. 2008. On the use of automated cameras to estimate species richness for large- and medium-sized rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11: 179–181.
- Palomares, F.; Gaona, P. & Delibes, M. 1993. Positive Effects on game Species of Top Predators by Controlling Smaller Predator Populations: an Example with Lynx, Mongooses, and Rabbits. *Conservation Biology*, 9 (2): 295-305.
- Pardini, R. Ditt, E. H. Cullen Jr., L. & Rudran, R. 2006. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. 2006. In: Cullen Júnior, L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. (Orgs). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. 2 ed. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, p. 181-201.
- Reis, N. R.; Peracchi A. L., Pedro, W. A.; Lima, I. P. (eds.). 2006. *Mamíferos do Brasil*. Londrina, PR. 437 p.

Rocha, E. C. & J. Dalponte. 2006. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de Cerrado em Mato Grosso, Brasil. *R. Árvore*, 30 (4): 669-678.

Rowcliffe, J. M. & Carbone, C. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation* 11: 185–186.

Santos-Filho, M. & Silva, M. N. F. 2002. Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. *Revista Brasileira de Zootecias*, 4: 57–73.

Santos, A. J. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In: *Métodos de estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre*, Cullen Jr, L., Rudran, R. & Valladares-Pádua, C. (orgs). Curitiba: Ed da UFPR, Fundação o Boticário de Proteção à Natureza. 19-41.

Silva, F. A. M.; Assad, E. D.; Evangelista, B. A. 2008. Caracterização Climática do Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. & Ribeiro, J. F. (eds). *Cerrado: Ecologia e Flora*. Vol 1. Embrapa Cerrados. Brasília, DF.

Silveira, L., Jácomo, A. T. A. & Diniz-Filho, A. F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351–353.

Srbek-Araujo, A. C. & A. G. Chiarello. 2005. Is camera-trapping an efficient method for survey mammals in neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol*, 21:1-5;

Terborgh, J. Lopez, L.; Nuñez V. P.; Rao, M.; Shahabuddin, G.; Orihuela, G.; Riveros, M, Ascanio, R.; Adler, G. H.; Lambert, T. D. & Balbas, Luis. 2001. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. *Science*, 294: 1923-1926.

Tobler, M. W.; S. E. Carrillo-Percastegui, R. Leit Pitman, R. Mares & G. Powell. 2008a. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11:169-178.

Tobler, M. W.; Carrillo-Percastegui, S. E., Leite Pitman, R.; Mares, R. & Powell, G. 2008b. Further notes on the analysis of mammal inventory data collected with camera traps. *Animal Conservation* 11: 187–189.

Tomas, W. M. & Miranda, G. H. B. 2006. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares-Pádua, C. (orgs.) *Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre*. Curitiba, Ed. UFPR. 243-267.

Trolle, M.; M. C. Bissaro & H. M. Prado. 2007. Mammals survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation*, 16:1205-1211.

Wasser, S. K., Davenport, B., Ramage, E. R., Hunt, K. E., Parker, M., Clarke, C. & Stenhouse, G. (2004) Scat detection dogs in wildlife research and management: application to grizzly and black bears in the Yellowhead Ecosystem, Alberta, Canada. *Can. J. Zool.* 82: 475-492.

Wilson, D. E. and D. M. Reeder. (eds). 1993. *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. 2nd. ed. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.

Woodroffe, R. & J. R. Ginsberg. 1998. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. *Science*, 280: 2126-2128.

CAPÍTULO 2:

**EFEITOS DA ESTRUTURA DA PAISAGEM PRETÉRITA E
RECENTE SOBRE A COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E
GRANDE PORTE NO MUNICÍPIO DE ÁGUA BOA, MT**

RESUMO

Os processos de perda e fragmentação de habitats representam as principais ameaças à biodiversidade no mundo, em especial nos trópicos. Como resultado de tais processos, podem ocorrer perdas imediatas de espécies, devido fundamentalmente à perda de área disponível, e perdas em longo prazo, como resultado do desencadeamento de processos de declínio populacional. Assim, é comum observar um atraso no tempo de resposta das espécies aos efeitos de perda e fragmentação de habitats, demonstrado pela forte relação entre padrões biológicos atuais com a estrutura da paisagem pretérita. Isso já foi descrito para vários táxons, mas não para mamíferos de médio e grande porte. O objetivo deste capítulo foi avaliar as mudanças no uso e cobertura do solo ao longo de 18 anos (1989 a 2007) e verificar os efeitos da estrutura da paisagem pretérita (1989 e 2001) e recente (2007) sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte no município de Água Boa, localizado no Cerrado mato-grossense. A região foi escolhida por ter um histórico de ocupação recente que permite o resgate e descrição da dinâmica da paisagem e avaliação dos possíveis efeitos desta sobre a mastofauna local. O levantamento de mamíferos foi realizado de junho/08 a janeiro/09 em oito sítios de amostragem, distantes entre si de pelo menos 2km, onde foram distribuídas 24 armadilhas fotográficas (três em cada sítio). Para cada sítio foram medidas quatro variáveis biológicas, sendo estas: riqueza (S), riqueza de carnívoros (Sc), frequência de registros de carnívoros (abundC) e frequência de registros de espécies de grande porte (abundG). Já a estrutura da paisagem de cada sítio foi caracterizada com base em imagens Landsat de 1989, 2001 e 2007, por meio das variáveis cobertura de mata (mata), cobertura de vegetação nativa (nat) e densidade de borda (ed), medidas para os três anos, além de perda de cobertura de 1989 a 2001 (perda89_01) de 2001 a 2007 (perda01_07) e perda total no período (perda89_07). Esses parâmetros foram usados como variáveis explanatórias na construção de modelos conceituais do tipo linear, exponencial e potência, com uma ou duas variáveis. O ajuste dos modelos aos dados biológicos foi testado segundo o Critério de Informação de Akaike (AIC), corrigido para amostras pequenas (AICc). Para abundG não foram encontrados modelos plausíveis, possivelmente devido à diversidade de requerimentos ecológicos das espécies que compõem o grupo, o que implica em respostas variadas à estrutura e dinâmica da paisagem. Os resultados da seleção de modelos para explicar a variável riqueza, sugerem uma forte influência das matas de galeria na manutenção da mesma e um atraso de resposta aos efeitos de fragmentação, devido ao grande peso atribuído a uma variável da paisagem pretérita (ed89). Para Sc os modelos mais plausíveis, que incluem mata e heterogeneidade como importantes indicam que, possivelmente, as matas de galeria ajudam a manter a diversidade de presas e, conseqüentemente, de carnívoros predadores. Por sua vez, a heterogeneidade da paisagem pode contribuir para a mortalidade de carnívoros, indiretamente, devido à facilitação da entrada de parasitas. O mesmo indício de atraso no tempo de resposta à fragmentação é sugerido para a riqueza de carnívoros e este é ainda mais evidente para a frequência de registros do grupo (abundC). Conclui-se assim que as matas de galeria desempenham um importante papel na manutenção da diversidade de presas, mas a sua simples preservação parece ser insuficiente para a viabilidade das populações em longo prazo, uma vez que, os efeitos fragmentação *per se*, representada aqui pela variável densidade de borda, parece já surtir efeitos negativos nas populações, embora ainda não tenha resultado em perda de espécies. Esta, no entanto, pode acontecer no futuro, caso os efeitos da perda e fragmentação de habitats não sejam mitigados.

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation represent the main threats to biodiversity in the world, especially in the tropics. As a result of such processes, immediate species loss can take place, due to the reduction of available area, while long-term species loss occur as a result of population decline. Thus, there is an expected time-lag in the species richness response to the effect of habitat loss and fragmentation, which should be revealed by a strong relation between current biological patterns and the past landscape structure. This pattern was already described for several taxa, but not yet for medium and big size mammals. This chapter aimed to evaluate the land cover changes throughout 18 years (1989 to 2007) and to verify the effect of past (1989 to 2001) and recent landscape structure (2007) on the medium and large size mammals community in Água Boa municipality, located in the Cerrado biome of the State of Mato Grosso, Brazil. The region was chosen due to its recent colonization history, which allowed past landscape data retrieval, the description of its dynamics, and the evaluation of its possible effects in local mastofauna. The mammal species survey was carried out from June/08 to January/09 in eight sampling sites, with a minimum distance of 2 km among them, where 24 camera traps were distributed (three cameras in each site). For each site, four biological variables were measured as follows: richness (S), carnivores' richness (Sc), frequency of carnivores' records (abundC) and frequency of large sized species' records (abundG). The landscape structure of each site was characterized using Landsat images of 1989, 2001 and 2007, considering the variables: riparian forest cover (forest), native cover (nat) and edge density (ed) measured for the three years and also native cover conversion from 1989 to 2001 (perda89_01) and from 2001 to 2007 (perda01_07) and total loss in the period (perda89_07). These parameters were used as explanatory variables in the proposition of linear, exponential and power types of conceptual models, with one or two variables. The models' fit to the biological data were tested according to Akaike Information Criterion (AIC), adjusted for small samples (AICc). No plausible models were found for abundG, possibly due to diversity of ecological requirements of the members of the group, which leads to different species' responses to landscape structure and dynamics. The results of the model selection used to understand richness, suggest a strong influence of the riparian forest on its maintenance and a time-lag response to the effects of fragmentation, due to the greater relevance assigned to the model using a past landscape variable (ed89). The most plausible models for Sc, those that consider riparian forest cover and landscape heterogeneity to be important, indicate that riparian forest could possibly support high prey diversity and, consequently, carnivorous predator diversity also high. In its turn, landscape heterogeneity can indirectly contribute to carnivore mortality, due to facilitation of parasite invasion. There is also some evidence of carnivore time-lag response to the fragmentation, which is even more evident for the frequency of carnivores' records (abundC). It can be concluded that the riparian forests play a role in the maintenance of the diversity of species, but its simple preservation seems to be insufficient for the long-term population viability, as the fragmentation effect, represented by edge density, seems to have negative impact on the populations, even though there has not been any species loss yet. However, local extinction may happen in the future if the impacts of habitat loss and fragmentation were not mitigated.

1. INTRODUÇÃO

Cerca de 83% da superfície terrestre já foi transformada como consequência de atividades humanas (Sanderson et al., 2002). Grande parte dessas transformações se traduz em degradação ou perda de habitats que, por alterarem drasticamente o estado dos ecossistemas naturais, configuram as principais ameaças à biodiversidade em todo o globo, especialmente nos trópicos (Noss et al., 2006; Pimm, 1998). Todas as paisagens exploradas pelo homem no mundo têm em comum o fato de terem formado áreas de cobertura original contínua (Pires et al., 2006), mesmo que naturalmente heterogêneas. A ‘quebra de continuidade’ é uma das definições atribuídas ao termo ‘fragmentação’ (Lord & Norton, 1990). Wilcove et al. (1986) propõem uma definição mais complexa, sendo esta “um processo onde uma grande extensão de habitat se transforma em um número de manchas menores, com área total menor, isoladas entre si por uma matriz de habitat diferente do original”. A partir desta definição, Fahrig (2003) identifica quatro efeitos da fragmentação sobre o padrão de habitat: (i) redução em quantidade de habitat, (ii) aumento em número de manchas, (iii) redução no tamanho de manchas de habitat e (iv) aumento do isolamento entre manchas. Embora estes aspectos estejam muitas vezes relacionados, o desmembramento do conceito facilita a compreensão dos efeitos de cada componente do processo sobre a biodiversidade. Outros trabalhos também optam por fazer distinção entre perda e fragmentação *per se*, devido à possibilidade de haver perda de habitat sem quebra de continuidade (e.g. Wilcove et al., 1986; Schrott et al, 2005; Pires et al., 2006) ou então inserem a perda como parte do processo de fragmentação (e.g. Andrén, 1994; Noss et al., 2006), mas avaliando os seus efeitos isoladamente. Aqui, serão usados os termos perda e fragmentação para diferenciar esses dois aspectos, entendendo-se assim por fragmentação

qualquer processo que envolva um ou mais dos aspectos ii, iii e iv apontados por Fahrig (2003), em adição à perda de hábitat. E esta última, como apenas uma redução de cobertura nativa, sem quebra de continuidade.

A predição das consequências da perda e fragmentação de hábitats sobre as espécies é essencial na elaboração de estratégias de conservação para minimizá-las ou revertê-las. Como subsídio teórico importante, conceitos da teoria da biogeografia de ilhas (TBI; MacArthur & Wilson, 1967), começaram a ser aplicados ao estudo de fragmentos (Pires et al., 2006), uma vez que estes podem ser percebidos pelas espécies-alvo como ilhas de hábitat imersas em uma matriz inóspita. A TBI trouxe avanços para a biologia da conservação em termos do entendimento dos efeitos do tamanho e isolamento de manchas de hábitat nas taxas de colonização e extinção das mesmas e, conseqüentemente, no número de espécies que abrigam. Em outras palavras, a teoria contribuiu para o entendimento da previsão de perda de espécies como consequência da diminuição de tamanho de manchas de hábitat e aumento do isolamento das mesmas. Segundo a TBI, o número de espécies em uma ilha oceânica é determinado pelas taxas de colonização e extinção de espécies e, quando estas taxas se igualam, a riqueza de espécies chega a um estado de equilíbrio dinâmico, ou seja, imigrações e extinções acontecem, mas o número de espécies se mantém. O tamanho da ilha, o grau e o tempo de isolamento influenciam nas taxas mencionadas, sendo maior a colonização e menor a extinção, quanto maior o tamanho da ilha e menor sua distância à área fonte (MacArthur & Wilson, 1967).

A TBI, no entanto, deixa algumas lacunas na explicação da influência de padrões espaciais sobre processos ecológicos que, mais tarde, são preenchidas pela abordagem de ecologia de paisagens. Esta, em sua vertente ecológica, busca justamente explicar como a composição e configuração espacial de elementos da paisagem interferem nos processos

ecológicos em diferentes escalas admitindo, porém, estruturas espaciais mais complexas e dinâmicas (Metzger, 2001; Wiens, 2002). Diferente da TBI, que trata os fragmentos de maneira isolada e estática, na ecologia de paisagens, as manchas de hábitat são dinâmicas e se inter-relacionam (Marinho-Filho & Machado, 2006). A diferença em qualidade dos elementos da paisagem, a influência da borda na dinâmica ecológica dentro de manchas e entre elas, o contexto da mancha e a dependência de escala, são alguns exemplos de conceitos que foram incorporados à abordagem da ecologia de paisagens (Wiens, 2002). Embora tenha havido uma evolução de idéias e abordagens, as teorias mais antigas não são consideradas de todo obsoletas. Cada teoria tem conceitos próprios e representa uma contribuição importante na ecologia e biologia da conservação, apresentando-se como complementares.

A literatura sobre os efeitos da perda e fragmentação de hábitats sobre mamíferos é vasta (e.g. Andrén, 1994; Chiarello, 1999; Crooks, 2000; Pires et al., 2002; Pardini, 2004). Já os trabalhos que avaliam as respostas da mastofauna à estrutura ou dinâmica espaciais, de forma um pouco mais complexa são menos abundantes (e.g. Bowers & Matter, 1997; Kinnaird, 2003; Lyra-Jorge et al., 2008), em parte pelo fato da abordagem de paisagens ser mais recente. Mas, uma vez que ambos os temas se ocupam em entender a dinâmica espacial de manchas de hábitat, a literatura muitas vezes se mescla mostrando-se, inclusive, conceitualmente confusa. Em uma revisão de estudos referentes aos efeitos da fragmentação sobre aves e mamíferos, Andrén (1994) aponta que os efeitos da configuração espacial de manchas de hábitat só se manifestam em paisagens com um percentual de cobertura de hábitat disponível menor que 30%. Acima deste percentual, os efeitos de área teriam maior importância que aqueles referentes ao arranjo espacial de fragmentos. Fahrig (2003), embora mencione a inexistência de evidências empíricas para

este limiar, também atribui maior importância à perda de habitat comparada à fragmentação *per se*. Segundo a autora, os efeitos da perda de habitats sobre a biodiversidade são negativos e mais fortes, comparados aos da fragmentação que, além de menos pronunciados, podem ser tanto positivos quanto negativos.

De fato, para pequenos mamíferos, nem sempre a fragmentação resulta em perda de riqueza. Para este grupo, já foram observados efeitos positivos sobre o número de espécies, tanto na Amazônia, quanto na Mata Atlântica, como resultado, em parte, da heterogeneidade ambiental promovida pelo efeito de borda (Vieira et al., 2003). Já para mamíferos de médio e grande porte, que vivem em menor densidade e demandam áreas maiores para a manutenção de populações, os resultados são diferentes. Chiarello (1999), comparando seis reservas de diferentes tamanhos na Mata Atlântica capixaba, observou uma relação positiva entre o número de espécies e a área de vegetação nativa remanescente e não encontrou relação significativa do tempo de isolamento, pressão de caça e nível de distúrbio com riqueza e abundância de espécies nas reservas. Crooks (2002), em estudo sobre a sensibilidade de carnívoros à fragmentação em San Diego, California, observou diferenças nas respostas à fragmentação de habitats, as quais, em parte, são atribuídas ao tamanho do corpo das espécies. A área do fragmento e o isolamento foram os fatores que mais explicaram a distribuição e abundância dos predadores.

Embora alguns estudos apontem para o fato de que, em pequenas reservas exista uma perda preferencial de espécies de grande porte, com grande requerimento de área, como teorizado por Wilson e Willis (1975 *apud* Willis, 1984), existem evidências de que, como consequência da redução de área de habitat e fragmentação, algumas populações, especialmente de espécies com grande longevidade, demorem a sofrer efeitos demográficos negativos que levem, em última instância, à extinção local. Desta forma, a destruição de

hábitats resultaria em um débito ecológico, ou seja, uma extinção de espécies anunciada, resultado de mudanças na paisagem em um tempo pretérito (Tilman et al., 1994). Este atraso no tempo de resposta de populações a mudanças na estrutura da paisagem já foi observado para aves, no Pontal do Paranapanema, São Paulo, onde as espécies categorizadas como mais sensíveis apresentaram evidências de um atraso de resposta de cerca de 25 anos à perda de hábitat e isolamento de manchas (Uezu, 2006). Resultados semelhantes foram encontrados também para plantas (Lindborg & Eriksson, 2004), besouros (Petit & Burel, 1998) e comunidades aquáticas, incluindo peixes e invertebrados (Harding et al., 1998). Já Knick & Rotenberry (2000), mostraram que os padrões biológicos no tempo presente de comunidades de aves em Idaho, EUA, são explicados tanto pela estrutura da paisagem passada quanto atual. Recentemente, Metzger et al. (2009) em um primeiro estudo multi-taxa sobre o assunto, observaram que variáveis da estrutura da paisagem pretérita explicam mais os padrões de distribuição e abundância de espécies de plantas, anfíbios e aves de ambientes florestais do que a estrutura da paisagem atual. Tal hipótese ainda não foi testada para mamíferos de médio e grande porte.

Os mecanismos envolvidos nos atrasos de resposta ainda são pouco compreendidos, mas alguns atributos como ciclo de vida, nível trófico, capacidade de dispersão e grau de especialização ao hábitat são sugeridos como importantes na determinação do tempo de resposta das espécies às mudanças na paisagem (Metzger et al., 2009). É certo, portanto, que a compreensão dos processos locais de extinção de espécies leve em conta a relação entre os padrões de distribuição e abundância das espécies com a dinâmica espacial das paisagens e não apenas com a composição e configuração do espaço atual, de forma estática. Infelizmente, este conhecimento é raramente considerado no planejamento de ações de manejo e conservação.

A fim de preencher esta lacuna de conhecimento sobre o tempo de resposta de mamíferos de médio e grande porte a mudanças da paisagem e sugerir aplicações do mesmo em ações de conservação, os objetivos deste capítulo foram:

- Avaliar qualitativa e quantitativamente as mudanças no uso do solo e cobertura vegetal ao longo de 18 anos (período de 1989 a 2007).

- Verificar os efeitos de parâmetros estruturais da paisagem pretérita (1989 e 2001) e recente (2007) sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande em Água Boa e, a partir dos resultados, propor atividades de manejo da paisagem na tentativa de minimizar os prejuízos à biodiversidade.

Desta forma, procurou-se responder às seguintes perguntas:

- As estruturas da paisagem pretérita e recente explicam os padrões de riqueza de espécies, e riqueza e frequência de registros dos mamíferos de médio e grande porte? Existe um padrão particular para os carnívoros e para as espécies de maior porte (> 20kg)?

- Entre a estrutura pretérita e atual, qual delas mais explica os parâmetros biológicos mensurados?

- Existem indícios de um atraso no tempo de resposta da comunidade às mudanças na paisagem no período observado?

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Área de estudo descrita no capítulo 1.

2.2. Armadilhamento fotográfico

Método descrito no capítulo 1.

2.3 Mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal

Para avaliar as mudanças no uso e cobertura do solo em cada sítio de amostragem, foram usadas duas imagens do sensor ETM+ Landsat 7 de 21 de junho de 2001 e 2007 e uma imagem do sensor TM Landsat 5, de 13 de maio de 1989 (órbita-ponto 224-70). Tais datas foram escolhidas em função da disponibilidade de imagens gratuitas e, já que estas abrangiam um período razoavelmente compatível com o histórico de ocupação humana da região, não foram pesquisadas outras imagens. As imagens de 1989 e 2001 foram obtidas pelo *Global Land Cover Facility* (GLCF <http://www.landcover.org>) e a imagem de 2007 oferecida pela ONG Conservação Internacional do Brasil (CI-Brasil).

A área de influência de cada sítio foi delimitada por um raio de 3 km a partir de seu centro, somando assim cerca de 2.730 ha. O centro foi determinado pelo ponto médio entre as três armadilhas. Foi definido um raio de 3km, uma vez que a distância para assegurar a independência estatística entre os sítios era de 2km. O uso de um raio maior implicaria na sobreposição das áreas de influência entre dois sítios, invalidando a independência amostral

assumida. Para garantir a independência dos pontos, outros estudos de comunidades de carnívoros ou mamíferos de médio e grande porte, usando armadilhas fotográficas, usaram distâncias semelhantes à usada aqui (Juarez, 2008) ou mesmo distâncias menores entre estações de coleta (Kauffman et al., 2007; Tobler et al., 2008).

As áreas de influência de cada sítio foram classificadas quanto ao uso e cobertura do solo nas três datas, visualmente, com o uso de ferramentas de edição vetorial do programa ArcGIS 9.2, em escala aproximada de 1:25.000. Para auxiliar na classificação, foram observadas imagens do *Google Earth* simultaneamente, a partir da ferramenta SyncArcGE (Motta, 2008), que sincroniza janelas do *Google Earth* com o ArcMap. As classes de uso adotadas foram: *mata de galeria*, *mata seca*, *mata seca em regeneração*, *cerrado*, *cerrado em regeneração* e *várzea* (classes naturais), *silvicultura*, *cultivo*, *pastagem* e *água* (classes antrópicas). Os corpos d'água visíveis nas imagens foram considerados classes antrópicas porque todos, aparentemente, advêm do represamento de cursos d'água, haja vista que estavam ausentes nas imagens de 1989. Sendo as imagens de 1989 e 2001 da mesma época do ano (início da estação seca), descarta-se a possibilidade de que os corpos d'água estariam temporariamente secos em 1989, logo, invisíveis na imagem.

2.4 Estrutura da paisagem pretérita e recente e efeito destas sobre a mastofauna de médio e grande porte

2.4.1 Seleção de métricas de estrutura da paisagem

Para caracterizar a estrutura da paisagem pretérita e recente foram usadas as seguintes métricas: *percentual de cobertura nativa*, *percentual de cobertura de mata*,

densidade de borda e heterogeneidade ambiental, referentes aos anos de 1989, 2001 e 2007. Os critérios de escolha das métricas basearam-se na complementaridade dos índices. Procurou-se um conjunto de medidas que representasse de forma simples a estrutura da paisagem, expressando diferentes aspectos do estado de fragmentação da mesma.

O *percentual de cobertura nativa* representa o quanto existe ou existiu (no caso da paisagem pretérita) de hábitat disponível na paisagem. Segundo Andrén (1994) e Fahrig (2003) a área de hábitat disponível tem forte influência sobre a riqueza de espécies e, muitas vezes, é mais importante na determinação dos padrões biológicos que aspectos referentes à disposição dos elementos da paisagem.

A maior parte dos trabalhos que tratam do uso de hábitat de mamíferos no Cerrado ressalta a importância das matas de galeria na manutenção da diversidade do grupo no bioma (Redford & Fonseca, 1986; Mares et al., 1986; Johnson et al., 1999. Santos-Filho & Silva, 2002; Alho, 2005). Redford e Fonseca (1986) justificam a importância da presença das matas de galeria, devido ao papel que desempenham como corredores de dispersão para espécies menos tolerantes à seca e por disponibilizarem abrigo, alimento e água para espécies não exclusivas às matas. Por este motivo, o *percentual de cobertura de mata* foi selecionado para compor a caracterização da estrutura da paisagem.

A métrica *densidade de borda* fornece uma idéia de descontinuidade da classe hábitat ou grau de ruptura da paisagem, mas sem a informação de tamanho de manchas ou nível de isolamento das mesmas, que seriam outros componentes da fragmentação (Andrén, 1994; Fahrig, 2003). O padrão de fragmentação da região não permite a identificação clara de fragmentos isolados de hábitat, o que inviabiliza o uso de métricas baseado em manchas (*patch-based*). Finalmente, a *heterogeneidade ambiental* fornece uma idéia da composição de elementos da paisagem e distribuição da área entre estes elementos, informações que não

estão representadas nas métricas anteriores. Com o objetivo de caracterizar ainda os processos de mudanças na paisagem, em adição a uma fotografia da estrutura espacial em três momentos, foram usados os parâmetros: *perda de cobertura natural*, em hectares, referentes aos períodos de 1989 a 2001, 2001 a 2007 e 1989 a 2007 (total).

2.4.2 Cálculo de métricas

A fim de obter as métricas, para cada sítio de amostragem e para cada imagem (1989, 2001 e 2007), inicialmente foram quantificadas as áreas de todas as classes, em hectares, na área delimitada por um raio de 3 km a partir do ponto médio das armadilhas instaladas. As classes *cerrado* e *cerrado em regeneração* foram agrupadas em uma classe única de *cerrado*. Já a distinção entre as classes de *mata de galeria* e *mata seca* foi mantida, por estas apresentarem características bem diferentes em termos de estrutura e, muito provavelmente de função. Foram agrupadas apenas as classes *mata seca* e *mata seca em regeneração*. Finalmente, as classes cultivo, pastagem e água foram agrupadas na classe *matriz antrópica*, assumindo-se que as classes não naturais representam a matriz da paisagem, entendida aqui como um conjunto de unidades que compõem um mosaico inter-habitat (Metzger, 2003). Como resultado desta simplificação, obteve-se um mapeamento com as classes: *cerrado*, *mata de galeria*, *mata seca*, *várzea* e *matriz antrópica* para os três anos analisados. O *percentual de cobertura nativa* foi calculado a partir da soma de *cerrado*, *mata* e *várzea* e proporção desta sobre a área total do sítio.

A *heterogeneidade ambiental* ou diversidade da paisagem foi calculada a partir da fórmula:

$$H_o = - \sum_{i=1}^n (p_i) \ln (p_i)$$

Onde, p_i é a proporção de área ocupada pela unidade i e n é a riqueza de unidades

Trata-se da mesma fórmula do índice de diversidade de Shannon (Magurran, 1988), comumente usado para comunidades biológicas. Este índice não apresenta valores limites e não é sensível à disposição espacial das unidades da paisagem. Quanto maior o valor, maior a riqueza ou igualdade na distribuição das áreas ocupadas por cada classe (Metzger, 2006).

Todas as métricas, com exceção da *densidade de borda*, foram calculadas a partir dos arquivos vetoriais de classificação, sendo as áreas de cada classe e cobertura natural total calculadas no ArcGIS 9.2 e estas áreas usadas para a aplicação da fórmula de heterogeneidade.

Para calcular a *densidade de borda*, as classes naturais foram consideradas como hábitat e as classes antrópicas como matriz ou não-hábitat. Desta forma, foi considerado como borda, apenas o contato entre duas classes: hábitat e matriz, já que a intenção aqui era obter uma medida parcial da fragmentação de hábitat, mais precisamente do grau de ruptura da área de hábitat disponível para a mastofauna.

Os arquivos vetoriais de classificação com apenas duas classes (hábitat e matriz) foram convertidos para o formato matricial, com tamanho de célula de 30 m (equivalente à resolução espacial da imagem de satélite original), no programa ArcGIS 9.2. A conversão foi feita a fim de se medir a proporção de células (i.e. *pixels*) de contato entre as classes hábitat e não-hábitat, dentro de toda a área do sítio. Alternativamente, quando o cálculo é feito com base no arquivo vetorial, além do resultado ser expresso em unidade de distância (e.g. metros, quilômetros, etc) as bordas externas, que delimitam a paisagem, são quantificadas, o que se pretendeu evitar. Os cálculos de densidade de borda foram feitos no programa Fragstats 3.3 (McGarigal et al., 2002).

As medidas de perda de cobertura foram calculadas subtraindo-se a cobertura natural entre um ano e outro do período analisado.

2.4.3 Dados biológicos

Os dados biológicos, usados como variáveis dependentes foram: *riqueza de espécies* (S), *riqueza de carnívoros* (Sc), *nº total de registros independentes de carnívoros, com exceção de Nasua nasua* (abundC) e *nº total de registros independentes de espécies com mais de 20 kg* (abundG).

O inventário da biodiversidade ou a medida de riqueza de espécies é normalmente o primeiro passo para a realização de qualquer estudo ecológico ou avaliação do estado de conservação de um determinado local, sendo as medidas de riqueza e diversidade frequentemente usadas como indicadores de qualidade ou equilíbrio de sistemas ecológicos (Magurran, 1988). Este conhecimento local básico é de grande importância para a condução de projetos de conservação (Santos, 2006). Em estudos ecológicos, medidas de riqueza são comumente associadas a variáveis ambientais, na tentativa de entender os fatores que afetam a distribuição e abundância das espécies, tema central na Ecologia (Begon et al., 1996). Por esta razão, a riqueza de espécies foi selecionada como uma variável biológica a ser medida e confrontada com a estrutura da paisagem.

As espécies da ordem Carnivora, por serem predominantemente predadores, indicam a presença de espécies de presas e vivem em baixa densidade e, por isso, demandam áreas maiores para a manutenção de populações viáveis (Chiarello et al., 2008). Por este motivo, eles foram selecionados como um grupo ecologicamente mais exigente. O número absoluto ou relativo de registros em estudos com armadilhas fotográficas, embora

não represente uma medida clara de abundância é muitas vezes usado como uma aproximação desta medida (e.g. Tobler et al., 2008) A espécie *Nasua nasua* foi excluída do número total de registros, por ser oportunista e sua presença estar muito associada a ambientes antropizados. Como estes animais são comuns e abundantes em estudos com armadilhas fotográficas (e.g. Trolle, 2003, Alves & Andriolo, 2005; Juarez, 2008), a inclusão da espécie no número total de registros de carnívoros, poderia causar um viés na interpretação dos resultados, já que o objetivo na medida deste parâmetro é quantificar os registros de espécies ecologicamente mais exigentes.

As espécies de grande porte, apesar de incluir herbívoros e frugívoros, também vivem em densidades relativamente baixas e também são frequentemente usadas como indicadores de qualidade do ambiente (e.g. Morrison et al., 2007). Sendo assim, este parâmetro também foi quantificado.

Como o esforço de coleta foi diferente para cada sítio de amostragem, todos os dados de riqueza e número de registros foram corrigidos, a fim de padronizar as amostras. A riqueza total e riqueza de carnívoros foi padronizada com base na menor amostra (sítio 3), a partir da técnica de rarefação, conforme descrito no capítulo 1. Já o número de registros, tanto de carnívoros quanto de espécies de grande porte, foi dividido pelo esforço de amostragem em armadilhas-dia.

2.4.4 Análise de dados

Este item descreve os procedimentos metodológicos adotados para as análises de dados, cujos detalhes podem ser encontrados em Zuur et al. (2009). Os principais passos para o desenvolvimento das análises de modelagem ecológica foram: (1) análise exploratória; (2) definição *a priori* de modelos; (3) forma das curvas; (4) seleção de

modelos com base no Critério de Informação de Akaike (AIC); (5) análise de resíduos; (6) representação gráfica.

Análise exploratória das variáveis

Antes de propor modelos conceituais para testar se a influência da estrutura da paisagem (i.e. variáveis independentes – VI; ou variáveis explanatórias) sobre as variáveis biológicas (i.e. variáveis dependentes – VD; ou variáveis resposta), foi testada a correlação entre todos os pares de VI e VD, a fim de explorar o comportamento das mesmas, observando se existe correlação entre cada par e qual a tendência e magnitude da relação. As análises foram feitas no programa R v2.7.1 (R Development Core Team, 2008). Foi utilizada a função `pairs()` do pacote base do R, mas com as adaptações propostas por Zuur et al. (2009), em seu pacote AED (i.e. *Analysis Exploratory of Data*). Como resultado deste pacote, foram gerados gráficos de dispersão pareados, para visualização da dispersão de cada variável com todas as demais, par a par. O pacote AED apresenta ainda uma linha de tendência suavizada (não necessariamente linear), que é gerada pela função `loess()`, cujo objetivo é identificar tendências não-lineares com base em janelas locais (i.e. considerando valores anteriores e posteriores para cada valor do eixo X; ver resultados). Apresenta-se ainda o histograma para cada variável, bem como a correlação de Pearson entre pares de variáveis. A Figura 1 ilustra o produto de saída deste tipo de análise exploratória para quatro variáveis hipotéticas.

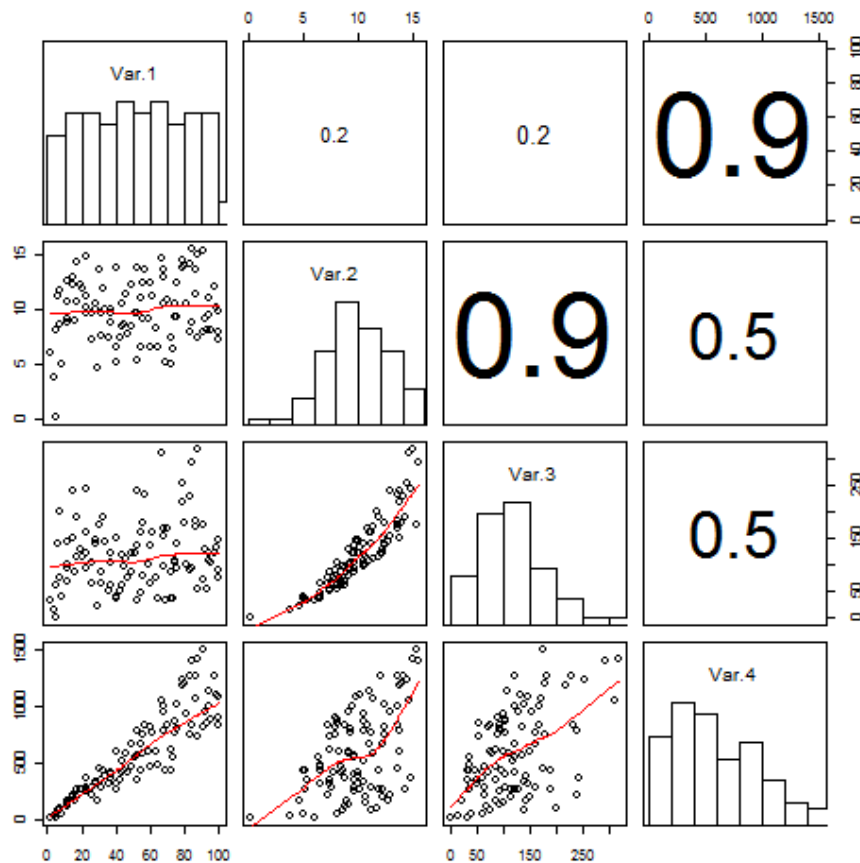


Figura 1: Exemplo de representação gráfica de análise exploratória com quatro variáveis hipotéticas. Na diagonal principal observa-se o histograma de cada variável; na diagonal inferior encontram-se os gráficos de dispersão pareados, com as linhas de tendência geradas pela função "loess" (em vermelho); na diagonal superior estão os coeficientes de correlação de Pearson entre cada par de variáveis, onde o tamanho do texto é proporcional ao coeficiente de correlação.

Teste de Mantel para auto-correlação espacial

Ainda como parte das análises exploratórias, uma das preocupações é se existe auto-correlação espacial, ou seja, se há alguma tendência dos sítios mais próximos apresentarem padrões semelhantes para as variáveis resposta. Legendre e Legendre (1998) propõem o teste de Mantel como uma alternativa para identificar estruturas espaciais nos dados. Para certificar-se sobre a existência ou não de auto-correlação espacial nos dados, foi gerada uma matriz de distância entre todos os pares de coordenadas geográficas dos sítios

amostrados. Da mesma forma foi gerada, para cada variável resposta, uma matriz de distância para todos os pares de sítios. As análises foram realizadas no pacote `vegan` do R, e usou as funções `dist()` para gerar matrizes de distâncias euclidianas, e a função `mantel()` para testar as auto-correlações. Esta última função permite realizar permutações para estimar a auto-correlação média, bem como sua significância. O resultado esperado é que não haja auto-correlação, ou seja, que as correlações sejam baixas e/ou não significativas. Em cada teste foram simuladas 1000 permutações, para se estimar as correlações e suas respectivas significâncias. Para a variável S a correlação foi $r = -0,25$ ($p=0,88$), para Sc foi obtido $r=0,11$ ($p=0,29$), para abundC foi observado $r=0,44$ ($0,08$), e para abundG $r=-0,07$ ($p=0,42$). Em nenhum dos casos foi observada a presença de auto-correlação. Como os resultados dos testes de Mantel não revelaram estrutura espacial, consideramos que os procedimentos de análises e modelagens apresentadas a seguir não são influenciados significativamente pela estrutura espacial dos dados.

Definição a priori de modelos

Visando entender a influência da estrutura pretérita e recente e da dinâmica da paisagem sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte, foram propostos dois conjuntos de modelos, sendo um com uma única variável (modelos simples), e outro com duas variáveis (modelos compostos). A abordagem de análise adotada neste estudo é o de múltiplas hipóteses concorrentes, e segue os preceitos propostos por Akaike (Burnham & Anderson, 2002; ver descrição no próximo item). O primeiro conjunto de modelos *a priori* inclui somente uma variável explanatória (VI) ecologicamente relevante, de forma a representar a estrutura pretérita (1989 e 2001), a estrutura recente (2007) e a dinâmica da

paisagem no período analisado (1989 a 2001, 1989 a 2007 e 2001 a 2007). As variáveis explanatórias que participaram dos modelos simples e compostos encontram-se listadas na Tabela 1.

Tabela 1: Lista de variáveis independentes que compõem os modelos simples e compostos propostos para explicar os padrões biológicos atuais encontrados para a mastofauna de médio e grande porte em Água Boa, MT, Brasil.

Sigla da variável independente (VI)	Descrição
ed89	Densidade de borda em 1989
ed01	Densidade de borda em 2001
ed07	Densidade de borda em 2007
mata89	Percentual de cobertura de mata de galeria em 1989
mata01	Percentual de cobertura de mata de galeria em 2001
mata07	Percentual de cobertura de mata de galeria em 2007
nat89	Percentual de cobertura de vegetação nativa em 1989
nat01	Percentual de cobertura de vegetação nativa em 2001
nat07	Percentual de cobertura de vegetação nativa em 2007
h89	Heterogeneidade ambiental em 1989
h01	Heterogeneidade ambiental em 2001
h07	Heterogeneidade ambiental em 2007
perda_89_01	Perda de cobertura nativa de 1989 a 2001
perda_01_07	Perda de cobertura nativa de 2001 a 2007
perda_89_07	Perda de cobertura nativa de 1989 a 2007

Forma das curvas entre variáveis resposta vs independentes

A forma mais simples de relação entre um par de variáveis é sem dúvida a relação linear, na qual se observa um acréscimo crescente ou decrescente constante na variável resposta, para cada unidade que se modifica na variável explanatória (Zuur et al., 2009). Entretanto, é sabido que nem todas as variáveis resposta se comportam de forma linear. O exemplo clássico e comum na natureza de resposta não-linear é a relação da curva espécie-área (ou SAR: *Species-Area Relationship*; Arrhenius, 1921), também chamada de

"potência", "power" ou log-log na literatura (Lomolino, 2000; Lomolino, 2001; Drakare et al., 2006). Nesta relação pode-se observar um acréscimo (linear ou não) no número de espécies, conforme aumenta a área amostrada. Mas, depois de um certo limiar, que pode variar de acordo com o taxon, região ou escala (Lomolino, 2001), por mais que se aumente a área amostrada, a variável resposta (i.e. número de espécies) tem pouca mudança (Arrhenius, 1921; Lomolino, 2000; Drakare et al., 2006). Existem inúmeras outras formas de curvas apresentadas na literatura (e.g. sigmóide; Lomolino, 2001), dentre as quais a curva exponencial recebe especial destaque. Nesta, para determinada região do eixo X - referente à variável independente -, conforme se adiciona uma unidade, a variável resposta é incrementada positiva ou negativamente de forma exponencial (Lomolino, 2000). Desta forma, optamos por testar, para cada modelo proposto *a priori*, curvas do tipo linear, exponencial e potência ("power") como relações possíveis para cada variável explanatória (modelos da Tabela 1). Ao todo foram listados 45 modelos (3 tipos formas de curva * 15 modelos *a priori*) para explicar cada variável resposta. As equações que representam os tipos de curva são:

Modelos Simples:

$$\text{Modelo linear: } VD = a + b * VI$$

$$\text{Modelo exponencial: } VD = a + b * \log(VI)$$

$$\text{Modelo potência: } VD = a * VI^b$$

Modelos Compostos:

$$\text{Modelo linear: } VD = a + b * VI_1 + c * VI_2$$

$$\text{Modelo exponencial: } VD = a + b * \log(VI_1) + c * \log(VI_2)$$

$$\text{Modelo potência: } VD = a * VI_1^b * VI_2^c$$

Onde: VD=variável dependente (resposta); VI=variável independente (explanatória), a, b e c são parâmetros estimados pela regressão; os modelos compostos apresentam índices 1 e 2 subscritos para identificar cada variável independente.

Seleção de Modelos por AIC

Para ajustar os modelos propostos para cada variável resposta, foi utilizado o princípio de máxima verossimilhança (Burnham & Anderson, 2002; Zuur et al., 2009). Nessa abordagem os modelos mais plausíveis são selecionados com base no Critério de Informação de Akaike (AIC; Burnham & Anderson, 2002). Como o esforço amostral é considerado baixo, adotou-se a correção para amostras pequenas (AICc) proposto por Burnham & Anderson (2002). Os valores de AICc são calculados com base no log da verossimilhança máxima. O AIC pode ser entendido como uma medida de desvio entre o modelo proposto e a distribuição real dos dados. Como nem sempre se conhece qual a distribuição dos dados, adota-se como referência o modelo com menor AICc, ou seja, o mais plausível de explicar a estrutura ou padrões dos dados em análise na variável resposta. A diferença entre o menor valor de AICc (modelo mais plausível) e o valor do modelo em questão é conhecido como delta-AICc ($\Delta AICc$) e define a relevância de cada modelo concorrente para explicar o padrão observado na variável resposta. Segundo a teoria da informação de Akaike (ver Burnham & Anderson, 2002) se o $\Delta AICc$ for maior que dois, o modelo não agrega explicação ao modelo mais plausível (menor AICc). Por outro lado, modelos com valores de $\Delta AICc < 2$ são considerados modelos tão plausíveis quanto o melhor modelo, podendo ser modelos alternativos (ou complementares) para explicar os padrões detectados na variável resposta. Além do $\Delta AICc$, a literatura também sugere

calcular o $wAIC$, que mede o suporte para o modelo, ou conjunto de modelos, e é representado em valores percentuais. Logo, se um modelo apresentar $wAIC = 0,6$, significa que 60% das vezes que se analisar um conjunto de dados com a mesma estrutura de informações, o modelo em questão será selecionado com plausível para explicar os padrões observados.

A vantagem do Critério de Informação de Akaike para uma simples comparação de razões de verossimilhança é a inclusão de uma penalidade para os modelos que possuem mais de uma variável explanatória, uma vez que modelos com mais dimensões (i.e., mais variáveis) naturalmente têm maior possibilidade de explicar padrões biológicos. No entanto, neste estudo, como o número de amostras é relativamente pequeno, o valor estimado de correção do AIC (ou seja, c) para um parâmetro adicional no modelo é muito superior ao valor dois. Logo, qualquer modelo composto de mais de uma variável explanatória, por mais poder explicativo que agregue, não é capaz de concorrer com os modelos simples. Desta forma, considerando o esforço amostral reduzido, e a impossibilidade de se comparar modelos com uma e com duas variáveis explanatórias, optou-se por realizar as análises em duas etapas.

Na primeira etapa, apresentada acima, concorreram somente modelos que incluem uma variável independente. Entretanto, para cada variável, foram testadas as três formas de curva (linear, exponencial e potência). Com base na seleção dos modelos, foram elencados os modelos mais plausíveis para explicar cada variável resposta de interesse. Em um segundo momento, um novo conjunto de modelos, agora compostos por duas variáveis, concorreu para explicar os mesmos padrões, sendo a primeira variável necessariamente aquela presente nos modelos mais plausíveis identificados na primeira fase. A forma da

curva para modelos compostos obedeceu às mesmas formas (linear, exponencial e potência) identificadas nos modelos simples.

Todas as análises estatísticas foram realizadas na linguagem R v2.7.1 (R Development Core Team, 2008). Os modelos lineares e exponenciais foram estimados por meio da função `glm()`, enquanto os modelos de potência utilizaram a função `mle2()`¹ do pacote `bbmle` (Bolker, 2008).

Análise de resíduos

A validação dos modelos é uma fase importante de qualquer procedimento de modelagem. Uma das diversas formas de se proceder com tal validação é avaliar a distribuição dos resíduos estimados com cada modelo. Um bom modelo, se aplicado aos dados originais, deve gerar resíduos (i.e., desvios entre os valores originais e os estimados) que estejam distribuídos ao longo do valor 0 (zero) do eixo da variável estimada. Além disso, idealmente, espera-se que os resíduos estejam distribuídos de forma aleatória ao longo do eixo X, onde está a variável resposta estimada. Sendo assim, pode-se refutar um modelo caso sejam observados padrões nos resíduos, como em forma de cone (i.e., conforme aumentamos o eixo X, observamos aumento ou diminuição sistemática da amplitude do resíduo), ou ainda tendência de aumento ou diminuição sistemática dos valores destes resíduos conforme aumentamos o valor da variável estimada.

Desta forma, neste estudo, para cada modelo selecionado como plausível para explicar as variáveis respostas na primeira fase (modelos simples), realizou-se uma análise de resíduos. Essa análise foi essencial para a realização da segunda etapa da modelagem,

¹ mle é a sigla para *maximum likelihood estimator*

que contemplou a inclusão de uma segunda variável explanatória aos modelos selecionados na primeira fase (modelagem com apenas uma VI). Espera-se que a porção da variância não explicada pela primeira variável do modelo (i.e., variável com maior contribuição para explicar os padrões) é atribuída como resíduo (variância não explicada), o qual a segunda variável tentará explicar.

Representação gráfica

A fase final do processo de modelagem é a representação gráfica, a qual foi dividida em três conjuntos. O primeiro diz respeito aos gráficos de dispersão, histogramas das variáveis, e estimativa da linha de tendência e da correlação entre todos os pares de variáveis, sejam dependentes ou independentes.

O segundo conjunto de representações gráficas diz respeito à primeira fase da modelagem, onde foi incorporada somente uma variável ao modelo. Gerou-se, para cada variável resposta, e para cada modelo selecionado como plausível, um gráfico de dispersão, onde no eixo X estão as variáveis explanatórias (VIs), e no eixo Y as variáveis respostas (VDs). A esses gráficos foi adicionada também a curva estimada, para efeito de inspeção visual de como esta se ajustou aos dados originais.

O terceiro conjunto diz respeito aos modelos com duas VIs. Para analisar modelos com duas dimensões, torna-se difícil representar as duas VIs e a VD em um único gráfico de dispersão. Desta forma, adotou-se uma representação bivariada (Bivand et al., 2008), ou seja, no eixo X e Y incluímos cada uma das VIs, e no eixo Z temos a variável resposta (VD). Há duas alternativas para este tipo de representação: (i) representar o terceiro eixo Z como uma superfície de resposta (semelhante a um modelo de terreno tri-dimensional) e (ii)

gerar uma imagem planificada e, por meio de gradações de cores (ou tons de cinza), atribuir os níveis da variável reposta. Para este estudo foi considerada esta segunda alternativa.

A representação bivariada foi gerada com auxílio do pacote `akima()`, que permite a interpolação entre dados irregularmente espaçados, como este caso. Sobre esta representação foi adicionada a localização no espaço bidimensional (i.e., par de variáveis explanatórias) onde cada um dos pontos de coleta está posicionado. Cabe a ressalva de que, apesar da imagem gerada variar em todo gradiente de amplitude para cada VI analisada, acreditamos que a melhor região de ajuste dos modelos esteja inserida dentro de uma região imaginária onde se observa a distribuição de pontos bivariados, ou seja, aquela delimitada pelo Mínimo Polígono Convexo traçado com base nos pontos.

3 RESULTADOS

3.1 Análise temporal da estrutura da paisagem

Para o período de tempo analisado, alguns sítios de amostragem apresentaram mudanças substanciais na perda de cobertura de vegetação nativa, enquanto outros sofreram mudanças menos expressivas, mas sempre com decréscimo de cobertura (Tabela 2, Figura 1 e Anexo I).

Tabela 2: Parâmetros da paisagem medidos com base em imagens de 1989, 2001 e 2007 em cada sítio de amostragem em Água Boa, MT.

sítio	Cobertura nativa (ha)			Área de mata (ha)			Densidade de borda			Heterogeneidade ambiental		
	1989	2001	2007	1989	2001	2007	1989	2001	2007	1989	2001	2007
1	1757	1504	1154	519	519	519	14,21	16,98	18,90	1,33	1,29	1,11
2	2394	1538	853	515	505	505	5,74	18,70	21,66	1,19	1,30	0,85
3	972	772	778	445	429	429	19,44	20,91	20,85	1,01	0,88	0,88
4	1717	1522	1120	494	486	486	23,96	29,85	29,61	1,35	1,29	1,03
5	1960	1748	1727	1629	1312	1323	19,56	26,92	27,25	0,98	1,12	1,10
6	597	438	447	182	174	174	14,93	13,76	14,11	0,75	0,61	0,62
7	1287	1176	847	399	384	382	24,91	28,19	27,53	0,98	1,01	0,87
8	2375	2304	2288	458	458	458	6,17	7,07	7,36	0,81	0,85	0,86

Nenhum sítio apresentou ganho líquido em área de cobertura nativa, como resultado de um processo de regeneração. Nos 18 anos observados, as paisagens apresentaram uma perda de área de vegetação nativa entre 3,7% a 64,3% em relação à cobertura existente em 1989. O maior percentual de perda foi registrado no sítio de maior cobertura nativa em 1989 (sítio 2) e a menor alteração observada no segundo colocado deste ranque (sítio 8). Os dois sítios com menor cobertura nesta época apresentaram uma perda entre 20 e 25%. Entre as classes de mapeamento, a que apresentou maior perda de 1989 a 2007 foi a classe cerrado, com redução média de 60%, atingindo 99% no sítio 2. As fisionomias de mata

foram relativamente pouco alteradas, apresentando em média 4,3% de perda, com um máximo de 18,9%. A maior parte das porções de várzea existentes nos sítios se regenerou, aumentando sua cobertura total.

Todos os sítios sofreram incremento na densidade de borda. Este incremento nem sempre foi resultado de uma quebra de continuidade das porções de hábitat, sendo muitas vezes apenas em função de uma mudança de forma das manchas de hábitat. De maneira geral, as manchas tornaram-se mais irregulares, i.e., mais distantes de uma forma circular.

Dois dos oito sítios apresentaram incremento na heterogeneidade ambiental. Ambos estavam entre os sítios de maior cobertura nativa em 1989. O aumento da heterogeneidade aconteceu, possivelmente, em decorrência da conversão de cobertura nativa em monoculturas ou pastagens. Os demais sítios tiveram sua heterogeneidade reduzida no período analisado, sendo que o sítio 2 apresentou um ganho de 1989 a 2001, seguido de uma brusca queda desta medida em 2007. Este sítio foi o que mais sofreu perda de cobertura no período de 18 anos.

As Figuras 2, 3 e 4 mostram uma representação gráfica das alterações sofridas em cada sítio em relação a cobertura de vegetação nativa, densidade de borda e heterogeneidade ambiental, para as três datas estudadas.

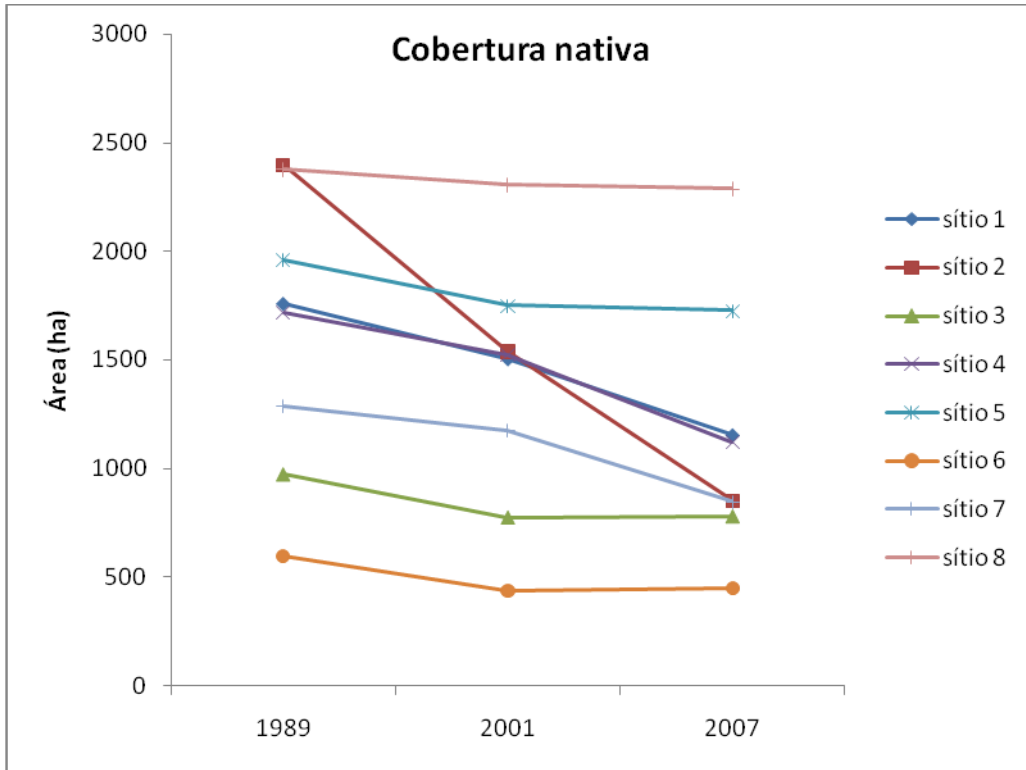


Figura 2: Mudanças na cobertura nativa nos oito sítios de amostragem em Água Boa, MT, baseada nas classificações de 1989, 2001 e 2007.

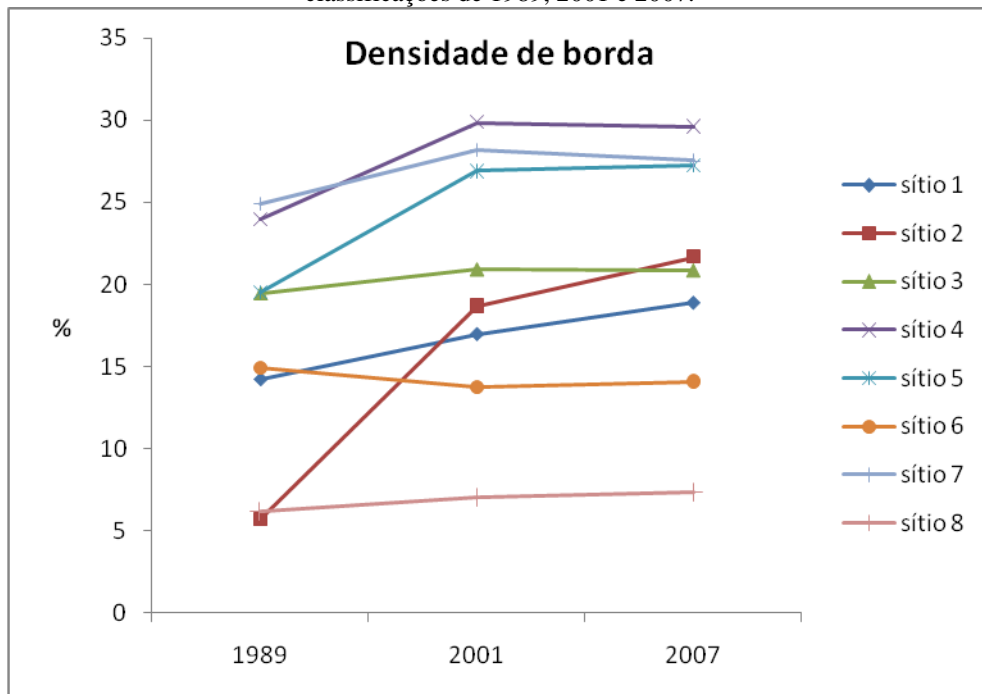


Figura 3: Mudanças na densidade de borda nos oito sítios de amostragem em Água Boa, MT, baseada nas classificações de 1989, 2001 e 2007.

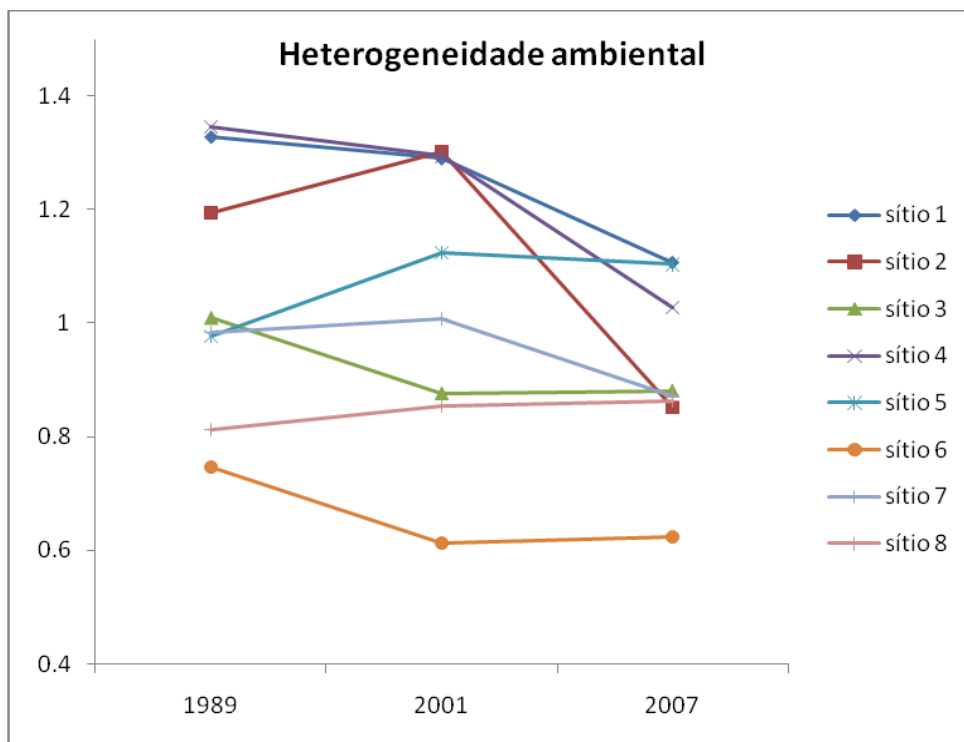


Figura 4: Mudanças na densidade de borda nos oito sítios de amostragem em Água Boa, MT, baseada nas classificações de 1989, 2001 e 2007.

3.2 Influência da estrutura da paisagem pretérita e recente na comunidade de mamíferos de médio e grande porte

3.2.1 Análise exploratória das variáveis

As Figuras 5 a 7 mostram o resultado da análise exploratória dos dados.

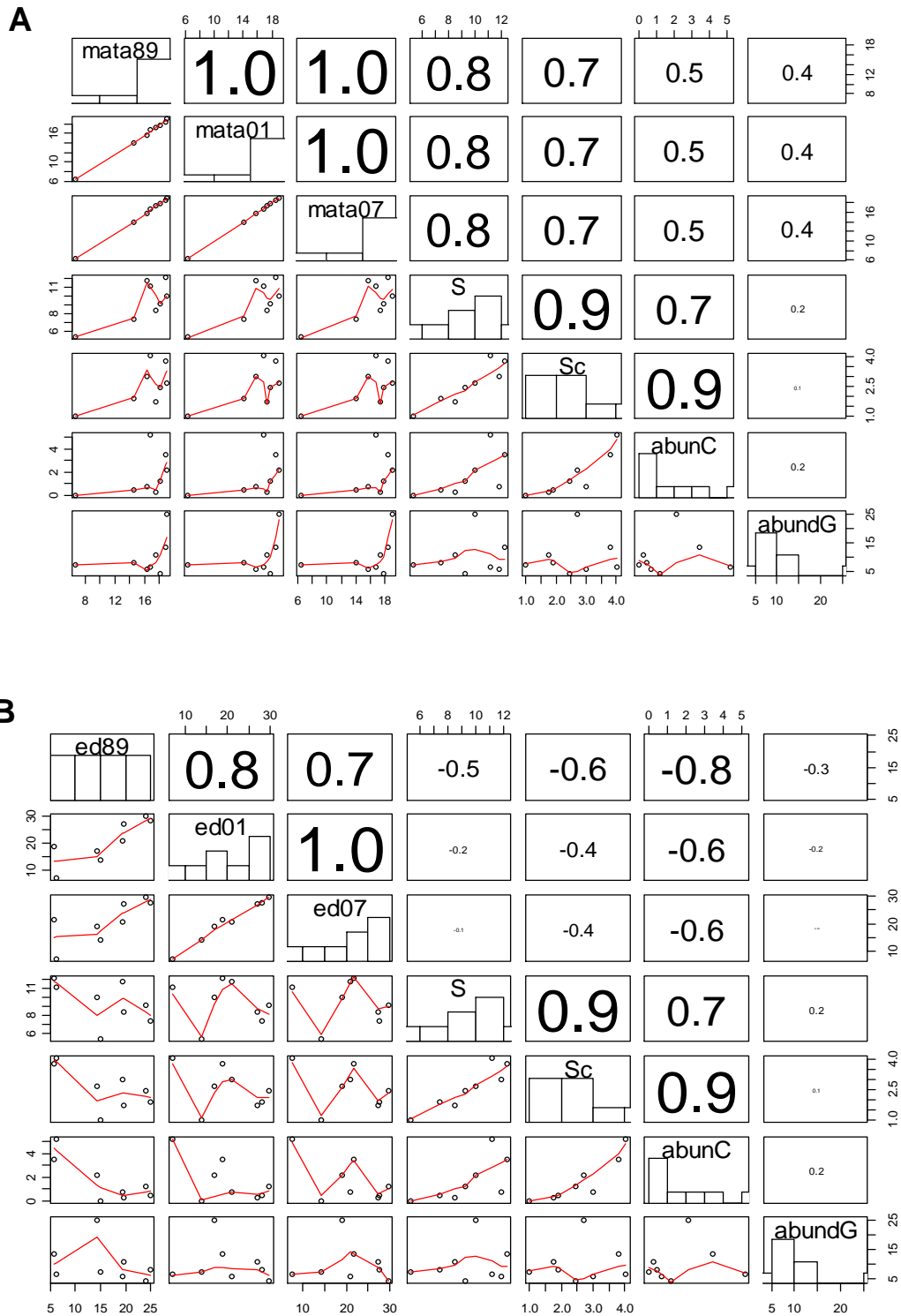


Figura 5: Resultados da análise exploratória dos dados. A: Correlações entre as variáveis explanatórias mata89, mata01 e mata07 e todas as variáveis resposta. B: Correlações entre as variáveis explanatórias ed89, ed01 e ed07 e todas as variáveis resposta.

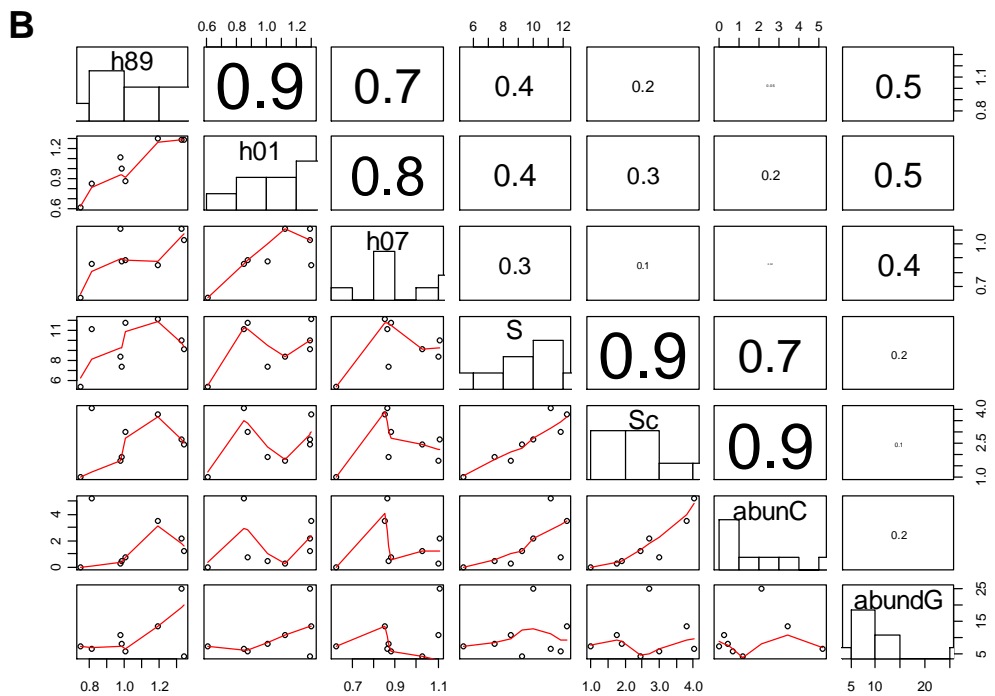
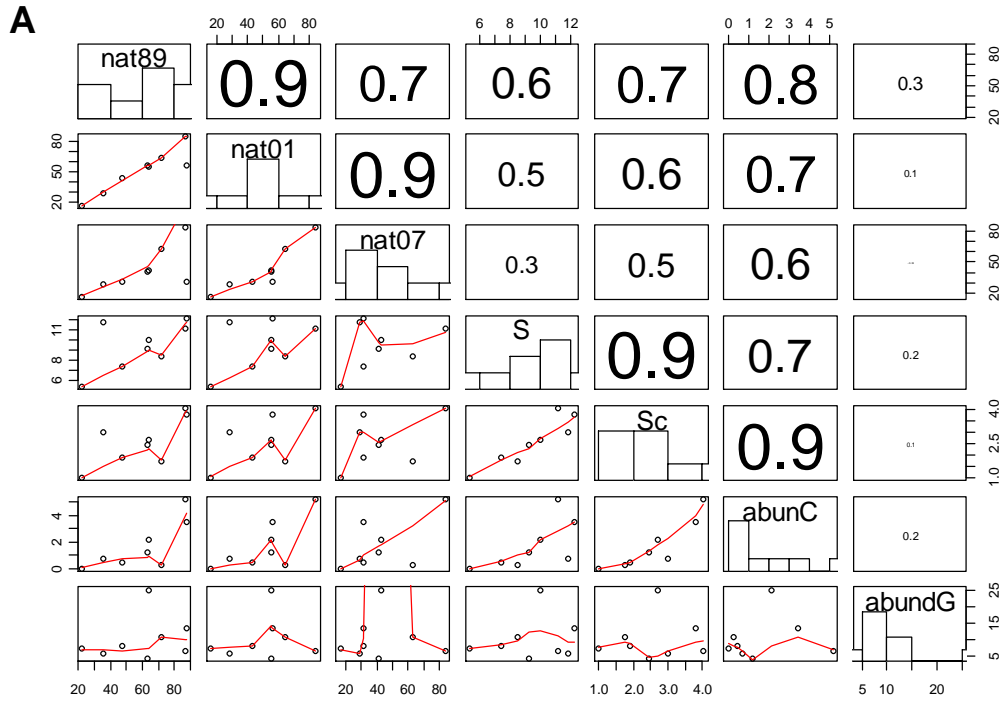


Figura 6: Resultados da análise exploratória dos dados. A: Correlações entre as variáveis explanatórias nat89, nat01 e nat07 e todas as variáveis resposta. B: Correlações entre as variáveis explanatórias h89, h01 e h07, e todas as variáveis resposta.

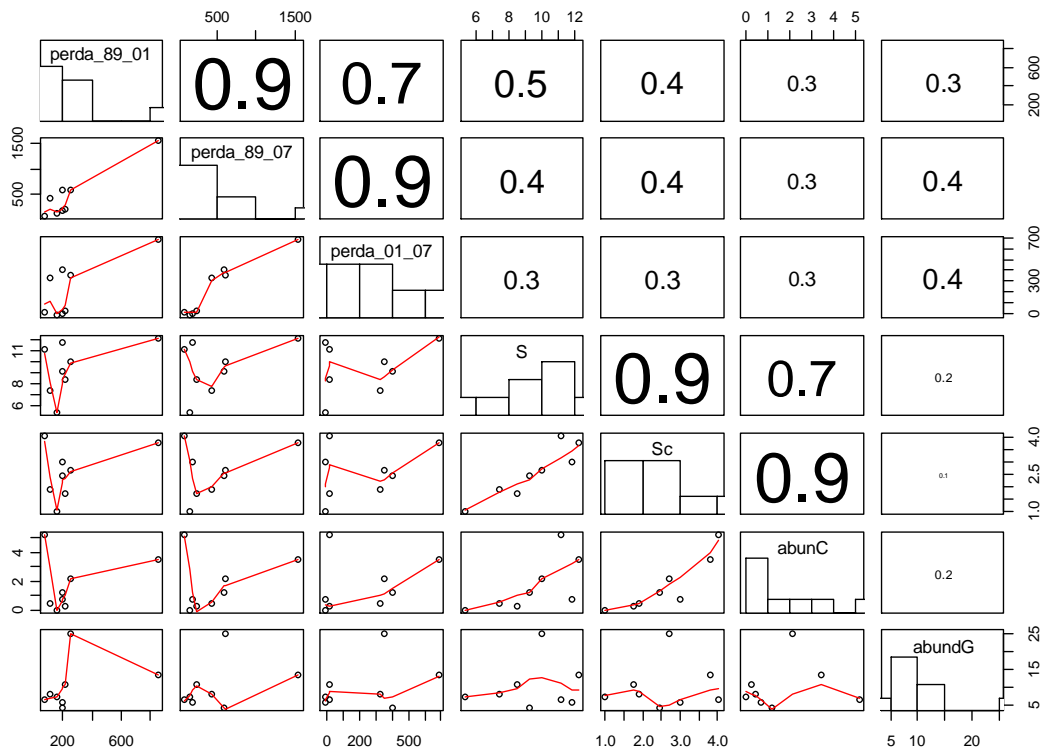


Figura 7: Resultados da análise exploratória dos dados. Correlações entre as variáveis explanatórias perda89_01, perda01_07 e perda 89_07 e todas as variáveis resposta.

Os resultados mostraram uma alta correlação entre as variáveis explanatórias mata89, mata01 e mata07 (r de Pearson = ~ 1), indicando que a inclusão das três variáveis nos modelos propostos seria redundante. Em virtude disso, foi usada apenas a variável mata07 (mais recente) para compor a lista de modelos concorrentes. A maioria das demais variáveis não se mostraram muito correlacionadas, de forma a impedir que fossem usadas como variáveis explanatórias complementares nos modelos, com exceção de ed01 e ed07 que também apresentou correlação muito elevada ($r = \sim 1$). Cabe ressaltar que também apresentaram forte correlação entre si as variáveis dependentes S x Sc e Sc x abunC ($r = 0,9$) e as variáveis independentes e nat89 x nat01, nat01 x nat07, h89 x h01, perda89_01 x perda89_07 e perda01_07 x perda89_07 ($r = 0,9$). Entretanto, optamos por manter tais

variáveis durante o processo de modelagem, e explorar a eficiência das mesmas em explicar os padrões das VDs a partir do processo de seleção de modelos.

3.2.2 Seleção de modelos por AIC

A seguir são apresentados os resultados do processo de seleção de modelos por AIC, para as variáveis S, Sc e abunC, tanto para modelos simples quanto compostos.

Para a variável riqueza (S), o único modelo simples selecionado como plausível foi o modelo que inclui a variável mata07 (Tabela 3), cuja forma da curva é de potência. Este modelo apresentou wAIC de 0,49. Segundo o modelo selecionado ($S = 1,58 * mata07^{0,65}$), a riqueza local de mamíferos de médio e grande porte é maior, quanto maior o percentual de cobertura de mata presente em um sítio. A Figura 8 apresenta graficamente o modelo mais plausível, bem como os pontos observados. Ao se avaliar a distribuição de resíduos, foi observado um bom ajuste do modelo, uma vez que os resíduos estão organizados de forma aleatória e variando em torno do valor zero, quando contrastados com a variável estimada de S.

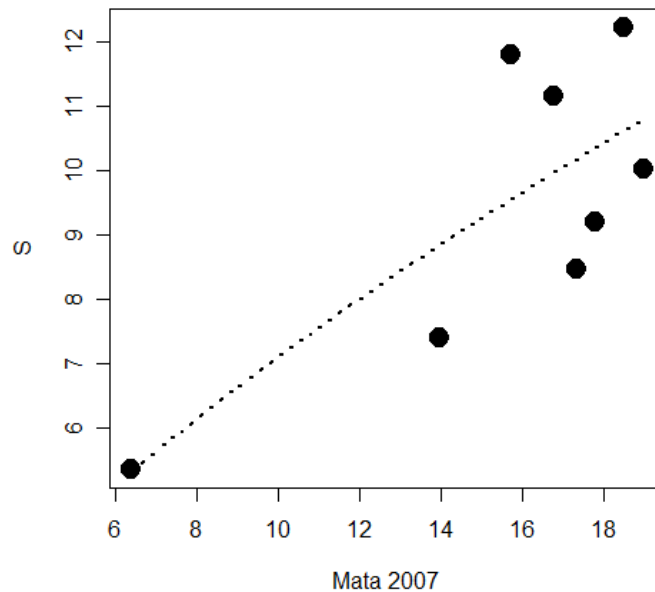


Figura 8: Representação do modelo simples mais plausível para explicar a variação de riqueza nos sítios de amostragem em Água Boa, MT.

Tabela 3: Seleção de modelos simples pelo Critério de Informação de Akaike, que melhor explicam a variação de riqueza nos oito sítios de amostragem no município de Água Boa, MT. O modelo considerado plausível está representado em negrito, ($\Delta AICc = 0$). As siglas LIN, EXP e POW representam respectivamente os tipos de curva linear, exponencial e potência.

Modelo	loglik*	AICc	$\Delta AICc$	wAIC	a	b
POW_mod_S_mata07	-14,13	40,26	0,00	0,49	1,58	0,65
EXP_mod_S_nat89	-15,61	43,21	2,95	0,11	-2,92	3,09
POW_mod_S_ed89	-16,25	44,51	4,25	0,06	17,13	-0,23
EXP_mod_S_nat01	-16,26	44,53	4,27	0,06	0,29	2,40
EXP_mod_S_h01	-16,56	45,12	4,86	0,04	9,38	4,28
LIN_mod_S_perda_89_01	-16,57	45,15	4,89	0,04	8,28	0,00
LIN_mod_S_perda_89_07	-16,82	45,63	5,38	0,03	8,42	0,00
EXP_mod_S_h89	-16,82	45,64	5,38	0,03	9,31	4,69
EXP_mod_S_nat07	-16,82	45,64	5,38	0,03	2,19	2,00
EXP_mod_S_h07	-16,98	45,97	5,71	0,03	9,94	4,88
EXP_mod_S_perda_01_07	-17,04	46,08	5,82	0,03	8,03	0,35
LIN_mod_S_ed01	-17,47	46,94	6,68	0,02	10,66	-0,06
LIN_mod_S_ed07	-17,56	47,12	6,87	0,02	10,31	-0,04

* loglik = log da máxima verossimilhança

Na seleção de modelos compostos as variáveis de densidade de borda para as três datas (ed89, ed01 e ed07), combinadas com a variável mata07, apresentaram $\Delta AICc < 2$, sendo considerados como plausíveis para explicar a riqueza. A soma dos $wAICs$ foi de 0,58 (Tabela 4).

Tabela 4: Seleção de modelos compostos, do tipo potência, pelo Critério de Informação de Akaike, que melhor explicam a variação de riqueza nos oito sítios de amostragem no município de Água Boa, MT. Os modelos considerados mais plausíveis estão representados em negrito, ($\Delta AICc < 2$).

Modelo	loglik	AICc	$\Delta AICc$	wAIC	a	b	c
POW_mod_S_mata07_ed89	-12,14	45,61	0,00	0,31	3,04	0,57	-0,16
POW_mod_S_mata07_ed01	-12,91	47,15	1,54	0,14	2,35	0,68	-0,16
POW_mod_S_mata07_ed07	-13,04	47,41	1,80	0,13	2,25	0,69	-0,16
POW_mod_S_mata07_perda_01_07	-13,31	47,94	2,33	0,10	1,04	0,87	-0,04
POW_mod_S_mata07_nat01	-13,68	48,70	3,09	0,07	1,71	0,89	-0,19
POW_mod_S_mata07_h89	-13,80	48,93	3,32	0,06	1,08	0,80	-0,27
POW_mod_S_mata07_perda_89_01	-13,88	49,08	3,47	0,05	1,38	0,59	0,06
POW_mod_S_mata07_nat07	-13,90	49,14	3,53	0,05	1,77	0,75	-0,11
POW_mod_S_mata07_perda_89_07	-14,07	49,46	3,85	0,05	1,65	0,69	-0,02
POW_mod_S_mata07_nat89	-14,11	49,55	3,94	0,04	1,63	0,71	-0,05
POW_mod_S_mata07_h01	-50,05	121,44	75,83	0,00	439,29	-664,52	-13,36
POW_mod_S_mata07_h07	-51,14	123,61	77,99	0,00	383,18	-1226,88	34,85

Segundo o modelo mais plausível, a riqueza sofre um efeito combinado do percentual de cobertura de mata em 2007 e a densidade de borda em 1989 ($wAIC=0,31$), de forma que quanto maior a proporção de mata na paisagem e menor a densidade de borda em 1989, maior a riqueza de espécies em um sítio. A Figura 9 ilustra os modelos compostos mais plausíveis para explicar a variação de riqueza.

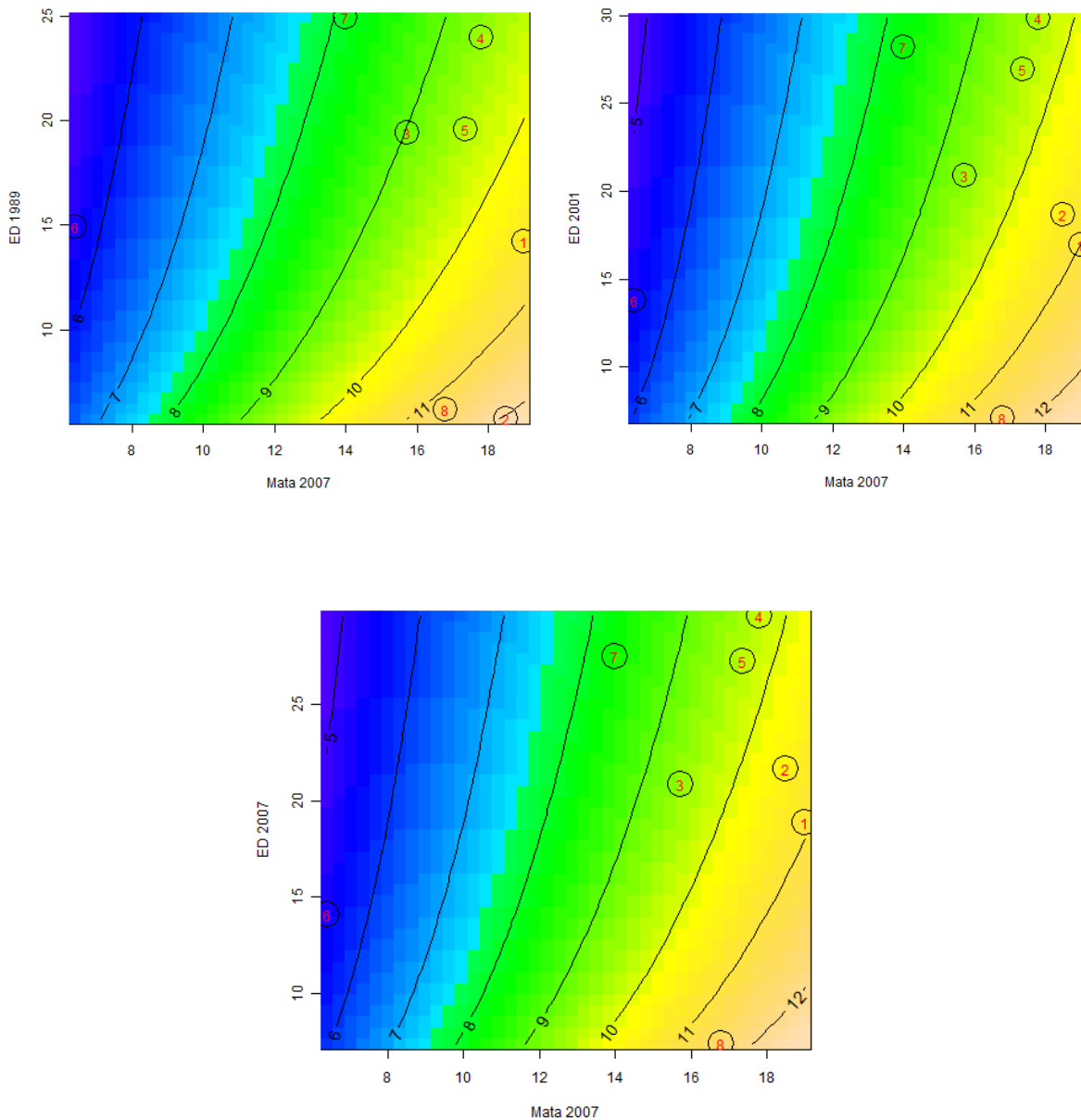


Figura 9: Representação gráfica dos modelos compostos mais plausíveis para explicar a variação de riqueza (S) nos sítios de amostragem em Água Boa, MT. As isolinhas representam alguns valores de S e as cores mostram o gradiente de variação desta VD, onde valores mais baixos estão representados pela cor azul, passando pelo verde (intermediários), e chegando ao amarelo (valores mais elevados).

Para a variável riqueza de carnívoros (S_c), três modelos simples foram selecionados como mais plausíveis, e juntos apresentam um suporte de $wAIC=0,68$. (Tabela 5). O modelo potência que tem como variável explanatória a densidade de borda em 1989 (ed89)

é o que apresenta maior suporte ($wAIC=0,32$) para explicar a riqueza de carnívoros. Os demais modelos selecionados como plausíveis são lineares e incluem as VIs percentual de cobertura nativa de 1989 e percentual de mata em 2007. (Tabela 5).

Tabela 5: Seleção de modelos simples, pelo Critério de Informação de Akaike, que melhor explicam a variação de riqueza de carnívoros nos oito sítios de amostragem no município de Água Boa, MT. Os modelos considerados mais plausíveis estão representados em negrito, ($\Delta AICc < 2$). As siglas LIN, EXP e POW representam respectivamente os tipos de curva linear, exponencial e potência.

Modelo	loglik	AICc	$\Delta AICc$	wAIC	a	b
POW_mod_Sc_ed89	-7,86	27,71	0,00	0,32	9,09	-0,49
LIN_mod_Sc_nat89	-8,17	28,34	0,63	0,23	0,70	0,03
LIN_mod_Sc_mata07	-8,76	29,51	1,80	0,13	-0,05	0,17
LIN_mod_Sc_nat01	-9,12	30,24	2,52	0,09	1,06	0,03
EXP_mod_Sc_nat07	-9,89	31,78	4,06	0,04	-1,19	1,04
POW_mod_Sc_ed01	-10,11	32,22	4,50	0,03	7,48	-0,37
LIN_mod_Sc_perda_89_01	-10,35	32,70	4,98	0,03	2,15	0,00
EXP_mod_Sc_ed07	-10,38	32,76	5,05	0,03	5,24	-0,90
LIN_mod_Sc_perda_89_07	-10,39	32,78	5,07	0,03	2,16	0,00
EXP_mod_Sc_perda_01_07	-10,41	32,83	5,11	0,02	1,92	0,16
EXP_mod_Sc_h01	-10,50	33,00	5,29	0,02	2,56	1,42
EXP_mod_Sc_h89	-10,79	33,59	5,87	0,02	2,55	1,25
EXP_mod_Sc_h07	-10,87	33,73	6,02	0,02	2,71	1,24

Segundo o melhor modelo potência, descrito pela equação $Sc = 9,09 * ed89^{-0,49}$, quanto maior a densidade de borda em 1989, menor é a riqueza atual de carnívoros. Os demais modelos, também indicados como plausíveis, descrevem que a riqueza varia de forma linear e positiva com o percentual de cobertura nativa em 1989 e o percentual de cobertura de mata. A Figura 10 mostra a representação gráfica dos modelos selecionados como mais plausíveis nesta análise. Ao se realizar a análise de resíduos destes três modelos, para todos os casos o resíduo se comportou de forma aleatória em torno do zero, quando comparados com os valores estimados para Sc.

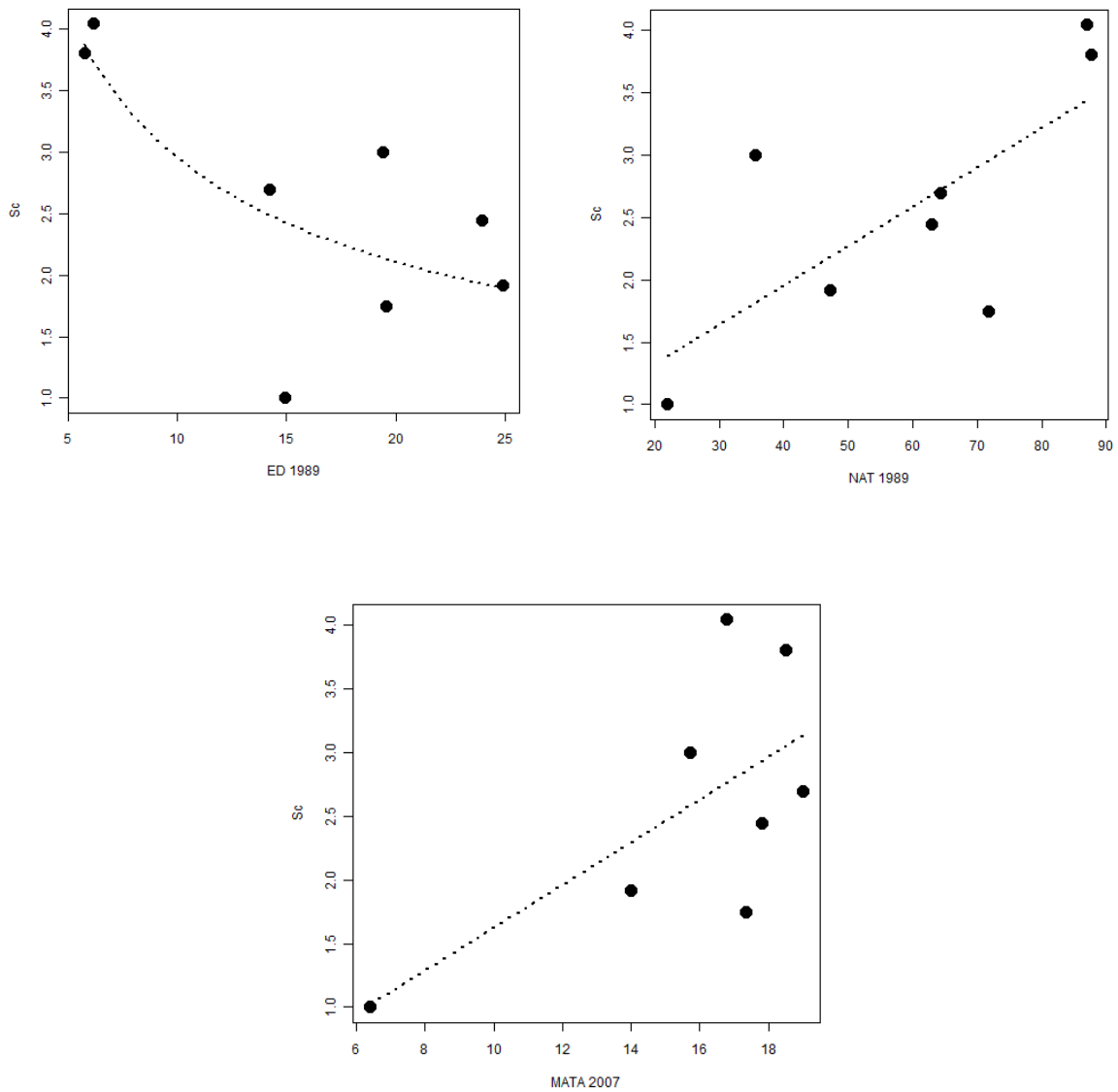


Figura 10: Representação dos modelos simples mais plausíveis para explicar a variação de riqueza de carnívoros nos sítios de amostragem em Água Boa, MT.

O único modelo composto selecionado para explicar a riqueza de carnívoros é do tipo linear e inclui como variáveis independentes mata07 e h07, com suporte $w_{AIC}=0,86$. Assim, a riqueza de carnívoros varia conforme a equação $Sc = 3.1 + 0,41 \cdot mata07 -$

7,60*h07. Portanto, a riqueza de carnívoros é maior quanto maior o percentual de mata e quanto menor a heterogeneidade da paisagem, conforme pode ser observado na Figura 11.

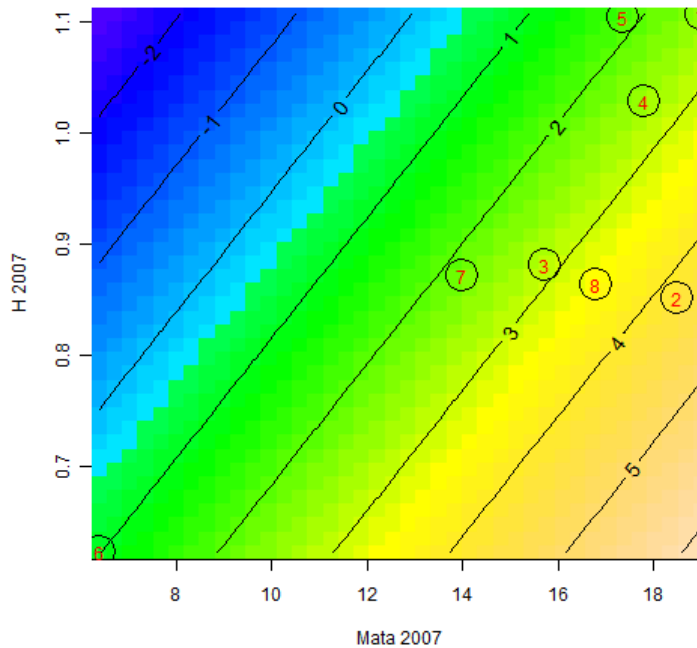


Figura 11: Representação gráfica do modelo composto mais plausível para explicar a variação de riqueza de carnívoros (Sc) nos sítios de amostragem em Água Boa, MT. As isolinhas representam alguns valores de Sc e as cores mostram o gradiente de variação desta VD, onde valores mais baixos estão representados pela cor azul, passando pelo verde (intermediários), e chegando ao amarelo (valores mais elevados).

A seleção de modelos simples que explicam a frequência de registros de carnívoros ($abundC$) apresentou um padrão mais claro, comparado aos demais dados biológicos, uma vez que apenas um modelo simples apresentou sozinho um suporte de $wAIC=0,80$ para esta VD. Este modelo tem como variável explanatória a densidade de borda em 1989, e é descrito pela equação $abundC = 27,26*(ed89)^{-0,93}$. O desempenho de todos os modelos concorrentes é mostrado na Tabela 6 e a Figura 12 mostra graficamente a variação de $abundC$ em relação à $ed89$ (melhor modelo). A análise de resíduo apresentou-se satisfatória.

Tabela 6: Seleção de modelos simples, pelo Critério de Informação de Akaike, que melhor explicam a variação de frequência de registros de carnívoros (abundC) nos oito sítios de amostragem no município de Água Boa, MT. O modelo considerado plausível está representado em negrito, ($\Delta AICc = 0$). As siglas LIN, EXP e POW representam respectivamente os tipos de curva linear, exponencial e potência.

Modelo	loglik	AiCc	$\Delta AICc$	wAIC	a	b
POW_mod_abunC_ed89	-9,6	31,2	0	0,79	27,26	-0,93
LIN_mod_abunC_nat89	-12,03	36,07	4,87	0,07	-0,91	0,06
POW_mod_abunC_ed01	-12,36	36,72	5,52	0,05	34,77	-0,91
LIN_mod_abunC_nat01	-12,57	37,15	5,95	0,04	-0,5	0,06
EXP_mod_abunC_ed07	-13,34	38,67	7,47	0,02	10,47	-2,63
LIN_mod_abunC_nat07	-13,81	39,62	8,42	0,01	0,52	0,05
LIN_mod_abunC_mata07	-14,63	41,26	10,06	0,01	-0,64	0,21
EXP_mod_abunC_perda_01_07	-15,21	42,41	11,21	0,00	1,72	0,24
LIN_mod_abunC_perda_89_07	-15,28	42,56	11,36	0,00	2,13	0,00
EXP_mod_abunC_h01	-15,47	42,94	11,74	0,00	2,65	1,39
EXP_mod_abunC_h07	-15,62	43,23	12,03	0,00	2,74	0,71
LIN_mod_abunC_h89	-15,63	43,25	12,05	0,00	2,22	0,43
POW_mod_abunC_perda_89_01	-15,63	43,27	12,07	0,00	2,13	0,04

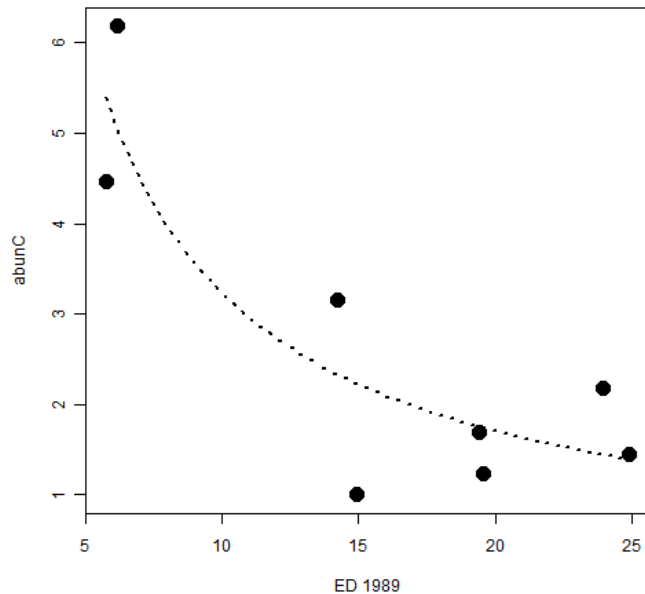


Figura 12: Representação do modelo simples mais plausível para explicar a variação na frequência de registro de carnívoros (abundC) nos sítios de amostragem em Água Boa, MT.

A seleção dos modelos compostos para abundC indicou dois modelos como plausíveis que incluíram com variável explanatória, adicionais à ed89, o percentual de cobertura nativa em 2001 (nat01) e 2007 (nat07). Ambos os modelos totalizam um suporte de wAIC=0,78 para explicar a variável abundC. A Tabela 7 apresenta o desempenho de todos os modelos compostos concorrentes na seleção.

Tabela 7: Seleção de modelos compostos, do tipo potência, pelo Critério de Informação de Akaike, que melhor explicam a variação de frequência de registros de carnívoros (abundC) nos oito sítios de amostragem no município de Água Boa, MT. Os modelos considerados mais plausíveis estão representados em negrito, ($\Delta AICc < 2$).

Modelo	loglik	AICc	$\Delta AICc$	wAIC	a	b	c
POW_mod_abunC_ed89_nat01	-5,53	32,39	0,00	0,51	1,07	-0,68	0,66
POW_mod_abunC_ed89_nat07	-6,19	33,71	1,31	0,27	4,91	-0,81	0,39
POW_mod_abunC_ed89_perda_89_01	-7,82	36,98	4,59	0,05	69,19	-0,99	-0,15
POW_mod_abunC_ed89_h07	-7,97	37,27	4,88	0,04	41,14	-1,04	1,36
POW_mod_abunC_ed89_ed01	-8,21	37,76	5,37	0,03	47,05	-0,79	-0,32
POW_mod_abunC_ed89_ed07	-8,24	37,81	5,42	0,03	47,71	-0,83	-0,29
POW_mod_abunC_ed89_perda_89_07	-8,66	38,65	6,26	0,02	53,43	-0,98	-0,10
POW_mod_abunC_ed89_h89	-9,56	40,44	8,05	0,01	28,02	-0,94	-0,14
POW_mod_abunC_ed89_h01	-9,59	40,52	8,12	0,01	27,97	-0,94	-0,05
POW_mod_abunC_ed89_perda_01_07	-9,60	40,52	8,13	0,01	26,06	-0,91	0,00
POW_mod_abunC_ed89_mata07	-9,60	40,53	8,14	0,01	27,28	-1,30	0,37
POW_mod_abunC_ed89_nat89	-20,58	62,50	30,11	0,00	5,84	-2,03	-2,28

Os modelos potência selecionados podem ser descritos pelas equações:

$$\text{POW_mod_abunC_ed89_nat01: } \text{AbundC} = 1,07 * \text{ed89}^{-0,68} * \text{nat01}^{0,66}$$

$$\text{POW_mod_abunC_ed89_nat07: } \text{AbundC} = 4,91 * \text{ed89}^{-0,81} * \text{nat07}^{0,39}$$

Ambos mostram uma relação negativa da frequência de registros de carnívoros com a densidade de borda em 1989 e uma relação positiva com o percentual de cobertura nativa em 2001 e 2007. A Figura 13 representa graficamente os melhores modelos compostos.

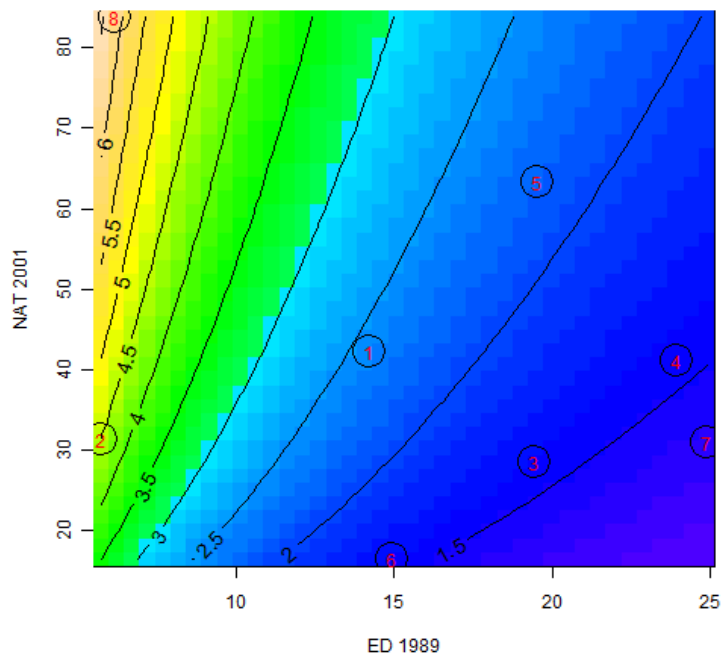
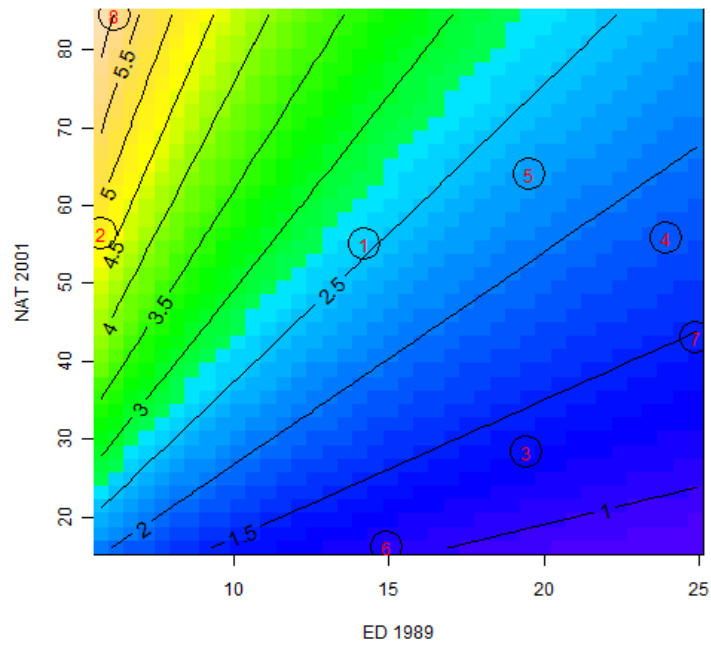


Figura 13: Representação dos modelos compostos mais plausíveis para explicar a variação na frequência de registros de carnívoros (abundC) nos sítios de amostragem em Água Boa, MT. As isolinhas representam alguns valores de abundC e as cores mostram o gradiente de variação desta VD, onde valores mais baixos estão representados pela cor azul, passando pelo verde (intermediários), e chegando ao amarelo (valores mais elevados).

A variável frequência de registros de espécies de grande porte (abundG) não apresentou um padrão claro de resposta, uma vez que 10 dos 13 modelos concorrentes foram selecionados como plausíveis e nenhum deles apresenta suporte elevado ($wAICs \leq 13\%$) para explicar o comportamento desta VD (Tabela 8).

Tabela 8: Seleção de modelos simples pelo Critério de Informação de Akaike, que melhor explicam a variação de frequência de registros de espécies de grande porte (abundG) nos oito sítios de amostragem no município de Água Boa, MT. Em negrito, estão representados os modelos selecionados como plausíveis ($\Delta AICc < 2$). As siglas LIN, EXP e POW representam respectivamente os tipos de curva linear, exponencial e potência.

Modelo	loglik	AICc	$\Delta AICc$	wAIC	a	b
POW_mod_abundG_h01	-24,90	61,79	0,00	0,13	9,22	1,56
POW_mod_abundG_mata07	-24,91	61,81	0,02	0,12	0,00	3,44
POW_mod_abundG_h89	-25,06	62,11	0,32	0,11	9,32	1,49
EXP_mod_abundG_perda_89_07	-25,15	62,30	0,51	0,10	-8,78	3,27
LIN_mod_abundG_h07	-25,19	62,39	0,60	0,09	-6,67	18,38
EXP_mod_abundG_perda_89_01	-25,25	62,50	0,70	0,09	-10,80	3,97
POW_mod_abundG_perda_01_07	-25,33	62,65	0,86	0,08	5,99	0,12
LIN_mod_abundG_ed89	-25,69	63,38	1,59	0,06	14,50	-0,27
EXP_mod_abundG_nat89	-25,72	63,44	1,65	0,05	-5,55	3,93
EXP_mod_abundG_nat01	-25,86	63,73	1,94	0,05	-0,20	2,72
LIN_mod_abundG_ed01	-25,95	63,89	2,10	0,04	12,94	-0,14
EXP_mod_abundG_nat07	-26,03	64,05	2,26	0,04	6,60	0,98
LIN_mod_abundG_ed07	-26,04	64,08	2,28	0,04	11,16	-0,05

Uma vez que nenhum modelo apresentou suporte suficiente para ser selecionado como plausível, não faria sentido realizar a fase de análise de modelos compostos.

4. DISCUSSÃO

4.1 Análise temporal da estrutura da paisagem

De 1989 até 2007, o município de Água Boa sofreu mudanças expressivas na paisagem, traduzidas em perda significativa da cobertura de vegetação nativa. Embora, segundo relatórios da CODERMA (1996), o ano de 1989 tenha se destacado como um momento de estagnação da produção agropecuária em Água Boa, isso não parece ter se refletido no processo de conversão da vegetação nativa em cultivos de grãos e pastagem. Como anos anteriores não foram analisados, não é possível fazer comparações entre as taxas de mudanças ocorridas em períodos anteriores 1989 e após este ano. Para tanto, seria necessário analisar uma série temporal maior de imagens de satélite. Durante o período analisado de 18 anos, a paisagem sofreu uma perda de 20% de cobertura nativa, já que, de 1989 a 2007 os sítios passaram de uma cobertura média de vegetação de aproximadamente 60% para 40%. Ao excluir-se desta análise o sítio mais preservado, observa-se uma redução média de 56% de cobertura nativa em 1989 para cerca de 35% em 2007, o que significa que, em 2007, possivelmente grande parte das propriedades rurais em Água Boa chegou a um limite legal para a conversão de vegetação nativa em outros tipos de uso, tendo em vista as exigências do Código Florestal.

Uma vez que o estado do Mato Grosso compõe a Amazônia Legal, em obediência ao Código Florestal (lei 4.771 de 15 de setembro de 1965), cada propriedade rural é obrigada a manter pelo menos 35% de sua área sob regime de Reserva Legal, percentual obrigatório no caso de áreas de cerrado inseridas nos limites da Amazônia Legal (inciso II, artigo 16). As áreas de Reserva Legal podem ser exploradas apenas sob regime de manejo florestal sustentável, não sendo permitido corte raso. Vale lembrar que, no cômputo do percentual de 35% de Reserva Legal não se deve inserir a cobertura de vegetação também

legalmente protegida a título de Área de Preservação Permanente (APP), o que inclui as matas de galeria. Estão livres dessa exigência as pequenas propriedades rurais, definidas, em parte, pelo tamanho inferior a 150 ha, limite válido para o estado do Mato Grosso. Assumindo-se que a dinâmica da paisagem nos sítios de amostragem representa bem a dinâmica do município, os resultados sugerem que, uma vez respeitada à legislação vigente, as taxas de conversão de uso podem diminuir para os próximos anos.

Em uma análise das mudanças ocorridas por tipo de cobertura vegetal, observou-se que o cerrado foi a classe que mais sofreu redução de área nativa. Já as matas de galeria quase não perderam cobertura, mantendo exatamente a mesma área em dois dos oito sítios amostrados. Em parte, isso pode ter acontecido já como reflexo do cumprimento do Código Florestal. Mesmo que os limites dos sítios de amostragem não coincidam com os limites das propriedades, os sítios são uma amostra representativa da dinâmica da paisagem em toda a região. Em alguns casos, os limites dos sítios, inclusive, abrangem porções de mais de uma fazenda. Outra razão para que se tenha observado uma perda mais expressiva de cerrado comparado à mata, é o simples fato de que, proporcionalmente, as áreas de cerrado têm maior representatividade em paisagens típicas do bioma Cerrado, quando comparado a áreas de mata. Desta forma, naturalmente, em qualquer processo de ocupação humana, serão observadas perdas maiores de cerrado que de mata, mesmo que as medidas sejam feitas em valores percentuais.

As mudanças ocorridas na paisagem de Água Boa resultaram não só em perda, mas também em alteração na configuração das manchas de habitats, evidenciada pelo aumento de densidade de borda observado em todos os sítios de amostragem. Embora tenha havido um aumento de densidade de borda, este nem sempre foi acompanhado de um evento de ruptura ou divisão das porções de habitat. No entanto, sendo a borda aqui o contato entre

hábitat e matriz, o aumento em densidade significa um incremento do contato da porção de hábitat, um ambiente relativamente seguro para as espécies presentes, onde há abundância de recursos, com a matriz, onde as condições não são favoráveis à sobrevivência das espécies. As consequências disso para a mastofauna são assunto do próximo tópico.

As mudanças em heterogeneidade observadas neste estudo devem ser analisadas com cautela, uma vez que as feições da paisagem incluem áreas naturais e antrópicas. Isso implica em uma relação mais nebulosa entre a heterogeneidade e a qualidade do ambiente. O fato de um sítio de amostragem ser dominado por cerrado, como é o caso do sítio 8, resulta em baixa heterogeneidade, pois o número de feições da paisagem é baixo, assim como a equitabilidade dessas classes. Alguns sítios eram mais homogêneos em 1989, pois tinham uma dominância de áreas naturais e, uma vez convertidas áreas de hábitat em ambientes antrópicos, ganharam heterogeneidade durante o período analisado. Porém, embora este aumento de heterogeneidade seja observado em parte devido à perda de hábitat, este também pode proporcionar um aumento de riqueza em decorrência da permanência das espécies originalmente residentes (i.e., especialistas) e entrada de espécies oportunistas (i.e., generalistas). Resultado semelhante foi observado por Umetsu e Pardini (2007), e Umetsu et al. (2008), em uma paisagem fragmentada do Planalto Atlântico Paulista. Nesses estudos, os autores observaram que na região originalmente coberta por ambientes florestais, com o processo de fragmentação, os mamíferos mais encontrados em ambientes savânicos (i.e., naturalmente abertos), tiveram sua abundância favorecida em detrimento das espécies florestais. Os resultados observados em Água Boa, possivelmente, justificam-se no fato de que uma paisagem com grande variedade de tipos de hábitat proporciona a coexistência de espécies especialistas, com requerimentos ecológicos diversos, e espécies generalistas, que exploram uma gama maior de tipos de hábitat (Holt,

1997). Para muitas espécies de vertebrados, que obtêm diferentes tipos de recursos, em função do estágio de desenvolvimento ou época do ano, ou mesmo demandam uma variedade de ambientes para a atividade sexual, a existência de um mosaico de habitats é essencial à viabilidade de suas populações (Law & Dickman, 1998). No entanto, para interpretar as consequências ecológicas do incremento ou diminuição em heterogeneidade em uma paisagem, é preciso investigar as causas de tais mudanças. Caso um incremento tenha sido causado pela conversão de cobertura nativa em uso antrópico (i.e., não-habitat), é mais provável que, como resultado, se observe uma perda de diversidade biológica. Tanto a definição das classes de mapeamento (escala de definição de legenda) quanto a escala em que é medida a heterogeneidade interfere fortemente nos resultados obtidos, podendo levar a conclusões equivocadas sobre os efeitos desta variável nos processos ecológicos, uma vez que certas propriedades biológicas podem ser válidas em determinadas escalas, mas não em outras (Metzger, 2006).

4.2 Efeitos da paisagem pretérita e recente sobre a mastofauna de médio e grande porte

Os modelos simples e compostos propostos para explicar os padrões biológicos observados foram satisfatórios para três das quatro variáveis resposta: riqueza (S), riqueza de carnívoros (Sc) e frequência de registros de carnívoros (abundC). Entretanto, a estrutura da paisagem não permitiu explicar a frequência de registros de espécies de grande porte (abundG).

Apesar da presença de espécies com peso superior a 20 kg serem usadas como indicadores da ausência de impacto humano (e.g. Morrison et al., 2007), este conjunto de espécies não representa um grupo funcional definido, com requerimentos ecológicos

comuns, que implicariam em padrões de respostas similares em relação à estrutura e dinâmica da paisagem. Este grupo é definido pela massa corpórea ($> 20\text{kg}$) sendo portanto composto de espécies que, segundo Marinho-Filho et al. (2002), são classificadas como animais folívoros (*Blastocerus dichotomus*, *Hydrochoerus hydrochaeris* e *Ozotoceros bezoarticus*), folívoros/frugívoros (*Mazama americana*, *Mazama gouazoubira* e *Tapirus terrestris*), onívoros (*Chrysocyon brachyurus*, *Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*) e carnívoros (*Panthera onca* e *Puma concolor*). Em função disso, identificar variáveis ambientais, ou mesmo da estrutura da paisagem, que expliquem os padrões da comunidade não é tarefa fácil.

Em relação à riqueza de espécies, foi observada uma relação clara e positiva com a cobertura de mata, já que o modelo linear simples com a variável explanatória mata07 apresentou um suporte de 50% ($w\text{AIC}=0,5$). Segundo este modelo, quanto maior a área de mata disponível em 2007, maior deve ser a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte na região. Considerando as mudanças na estrutura da paisagem nos sítios de amostragem entre 1989 e 2007, a classe ‘mata de galeria’ sofreu alterações inexpressivas em termos de cobertura, comparada aos demais tipos de vegetação. Por este motivo, não foi possível verificar se esta variável poderia explicar um possível atraso de resposta (*time-lag*) da mastofauna de médio e grande porte. Independente de ter havido ou não mudança em cobertura de mata, foi encontrada uma relação positiva entre esta e a riqueza de espécies, o que sugere que as matas de galeria desempenhem um papel importante na manutenção da riqueza de espécies na região, importância já apontada por outros estudos no Cerrado (e.g Redford & Fonseca, 1986; Mares et al., 1986; Johnson et al., 1999. Santos-Filho & Silva, 2002; Alho, 2005). Tal resultado independe da perda de hábitat, referente a outros tipos de vegetação, e da mudança na configuração espacial dessas porções de hábitat, representada

pelo aumento da densidade de borda, ambas observadas para a região. E quais seriam as implicações disso para a conservação da mastofauna do Cerrado? Estas evidências confirmam o fato de que a preservação das matas de galeria deve ser priorizada e, uma vez existindo a obrigação legal de mantê-las a título de APP (lei 4771/65), deve-se atentar para que a lei seja cumprida. Provavelmente não é qualquer mata de galeria que desempenha um papel como mantenedor da diversidade de mamíferos. Lees & Peres (2008) mostraram que a largura e nível de degradação de corredores ripários na Amazônia mato-grossense influenciam fortemente a diversidade de aves e mamíferos neles presentes. Dada a importância das matas de galeria no Cerrado, evidenciada aqui e em outros trabalhos, sugere-se que estudos como o de Lees & Peres (2008) sejam conduzidos também neste bioma.

Na análise de modelos compostos, surgem novas variáveis da paisagem para explicar os mesmos padrões de variação em riqueza, trazendo novos elementos para a interpretação dos resultados. A densidade de borda nos três anos analisados aparece como importante na determinação da riqueza de espécies, agregando explicação ao modelo simples. Juntos, os modelos que incluem as variáveis ed89, ed01 e ed07 em adição à mata07, totalizam um suporte de 60% ($wAIC=0,6$) para explicar a riqueza. Isso indica que, além da cobertura de mata, que se manteve praticamente intacta ao longo do período observado, o estado de fragmentação das porções de hábitat, também parece influenciar negativamente a riqueza de espécies.

Dentre os três modelos compostos selecionados, o que apresentou maior plausibilidade inclui densidade de borda pretérita (ed89) como VI, e apresenta um suporte de 31% ($wAIC=0,31$), enquanto as densidades de borda mais recentes (ed01 e ed07) somam um suporte de 27% ($wAIC=0,27$). Este resultado sugere a existência de um atraso

no tempo de resposta da comunidade em relação à estrutura da paisagem, já observado em comunidades de plantas (Lindborg & Eriksson, 2004; Metzger et al., 2009), aves (Uezu, 2006; Metzger et al., 2009), em besouros (Petit & Burel, 1998), peixes e invertebrados aquáticos (Harding et al., 1998), além de anfíbios (Metzger et al., 2009), mas nunca em mamíferos de médio e grande porte. Um atraso de resposta é esperado quando as mudanças na estrutura da paisagem ocorrem em uma taxa superior às taxas em que operam a dinâmica populacional das espécies. Respostas lentas estão frequentemente associadas à longevidade das espécies (Lindborg & Eriksson, 2004) à estabilidade de populações (Petit & Burel, 1998) ou a particularidade relativas à dinâmica de populações que integram uma metapopulação (Hanski & Ovaskainen, 2002). Características ecológicas das espécies como área de vida, capacidade de dispersão e tipos de recursos que exploram, podem influenciar a dinâmica de populações, interferindo no tempo de resposta das espécies à dinâmica da paisagem (Uezu, 2006). Considerando a densidade de borda como um fator pretérito com efeito negativo sobre a riqueza de espécies, qual seria a razão para haver respostas tardias a este fator? O aumento da densidade de borda pode causar efeitos que, por sua vez, resultam em aumento da mortalidade e/ou diminuição da natalidade, ambos levando à redução nas taxas de crescimento da população que, uma vez negativas, levam ao declínio das populações. Como resposta imediata ao incremento de borda, pode haver, em um primeiro momento, um aumento da taxa de mortalidade, em virtude do aumento de tempo em que os indivíduos despendem na matriz inóspita ou da invasão de espécies pela borda que competem com ou parasitam as espécies antes existentes (Metzger, 2006). O incremento nas taxas de mortalidade pode provocar declínio populacional, caso as taxas de natalidade não sejam capazes de compensá-lo. Populações pequenas, por sua vez, correm maior risco de extinção local, devido a efeitos estocásticos, que envolvem aleatoriedade demográfica,

genética e ambiental (Pires et al., 2006). No entanto, estes processos que levam, em última instância à extinção local, são comumente lentos (Hanski & Ovaskainen, 2002; Metzger et al., 2009). Por este motivo, os efeitos da fragmentação podem demorar a se manifestar sob a forma de perda de espécies. Neste estudo, uma vez que a riqueza atual de espécies de mamíferos de médio e grande porte em Água Boa foi melhor explicada pela densidade de borda em 1989, sugere-se que as populações possam estar em declínio, como resposta a um processo de perda de hábitat e alteração na estrutura da paisagem iniciado há muitos anos. Esta resposta possivelmente seria mais clara, caso fosse usada uma série temporal de imagens mais longa, assim como um número maior de sítios de amostragem.

A seleção de modelos para explicar a riqueza de carnívoros (S_c), a despeito da forte correlação desta variável com a riqueza (S), apresentou um padrão de resposta um pouco diferente. Assim como para S , a variável *mata07* também mostrou relação com S_c , aparecendo como variável explanatória do terceiro modelo simples mais plausível para explicar S_c . Apresentaram melhor desempenho que este, modelos que trouxeram como VI a densidade de borda em 1989 (*ed89*) e a cobertura nativa do mesmo ano (*nat89*), sugerindo, assim como para a riqueza total, um atraso de resposta dos carnívoros às mudanças na paisagem. No entanto, na etapa de seleção de modelos compostos, a variável que ajudou a explicar S_c , junto com *mata07*, foi a heterogeneidade da paisagem em 2007, com um suporte de 86% ($wAIC=0,86$). É importante lembrar que os modelos simples e compostos devem ser considerados como alternativos na explicação das variáveis resposta. A seleção de um modelo composto com maior suporte que um simples, não invalida a importância deste último na explicação de uma mesma variável biológica. Deve-se pensar, portanto, que são fatores importantes na determinação da riqueza atual de carnívoros na região: densidade de borda em 1989 (com efeito negativo), cobertura nativa em 1989 (efeito positivo),

cobertura de mata (efeito positivo) e heterogeneidade da paisagem em 2007 (efeito negativo).

A perda de cobertura nativa representa um grande prejuízo à biodiversidade no sentido amplo, pois reduz o espaço físico disponível e a quantidade de recursos para as espécies (e.g., alimento e abrigo), inicialmente para os níveis tróficos inferiores, causando um efeito em cascata em toda a rede trófica. Tais efeitos trazem consequências negativas para as populações e podem causar, em última instância, a extinção local de espécies. Os carnívoros são reconhecidamente sensíveis aos efeitos de perda de hábitat, pois demandam grandes áreas para a manutenção de populações viáveis, uma vez que têm grandes áreas de vida e vivem em baixa densidade (Chiarello et al., 2008). Estas características explicam a relação de Sc com a cobertura nativa em 1989.

Tanto a cobertura nativa quanto a densidade de borda, que participaram de modelos selecionados como plausíveis, referem-se à paisagem pretérita (ed89 e nat89), indicando que os carnívoros podem responder de forma tardia aos efeitos de mudanças na paisagem, pelos mesmos motivos já expostos na discussão dos resultados relativos à riqueza (S). No entanto, no cômputo da riqueza, entram espécies de porte médio, ecologicamente menos exigentes, e de ciclo de vida mais curto, enquanto que o grupo de carnívoros é composto de espécies mais exigentes e de maior longevidade, características que tornam ainda mais plausível a idéia de um atraso no tempo de resposta aos efeitos de alterações na paisagem.

O percentual de cobertura de mata (mata07), também indicada como variável explanatória importante para Sc , mostrou-se determinante para a manutenção da riqueza total de espécies (S) ou, em outras palavras, para a manutenção da diversidade de presas para os carnívoros. Desta forma, a cobertura de mata pode contribuir também para manter a riqueza deste grupo.

A heterogeneidade da paisagem em 2007 (h07), que ajudou a explicar Sc junto com a cobertura de mata (wAIC= 0,85), pode estar relacionada com a existência de áreas antrópicas. Aparentemente, a conversão da vegetação nativa em uso antrópico contribuiu para um aumento em heterogeneidade, tendo sido observado efeito negativo de h07 sobre a riqueza de carnívoros. De fato, espécies com grandes requerimentos de área, como os carnívoros, podem se favorecer em paisagens mais homogêneas (Metzger, 2006), o que explicaria a diminuição de riqueza como resposta ao incremento em heterogeneidade. Outra possível razão para este resultado é que paisagens mais diversificadas podem favorecer o desenvolvimento de espécies generalistas parasitas, aumentando, indiretamente, a mortalidade de espécies sensíveis à fragmentação (e.g. carnívoros; Metzger, 2006). Uma análise multi-escala do efeito desta variável sobre os padrões biológicos, sem dúvida ajudaria a elucidar seus efeitos sobre os processos ecológicos que geram os padrões observados.

Embora o número de espécies seja muito usado em estudos de fragmentação, existem outros bons descritores da comunidade como, por exemplo, a abundância (Andrén, 1997). Muitas vezes os efeitos da fragmentação são observados não apenas sobre a riqueza de espécies mas, principalmente, sobre a abundância (Vieira et al., 2003). Para compreender os processos de extinção como resultado da perda e fragmentação de habitats e propor medidas de conservação e manejo no sentido de evitar ou postergar estes processos, não basta, assim, observar e/ou monitorar a riqueza de espécies. A observação dos padrões de abundância possibilita um diagnóstico mais seguro sobre o estado de conservação das populações (Vieira et al., 2003). Embora o número de registros, obtido pelo método de amostragem com armadilhas fotográficas, não seja uma medida ideal para abundância relativa das espécies, com as devidas ressalvas este parâmetro pode ser usado

como uma medida aproximada de abundância (Tobler et al., 2008). As respostas desta variável à estrutura e dinâmica da paisagem agregam, portanto, informações importantes às análises feitas para riqueza total e riqueza de carnívoros, discutidas anteriormente.

A densidade de borda de 1989, com curva do tipo potência, foi a que apresentou maior suporte ($wAIC=0,79$) para explicar a frequência de registros de carnívoros ($abundC$), apresentando fortes indícios de atraso no tempo de resposta do grupo às mudanças na paisagem, reforçando os resultados já observados para as demais variáveis biológicas. Mas, para compreender porque a densidade de borda pode ser importante na determinação do número de registros de carnívoros obtidos, é importante pensar no significado biológico desta variável para as espécies em questão. Neste caso, como já foi mencionado, a borda representa o contato entre classes de hábitat e matriz (i.e., não-hábitat), portanto, o conceito ecológico de efeito de borda, que provoca, entre outras coisas, o aumento da incidência de radiação e ventos, ressecamento do solo e aumento das taxas de predação (Pires et al., 2006), não deve ser aplicado neste caso, mas apenas quando a borda representar uma mudança abrupta na fisionomia da vegetação. Valores elevados de densidade de borda, não implicam necessariamente em paisagens que não percolam, ou seja, descontínuas, com manchas de hábitat isoladas (Metzger, 2006). No entanto, uma paisagem com grande densidade de borda, apresenta maior contato entre as porções de hábitat com a matriz. Um dos efeitos possíveis do incremento deste contato pode ser o aumento do tempo em que os indivíduos passam na matriz. Sendo a matriz um tipo de ambiente inóspito à sobrevivência das espécies, um aumento no tempo de permanência na mesma pode aumentar a taxa de mortalidade da população ou reduzir o sucesso reprodutivo. Para espécies de importância cinegéticas, um incremento em densidade de borda pode representar um aumento da pressão de caça (Peres, 2001). Sugere-se, assim, que a redução do número de registros de

carnívoros em paisagens com maior densidade de borda pode indicar uma diminuição dos tamanhos da população como consequência da alteração na conformação das manchas de habitats.

A inclusão de uma segunda variável explanatória ao modelo cuja VI foi ed89, não resultou em um incremento significativo no suporte dos modelos compostos, uma vez que o wAIC foi de 0,79 para modelos simples com leve decréscimo (wAIC=0,76) para os compostos. Mas, como os procedimentos de seleção de modelos simples e compostos são eventos independentes, os pesos (wAIC) não são comparáveis. Portanto, considera-se que as variáveis de percentual de cobertura nativa referentes a 2001 (nat01) e 2007 (nat07), presentes nos modelos compostos mais plausíveis, também contribuam para explicar a frequência de registros de carnívoros, o que é razoável, considerando-se a necessidade de extensas áreas para a manutenção de populações viáveis em longo prazo.

Todos os resultados de modelagem apresentados aqui indicam a existência de um *time-lag* na resposta dos mamíferos a mudanças na estrutura da paisagem, fato até então não reportado na literatura. Receberam destaque como variáveis explanatórias dos padrões biológicos, o percentual de cobertura de mata de galeria (considerada constante para o período) e a densidade de borda em 1989. Por outro lado, as variáveis de dinâmica, traduzidas pela perda de vegetação ao longo dos períodos observados, não foram indicadas como importantes na explicação de nenhuma das variáveis resposta.

A seleção de modelos, tipo de análise adotada neste estudo, mostra-se muito eficiente para a compreensão de processos ecológicos complexos, pois permite o teste de múltiplas hipóteses, em contraposição à abordagem tradicional do teste de apenas uma hipótese nula vs. uma hipótese alternativa (Johnson & Omland, 2004). De fato, conceitualmente, dada a complexidade inerente aos sistemas ecológicos, pode haver

inúmeras hipóteses teóricas plausíveis para explicá-los, e com a possibilidade de cada hipótese incorporar parâmetros distintos e combinados. A seleção de modelos permite operacionalizar esta nova forma de buscar compreender processos que ocorrem na natureza, por meio da concorrência de diversas hipóteses aceitáveis, traduzidas em modelos matemáticos. Em ecologia da paisagem, as relações da dinâmica do espaço e tempo com os organismos, populações e comunidades, envolvem a influência e interação de inúmeros fatores (Fortin & Dale, 2005). Neste sentido, a seleção de modelos contribui como ferramenta estatística bem promissora para buscar extrair padrões emergentes em sistemas complexos, especialmente quando envolvem a inferência de cenários históricos (Johnson & Omland, 2004), como é o caso da dinâmica de paisagens fragmentadas (Trindade et al., 2008; Teixeira et al., 2009). Os critérios de seleção disponíveis na literatura (e.g. AIC) baseiam-se na estimativa da verossimilhança máxima, considerada estatisticamente robusta, além de oferecerem a possibilidade de trabalhar com amostras de tamanho reduzido, por meio de fatores de correção (Burnham & Anderson, 2002), como é o caso deste estudo. Isso permite que o pesquisador faça estimativas com certa segurança com base em modelos selecionados com bom suporte, e considerando o princípio da parcimônia. Por estes motivos esta análise, já aceita e bem desenvolvida em áreas como a sistemática molecular e estudos de captura e recaptura, tem ganhado força e espaço em outras áreas que vão desde a evolução molecular à ecologia de paisagens (Johnson & Omland, 2004).

CONCLUSÃO GERAL

O levantamento de mamíferos de médio e grande porte no município de Água Boa mostrou a maior proporção do conjunto de espécies do Cerrado já registrada em estudos com armadilhas fotográficas no bioma, indicando o grande potencial da região para a conservação dessa mastofauna. As mudanças na paisagem observadas para o município neste estudo podem ser resumidas em uma perda de hábitat significativa ao longo de um período de 18 anos, caracterizada por uma redução acentuada de fisionomia típica de cerrado e uma perda quase inexpressiva de matas de galeria, além de um incremento de borda e um padrão menos claro de mudança na heterogeneidade da paisagem. Dada a situação de ocupação do município, as taxas de mudança na estrutura da paisagem supostamente tendem a diminuir, como resposta ao cumprimento da legislação ambiental. Mas, quais seriam as consequências disso para a mastofauna local? A manutenção da estrutura da paisagem atual é suficiente para manter as espécies fora de risco? Para salvaguardar o que ainda resta da mastofauna de médio e grande porte no município de Água Boa, é necessário intervir sob a forma de ações de manejo da paisagem? Os resultados encontrados aqui, não permitem, nem tampouco se propõem a responder de forma conclusiva a tais perguntas, mas fornecem subsídios importantes para se pensar sobre as mesmas.

Dado os indícios de atraso no tempo de resposta às alterações na paisagem, recorrente nos resultados de modelagem deste estudo, infere-se que a região ainda não sofreu totalmente os efeitos deletérios de perdas de espécies como consequência do processo de alteração na paisagem, iniciado há décadas. O momento presente, em que os dados biológicos foram coletados, parece refletir uma situação de declínio populacional de grande parte das espécies da mastofauna de médio e grande porte, especialmente dos

carnívoros. Embora a cobertura de mata de galeria esteja aparentemente estável e desempenhe um papel fundamental na manutenção da diversidade da mastofauna local, sua simples preservação parece ser insuficiente para manter as populações de mamíferos de médio e grande porte por um longo período de tempo. A razão disso é que, as espécies parecem estar sofrendo os efeitos das mudanças na conformação da paisagem independente da existência de áreas de mata, haja vista a forte relação entre a densidade de borda e a “abundância” de carnívoros. Além disso, os efeitos de incremento de borda parecem levar alguns anos para se manifestar sob a forma de perda de abundância dessas espécies. Desta forma, sugere-se que, mesmo que os padrões de uso do solo e cobertura vegetal no município de Água Boa não sejam alterados nos próximos anos, os carnívoros serão futuramente menos abundantes, como resposta aos efeitos da estrutura da paisagem atual, principalmente relativas à densidade de borda. No entanto, para ter maior certeza quanto ao real estado de conservação das espécies e se é possível evitar sua extinção local, cabe investigar em maior detalhe a influência da paisagem sobre a viabilidade das populações. Para tanto, é preciso abordar não apenas aspectos estruturais, mas também funcionais da paisagem a fim de entender, entre outras coisas, de que forma estas espécies usam o espaço fragmentado. Qual é a real função das matas de galeria? Elas funcionam como corredores? E a matriz antrópica é transposta por quais espécies? A permeabilidade da matriz depende do tipo de uso do solo? Estas e muitas outras questões, incluindo a dinâmica das populações e metapopulações, representam uma grande lacuna para o entendimento mais profundo dos efeitos da dinâmica da paisagem sobre a mastofauna de médio e grande porte de Água Boa-MT. Talvez não seja possível atingir este nível de conhecimento tão detalhado, mas alguns estudos seguindo esta linha de investigação são factíveis.

Para uma melhor compreensão de como a dinâmica da paisagem influencia nos processos ecológicos que levam à perda de espécies de mamíferos, e eventual confirmação das tendências aqui detectadas e de suas justificativas, recomenda-se o monitoramento da mastofauna por um período de longa duração, concomitante à continuidade da observação e ampliação da série temporal de imagens satélite, que permitam descrever melhor o processo de ocupação humana, associando-o com as perdas de riqueza e abundância de espécies de mamíferos de médio e maior porte na região. Levantamentos momentâneos de mamíferos de médio e grande porte, sem a observação da dinâmica da paisagem não são recomendáveis como indicação precisa do estado de conservação de uma região, uma vez que os efeitos do estado atual de configuração da paisagem podem se manifestar no futuro, mesmo que esta configuração se mantenha.

Devido à ausência de grandes remanescentes de vegetação nativa e provavelmente pela situação fundiária da região, a criação de áreas protegidas seria inviável como estratégias para a conservação da mastofauna de médio e grande porte de Água Boa. Mas, diante dos resultados deste estudo, sugere-se que as estratégias incluam, por exemplo, a fiscalização pelos órgãos competentes para o cumprimento das obrigações legais referentes à manutenção de áreas de APP e averbação de Reservas Legais em propriedades rurais, dada a importância das matas de galeria e a presença de uma grande riqueza de espécies habitando o que resta de vegetação nativa nas fazendas da região. Além disso, devido à necessidade dos mamíferos de médio e grande porte por grandes áreas para a manutenção de populações viáveis e os indícios da sensibilidade, especialmente dos carnívoros, ao incremento na densidade de borda, associado à condição de isolamento das áreas protegidas já existentes no bioma, sugere-se o planejamento de ações de manejo integrado da paisagem, a fim de reverter o processo de aparente declínio populacional das espécies de

carnívoros revelado no presente estudo. Tais ações devem focar a inclusão de regiões especiosas, mas localizadas relativamente distantes de áreas protegidas, como é o caso de Água Boa. No entanto, as mesmas ações devem levar em consideração o fato de que, da mesma forma que a perda de espécies pode não ser observada imediatamente após a perda e fragmentação de habitats, talvez o manejo de paisagens tenha efeitos positivos sobre as populações somente algum tempo após sua implementação. Este aspecto não deve ser ignorado em programas de monitoramento da biodiversidade ou de conservação de espécies.

Embora ainda existam algumas lacunas de conhecimento, como as mencionadas anteriormente, é importante lembrar que, pela primeira vez, foram observadas evidências empíricas de um atraso no tempo de resposta aos efeitos de alterações da paisagem para mamíferos de médio e grande porte, conhecido até então apenas em teoria. Os resultados encontrados sugerem ainda que a estrutura da paisagem, quando observada ao longo do tempo, pode ser usada como um importante indicador da presença de espécies-chave, mostrando ser possível inferir padrões biológicos em função da configuração do espaço, assim como processos ecológicos em função das alterações nessa configuração ao longo do tempo. Por meio de variáveis espaciais pode ser possível prever a perda de espécies em um futuro próximo e assim identificar quais medidas devem ser tomadas para evitar que isso aconteça.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alho, C.J.R. 2005. Desafios para a conservação do Cerrado, em face das atuais tendências de uso e ocupação. In: Scariot, A.; Souza-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 367-381 pp.

Alves, L. C. P. S & Andriolo, A. 2005; Camera traps used on the mastofaunal survey of Araras Biological Reserve, IEF-RJ. *Rev. bras. Zoociências*, 7 (2): 231-246.

Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.;

Arrhenius, O. 1921. Species and area. *Journal of Ecology*, 9: 95-99.

Begon, M.; Harper, J. L. & Townsend, C. R. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. 3 ed. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 1068 pp.

Bivand, R. S, Pebesma, E. J. & Gomez-Rubio, V. 2008. *Applied Spatial Data Analysis with R*. Springer Science Business Media, New York, 374p.

Bolker, B., 2008. *Ecological Models and Data in R*, 516p Disponível em: <<http://www.zoo.ufl.edu/bolker/emdbook>. Acesso em 22/04/08.

Bowers, M. A. & Matter, S. F. 1997. Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch size. *Journal of Mammalogy*, 78 (4): 999-1013.

Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-Theoretic Approach*. Springer-Verlag, New York.

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

Chiarello, A., Aguiar, L. M. S., Cerqueira, R. Melo, F.R.; Rodrigues, F. & Silva, V. M. F. 2008. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. 681-702. In: Machado, A. B. M.,

Drummond, G. M.; Paglia, A. P. (eds) *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Volume II. 1 ed. Brasília, DF: MMA. Belo Horizonte, MG

CODERMA. 1996. *Plano Municipal de Desenvolvimento Rural de Água Boa – MT*. 43 p.

Crooks, K. R. 2002. Carnivore sensitivities to fragmentation. *Conservation Biology*, 16 (2): 488-502.

Drakare, S, Lennon, J. J & Hillebrand, H. 2006. The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species-area relationships. *Ecology Letters*, 9 (2): 215-227.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst*, 34:487-515.

Fortin, M.J., Dale, M.R.T., 2005. *Spatial Analysis: A Guide for Ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge.

Global Land Cover Facility - GLCF. Imagens de satélite disponíveis em <http://www.landcover.org>. Acesso em abril de 2008.

Hanski, I & Ovaskainen, O. 2002. Extinction Debt at Extinction Threshold. *Conservation Biology*, 16 (3): 666–673.

Harding, J. S.; Benfield, E. F.; Bolstad, P. V.; Helfman, G. S.; Jones, E. B. D. 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proc. Natl. Acad. Sci*, 95: 14843–14847.

Holt, R. D. 1997. From metapopulation dynamics to community structure: some consequences of spatial heterogeneity. 149-164. In: Hanski, I. & Gilpin, M. (eds). *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution*. Academic Press. San Diego.

Johnson, J. B. & Omland, K. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 101-108.

Johnson, M. A., P.M. Saraiva & Coelho, D.. 1999. The role of gallery forests in the distribution of cerrado mammals. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(3): 421-427 p.

Juarez, K. M. 2008. *Mamíferos de Médio e Grande Porte nas Unidades de Conservação do Distrito Federal*. Tese de doutorado em Biologia Animal. Instituto de Biologia, Universidade de Brasília – UnB. Brasília, DF.

Kauffman, M. J.; Sanjayan, M.; Lowenstein, J.; Nelson, A.; Jeo, R. M.; Crooks, K. R. 2007. Remote camera-trap methods and analyses reveal impacts of rangeland management on Namibian carnivore communities. *Oryx*, 41 (1): 70-78.

Kinnaird, M. F.; Sanderson, E. W.; O'Brien, T. G.; Wibisono, H. T.; Woolmer, G. 2003. Deforestation trends in a tropical landscape and implications for endangered large mammals. *Conservation Biology*, 17: 245–257.

Knick, S. T. & Rotenberry, J. T. 2000. Ghosts of habitats past: contribution of landscape change to current habitats used by shrubland birds. *Ecology*, 81(1): 220–227.

Law, B. S. & Dickman, C. R. 1998 The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation*, 7: 323-333.

Lees, A. C. & Peres, C. A. 2008. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. *Conservation Biology*, 22 (2): 439–449.

Legendre, P., & L. Legendre. 1998. *Numerical ecology*. Second English edition. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Código Florestal Brasileiro. Disponível em www.planalto.gov.br .Acesso em 15 de abril de 2009.

Lindborg, R. & Eriksson, O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology*, 85(7): 1840–1845.

Lomolino, M. V 2000. Ecology's most general, yet protean pattern: the species-area relationship. *Journal of Biogeography*, 27 (1): 17-26.

- Lomolino, M. V. 2001. The species-area relationship: new challenges for an old pattern. *Progress in Physical Geography*, 25 (1): 1-21.
- Lord, J. & Norton, D. A. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology*, 4: 197-202.
- Lyra-Jorge, M. C.; Ciocheti, G.; Pivello, V. M. 2008. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 17 (7): 1573-1580.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press. 203 p.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Oxford: Princeton University Press. 179 p.
- Mares M. A.; K. A. Ernest & Gettinger, D. D. 1986. Small mammal community structure and composition in the Cerrado Province of central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 2: 289-300.
- Marinho-Filho, J. S. & Machado, R. B. 2006. Metapopulações, ecologia de paisagens e a conservação dos carnívoros brasileiros. 111-126. In: Morato, R. G., Rodrigues, F. H. G., Eizirik, E., Mangini, P. R., Azevedo, F. C. C. & Marinho-Filho, J. S. *Manejo e Conservação de carnívoros neotropicais*. IBAMA/MMA. São Paulo.
- Marinho-Filho, J. S., Rodrigues, F. H. G & Juarez, K. M.. 2002. The Cerrado Mammals: Diversity, ecology and Natural History. In: Oliveira, P. S. & Marquis. R. J (eds.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel, & E. Ene. 2002. *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponível no web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html

- Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia da paisagem? *Biota Neotropica*, 1 (1 e 2): 1-9.
- Metzger, J. P. 2003. Como restaurar paisagens fragmentadas? In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.D.; Engel, V.L.; Gandara, F.B. (Orgs). *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*.
- Metzger, J. P. 2006. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: Cullen JR., L.; Rudran, R. e Valladares-Pádua, C. (Orgs). *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre*. Editora UFPR. Curitiba.
- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G. & Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142: 1166–1177.
- Morrison, J. C.; Sechrest, W.; Dinerstein, E.; Wilcove, D. S. & Lamoreux, J. F. 2007. Persistence of Large Mammal Faunas as Indicators of Global Human Impacts. *Journal of Mammalogy*, 88(6):1363–1380.
- Motta, L. 2008. *Synchronized Google Earth with View map of ArcMap*. Extensão para o ArcGIS, disponível para download em <http://arcscripsts.esri.com/details.asp?dbid=15944>. Acesso em setembro de 2008.
- Noss, R., Csuti, B. & Groom, M. J. 2006. Habitat fragmentation. In: Groom, M. J., Meffe, G. K. & Carroll, C. R. *Principles of Conservation Biology*. 3ed. Sinauer Association Inc. Sunderland.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 13: 2567–2586.
- Petit, S., Burel, F., 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 69: 243–252.
- Pimm, S.L. 1998. The forest fragment classic. *Nature*, 393: 23-24.8

Pires, A. S., Lira, P. K., Fernandez, F. A. S., Schittini, G. M. & Oliveira, L. C. et al. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108: 229–237.

Pires, A. S.; Fernandez, F. A. S. & Barros, C. 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: Rocha, C.F.C.; Bergallo, H; Van Sluys, M. & Alves, M.A.S. (orgs.) *Biologia da Conservação: essências*. Rima Editora, São Carlos. 231-260 pp.

R Development Core Team, 2008. *R: a language and environmental for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3- 900051-07-0. <<http://www.r-project.org>>.

Redford, K. H. & da Fonseca G. A. B. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica* 18: 126-135 p.

Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford K. H., Wannebo, A. V. & Woolmer, G. 2002. The human footprint and the last of the wild. *BioScience*, 52 (10): 891-904.

Santos, A. J. 2006. Estimativas de riqueza em espécies. In: Cullen JR., L.; Rudran, R. e Valladares-Pádua, C. (Orgs). *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre*. Editora UFPR. Curitiba.

Santos-Filho, M. & Silva, M.N.F. 2002. Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. *Revista Brasileira de Zoociências*, 4 (1): 57-73.

Schrott, G. R., With, K. A. & King, A. W. 2005. On the importance of landscape history for assessing extinction risk. *Ecological Applications*, 15 (2), 493-506.

Teixeira, A. M. G., Soares-Filho, B. S., Freitas, S. R., Metzger, J. P., 2009. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. *Forest Ecology and Management* 257, 1219–1230.

Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L., Nowak, M. A. 1994. Habitat destruction and extinction debt. *Nature*, 371: 65-66.

Tobler, M. W.; S. E. Carrillo-Percastegui, R. Leit Pitman, R. Mares & G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11:169-178.

Trindade, M.B.; Lins-e-Silva, A.C.B.; Silva, H.P., Figueira, S.B.; Schessl, M.; 2008. Fragmentation of Atlantic Rainforest in the Northern Coastal Region of Pernambuco, Brazil: Recent changes and implications for conservation. *Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability*, 2 (Special Issue 1): 5-13.

Uezu, A. 2006. *Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema*. Tese de doutorado em Ecologia. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP. 193 p.

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

Umetsu, F., Metzger, J. P., Pardini, R., 2008. The importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscape: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography* 31, 359-370.

Vieira, M. V., Faria, D. M., Fernandez, F. A. S., Ferrari, S. F., Freitas, S. R., Gaspar, D. A., Moura, R. T., Olifiers, N., Oliveira, P. P., Pardini, R., Pires, A. S., Ravetta, A., Mello, M. A. R., Ruiz, C. R. & Setz, E. Z. F. 2003. Mamíferos. 126-151. In: MMA. *Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. MMA. Brasília.

Wiens, J. 2002. Central concepts and issues of landscape ecology. 3-21. In: Gutzwiller, K. J. (ed). *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer. New York.

Wilcove, D. S.; McLellan, C. H. & Dobson, A. P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. 237-255. In: Soulé, M. (ed). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sauer's Associates Inc. Sunderland, Massachusetts.

Willis, E. O. 1984. Conservation, subdivision of reserves, and the anti-dismemberment hypothesis. *Oikos*, 42 (3): 396-398.

Zuur, A.G., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. New York, USA, Springer Science+Business Media, 574 p.

ANEXO I - Mapas de classificação de hábitat e matriz

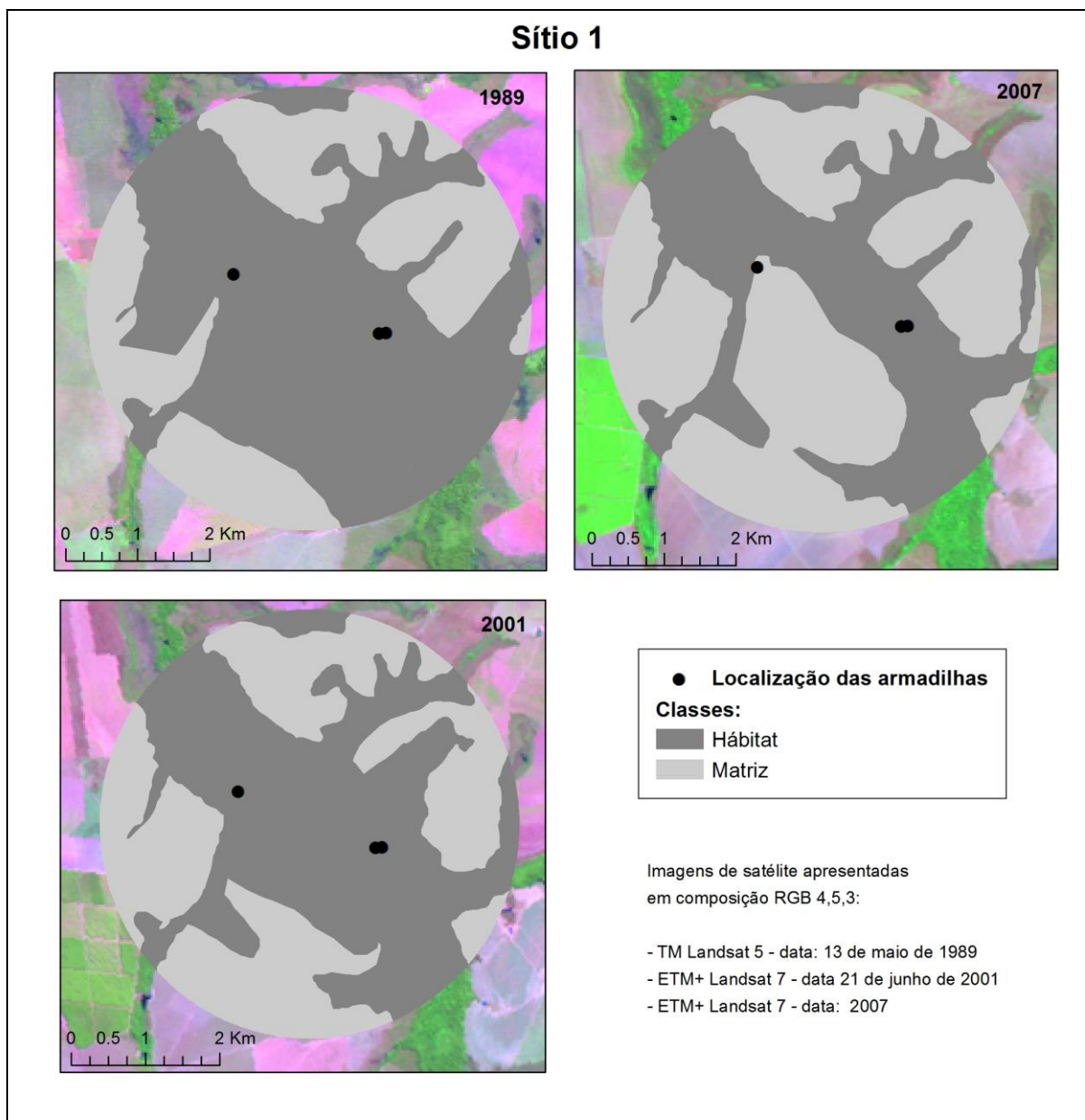


Figura 1: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 1 para os anos de 1989, 2001 e 2007.

Sítio 2

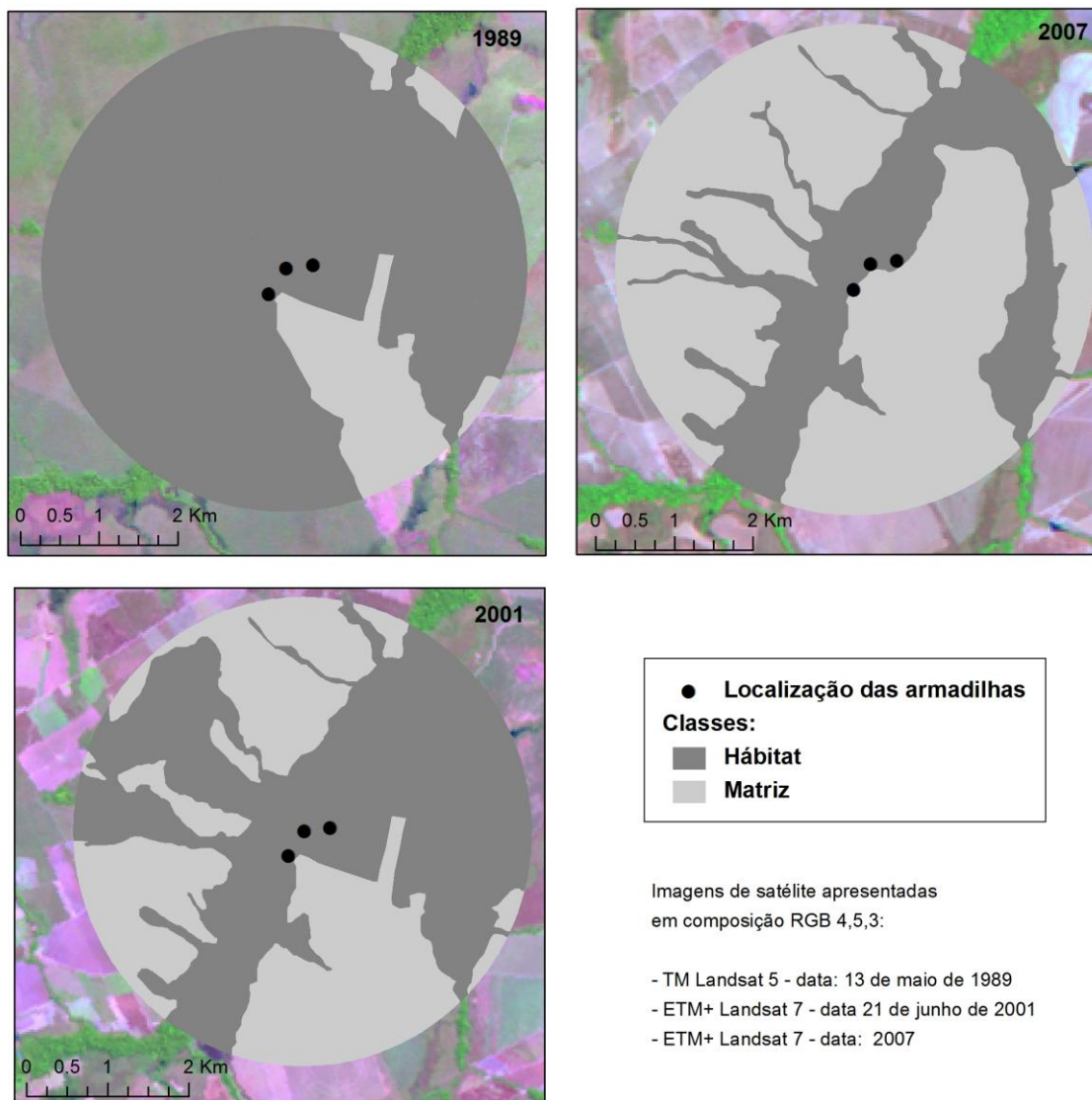


Figura 2: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 2 para os anos de 1989, 2001 e 2007.

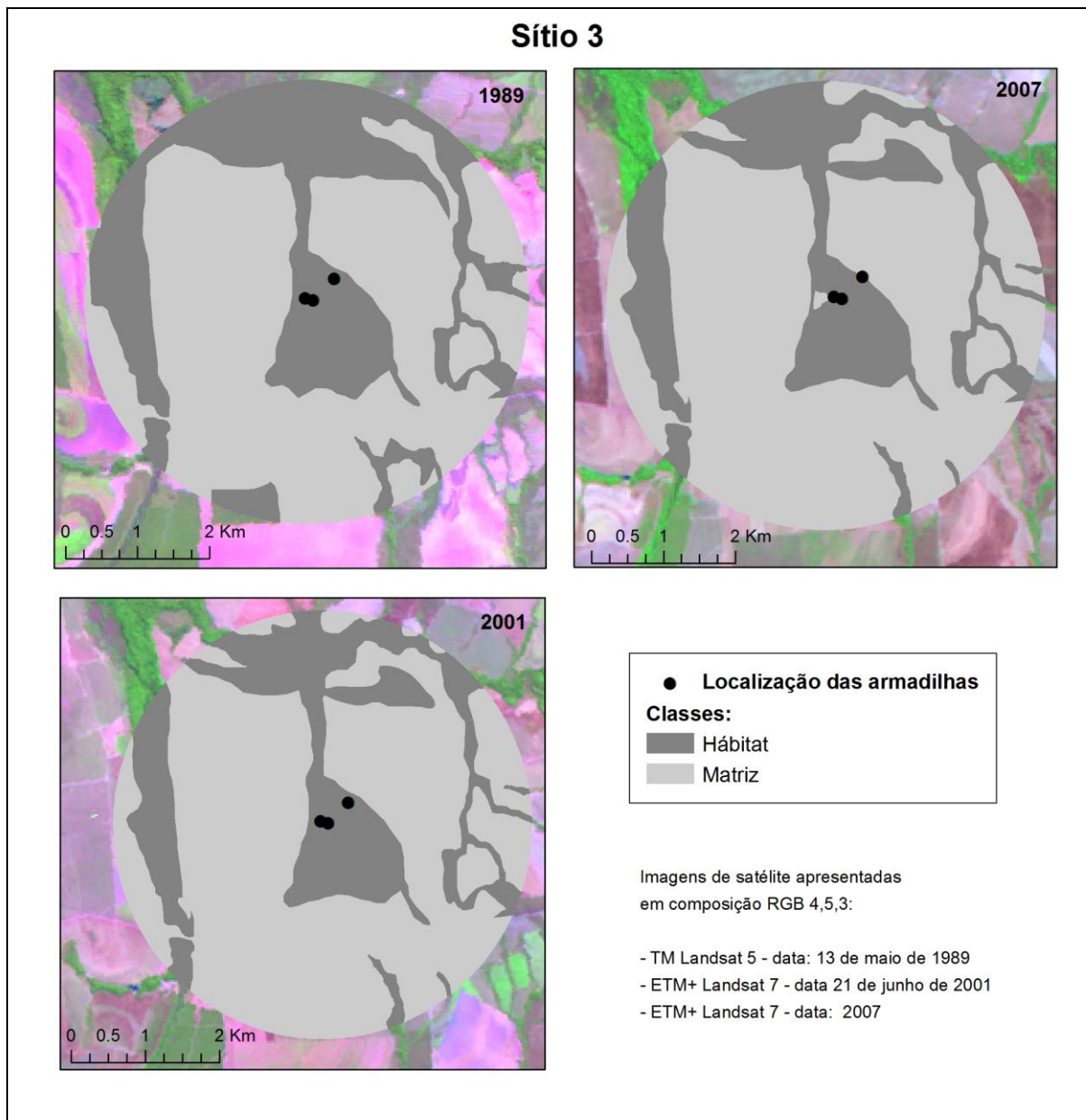


Figura 3: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 3 para os anos de 1989, 2001 e 2007.

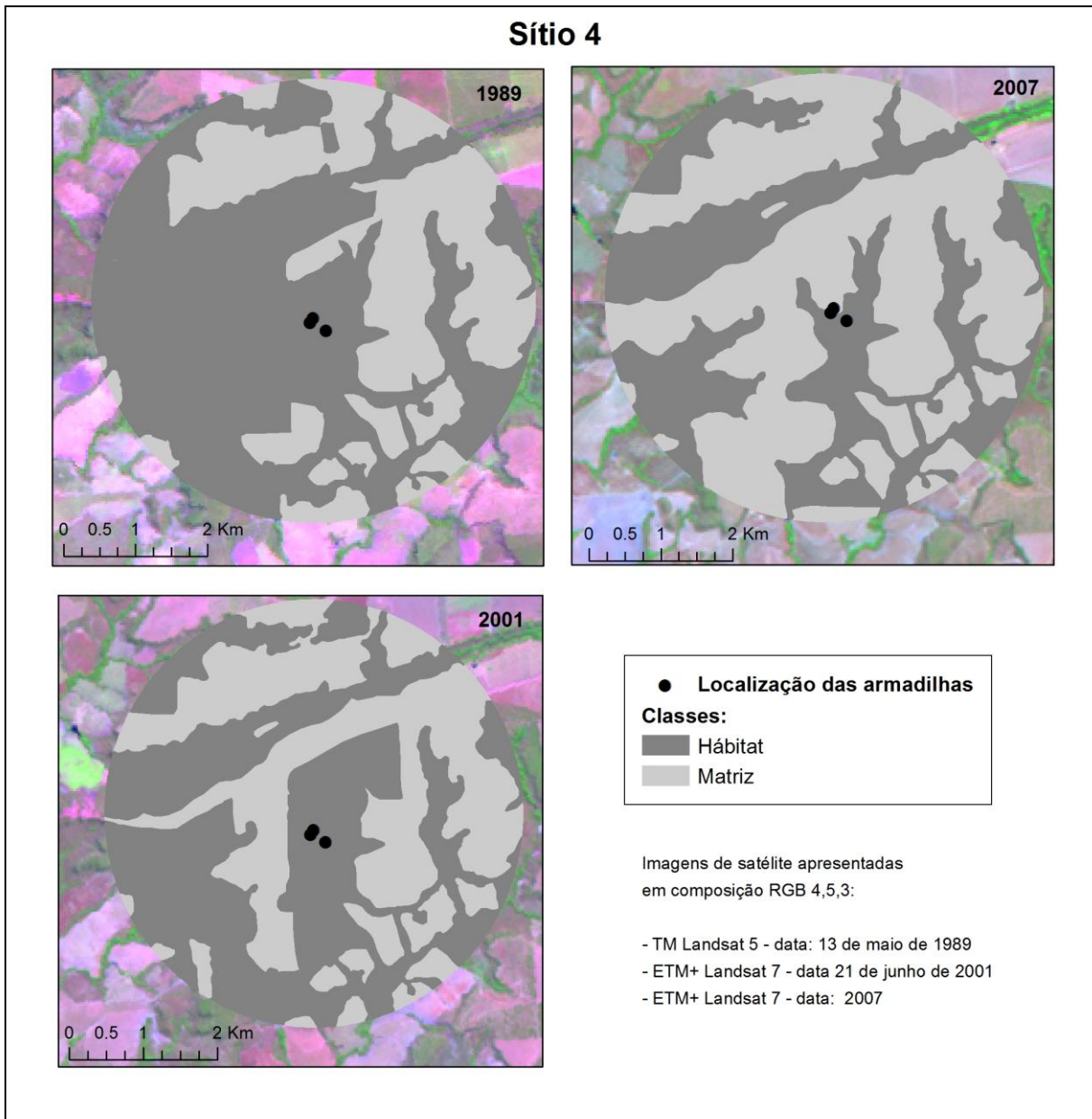


Figura 4: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 4 para os anos de 1989, 2001 e 2007.

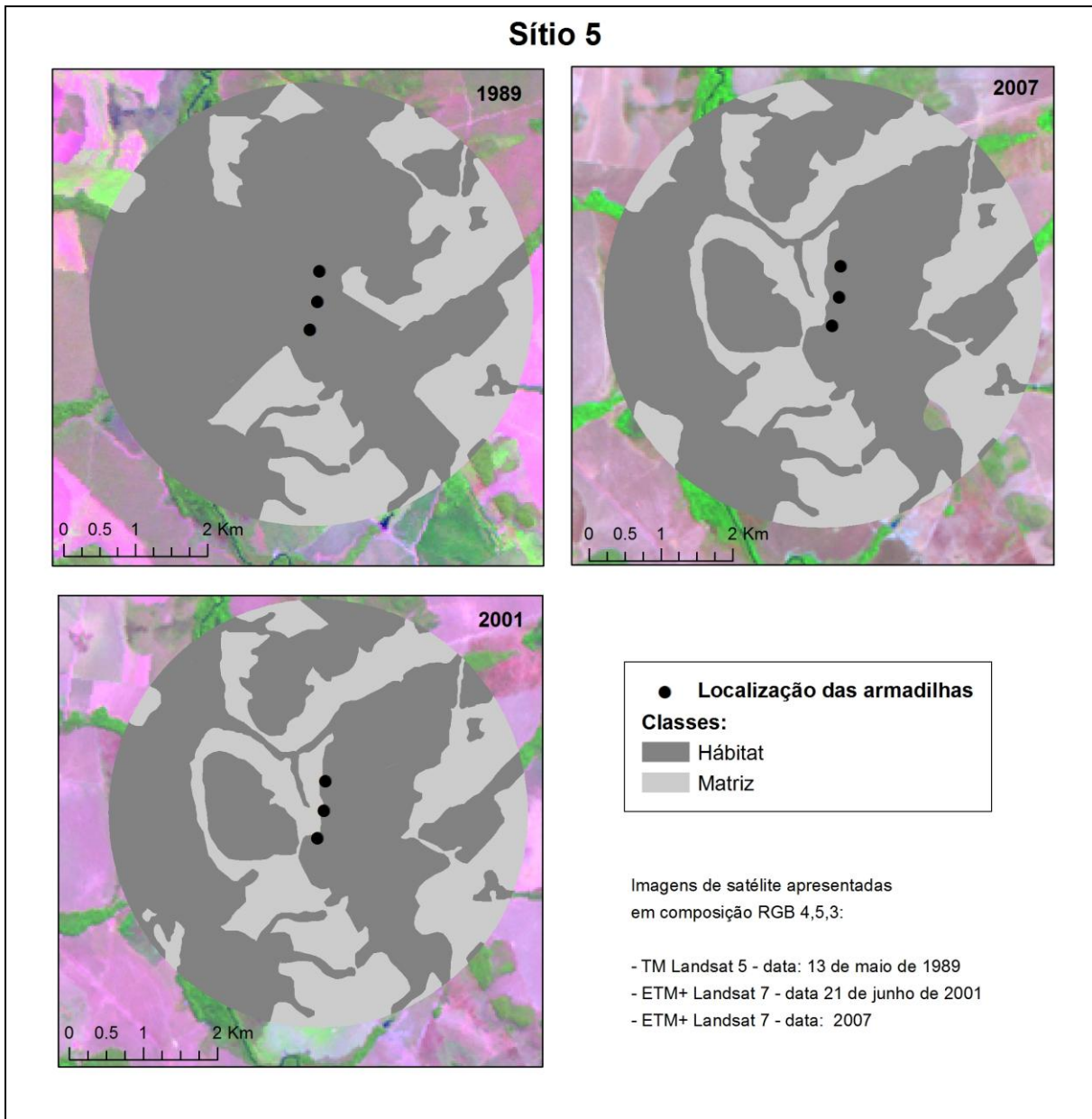


Figura 5: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 5 para os anos de 1989, 2001 e 2007.

Sítio 6

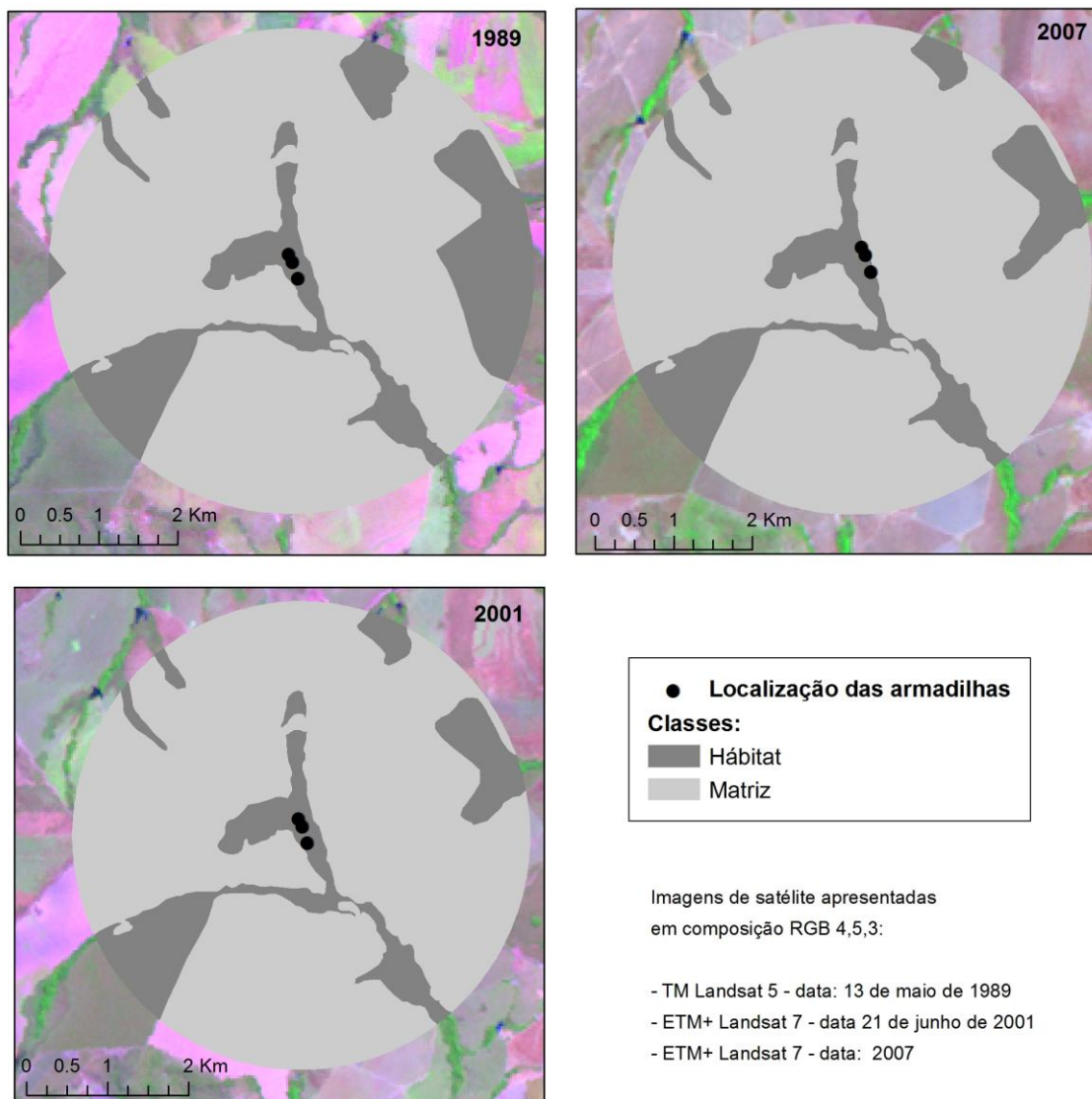


Figura 6: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 6 para os anos de 1989, 2001 e 2007.

Sítio 7

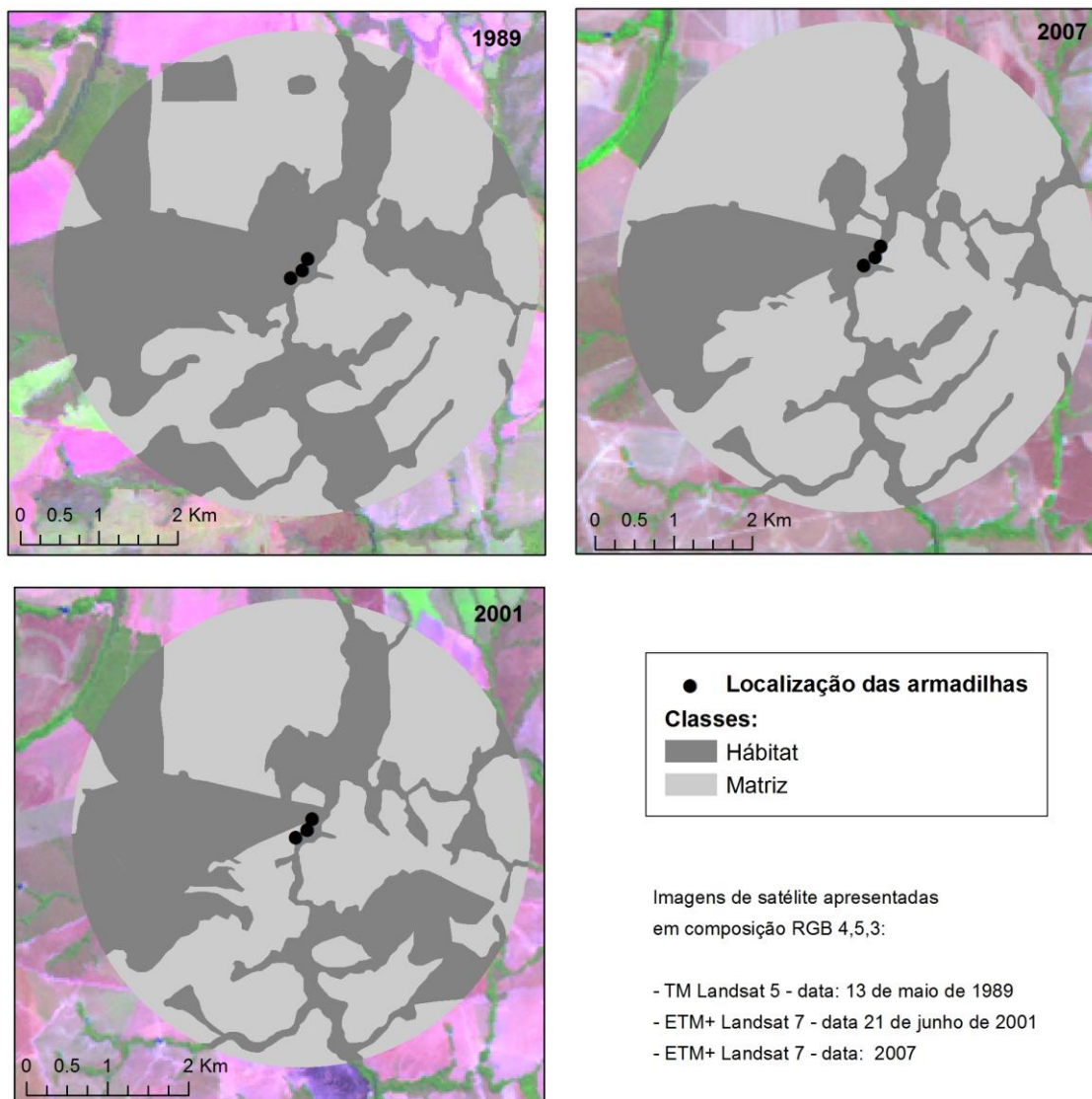


Figura 7: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 7 para os anos de 1989, 2001 e 2007.

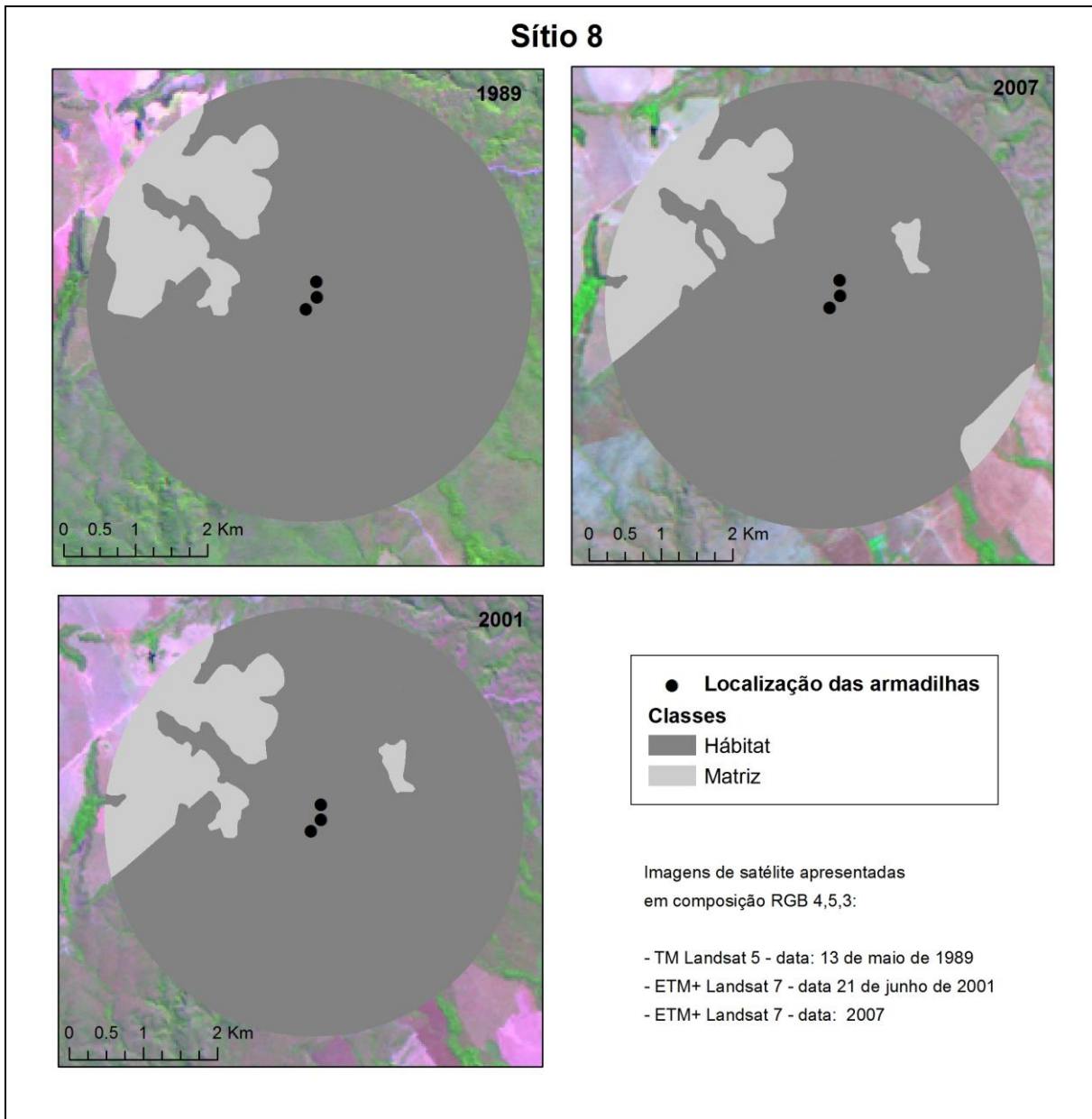


Figura 8: Mapa de uso e cobertura do solo do sítio 8 para os anos de 1989, 2001 e 2007.

ANEXO II – Registros fotográficos



Veadomateiro (*Mazama americana*)



Onça-pintada (*Panthera onca*)



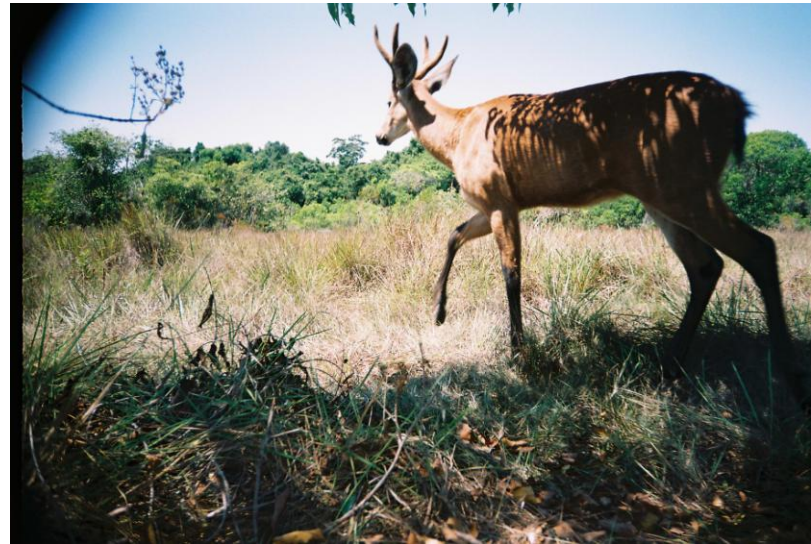
Jaguaririca (*Leopardus pardalis*)



Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*)



Lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*)



Cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*)



Irara (*Eira barbara*)



Filhote de anta (*Tapirus terrestris*)



Gato-mourisco (*Puma yaguaroundi*)



Veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*)



Bando de queixada (*Tayassu pecari*)



Gambá com filhotes (*Didelphis albiventris*)