

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA

**HISTÓRIA NATURAL, BIOLOGIA REPRODUTIVA, PARÂMETROS
POPULACIONAIS E COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS
NÃO VOADORES EM TRÊS HÁBITATS FLORESTADOS DO
PANTANAL DE POCONÉ, MT**

Mônica Aragona

Brasília - DF
2008

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA

**HISTÓRIA NATURAL, BIOLOGIA REPRODUTIVA, PARÂMETROS
POPULACIONAIS E COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS
NÃO VOADORES EM TRÊS HÁBITATS FLORESTADOS DO
PANTANAL DE POCONÉ, MT**

Orientador: Dr. Jader Soares Marinho-Filho

Tese apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários à obtenção do Título de Doutor em Biologia Animal.

SUMÁRIO

Resumo	1
Abstract	3
Apresentação	5
Hábitats estudados	7
Desenho amostral e padronizações	10
Armadilhamento e coleta de dados	12
Organização da Tese	13
Referências Bibliográficas	15
Capítulo 1 “Inventário de Espécies de Pequenos Mamíferos Não Voadores no Pantanal”	
Introdução	17
Métodos	18
Resultados	20
Discussão	29
Referências Bibliográficas	37
Capítulo 2 “Biologia Reprodutiva e História Natural de Marsupiais e Roedores no Pantanal de Poconé, MT”	
Introdução	42
Métodos	43
Resultados	44
Discussão	67
Referências Bibliográficas	70
Apêndice	73
Capítulo 3 “Parâmetros Populacionais de Pequenos Mamíferos Não Voadores em Hábitats Florestados da Região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT”	
Introdução	75
Métodos	77
Resultados	81
Discussão	101
Referências Bibliográficas	106
Apêndice	110

**Capítulo 4 “Comunidades de Pequenos Mamíferos Não Voadores em três
Habitats Florestais do Pantanal de Poconé, MT”**

Introdução	116
Métodos	118
Resultados	119
Discussão	129
Referências Bibliográficas	132

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1. Espécies, número de indivíduos e forma de registro dos pequenos mamíferos não voadores na Fazenda Aparecida, Município de N. Sra. do Livramento, MT.....	20
Tabela 1.2. Número de espécimes coletados (N) de cada espécie, esforço amostral (e) e sucesso de captura (Nx100/e) de cada hábitat amostrado por transecto linear na Faz. Aparecida, Município de N. Sra. Livramento, MT.....	21
Tabela 1.3. Número de espécies (N° sp.), de indivíduos (N° ind.) e de eventos de captura de marsupiais (M) e roedores (R), esforço amostral e sucesso de captura das dez grades amostrais do programa de monitoramento de pequenos mamíferos não voadores na Faz. Aparecida, Município de N. Sra. Livramento, MT.....	21
Tabela 1.4. Número de indivíduos (ind) e de eventos de captura (ev) para cada espécie do programa de monitoramento, para todas as grades de captura.....	23
Tabela 1.5. Espécies de pequenos mamíferos não voadores registradas para o Pantanal (Pl: planície; En: entorno) por: (a) Oliveira <i>et al.</i> (2003), (b) Carmignotto (2004), (c) Rodrigues <i>et al.</i> (2005) e (d) este estudo e a ocorrência dessas espécies em outros biomas (Am: Amazônia; MA: Mata Atlântica; Ce: Cerrado; Ch: Chaco; Ca: Caatinga; CS: Campos do Sul).....	27
Tabela 3.1. Atribuição de valores aos parâmetros S, G'', G', p e c para os 17 períodos primários para a variação temporal testada: diferente para cada um dos períodos primários (t); constante (.); separado por duas estações (2s); separado por três estações (3s).....	78
Tabela 3.2. Lista das espécies, grade e número de históricos de captura (HC) com parâmetros populacionais analisados.....	81
Tabela 3.3. Os dez modelos com menor valor de AIC _c testados para <i>Gracilinanus agilis</i> no Cambarazal 1.....	82
Tabela 3.4. Valores estimados pelo DR (S(t), G''=G'(.), p=c(.)) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para <i>Gracilinanus agilis</i> no Cambarazal 1.....	82
Tabela 3.5. Os dez modelos com menor valor de AIC _c testados para <i>Gracilinanus agilis</i> no Cambarazal 3.....	83
Tabela 3.6. Valores estimados pelo DR (S(t), G''=G'(.), p=c(.)) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para <i>Gracilinanus agilis</i> no Cambarazal 3.....	83
Tabela 3.7. Os dez modelos com menor valor de AIC _c testados para <i>Micoureus demerarae</i> na Cordilheira 1.....	86
Tabela 3.8. Valores estimados pelo DR (S(.), G''=G'(3s), p(.), c(.)) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para <i>Micoureus demerarae</i> na Cordilheira 1.....	86
Tabela 3.9. Os dez modelos com menor valor de AIC _c testados para <i>Micoureus demerarae</i> na Cordilheira 2.....	87

Tabela 3.10. Valores estimados pelo DR ($S(\cdot)$, $G''=G'(3s)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para <i>Micoureus demerarae</i> na Cordilheira 2.....	87
Tabela 3.11. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para <i>Micoureus demerarae</i> na Cordilheira 3.....	88
Tabela 3.12. Valores estimados pelo DR ($S(\cdot)$, $G''=G'(3s)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para <i>Micoureus demerarae</i> na Cordilheira 3.....	88
Tabela 3.13. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para <i>Micoureus demerarae</i> no Landi 1.....	90
Tabela 3.14. Valores estimados pelo DR ($S(t)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para <i>Micoureus demerarae</i> no Landi 1.....	91
Tabela 3.15. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para <i>Micoureus demerarae</i> no Landi 2.....	92
Tabela 3.16. Valores estimados pelos modelos do DR ($S(\cdot)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$ e $S(2s)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para <i>Micoureus demerarae</i> no Landi 2.....	92
Tabela 3.17. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para <i>Micoureus demerarae</i> no Landi 3.....	93
Tabela 3.18. Valores estimados pelo DR ($S(\cdot)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para <i>Micoureus demerarae</i> no Landi 3.....	93
Tabela 3.19. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para <i>Monodelphis domestica</i> na Cordilheira 3.....	95
Tabela 3.20. Valores estimados pelo DR ($S(3s)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para <i>Monodelphis domestica</i> na Cordilheira 3.....	96
Tabela 3.21. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para <i>Oecomys roberti</i> no Cambarazal 1.....	98
Tabela 3.22. Valores estimados pelos modelos do DR ($S(\cdot)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$ e $S(\cdot)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(2s)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para <i>Oecomys roberti</i> no Cambarazal 1.....	98
Tabela 3.23. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para <i>Oecomys roberti</i> no Cambarazal 3.....	99
Tabela 3.24. Valores estimados pelos modelos do DR ($S(\cdot)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$ e $S(2s)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para <i>Oecomys roberti</i> no Cambarazal 3.....	99
Tabela 4.1. Número de indivíduos e espécies registradas em cada hábitat.....	119
Tabela 4.2. Número de eventos de captura por espécie para cada hábitat na cheia (Ch), vazante (Va) e seca (Se), após ajuste do esforço amostral.....	122

Tabela 4.3. Resultado do teste ANOVA duas-vias para comparação das médias de riqueza de espécies nos três habitats florestais nas três estações do ano na localidade de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.....	124
Tabela 4.4. Índice de diversidade (H'), variância do índice de diversidade (Var H'), número de espécies (N° sp.) e número de indivíduos (N° ind) para cada habitat.....	126
Tabela 4.5. Resultado do Teste t para a variância do índice de diversidade entre habitats.....	126
Tabela 4.6. Índice de similaridade qualitativo e quantitativo de Sorensen nos habitats cambarazal (CB), cordilheira (CD) e landi (LD).....	127
Tabela 4.7. Índice de similaridade qualitativo e quantitativo de Sorensen para associação habitat-estação: cambarazal (CB), cordilheira (CD) e landi (LD); cheia (ch), vazante (va) e seca (se).....	128

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo.....	6
Figura 2. Pluviosidade média mensal e temperatura média mensal de Porto Cercado, Poconé, MT.....	7
Figura 3. Cambarazal (a) na seca e na (b) cheia.....	9
Figura 4. Cordilheira (a) na seca e na (b) cheia.....	9
Figura 5. Landi (a) na seca e na (b) cheia.....	9
Figura 6. Localização das réplicas dos três tipos de florestas estudados, na região de Pirizal, Pantanal de Poconé – MT.....	11
Figura 7. Gaiola de gancho instalada no alto em grade de landi.....	12
Figura 1.1. Curvas cumulativas de espécies de pequenos mamíferos não voadores, na Faz. Aparecida, Pantanal de Poconé, MT.....	27
Figura 2.1. Frequência relativa dos eventos de captura para cada espécie em cada fisionomia na cheia (Ch), vazante (Va) e seca (Se), a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.....	44
Figura 2.2. Frequência relativa dos eventos de captura para cada espécie com esforço de 50 armadilhas.noite no alto (50 a.n) e 100 armadilhas.noite (100 a.n), sendo 25 de cada tipo em cada posição (Sh, sherman; Ga, gaiola; A, alto; S, solo).....	45
Figura 2.3. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de <i>G. agilis</i> ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.....	46
Figura 2.4: Histórico de captura e tempo de permanência de 77 indivíduos nos oito habitats em que <i>G. agilis</i> foi capturado (Cb1: de 1 a 24; Cb2: de 25 a 28; Cb3: de 29 a 44; Cd3: de 45 a 60; Cd1: de 61 a 64; Cd2: 65; Ld1: de 66 a 72; Ld2: de 73 a 77).....	47
Figura 2.5. Porcentagem de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de <i>M. demerarae</i> ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.....	49
Figura 2.6. Fêmea (nº 106) de <i>Micoureus demerarae</i> , fotografada em (a) 05/10/2006 e em (b) 28/10/2006, registrando a perda de um filhote.....	49
Figura 2.7. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de <i>M. domestica</i> ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.....	53
Figura 2.8: Histórico de captura e tempo de permanência de 62 indivíduos nos quatro habitats em que <i>M. domestica</i> foi capturado (Cd1: de 1 a 6; Cd2: de 7 a 28; Cd3: de 29 a 60; Ld3: 61 e 62). Círculos (fêmeas) e quadrados (machos) pretos correspondem a indivíduos encontrados mortos.....	54
Figura 2.9. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de <i>P. opossum</i> ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.....	55

Figura 2.10. Porcentagem dos eventos de captura para cada espécie em cada da fisionomia na cheia (Ch), vazante (Va) e seca (Se), a partir da somatória de dados mensais dos anos de 2006 e 2007.....	57
Figura 2.11. Porcentagem dos eventos de captura para cada espécie com esforço de 50 armadilhas/noite no alto (50 a/n) e 100 armadilhas/noite (100 a/n), sendo 25 de cada tipo em cada posição (Sh, sherman; Ga, gaiola; A, alto; S, solo).....	58
Figura 2.12. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de <i>C. cf. callosus</i> ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.....	58
Figura 2.13. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de <i>H. megacephalus</i> ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.....	60
Figura 2.14. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de <i>O. mamorae</i> ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.....	61
Figura 2.15. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de <i>O. roberti</i> ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.....	62
Figura 2.16. Filhote recém-nascido de <i>O. roberti</i> , fotografado em 09/11/2006.....	63
Figura 2.17. Distribuição das classes etárias de <i>T. pachyurus</i> ao longo do ano, a partir da somatória de dados mensais dos anos de 2006 e 2007.....	65
Figura 2.18. Indivíduo de <i>T. pachyurus</i> abrigando-se em cupinzeiro em um campo de murundus, destacando a cauda ainda para fora do buraco.....	65
Figura 3.1. Número de indivíduos (N) e sobrevivência (S) estimados pelo desenho robusto para <i>G. agilis</i> nos camarazais 1 (Cb 1) e 3 (Cb 3).....	84
Figura 3.2. Número de indivíduos novos e recapturados de cada classe etária nas estações cheia, vazante e seca, a partir da somatória dos registros de <i>G. agilis</i> dos camarazais 1 e 3.....	85
Figura 3.3. Número de indivíduos (N) e sobrevivência (S) estimados pelo desenho robusto para <i>M. demerarae</i> nas cordilheiras 1 (Cd 1), 2 (Cd 2) e 3 (Cd 3).....	89
Figura 3.4. Número de indivíduos novos e recapturados de cada classe etária nas estações cheia, vazante e seca, a partir da somatória dos registros de <i>M. demerarae</i> das três cordilheiras.....	89
Figura 3.5. Número de indivíduos (N) e sobrevivência (S) estimados pelo desenho robusto para <i>M. demerarae</i> nos landis 1 (Ld 1), 2 (Ld 2) e 3 (Ld 3).....	94
Figura 3.6. Número de indivíduos novos e recapturados de cada classe etária nas estações cheia, vazante e seca, a partir da somatória dos registros de <i>M. demerarae</i> dos três landis.....	94
Figura 3.7. Número de indivíduos (N) e sobrevivência (S) estimados pelo desenho robusto para <i>M. domestica</i> na cordilheira 3 (Cd 3).....	96
Figura 3.8. Número de indivíduos novos e recapturados de cada classe etária nas estações cheia, vazante e seca de <i>M. domestica</i> na Cordilheira 3.....	97

Figura 3.9. Número de indivíduos (N) e sobrevivência (S) estimados pelo desenho robusto para <i>O. roberti</i> nos cambarazais 1 (Cb 1) e 3 (Cb 3).....	100
Figura 3.10. Número de indivíduos novos e recapturados de cada classe etária nas estações cheia, vazante e seca, a partir da somatória dos registros de <i>O. roberti</i> dos cambarazais 1 e 3.....	100
Figura 4.1. Número de indivíduos de cada espécie registrado em cada hábitat, a partir da somatória dos dados das três réplicas.....	120
Figura 4.2. Número de indivíduos de cada espécie registrado em cada estação, a partir da somatória dos dados das três réplicas.....	121
Figura 4.3. Curvas cumulativas de espécies de pequenos mamíferos, estimado em função do esforço amostral em três habitats florestais na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.....	123
Figura 4.4. Estimativa da riqueza de espécies na cheia, calculada pelo estimador não-paramétrico Jackknife de primeira ordem, na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.....	124
Figura 4.5. Estimativa da riqueza de espécies na vazante, calculada pelo estimador não-paramétrico Jackknife de primeira ordem, na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.....	125
Figura 4.6. Estimativa da riqueza de espécies na seca, calculada pelo estimador não-paramétrico Jackknife de primeira ordem, na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.....	125
Figura 4.7. Dendrograma de similaridade qualitativo e quantitativo (Coeficiente de Sorensen) de pequenos mamíferos entre os habitats: cambarazal (CB), cordilheira (CD) e landi (LD), na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.....	127
Figura 4.8. Dendrograma de similaridade qualitativo e quantitativo (Coeficiente de Sorensen) para associação habitat-estação, na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.....	128

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pela bolsa concedida, ao CPP/MCT e ao NEPA/UFMT pelo financiamento e a Faxinal II por permitir o uso do equipamento no desenvolvimento deste trabalho;

Ao PPG-BioAni/UnB, pela oportunidade de realizar esta tese e a todos os professores vinculados ao programa pelo aprendizado;

Ao Prof. Dr. Jader S. Marinho-Filho, pela orientação e enorme contribuição no meu desenvolvimento como pesquisadora;

Aos Professores Dr. Emerson M. Vieira, Dr. Marcus V. Vieira, Dra. Ludmilla M. S. Aguiar, Dr. José Roberto Pujol Luz e Dr. Reuber A. Brandão pelas preciosas críticas e sugestões;

Ao Prof. Dr. Miguel Marini, por todos esses anos de contribuição em minha formação acadêmica;

Aos Professores Dra. Cátia Nunes da Cunha e Dr. Jerry M. Penha por terem me apoiado e acreditado em minha capacidade de desenvolver os projetos propostos;

Ao Sr. Antônio Carlos, proprietário da Faz. Aparecida, por permitir a realização desta pesquisa em suas terras;

Aos amigos do Pirizal e das fazendas Retiro Novo, Aparecida, Canoas e Retirinho pela alegria com que sempre me receberam e pela infinita disposição para me ajudar;

Ao Sr. Arlindo Viana de Lima, ou simplesmente Lá, por ter sido meu ajudante de campo por quase todo o período em que estive no Pantanal e pela enorme paciência e generosidade em ensinar esta paulistana a sobreviver no Pantanal;

A Sra. Adenil Viana de Lima, ou simplesmente Xute, por estar, desde 1999, incansavelmente ao meu lado, cuidando de mim, de meus machucados, de minha comida, de minhas roupas... enfim, por sempre ter me recebido com um carinho maternal em sua casa;

A todas as pessoas que me ajudaram no campo, seja por algumas horas ou por vários dias, semanas, meses... qualquer ajuda é sempre bem vinda quando se pretende montar ou desmontar 41.837 armadilhas!

A Ademária, por ter vivido em meu lugar, no 4º dia de campo dessa longa empreitada, a cena mais horripilante que nem meus piores pesadelos puderam imaginar, evitando assim que eu abandonasse tudo, logo de cara;

Aos amigos do coração, irmãos de fé de Cuiabá, Brasília, São Paulo e Nova Xavantina por compreenderem minhas ausências, por tornarem mais alegres os meus regressos do campo e por estarem sempre dispostos a me ajudar;

As Famílias Pinho, Andersen e Abílio, por toda a força, pensamento positivo e orações que me enviaram esses anos todos;

Ao meu companheiro, João B. Pinho, por ter estado ao meu lado todos esses anos, com enorme paciência, generosidade e amor, me incentivando, me ajudando e me ensinando;

Aos meus pais e irmão, que deveriam ter sido citados no primeiro parágrafo deste agradecimento ("FUPAP"), pelo amor incondicional, apoio, ensinamentos e conselhos. Vocês são o meu porto seguro, eu os amo muito.

Dedico este trabalho a Maria Inês Pizzolante Pellegrino (*in memoriam*),
cuja luta de 20 anos serviu de exemplo de coragem e persistência,
e cuja lembrança me manteve firme,
quando o medo e o cansaço me invadiam.

RESUMO

Os pequenos mamíferos não voadores foram estudados na Faz. Aparecida, município de Nossa Senhora do Livramento (16°14'19''S e 56°22'51''W), Pantanal de Poconé, MT, Brasil. Os objetivos foram descrever aspectos da história natural, da biologia reprodutiva e parâmetros populacionais de algumas espécies, além de descrever e comparar as comunidades de pequenos mamíferos em três habitats florestais representativos da região.

Ao todo três métodos de coleta foram usados para inventariar as espécies: transectos lineares, programa de monitoramento e coletas aleatórias. Os dois primeiros métodos usaram armadilhas do tipo Sherman e Gaiola de Gancho. Os transectos lineares foram montados em fisionomias abertas e fechadas, entre junho e agosto de 2005. Todos os animais capturados foram coletados para formar uma coleção de referência. O programa de monitoramento foi realizado mensalmente entre fevereiro de 2006 e agosto de 2007 (exceto janeiro e abril de 2007) em dez grades amostrais, de cem pontos cada, em três tipos de florestas localmente denominadas de cambarazal (3), landi (3) e cordilheira (3) e em uma área de campo de murundus. Cambarazais, landis e campos de murundus estão sujeitos à inundação sazonal, enquanto as cordilheiras permanecem secas o ano todo. Os indivíduos capturados no programa de monitoramento foram marcados com brincos numerados e soltos.

O esforço de captura total foi de 41.837 armadilhas.noite e ao todo foram registradas 15 espécies: seis Didelphidae (*Caluromys philander*, *Didelphis albiventris*, *Gracilinanus agilis*, *Micoureus demerarae*, *Monodelphis domestica*, *Philander opossum*), oito Cricetidae (*Calomys* cf. *callosus*, *Holochilus sciureus*, *Hylaeamys megacephalus*, *Necomys lasiurus*, *Oligoryzomys* cf. *fornesi*, *Oligoryzomys nigripes*, *Oecomys mamorae*, *Oecomys roberti*) e um Echimyidae (*Thrichomys pachyurus*).

Apenas duas espécies ocorreram nos três habitats florestais (*M. demerarae* e *G. agilis*), três somente ocorreram em habitats inundáveis (*P. opossum*, *H. megacephalus* e *O. roberti*) e seis espécies ocorreram em apenas um tipo de habitat: *C. philander* e *D. albiventris* em landis, *H. sciureus* em cambarazal e *N. lasiurus*, *O. nigripes* e *T. pachyurus* em cordilheiras. As espécies registradas neste estudo representam 47% das espécies de pequenos mamíferos não voadores descritas para a planície pantaneira.

A maioria dos marsupiais analisados apresentou o período reprodutivo entre o final da seca e durante o período de cheia, enquanto que a maioria dos roedores apresentou atividade reprodutiva o ano todo, sendo intensificada durante o mesmo período dos marsupiais.

O desenho robusto do “software” MARK foi usado para analisar as populações de *G. agilis*, *M. demerarae*, *M. domestica* e *O. roberti* com o objetivo de testar a hipótese de

interferência sazonal nos parâmetros sobrevivência, imigração e emigração das populações em função do hábitat: em habitats inundáveis os parâmetros seriam diferentes na presença e ausência de lâmina d'água no solo; em cordilheiras a variação seria distinta para as três estações: cheia, vazante e seca. A hipótese foi corroborada para as populações em cordilheiras, mas para a maioria das espécies em habitats inundáveis a hipótese não foi confirmada. A variação da densidade observada ao longo do programa de monitoramento apontou para um declínio populacional entre o final da vazante e início da seca, sendo mais bem explicada pela história de vida, recrutamento e biologia reprodutiva das espécies do que por interferência sazonal na dinâmica das populações.

A estimativa de riqueza de espécies (Jackknife de 1ª ordem) não atingiu a assíntota para nenhum dos três habitats florestais. Uma ANOVA de duas-vias, realizada entre habitats, entre estações e para a associação habitat-estação, indicou que não houve diferença na média de riqueza de espécies para nenhum dos casos, não havendo também para a associação. Apesar da riqueza de espécies ser semelhante para os três habitats, existe diferença na composição de espécies. O teste *t* aplicado aos índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') apontou que não há diferença na diversidade observada entre cambarazal e cordilheira, mas estes são significativamente maiores que a diversidade observada em landi. Os coeficientes quantitativo e qualitativo de Sorensen apontaram maior similaridade entre estações de um mesmo habitat do que entre habitats para uma mesma estação, indicando ainda maior similaridade entre os habitats sujeitos à inundação.

Os resultados deste estudo evidenciaram a importância dos três habitats florestados para a manutenção da diversidade de pequenos mamíferos não voadores no Pantanal de Poconé.

ABSTRACT

The non-volant small mammals were studied at Fazenda Aparecida in the municipality of Nossa Senhora do Livramento, Pantanal of Poconé, MT, Brazil. The objectives of this study were to describe some aspects of natural history, reproductive biology, populations parameters of some species, as well as describe and compare communities of small mammals in three forest habitats representative of the region.

In all, three collecting methods were used to survey the species: linear transects, monitoring program and random collections. The first two methods used Sherman and hook-cage traps. Linear transects were set in diverse open and closed physiognomies, between June and August 2005, and all captured animals were collected in order to form a reference collection. The monitoring program was carried out monthly between February 2006 and August 2007 (except January and April 2007) in ten sample grids, with one hundred trapping points in each grid, in three types of local forest denominated as *cambarazal* (3), *landi* (3) and *cordilheira* (3) and in an area of *campo de murundus* (1). Cambarazal, landi and campo de murundus are subject to seasonal inundation whereas the cordilheiras remain dry year round. Individuals captured during the monitoring program received a numbered ear tag and were released.

Total capture effort was 41,837 traps.night and 15 species were registered: six Didelphidae (*Caluromys philander*, *Didelphis albiventris*, *Gracilinanus agilis*, *Micoureus demerarae*, *Monodelphis domestica*, *Philander opossum*), eight Cricetidae (*Calomys* cf. *callosus*, *Holochilus sciureus*, *Hylaeamys megacephalus*, *Necomys lasiurus*, *Oligoryzomys* cf. *fornesi*, *Oligoryzomys nigripes*, *Oecomys mamorae*, *Oecomys roberti*) and one Echimyidae (*Thrichomys pachyurus*).

Only two species were captured at all three forest habitats (*M. demerarae* e *G. agilis*), three were only captured at flooded habitats (*P. opossum*, *H. megacephalus* e *O. roberti*) and six species were captured in only one habitat: *C. philander* and *D. albiventris* in landis, *H. sciureus* in cambarazal, and *N. lasiurus*, *O. nigripes*, and *T. pachyurus* in cordilheiras. The species registered in this study represent 47% of non-volant small mammals species described for the Pantanal floodplain.

Most of analyzed marsupials presented reproductive period between the end of dry season and during flooded season, while most of rodents' species presented reproductive activity throughout the year, with an intensification of reproductive efforts in the same period described for marsupials.

The robust design from MARK software was used to analyze *G. agilis*, *M. demerarae*, *M. domestica* and *O. roberti* populations. The objective was to test the hypothesis of seasonal interference on survival, immigration and emigration parameters as a function of the habitat: at flooded habitats these parameters would be different at presence and absence of water in the ground; in cordilheiras the variation would be distinct for three seasons: flooded, water leaving, and dry. The hypothesis was corroborated by the populations in cordilheiras, but for most species at flooded habitats the hypothesis was not confirmed. Density variation observed throughout the monitoring program pointed out to a population decline between the end of water leaving and the beginning of dry seasons, being better explained by life history, recruitment and reproductive biology of the species than by seasonal interference on population dynamics.

The species richness estimation (1st order Jackknife) did not reach an asymptote for any forest habitats. A two-way ANOVA performed between habitats, between seasons, and for habitat-season association did not detect differences in species richness average, even habitat-season association. Although species richness was similar for the three habitats, there were differences in the composition of species. The test *t* applied to the Shannon-Weaver (H') diversity index indicated that there were no differences in the observed diversity between cambarazal and cordilheira, but these were significantly higher than the diversity observed in landi. Qualitative and quantitative Sorensen's coefficients pointed to a higher similarity between seasons of the same habitat than between habitats in the same season. The coefficients also showed more similarity between seasonal flooded habitats.

The results of this study make evident the importance of those three forest habitats for maintaining the diversity of non-volant small mammal of the Pantanal of Poconé.

APRESENTAÇÃO

Com o intuito de tornar a leitura deste trabalho mais agradável e objetiva, evitando repetições desnecessárias, esta apresentação descreverá os tópicos abordados em cada capítulo, bem como a área de estudo, caracterização da vegetação e os principais métodos de coleta, além de fornecer ao leitor uma visão geral das idéias e questionamentos que serviram como fio condutor no desenvolvimento desta tese.

Assim, as primeiras considerações e perguntas que embasaram este trabalho e se tornaram sua espinha dorsal foram: 1) Considerando que o Pantanal é formado por um mosaico de fitofisionomias florestais dentro de uma matriz de campo (Nunes da Cunha *et al.* 2007), quais são as espécies de pequenos mamíferos não voadores que ocorrem nos habitats florestados? 2) Considerando que o Pantanal é um bioma cujos processos ecológicos são regulados pelo pulso de inundação – a flutuação anual do nível da água – que gera, anual e ciclicamente, mudanças drásticas nas características bióticas e abióticas dos habitats (Junk & da Silva 1996), como os pequenos mamíferos não voadores respondem a essa dinâmica? 3) Considerando que os habitats florestados estão sujeitos a diferentes intensidades de inundação em função de sua topografia, seria a fauna de pequenos mamíferos não voadores distinta para cada tipo de habitat? 4) Será que as estações de cheia, vazante e seca determinam padrões reprodutivos no Pantanal diferente dos observados para as mesmas espécies em outros biomas? 5) Será que a riqueza de espécies dos habitats varia ao longo do ano em função do alagamento de uns ou do insulamento de outros?

A compreensão do que é o Pantanal é uma das premissas para responder as perguntas referentes aos pequenos mamíferos. Localizado na fronteira entre Brasil, Paraguai e Bolívia, o Pantanal é uma extensa planície intermitente e sazonalmente inundada (Junk & Nunes da Cunha 2005). O Pantanal já foi considerado como um ecossistema do Cerrado, mas atualmente é reconhecido como bioma independente (Brasil 2008). Para informações mais detalhadas sobre a gênese e caracterizações ecológicas do Pantanal veja Junk & Nunes da Cunha (2005) e Junk *et al.* (2006).

A flora e a fauna da planície pantaneira são oriundas dos biomas adjacentes (Cerrado, Chaco, Mata Atlântica e Floresta Amazônia) e apresentam baixas taxas de endemismos (Junk & da Silva 1996; Brasil 1997; da Silva *et al.* 2001).

Este trabalho foi desenvolvido na Fazenda Aparecida, localidade de Pirizal (16°14'19''S e 56°22'51''W), Município de Nossa Senhora do Livramento, MT (Fig. 1). Segundo a classificação das sub-regiões do Pantanal de Adámoli (1982), a área de estudo está localizada no Pantanal de Poconé.

A estação meteorológica mais próxima da área de estudo localiza-se em Porto Cercado, município de Poconé ($16^{\circ}15'24''\text{S}$ e $56^{\circ}37'22''\text{W}$) e são desta estação os dados apresentados na Figura 2.

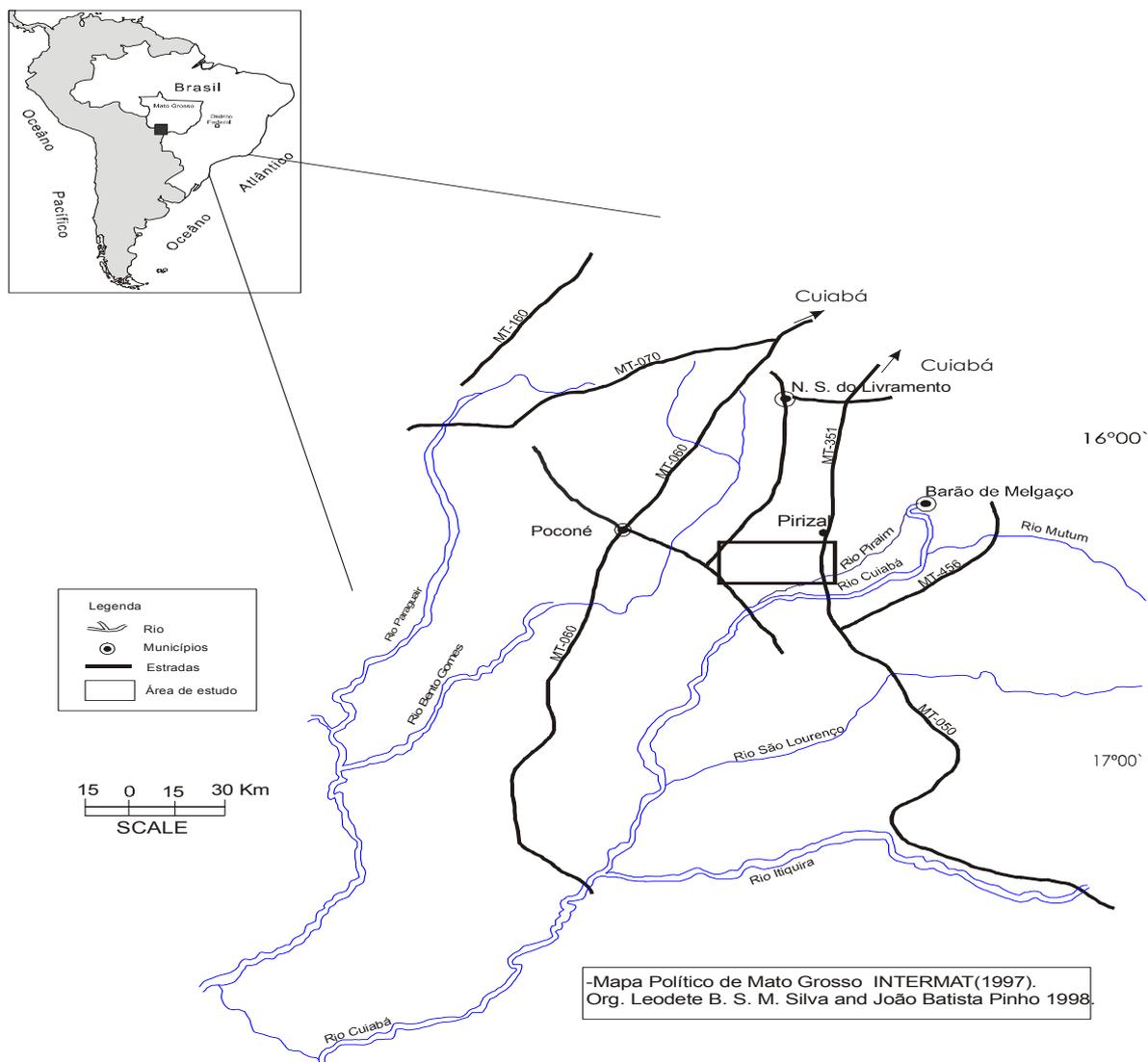


Figura 1. Localização da área de estudo.

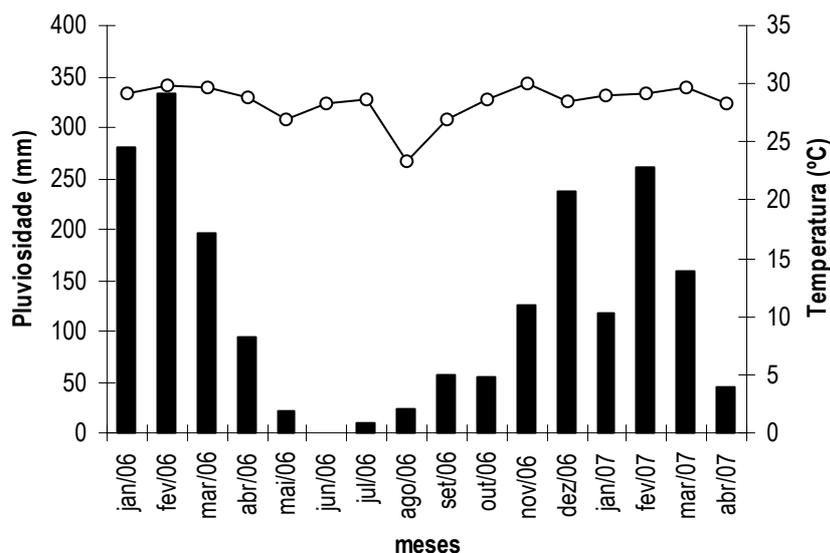


Figura 2. Pluviosidade média mensal e temperatura média mensal de Porto Cercado, Poconé/MT.

Hábitats estudados:

Três diferentes habitats florestados foram escolhidos para o desenvolvimento deste trabalho por serem bastante representativos da região e também por apresentarem diferenças topográficas interessantes: os Cambarazais encontram-se no nível dos campos, os Landis encontram-se em relevo negativo em relação aos campos e as Cordilheiras em relevo positivo. Apesar da diferença topográfica ser de poucos metros, esta pode ser significativa num bioma onde a inclinação, na direção leste-oeste, é de 6 a 12 cm km⁻¹ e de 1 a 2 cm km⁻¹ na direção norte-sul (Adámoli 1982).

Os Cambarazais (Cb; Fig. 3) são formações monodominantes de *Vochysia divergens* Pohl. (Vochysiaceae), localmente denominada de cambará. Trata-se de espécie pioneira, cuja distribuição está relacionada às áreas periodicamente inundáveis do pantanal, espalhando-se rapidamente pelos campos naturais e manejados, formando extensos estandes (Prance & Schaller, 1982; Arieira & Nunes da Cunha, 2006). Apresenta alta taxa de crescimento sob intensa luminosidade, tolerância a alagamento prolongado e grande produção de sementes hidro-anemocóricas. Suas populações são reduzidas pelo efeito de períodos plurianuais de grandes secas e aumentadas em grandes cheias (Nunes da Cunha & Junk, 2004). Os cambarazais são vistos pela população local e pelos pecuaristas como “pragas invasoras de campo”, sendo a limpeza do campo uma prática comum para evitar a formação desses estandes ou refazer as áreas de pastagens (obs. pes.).

As Cordilheiras (Cd; Fig. 4) são extensas deposições de sedimentos fluviais nas bordas de leitos fósseis de rios, sendo formações estreitas, contínuas e sinuosas ao longo da paisagem (Nunes da Cunha *et al.* 2007). Apresentam vegetação arbórea densa, predominando espécies do cerrado, com deciduidade e floração nos meses de julho e agosto. Trata-se de uma vegetação bastante heterogênea, com variações sensíveis na fisionomia e no estrato herbáceo-arbustivo, apresentando duas fisionomias mais comuns: uma formação densa, de até 2 m de altura, oferecendo grande dificuldade de acesso à região central da cordilheira, devido à grande abundância de gravatás (*Bromelia balansae* Mez, Bromeliaceae); e outra que se caracteriza pela presença de guiné (*Petiveria tetrandra* Gomez, Phytolaccaceae) e estrato arbóreo caracterizado por arvoretas da 5-6 m de altura. Árvores de grande porte, com até 30 m de altura, ocorrem na porção central da cordilheira (Costa 2002; Nunes da Cunha *et al.* 2007). Por estarem em relevo positivo, as cordilheiras não sofrem alagamento, estando mais sujeita a pressão de desmatamento do que outros habitats. Tradicionalmente as cordilheiras são usadas pelos pantaneiros como locais para a construção de moradias, estradas e pastos na época das águas.

Os Landis (Ld; Fig. 5) são corredores de vegetação situados em relevo negativo, nas depressões de escoamento das águas, nos períodos de cheia e vazante. São florestas sempre verdes, de cerca de 8 m de altura, caracterizadas pela presença das espécies de leiteiro (*Mabea* sp. e *Alchornea discolor* Poepp., Euphorbiaceae), pimenteira (*Licania parvifolia* Huber, Chrysobalanaceae) e guanandi (*Calophyllum brasiliense* Camb., Clusiaceae) (Nunes da Cunha *et al.* 2007).

Para maiores detalhes sobre estas e outras formações florestais da região veja Nunes da Cunha *et al.* (2007).



Figura 3. Cambarazal (a) na seca e na (b) cheia.



Figura 4. Cordilheira (a) na seca e na (b) cheia.



Figura 5. Landi (a) na seca e na (b) cheia.

Desenho amostral e padronizações:

As sessões de captura ocorreram mensalmente entre fevereiro de 2006 e agosto de 2007, excetuando os meses de janeiro e abril de 2007, totalizando 17 meses. Cada hábitat (cambarazal, landi e cordilheira) teve três réplicas estudadas (Fig. 6) com uma grade amostral de 100 pontos em cada. Sempre que possível, as grades de armadilhamento mantiveram o desenho 10 x 10, i. e., dez linhas paralelas com dez pontos cada, todos distantes 15 m entre si. Entretanto, algumas áreas não permitiram a manutenção deste desenho (10 x 10) e foram ajustadas no campo, de acordo com a configuração encontrada, mas sempre mantendo a distância de 15 m entre os pontos adjacentes. As cordilheiras, por serem formações estreitas e longas, não permitiram um afastamento da grade em relação às bordas; dessa forma, todas as nove grades tiveram a primeira linha de pontos de armadilhamento nos primeiros 5 m dentro da fisionomia florestada em relação à transição com o campo. Todos os pontos receberam uma placa de alumínio numerada.

Para efeito de padronização da coleta e posterior agrupamento dos dados coletados ao longo desses 17 meses de coleta (19 meses corridos), três estações foram definidas: cheia, vazante e seca. A cheia é a estação da chegada das águas e aumento crescente da lâmina d'água, com a indisponibilidade do solo na maior parte do terreno, salvo as cordilheiras e "cocurutos" de murundus. A vazante é caracterizada pelo final das chuvas e início da redução da lâmina d'água. Nesta estação, o solo vai lentamente se tornando disponível, vazando dos campos e sendo drenado pelos landis para os corixos, rios e corpos d'água permanentes, como as baías. Ao longo da vazante, poças vão sendo formadas e reduzidas até sua extinção. A seca é caracterizada pela disponibilidade total do solo, mesmo nas formações de relevo negativo como os landis. As chuvas começam a cair no Pantanal e entorno (cabeceiras dos rios) no final da seca, encharcando o solo, mas ainda tornando possível seu uso como substrato até o momento de saturação, quando pela persistência das chuvas num dado local ou pelo extravasamento de rios e cursos d'água, se torna alagado. Assim, de um dia para outro pode-se ver a água recobrando o solo (obs. pes.).

Com esta definição das estações planejou-se coletar quatro meses para cada estação no primeiro ano (fev/06 a jan/07: cheia – fev, mar, abr/06 e jan/07; vazante – mai, jun, jul e ago/06; seca – set, out, nov e dez/06) e dois meses para cada estação no segundo ano (cheia - fev e mar/07; vazante – mai e jun/07; seca – jul e ago/07), de modo que todas as grades tivessem seis meses de coleta para cada estação. Entretanto, não foi possível coletar em jan/07, fazendo com que os dados da cheia sejam referentes a apenas cinco meses de coleta.

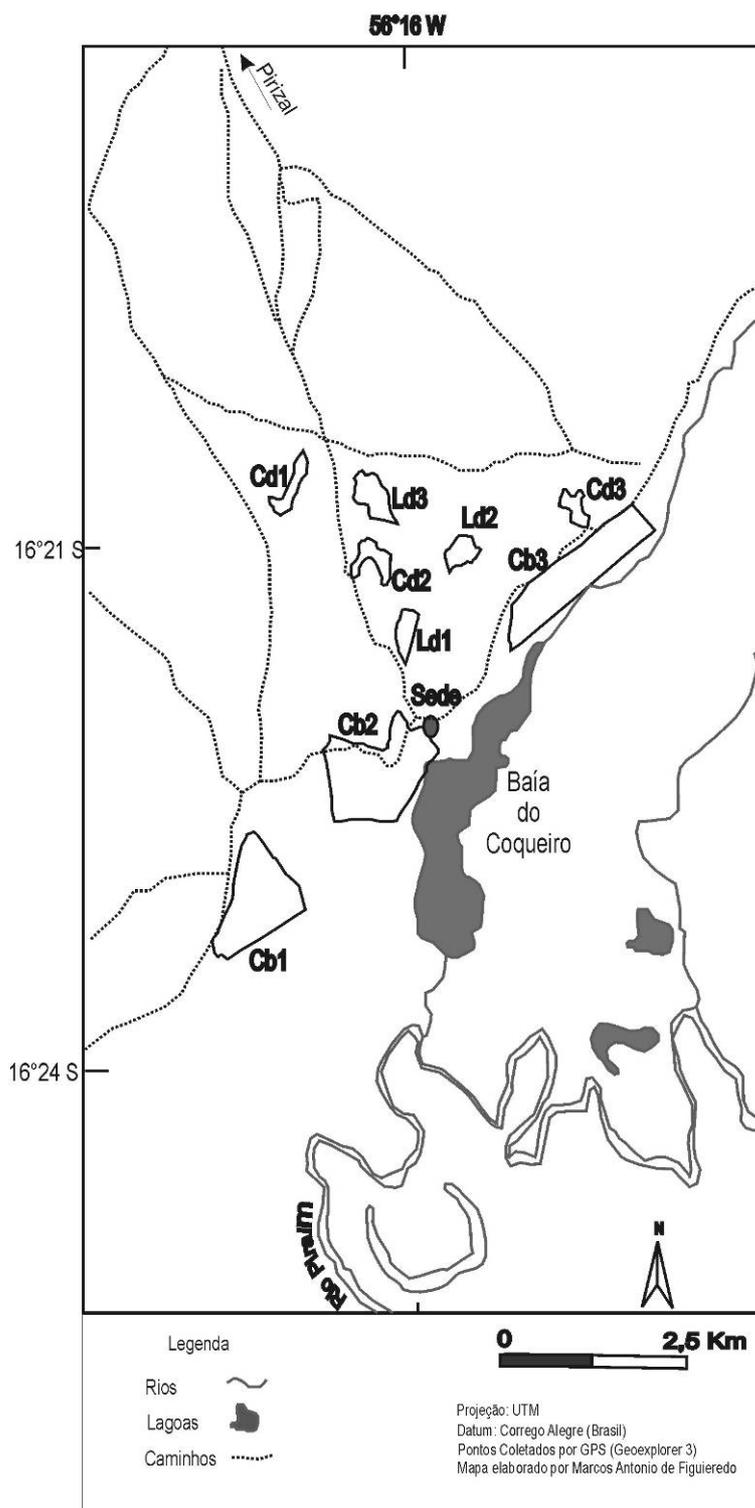


Figura 6. Localização das réplicas dos três tipos de florestas estudados, na região de Pirizal, Pantanal de Poconé – MT.

A cheia de 2006 foi maior que a observada em 2007. Em 2006 o pico da cheia foi registrado em abril e a lâmina d'água máxima muito superior à registrada em 2007 (cerca de 20 cm a mais, obs. pes.). Em maio de 2006 o solo ainda estava coberto por uma lâmina d'água nas grades amostrais dos habitats sujeitos a inundação e em agosto deste ano pequenas poças ainda eram vistas. Em 2007 o pico da cheia (reduzido quando comparado a 2006) foi em março, em maio já se podia ver o solo em todas as grades amostrais e em julho não havia mais nenhum vestígio de águas empoçadas.

Armadilhamento e coleta de dados:

Dois modelos de armadilhas de 'captura viva' foram utilizadas: tipo 'sherman' (9,5 x 8 x 25 cm) e gaiola de gancho (16,5 x 16,5 x 35 cm). Ambas foram iscadas com uma mistura de pasta de amendoim, fubá e sardinha, além de um pedaço de fruta, banana para as shermans e abacaxi para as gaiolas.

As armadilhas foram intercaladas quanto ao tipo e posição (solo e alto) por toda a grade e também ao longo do tempo, de modo que um tipo em determinada posição só se repetisse em um mesmo ponto a cada quatro meses. As armadilhas do alto foram amarradas, com elásticos, a galhos, troncos ou lianas entre 1,0 e 2,5 m do solo, dentro de um raio de até 4 m em relação ao ponto, em função da disponibilidade de apoio (Fig. 7).



Figura 7. Gaiola de gancho instalada no alto em grade de landi.

Das três fisionomias, apenas as grades das cordilheiras puderam ter os 100 pontos amostrados ao longo de todo o estudo, enquanto que as grades dos landis e cambarazais somente tiveram os 100 pontos amostrados se o solo estivesse seco; na presença de lâmina d'água apenas os pontos do alto foram amostrados (50). Cada grade teve as armadilhas instaladas por três noites consecutivas (exceto junho/06, com apenas 2 noites), sendo verificadas todos os dias de manhã. Nesta ocasião, as armadilhas com capturas eram recolhidas e levadas a um único local onde os animais eram manipulados, sem o uso de anestésicos e, após o registro dos dados, eram soltos no ponto e posição em que foram capturados.

Cada indivíduo capturado pela primeira vez foi marcado com um brinco numerado (National Band & Tag Company) e as seguintes informações foram coletadas: espécie; sexo; classe etária (juvenil, sub-adulto e adulto; DeBlase & Martin 1981; Macedo *et al.* 2006); estágio reprodutivo das fêmeas (prenha, lactante e não reprodutiva); peso (g); medidas (mm) do corpo, cauda, cabeça, orelha direita, pata posterior direita com e sem unha; grade e ponto da grade; data, dia de armadilhamento (1^o, 2^o e 3^o) e estação (cheia, vazante e seca); tipo e posição da armadilha; o número do brinco e observações comportamentais e ecológicas. A biometria, exceto o peso, foi realizada somente na primeira captura sendo as demais informações registradas nos casos de recaptura.

As armadilhas sherman com capturas eram abertas no campo para a coleta de fezes (dados não analisados) e ao final da campanha de cada mês todas eram abertas e lavadas.

Antes do início do estudo com captura, marcação e soltura, foram realizadas coletas para a preparação de uma coleção de referência (Nº da Licença: 063/05 – GEREX-I/MT; Processo IBAMA Nº: 02013.002797/05-89). Os espécimes coletados foram identificados no Museu de Zoologia da USP e posteriormente depositados na Coleção de Vertebrados da UFMT.

Organização da Tese:

Os métodos empregados e a duração do trabalho de campo (19 meses corridos) permitiram não apenas inventariar as espécies de pequenos mamíferos não voadores, mas também coletar informação acerca da história natural, biologia reprodutiva e populacional das espécies encontradas nos habitats florestados enfocados neste trabalho, bem como das comunidades que compõem estas matas.

Assim, o Capítulo 1 mostra os resultados do inventário, como uso de três métodos de coleta, com a riqueza de espécies de pequenos mamíferos não voadores registradas na área de estudo e apresenta uma lista de espécies de pequenos mamíferos não voadores do Pantanal.

O Capítulo 2 aborda aspectos da história natural, biologia reprodutiva e uso do hábitat de algumas das espécies de pequenos mamíferos não voadores registradas durante o programa de monitoramento ao longo de 17 meses de armadilhamento. Alguns resultados serão comentados conjuntamente com sua apresentação, permitindo que a discussão seja focada em padrões reprodutivos.

O Capítulo 3 apresenta parâmetros populacionais das espécies de pequenos mamíferos não voadores cujo número de indivíduos e recapturas em cada área de estudo permitiu este tipo de análise.

O Capítulo 4 aborda os aspectos da estrutura das comunidades de pequenos mamíferos não voadores dos três hábitats florestados estudados. Algumas considerações sobre conservação são apresentadas ao final deste capítulo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adámoli, J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados. Discussão sobre o conceito “Complexo Pantanal”. Congresso Nacional de Botânica, Terezina. *Soc. Bras. Bot.* 32:109-119.
- Arieira, J. & Nunes da Cunha, C. 2006. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl. (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 20(3):569-580.
- Brasil. 1997. MMA. *Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (PCBAP) – Diagnóstico dos Meios Físico e Biótico (Meio Biótico)*, v. II, t. III.
- Brasil. 2008. IBAMA. Centro de Sensoriamento Remoto: Programa de Monitoramento da Cobertura Vegetal do Bioma Pantanal (On-line). Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br> (acessado em 08 de fevereiro de 2008)
- Costa, S. C. 2002. *Análise fitossociológica da transição floresta -savana em uma cordilheira no Pantanal de Poconé (MT)*. Dissertação de Mestrado, Cuiabá: UFMT, 80p.
- Da Silva, C. J.; Wantzen, K. M.; Nunes da Cunha, C. & Machado, F. A. 2001. Biodiversity in the Pantanal wetland, Brazil. Pp. 187-215. In: Gopal, B.; Junk, W. J. & Davis, J. A. (eds.). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys Publishers, Laiden, The Netherlands.
- DeBlase, A. F. & Martín, R. E. 1981. *A manual of mammalogy with keys to families of the world*. Wn. C. Bronw Company Publishers, Dubuque, USA. 436p.
- Junk, W. J. & da Silva, C. J. 1996. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. Pp. 17-28. *Anais II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal - Manejo e Conservação*. EMBRAPA Pantanal, Corumbá/MS, Brasil.
- Junk, W. J. & Nunes da Cunha, C. 2005. Pantanal: a large South American wetland at a crossroads. *Ecol. Engin.* 24:391-401.
- Junk, W. J.; Nunes da Cunha, C.; Wantzen, K. M.; Petermann, P.; Strüssmann, C.; Marques, M. I. & Adis, J. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquat. Sci.* 68:278-309.
- Macedo, J., Loretto, D., Vieira, M. V. & Cerqueira, R. 2006. Classes de desenvolvimento em marsupiais: um método para animais vivos. *Mastozool. Neotrop.*, 13(1): 133-136.
- Nunes da Cunha, C. & Junk, W. J. 2004. Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. *Appl. Veg. Sci.*, 7:103-110.

- Nunes da Cunha, C.; Junk, W. J. & Leitão-Filho, H. F. 2007. Woody vegetation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil: a preliminary typology. *Amazoniana* 19(3/4):159-184.
- Prance, G. T. & Schaller, G. B. 1982. Preliminary study of some vegetation types of the pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Brittonia*, 34(2):228-251.

CAPÍTULO 1

INVENTÁRIO DE ESPÉCIES DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES NO PANTANAL

INTRODUÇÃO

Os processos que envolvem a escolha de uma área destinada para a conservação das espécies estão baseados, entre outros critérios, no tipo e número de espécies, no mosaico de paisagens e no potencial de refúgio que as áreas englobam (Greene & Losos 1988; Greene 1994). No que concerne às espécies, a sistemática e a história natural são importantes para a conservação, pois definem as unidades biológicas, suas interações com outros organismos e com o ambiente (Greene & Losos 1988). Assim, conhecer as espécies que compõem um bioma é o primeiro passo para determinar áreas prioritárias para a conservação, sendo o caminho mais seguro para proteger e manejar espécies raras e ameaçadas de extinção (Primack et al. 2001).

Até a última década poucos eram os estudos sobre a fauna de pequenos mamíferos não voadores no Pantanal: Schaller (1983), na Fazenda Acurizal, sub-região do Paraguai, Lacher *et al.* (1986) e Lacher & Alho (1989) na Fazenda Nhumirim, sub-região da Nhecolândia, além de várias localidades visitadas pelo Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Brasil 1997). Todos os trabalhos citados foram de curta duração e, salvo Brasil (1997), não objetivavam inventariar espécies.

Recentemente, mais dois estudos se somaram a esta escassa literatura: Oliveira *et al.* (2003) realizaram pesquisa na RPPN SESC Pantanal, sub-região de Poconé e Carmignotto (2004), que inventariou a fauna de mamíferos terrestres do Cerrado e zonas de transição com outros biomas, inclusive diversas localidades e sub-regiões do Pantanal. Rodrigues *et al.* (2005), em uma revisão sobre a ocorrência e distribuição de mamíferos no Pantanal, descrevem a presença de 14 espécies de marsupiais, 18 de cricetídeos e sete de equimídeos para a planície pantaneira e seu entorno. Considerando somente a planície, estão descritas sete espécies de marsupiais, sete de cricetídeos e duas de equimídeos. Entretanto, esta revisão não inclui os registros de Oliveira *et al.* (2003) e de Carmignotto (2004).

Neste contexto, o presente estudo objetivou inventariar a fauna de pequenos mamíferos não voadores da região do Pirizal, Pantanal de Poconé, com o uso de três métodos de coleta, associando a ocorrência das espécies aos habitats e gerar uma lista de espécies de pequenos mamíferos não voadores para o Pantanal.

MÉTODOS

Três métodos de coleta foram utilizados:

1) Transectos Lineares:

Com o intuito de produzir uma coleção de referência para a área em estudo, bem como de conhecer previamente as espécies (ou morfotipos) com as quais o programa de captura, marcação e recaptura lidaria, foram realizadas três campanhas de coleta, entre junho e agosto de 2005, visando inventariar as espécies em ambientes distintos e suas interfaces, através de transectos lineares.

Os habitats amostrados foram cambarazal (cb), landi (ld), cordilheira (cd), brejo (bj), roça (rç) e campo de murundus (cp), além das interfaces de cambarazais com brejo (cb/bj), com campo de murundus (cb/cp) e com pimenteiral¹ (cb/pi).

As armadilhas utilizadas, as iscas e posição de instalação são as mesmas descritas na apresentação da tese, mas para o inventário e preparação da coleção de referência as armadilhas foram dispostas em transectos lineares, mantendo o distanciamento de 15 metros entre elas. Os espécimes capturados foram mortos por inalação de éter sulfúrico e, imediatamente após este procedimento, os animais foram pesados e tiveram as medidas da cabeça, corpo, cauda, orelha direita e pata posterior direita com e sem unha tomadas, além da determinação do sexo, idade e estágio reprodutivo. Os espécimes coletados foram taxidermizados, tiveram seus crânios devidamente preparados e foram depositados na Coleção Zoológica de Vertebrados da UFMT. Posteriormente os espécimes foram identificados no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.

2) Programa de Monitoramento:

O programa de captura, marcação e recaptura, doravante chamado de programa de monitoramento, realizado posteriormente e descrito na apresentação da tese, foi outro método utilizado para acessar a riqueza de espécies de pequenos mamíferos não voadores na área de estudo. Durante este programa, somente foram coletados espécimes (1) cuja espécie apresentava dúvida taxonômica e que não havia sido coletada durante a preparação da coleção de referência, (2) aqueles encontrados mortos nas armadilhas e que ainda estavam em bom estado de conservação ou (3) que morreram durante a manipulação.

¹ Pimenteiral é o nome popular dado para manchas da vegetação onde existe dominância de pimenteira (*Licania parvifolia* Huber, Chrysobalanaceae).

Além das nove grades instaladas nas três réplicas de cada um dos três habitats florestados, uma outra grade foi instalada em um campo de murundus (Cp), adjacente a uma grade de cordilheira (Cd 3). Esta grade objetivou verificar processos de deslocamento de indivíduos entre campo e cordilheira em função da inundação, i. e., se animais marcados na cordilheira durante o período de cheia recolonizavam o campo à medida que este se tornava disponível ao longo da vazante e na seca e se animais marcados no campo durante a vazante e a seca se estabeleciam nas cordilheiras com a chegada da inundação.

A grade do campo, assim como as demais grades do programa de captura, continha 100 pontos de amostragem dispostos em dez linhas, cuja distância entre linhas e pontos também era de 15 metros. Esta grade também foi monitorada, com a marcação dos animais capturados, mas nela somente 50 armadilhas eram instaladas no solo em cada campanha, uma vez que o estrato arbóreo é restrito a algumas árvores esparsas. O tipo de armadilha utilizada bem como o ponto na grade foram intercalados. Assim, um ponto era amostrado a cada dois meses e em cada mês com um tipo de armadilha diferente. A amostragem do campo somente ocorreu nos meses em que o solo estava disponível, sendo esta suspensa na presença de lâmina d'água.

3) Coletas Oportunísticas:

Coletas oportunísticas foram realizadas ao longo do desenvolvimento do programa de monitoramento. Assim, animais encontrados nas habitações e suas imediações foram eventualmente coletados manualmente. Por ocasião da instalação da rede elétrica na região, a companhia de energia do Estado (CEMAT) produziu buracos no solo de cerca de 1,5 m de profundidade para a instalação de postes. Estes buracos funcionaram como armadilhas de queda (tipo *pitfalls*). A medida do possível e enquanto estiveram disponíveis, um número entre cinco e dez buracos, localizados próximos as grades amostrais, foram inspecionados para a coleta de pequenos mamíferos não voadores.

RESULTADOS

Um esforço de 1.537 armadilhas.noite (a.n) foi realizado para a coleta de espécimes para a coleção de referência, capturando 80 indivíduos de dez espécies, pertencentes a três famílias. Para o programa de monitoramento o esforço foi de 40.300 a.n, capturando 740 indivíduos de 14 espécies. As coletas oportunísticas renderam oito espécimes de cinco espécies.

No total, seis espécies de marsupiais e nove de roedores foram registradas, das quais uma somente foi observada em evento de coleta aleatória, não tendo sido coletada durante a preparação da coleção de referência e nem capturada durante o programa de monitoramento. Outras quatro espécies somente foram registradas em decorrência do programa de monitoramento, sendo que duas delas não foram coletadas (Tab. 1.1).

Tabela 1.1. Espécies, número de indivíduos e forma de registro dos pequenos mamíferos não voadores na Fazenda Aparecida, Município de N. Sra. do Livramento, MT.

Família/espécie	Coleção de Referência	Programa de Captura	Coleta Oportunística
		marcados (coletados)	
Didelphidae			
<i>Caluromys philander</i>	0	2 (0)	0
<i>Didelphis albiventris</i>	0	1 (0)	0
<i>Gracilinanus agilis</i>	11	76 (2)	0
<i>Micoureus demerarae</i>	11	239 (1)	0
<i>Monodelphis domestica</i>	3	59 (5)	3 ^b
<i>Philander opossum</i>	0	25 (2)	0
Cricetidae			
<i>Calomys cf. callosus</i>	6	31 (0)	1 ^a
<i>Holochilus sciureus</i>	0	0 (1)	0
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	7	52 (6)	0
<i>Necomys lasiurus</i>	20	2 (0)	0
<i>Oecomys mamorae</i>	9	28 (1)	0
<i>Oecomys roberti</i>	4	121 (6)	2 ^b
<i>Oligoryzomys cf. fornesi</i>	0	0 (0)	1 ^b
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	1	0 (1)	1 ^b
Echimyidae			
<i>Thrichomys pachyurus</i>	8	76 (3)	0
Total	80	712 (28)	8

Local de coleta: ^a espécime coletado em residência; ^b espécimes coletados nos “pitfalls” da CEMAT.

O sucesso de captura observado entre os habitats amostrados durante a coleta para a coleção de referência variou de zero a 10,0% sendo que os transectos lineares da interface “cambarazal/brejo”, da cordilheira e da interface “cambarazal/campo” foram os que obtiveram maior sucesso de captura (10,0%, 8,7% e 8,6%, respectivamente), enquanto “campo de murundus” (0,4%) e “cambarazal” (zero) apresentaram os menores valores (Tab. 1.2).

O sucesso de captura total observado para as grades amostrais do programa de monitoramento variou de 1,6% (campo) a 7,8% (landi 2). Somando os valores das réplicas de cada hábitat, landi foi o hábitat com maior sucesso de captura, seguido de cordilheira e cambarazal (Tab. 1.3).

Tabela 1.2. Número de espécimes coletados (N) de cada espécie, esforço amostral (e) e sucesso de captura (N \times 100/e) de cada hábitat amostrado por transecto linear na Faz. Aparecida, Município de N. Sra. Livramento, MT.

Espécies	Cb	Ld	Cd	Bj	Rç	Cp	Cb/Bj	Cb/Cp	Cb/Pi	Total
Marsupialia										
<i>Gracilinanus agilis</i>							5	4	2	11
<i>Micoureus demerarae</i>		2	4				1	1	3	11
<i>Monodelphis domestica</i>			1			1		1		3
Rodentia										
<i>Calomys cf. callosus</i>				2	2		2			6
<i>Hylaeamys megacephalus</i>							2	3	2	7
<i>Necomys lasiurus</i>				5			8	7		20
<i>Oecomys mamorae</i>							6	1	2	9
<i>Oecomys roberti</i>							3	1		4
<i>Oligoryzomys nigripes</i>			1							1
<i>Trichomys pachyurus</i>			8							8
Nº de espécies coletadas	0	1	4	2	1	1	7	7	4	10
Nº de espécimes coletados	0	2	14	7	2	1	27	18	9	80
Esforço amostral (a.n)	128	69	163	241	30	248	271	207	180	1.537
Sucesso de captura (%)	0	2,9	8,6	2,9	6,7	0,4	10,0	8,7	5,0	5,2

Locais de coleta: cambarazal (Cb), landi (Ld), cordilheira (Cd), brejo (Bj), roça (Rç), campo de murundus (Cp), cambarazal com brejo (Cb/Bj), cambarazal com campo (Cb/Cp) e cambarazal com pimenteiral (Cb/Pi).

Tabela 1.3. Número de espécies (Nº sp.), de indivíduos (Nº ind.) e de eventos de captura de marsupiais (M) e roedores (R), esforço amostral e sucesso de captura das dez grades amostrais do programa de monitoramento de pequenos mamíferos não voadores na Faz. Aparecida, Município de N. Sra. Livramento, MT.

Hábitat	Nº sp. (M/R)	Nº ind. (M/R)	Eventos (M/R)	Esforço amostral (a.n)	Sucesso de captura (%)
Cb 1	6 (3/3)	90 (43/47)	278 (137/141)	3.950	7,0
Cb 2	6 (3/3)	37 (27/10)	122 (100/22)	3.950	3,1
Cb 3	8 (3/5)	81 (22/59)	175 (44/131)	3.950	4,4
Total Cb	8 (3/5)	208 (92/116)	575 (281/294)	11.850	4,9
Cd 1	5 (3/2)	51 (37/14)	217 (156/61)	5.000	4,3
Cd 2	7 (3/4)	110 (59/51)	377 (258/119)	5.000	7,5
Cd 3	7 (3/4)	121 (73/48)	379 (253/125)	5.000	7,6
Total Cd	8 (3/5)	282 (169/113)	972 (667/305)	15.000	6,5
Ld 1	7 (5/2)	86 (51/35)	287 (228/59)	3.950	7,3
Ld 2	7 (4/3)	74 (48/26)	310 (275/35)	3.950	7,8
Ld 3	5 (3/2)	80 (52/28)	294 (260/34)	3.950	7,4
Total Ld	9 (6/3)	240 (151/89)	891 (763/128)	11.850	7,5
Cp	4 (2/2)	14 (3/11)	26 (3/23)	1.600	1,6
Total	14 (6/8)	744*	2.464	40.300	6,1

Legenda: Cambarazais (Cb, réplicas 1, 2 e 3); Cordilheiras (Cd, réplicas 1, 2 e 3); Landis (Ld, réplicas 1, 2 e 3); Campo (Cp). * Subtrair quatro indivíduos amostrados em duas grades.

Dos ambientes amostrados durante a coleta para a coleção de referência, as interfaces cambarazal/brejo e cambarazal/campo apresentaram as maiores riquezas de espécies, enquanto que as áreas abertas e o landi apenas uma espécie cada (Tab. 1.2). Apesar das interfaces de cambarazais com outros ambientes terem sido as mais ricas, nenhuma espécie foi coletada no hábitat cambarazal neste período.

Quanto à riqueza de espécies observada nos habitats amostrados pelo programa de monitoramento, o campo apresentou a menor riqueza, com apenas quatro espécies, enquanto que o landi a maior, com nove espécies, considerando a somatória das espécies registradas nas réplicas de cada hábitat.

A riqueza observada na somatória das espécies das réplicas dos habitats monitorados foi semelhante mas a composição variou entre habitats e entre réplicas. Apenas uma espécie ocorreu nas quatro fisionomias monitoradas; considerando apenas as fisionomias florestadas duas espécies ocorreram nos três habitats. Entre réplicas, o conjunto de espécies observado em cada hábitat varia especialmente para os roedores nos cambarazais e cordilheiras, enquanto que nos landis há maior variação de espécies entre os marsupiais (Tab. 1.4).

Dentre os marsupiais, *C. philander*, *D. albiventris* e *P. opossum* somente foram registrados durante o programa de monitoramento, todos em habitats sazonalmente inundáveis. Apenas dois indivíduos de *C. philander* foram capturados e marcados, mas não foram recapturados. Ambos foram capturados em áreas de landi. O primeiro, um macho sub-adulto, foi capturado no 3^o dia de amostragem de abril/06, durante a cheia, em armadilha do tipo 'sherman', colocada no alto. O segundo indivíduo era uma fêmea adulta, com pelo menos 4 filhotes no marsúpio. Foi capturada em gaiola no alto, em setembro/06, durante a seca, no 2^o dia de armadilhamento da área. Nenhum espécime de *C. philander* foi coletado.

Apenas um indivíduo de *D. albiventris* foi capturado uma única vez, em área de landi, no 12^o mês de armadilhamento (13 meses corridos), durante a cheia (fevereiro) de 2007. Era uma fêmea, sub-adulta, não reprodutiva, capturada em gaiola, no alto, no 1^o dia de amostragem da área. Nenhum espécime de *D. albiventris* foi coletado.

Tabela 1.4: Número de indivíduos (ind) e de eventos de captura (ev) para cada espécie do programa de monitoramento, para todas as grades de captura.

	Cambarazal						Cordilheira						Landi						Campo		total			
	Cb1		Cb2		Cb3		Cd1		Cd2		Cd3		Ld1		Ld2		Ld3		Cp		ind (%)	ev (%)		
	ind	ev	ind	ev	ind	ev	ind	ev	ind	Ev	ind	ev	ind	ev	ind	ev	ind	ev	ind	ev				
<i>C. philander</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	2	(0,27)	2	(0,08)	
<i>D. albiventris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	(0,14)	1	(0,04)	
<i>G. agilis</i>	24	79	4	10	17	30	4	11	1	1	16	55	7	16	5	22	0	0	78	(10,54)	224	(9,09)		
<i>M. demerarae</i>	5	33	18	83	4	13	27	133	36	218	24	101	38	205	39	244	50	257	1	1	240*	(32,43)	1288	(52,27)
<i>M. domestica</i>	0	0	0	0	0	0	6	12	22	39	33	97	2	2	0	0	0	0	2	2	64*	(8,65)	152	(6,17)
<i>P. opossum</i>	14	25	5	7	1	1	0	0	0	0	0	0	3	4	3	8	1	2	0	0	27	(3,65)	47	(1,91)
sub-total	43	137	27	100	22	44	37	156	59	258	73	253	51	228	48	275	52	260	3	3	412	(55,68)	1.714	(69,56)
<i>C. cf. callosus</i>	0	0	3	4	5	6	0	0	12	19	8	11	0	0	0	0	0	0	3	3	31	(4,19)	43	(1,75)
<i>H. sciureus</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	(0,14)	1	(0,04)
<i>H. megacephalus</i>	7	13	1	1	3	4	0	0	0	0	0	0	9	12	15	21	23	28	0	0	58	(7,84)	79	(3,21)
<i>N. lasiurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	(0,27)	2	(0,08)
<i>O. mamorae</i>	1	6	6	17	3	7	1	1	13	48	4	9	0	0	1	1	0	0	0	0	29	(3,92)	89	(3,61)
<i>O. roberti</i>	39	122	0	0	47	113	0	0	0	0	0	0	26	47	10	13	5	6	0	0	127	(17,16)	301	(12,22)
<i>O. nigripes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	(0,14)	1	(0,04)
<i>T. pachyurus</i>	0	0	0	0	0	0	13	60	25	51	34	103	0	0	0	0	0	0	8	20	79*	(10,68)	234	(9,50)
sub-total	47	141	10	22	59	131	14	61	51	119	48	125	35	59	26	35	28	34	10	23	328	(44,32)	750	(30,44)
Total	90	278	37	122	81	175	51	217	110	377	121	378	86	287	74	310	80	294	13	26	740		2.464	

*As três espécies tiveram indivíduos que mudaram de grade: *M. demerarae*, um de Cd1 para Cb2 e um de Cd3 para Cp; *M. domestica*, um de Cd3 para Cp; e *T. pachyurus*, de Cd3 para Cp.

Gracilinanus agilis foi capturada em oito das dez grades amostrais do programa de monitoramento e nas interfaces de cambarazal com brejo, com campo e com pimenteiral. Foram coletados onze espécimes nos transectos lineares e outros dois durante o monitoramento. Foi a segunda espécie de marsupial mais abundante do programa de monitoramento, com 78 indivíduos marcados (Tab. 1.2 e 1.4). Considerando apenas estações e habitats em que o esforço foi igual para armadilhas instaladas no alto e no solo, 70% das capturas ocorreram no alto.

Micoureus demerarae foi capturada nas dez grades amostrais do monitoramento e foi coletada em cinco dos nove transectos lineares. Destes, salvo aquele instalado no cambarazal, os demais ambientes onde não foi capturada eram áreas abertas, sem estrato arbóreo. Onze espécimes foram coletados para a coleção de referência e mais um durante o monitoramento. Foi a espécie mais abundante do monitoramento, com 240 indivíduos marcados (Tab. 1.2 e 1.4). Considerando apenas estações e habitats em que o esforço foi igual para armadilhas instaladas no alto e no solo, 69,6% das capturas ocorreram no alto. Dois indivíduos mudaram de uma grade para outra: um, (macho adulto) foi capturado sete vezes ao longo do monitoramento, sendo que exceto pela terceira captura, que ocorreu no campo, as demais ocorreram na cordilheira (Cd 3), adjacente ao campo; o outro (macho jovem) foi capturado na Cd1, no início de maio de 2006 (cheia). Foi recapturado três vezes nas duas campanhas seguintes (vazante) neste habitat, sendo que na última dessas recapturas já era sub-adulto (final de junho). No final de setembro foi recapturado, já adulto, no Cb2. A distância linear percorrida foi de cerca de 950 m, estimada a partir de coordenadas geográficas fornecidas ao Programa MapSource 5.2.

Monodelphis domestica foi capturada nas três grades instaladas em cordilheira, na grade do campo e em uma grade de landi durante o monitoramento. Foi coletada nos transectos lineares instalados em cordilheira, no campo e na interface cambarazal com campo. Três espécimes de *M. domestica* foram coletados em transectos lineares, cinco foram encontrados mortos nas armadilhas durante o monitoramento e três foram encontrados nos “pitfalls” da rede elétrica. Foram marcados e monitorados 64 indivíduos desta espécie (Tab. 1.2 e 1.4) e 91,9% das capturas ocorreram em armadilhas instaladas no solo.

Philander opossum foi capturada nas três grades de cada um dos dois habitats florestais sazonalmente inundados, tendo 27 indivíduos marcados durante o monitoramento, dos quais dois foram encontrados mortos e coletados. A espécie não havia sido registrada para a área de estudo durante a coleta para a preparação da coleção de referência (Tab. 1.2 e 1.4). Considerando apenas as capturas realizadas nos períodos de vazante e seca, no qual um

número igual de armadilhas foi instalada no alto e no solo, 56,7% das capturas ocorreram no alto.

Calomys cf. callosus foi capturada em duas grades das cordilheiras, em duas grades dos cambarazais e na grade do campo durante o programa de monitoramento. Dois espécimes foram coletados em cada um dos transectos lineares situados no brejo, na roça e na interface cambarazal/brejo. Além destes seis espécimes, outro foi coletado oportunisticamente na cozinha de uma residência (Tab. 1.2 e 1.4). Foram marcados 31 indivíduos durante o programa de monitoramento e, considerando apenas estações e hábitats em que o esforço foi igual para armadilhas instaladas no alto e no solo, 87,5% das capturas ocorreram no solo.

Holochilus sciureus foi capturada (e coletada) apenas uma vez durante os 17 meses do programa de monitoramento, no 3^o dia do primeiro mês deste programa, durante a cheia de 2006, no cambarazal 3, em armadilha do tipo gaiola instalada no alto.

Hylaeamys megacephalus foi coletada nos transectos lineares de associação de cambarazal com brejo, com campo e com pimenteiral. Foi capturada nas seis grades de hábitats sazonalmente inundáveis (3 landis e 3 cambarazais). Sete espécimes foram coletados durante a preparação da coleção de referência e outros seis durante o monitoramento, que teve 58 indivíduos marcados (Tab. 1.2 e 1.4). Considerando apenas as capturas realizadas nos períodos de vazante e seca, no qual um número igual de armadilhas foi instaladas no alto e no solo, 94,5% das capturas ocorreram no solo.

Necromys lasiurus foi a espécie com maior número de espécimes coletados durante a preparação da coleção de referência, tendo sido encontrado em brejo e nas associações de cambarazal com brejo e com campo. Durante o monitoramento apenas dois indivíduos foram capturados e marcados, ambos na mesma cordilheira (Cd 3), mas não foram mais recapturados após a primeira captura (Tab. 1.2 e 1.4). Das 22 capturas, quatro (18,2%) foram feitas em armadilhas instaladas no alto.

Oecomys mamorae teve dez espécimes coletados, um durante o programa de monitoramento e nove durante a preparação da coleção de referência, nas associações de cambarazal com brejo, com campo e com pimenteiral. Durante o monitoramento, 29 indivíduos foram marcados, ocorrendo nas três grades de cambarazal e de cordilheira com apenas uma ocorrência em uma grade de landi (Tab. 1.2 e 1.4). Considerando apenas estações e hábitats em que o esforço foi igual para armadilhas instaladas no alto e no solo, 72,6% das capturas ocorreram no alto.

Oecomys roberti foi coletado nos transectos lineares, nas interfaces de cambarazal com brejo e com campo, no monitoramento e oportunisticamente nos “*pitfalls*” da rede elétrica.

No monitoramento, ocorreu nos habitats inundáveis sazonalmente, nas três grades de landi e em duas grades de cambarazal. Foi a espécie de cricetídeo com maior número de indivíduos marcados ($n = 127$) e de eventos de captura ($n = 301$). Considerando apenas a vazante e a seca em que o esforço foi igual para armadilhas instaladas no alto e no solo, 64,5% das capturas ocorreram no alto.

Oligozyzomys cf. fornesi somente foi registrada em coleta oportunística, com apenas um espécime juvenil encontrado em um “*pitfall*” da rede elétrica que estava em área de campo, próximo a uma grade de cambarazal (Cb2).

Três espécimes de *Oligozyzomys nigripes* foram coletados: um no transecto linear instalado em cordilheira; outro, encontrado em um “*pitfall*”, em um trecho em que a rede elétrica passou por uma cordilheira, efetuando corte raso em uma faixa de 10 m de cada lado da linha; e um terceiro, capturado (e coletado) no 16^o mês do monitoramento em uma grade de cordilheira (Cd 2). Esta captura ocorreu durante o início da seca de 2007 (julho) em armadilha do tipo sherman instalada no solo.

Thrichomys pachyurus foi coletada no transecto linear em cordilheira durante a preparação da coleção de referência. Foi registrada nas três grades de cordilheiras e na grade de campo durante o monitoramento, no qual 79 indivíduos foram marcados, sendo três coletados. Considerando apenas as capturas realizadas nas cordilheiras, 80,4% ocorreram em armadilhas instaladas no solo.

Outros animais foram eventualmente capturados nas armadilhas: cutia (*Dasyprocta cf. azarae*), macaco-prego (*Cebus apella*), gralha (*Cyanocorax cyanomelas*), as pombas (*Leptotila verreauxi* e *Columbina talpacoti*), saracura (*Aramides cajanea*), os teiús (*Tupinambis teguixim* e *T. merianae*), os lagartos (*Ameiva ameiva* e *Tropidurus torquatus*) e o caranguejo-vermelho (*Dilocarcinus pagei*, Célio Magalhães, com. pes.). Além destes, foi observado e fotografado na área de estudo o esquilo *Sciurus urucumus* identificado posteriormente pelo Dr. Mario de Vivo.

A curva cumulativa de espécies, referente ao esforço realizado pelo programa de monitoramento, aponta para uma não estabilização do número de espécies, mesmo após 236 noites de capturas efetivas, não atingindo a riqueza registrada pelos três métodos de amostragem. A curva cumulativa de espécies dos três métodos combinados atinge a estabilização após 177 dias de esforço (Fig. 1.1).

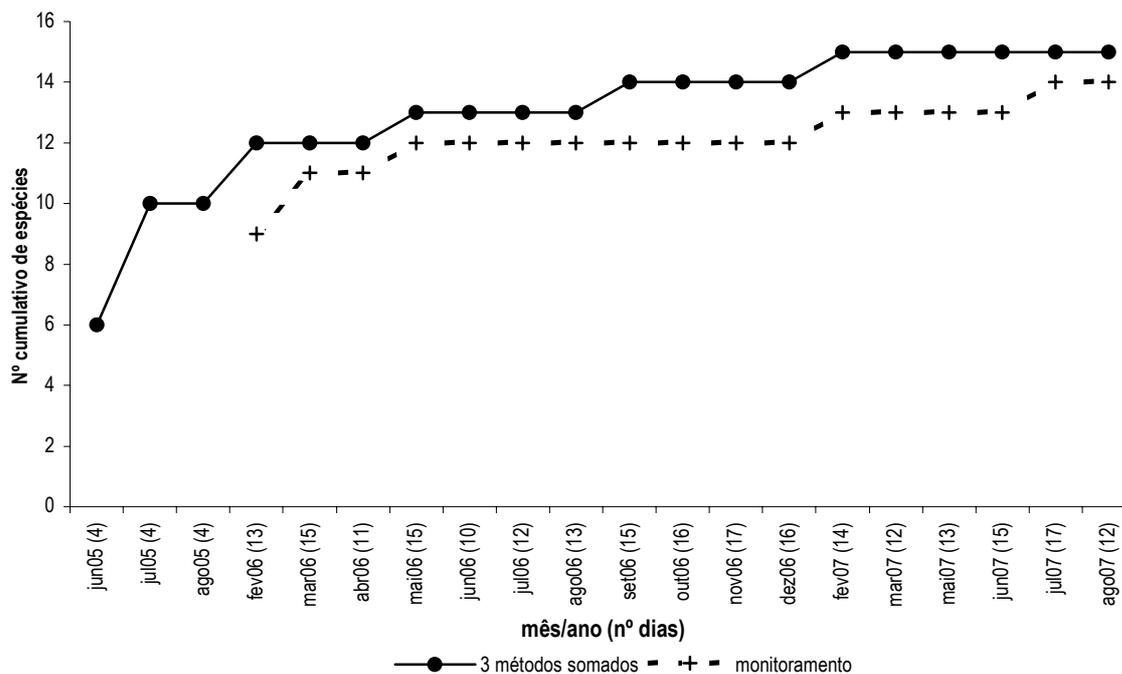


Figura 1.1. Curvas cumulativas de espécies de pequenos mamíferos não voadores, na Faz. Aparecida, Pantanal de Poconé, MT.

Com base nos dados por mim coletados e mais os trabalhos de Oliveira et al. (2003) e de Carmignotto (2004) e a revisão sobre a ocorrência de mamíferos do Pantanal de Rodrigues et al. (2005), estão registradas no complexo do Pantanal 47 espécies de pequenos mamíferos não voadores, das quais 24 ocorrem tanto na planície de inundação como nas áreas mais elevadas no entorno, sendo oito registradas somente na planície e 15 registradas somente no entorno (Tab. 1.5).

Tabela 1.5. Espécies de pequenos mamíferos não voadores registradas no Pantanal (Pl: planície; En: entorno) por: (a) Oliveira et al. (2003), (b) Carmignotto (2004), (c) Rodrigues et al. (2005) e (d) este estudo e a ocorrência dessas espécies em outros biomas (Am: Amazônia; MA: Mata Atlântica; Ce: Cerrado; Ch: Chaco; Ca: Caatinga; CS: Campos do Sul).

Espécie	Pantanal		Outros Biomas					Referências	
	Pl	En	Am	MA	Ce	Ch	Ca		CS
ORDEM MARSUPIALIA									
Família Didelphidae									
<i>Caluromys lanatus</i>	X	X	X	X	X	X			b, c
<i>Caluromys philander</i>	X	X	X	X	X				a, d
<i>Chironectes minimus</i>		X	X	X	X				c
<i>Didelphis albiventris</i>	X	X			X	X	X		a, b, c, d
<i>Didelphis marsupialis</i>		X	X		X				b, c
<i>Gracilinanus agilis</i>	X	X			X	X	X		a, b, c, d
<i>Gracilinanus chacoensis</i>	X					X			b
<i>Marmosa murina</i>	X	X	X	X	X				a, b, c
<i>Marmosops ocellatus</i>	X	X				X			b
<i>Marmosops noctivagus</i>		X	X		X				c

Espécie	Pantanal		Outros Biomas						Referências
	Pl	En	Am	MA	Ce	Ch	Ca	CS	
<i>Metachirus nudicaudatus</i>		X	X	X	X	X			c
<i>Micoureus constantiae</i>	X	X	X		X	X			b, c
<i>Micoureus demerarae</i>	X		X		X		X		c, d
<i>Monodelphis domestica</i>	X	X			X	X	X		a, b, c, d
<i>Monodelphis kunyi</i>	X	X	X		X				a, b, c
<i>Philander opossum</i>	X	X	X		X	X			a, b, c, d
<i>Thylamys macrurus</i>		X			X	X			b, c
ORDEM RODENTIA									
Família Sciuridae									
<i>Sciurus aestuans</i>		X	X		X	X			c
<i>Sciurus urucumus</i> ¹	X	X	X						c, d
Família Cricetidae									
<i>Akodon toba</i>		X				X			b, c
<i>Callomys aff. callidus</i>	X				X	X			a, b
<i>Calomys callosus</i>	X	X				X			b, c, d
<i>Cerradomys scotti</i> ²	X				X				b
<i>Euryoryzomys nitidus</i> ³	X		X						b
<i>Holochilus sciureus</i>	X		X		X	X	X		a, b, c, d
<i>Hylaeamys megachephalus</i>	X	X	X	X	X	X			a, b, c, d
<i>Kunsia tomentosus</i>		X			X	X		X	b, c
<i>Neacomys spinosus</i>		X	X		X	X			b, c
<i>Necomys lasiurus</i>	X	X	X	X	X	X	X		a, b, c, d
<i>Nectomys gr. squamipes</i>		X		X	X	X			b, c
<i>Oecomys bicolor</i>		X	X		X				b
<i>Oecomys mamorae</i>	X					X			b, d
<i>Oecomys roberti</i>	X	X	X		X				b, d
<i>Oligoryzomys chacoensis</i>		X				X			b
<i>Oligoryzomys fornesi</i>	X	X			X	X	X		b, c, d
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	X	X		X	X	X	X	X	b, c, d
Família Caviidae									
<i>Cavia aperea</i>	X	X		X	X	X			a, b
<i>Galea spixii</i>	X	X	X	X	X		X		b, c
Família Ctenomyidae									
<i>Ctenomys boliviensis</i> ⁴		X			X	X			b
<i>Ctenomys minutus</i>	X				X			X	b, c
Família Echimyidae									
<i>Carterodon sulcidens</i>		X			X				c
<i>Clyomys laticeps</i>	X	X			X	X			b, c
<i>Proechimys gr. goeldii</i>	X	X	X		X				b
<i>Proechimys longicaudatus</i>	X	X	X		X	X			b, c
<i>Proechimys roberti</i>		X	X		X				b, c
<i>Trichomys pachyurus</i>	X	X			X	X			a, b, c, d
ORDEM LAGOMORPHA									
Família Leporidae									
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	a, c, d

¹Thorington, Jr. & Hoffmann (2005) tratam *S. urucumus* como sinônimo de *S. spadiceus*, mas Dr. Mario de Vivo (com. pes.) acredita serem taxa distintos; ² Sinônimo de *Oryzomys scotti* (Weksler et al. 2006); ³ Sinônimo de *Oryzomys nitidus* (Weksler et al. 2006); ⁴ Sinônimo de *C. nattereri* (Woods & Kilpatrick 2005).

DISCUSSÃO

O sucesso total de captura obtido para os habitats florestados amostrados no Pantanal (6,3%) foi maior que os encontrados no Cerrado (Fonseca & Redford 1984; Rodrigues et al. 2002), no Pantanal da Nhecolândia (Lacher & Alho 1989) e em áreas de Mata Atlântica mais distantes da costa (Fonseca & Kierulff 1989; Stallings 1989). A porcentagem de capturas de marsupiais em relação aos roedores também se destaca por assemelhar-se mais aos estudos realizados em florestas, como a Mata Atlântica, do que em áreas de Cerrado e estudos prévios no Pantanal, que provavelmente se concentraram nas áreas mais abertas (e.g. Lacher et al. 1986; Lacher & Alho 1989).

Apesar de somente terem sido capturadas em áreas de Landi em armadilhas instaladas no alto, o baixo número de capturas não permite afirmar que *C. philander* e *D. albiventris* sejam exclusivas deste habitat.

Eventualmente capturada no solo (Fonseca & Kierulff, 1989; Stallings, 1989), *C. philander* é descrita como sendo arborícola de médio a alto dossel (Passamani 1995; Leite et al. 1996; Voss et al. 2001; Grelle 2003), sugerindo que a altura de instalação das armadilhas não acessa plenamente o nicho espacial desta espécie. Entretanto, cabe notar que para o primeiro indivíduo capturado a armadilha estava instalada, aproximadamente, na metade da altura do dossel daquele ponto e imediações. No segundo caso, a armadilha estava cerca de 1/4 a 1/5 da altura do dossel, sugerindo uma amplitude de uso espacial bem maior. *C. philander* pode ter sido sub-amostrado, em função da altura de instalação das armadilhas, possivelmente ocorrendo em outros habitats no Pantanal, já que a espécie é descrita para vários tipos de florestas primárias e secundárias, matas de galeria e estacional no Cerrado (Lacher & Alho 2001), cerrado *sensu stricto* (Carmignotto 2004), além de jardins e plantações (Emmons & Feer 1997).

Didelphis albiventris chama a atenção por ter tido apenas um indivíduo capturado após 11 meses de coleta sistemática. Onde esta espécie ocorre, é descrita como bastante comum, sendo frequentemente a espécie mais capturada, ocorrendo tanto em habitats florestados como em áreas abertas (Fonseca & Redford 1984; Alho et al. 1986; Marinho-Filho et al. 2002; Rodrigues et al. 2002). Marinho-Filho & Guimarães (2001) mostram que esta espécie ocorre em matas ribeirinhas em sete das oito áreas estudadas no Distrito Federal. Rodrigues et al. (2005) apontam a presença de *D. albiventris* tanto para a planície pantaneira como para seu entorno, mas Lacher & Alho (1989) não a capturaram no Pantanal da Nhecolândia.

Relatos de moradores locais na Faz. Aparecida e imediações afirmam que *D. albiventris* é visto próximo às suas casas, em cozinhas, depósitos de rações e em locais de descarte de lixo doméstico. Espécies do gênero *Didelphis* são generalistas de hábitat e dieta, que se adaptam muito bem a áreas fragmentadas, onde a fauna de carnívoros esteja depauperada ou eliminada. Nestas situações, *Didelphis* tende a tornar-se a espécie dominante conforme sugerido por Fonseca (1989) e Fonseca & Robinson (1990). Em hábitats pouco alterados, onde a comunidade de mamíferos de médio e maior porte e, especialmente, os predadores de topo ainda ocorrem, como é o caso da região estudada, *Didelphis* tende a ser muito menos abundante.

Gracilinanus agilis ocorreu nas três formações florestadas monitoradas, mas não foi registrada em áreas abertas, sem estrato arbóreo, tanto durante a coleta para a coleção de referência como durante o monitoramento. Apesar de *G. agilis* (= *Marmosa agilis*, Gardner 2005) ser associada a matas de galeria (Alho *et al.* 1986) e ambientes úmidos (Nitikman & Mares 1987), é classificada como especialista de hábitat por Alho (2005), mas como não dependente das matas de galeria por Redford & Fonseca (1986), tendo sido capturada em outras formações como florestas semidecíduas, matas de encosta, cerradão e cerrado *sensu stricto* (Nitikman & Mares 1987; Mares *et al.* 1989; Gastal 1997; Eisenberg & Redford 1999; Bonvicino *et al.* 2002).

Gracilinanus agilis parece estar mais associada a hábitats florestados, em detrimento de áreas abertas, do que a uma fitofisionomia em particular, considerando inclusive hábitats mais xéricos (Gastal 1997; Bonvicino *et al.* 2002), como as cordilheiras no Pantanal. Esta associação também é reforçada pela relação entre capturas realizadas em armadilhas instaladas no alto e no solo. Apesar de eventualmente ser capturada no solo (30% neste estudo; Nitikman & Mares 1987; Eisenberg & Redford 1999), trata-se de uma espécie primariamente arborícola.

Micoureus demerarae era descrita, até recentemente, como espécie de ampla distribuição geográfica, ocorrendo em todo o Brasil, exceto no extremo sul do país (Eisenberg & Redford 1999). Voss *et al.* (2001) e Patton *et al.* (2000) já reconheciam a necessidade de uma revisão taxonômica do gênero, sendo que estes últimos já separam as populações amazônicas e atlânticas em taxa distintos. Após Patton e Costa (2003), são reconhecidas quatro espécies do gênero *Micoureus* no Brasil: *M. constantiae*, distribuída pela Bolívia a leste da Cordilheira dos Andes e em porções adjacentes do Brasil e Argentina (Rossi *et al.* 2006); *M. demerarae*, distribuída pela Colômbia, Venezuela, Guiana Francesa, Guiana, Suriname, Peru, Bolívia e norte, nordeste e centro do Brasil (Gardner 2005); *M. paraguayanus*, ocorrendo no leste do

Brasil, do sul da Bahia ao Rio Grande do Sul, e no leste do Paraguai (Gardner 2005); e *M. regina*, ocorrendo na Colômbia, Equador, Peru, extremo oeste do Brasil e noroeste da Bolívia.

Apesar de a localidade tipo de *M. constantiae* ser “Chapada, MT” (Gardner 2005) e da espécie ter sido também coletada no Parque Nacional do Pantanal Matogrossense e na APM Manso (Carmignotto 2004), a espécie registrada na Faz. Aparecida é *M. demerarae*. Na área de estudo, *M. demerarae* ocorreu preferencialmente nas formações florestais amostradas (1287 das 1288 capturas), com apenas uma captura na grade do campo. Há registro desta espécie para uma grande variedade de habitats amazônicos, como floresta de terra-firme primária e secundária, floresta sazonalmente inundável e matas de corte seletivo (Patton *et al.* 2000; Voss *et al.* 2001). No Cerrado foi encontrada em cerradão, mata de galeria, mata mesófila e em áreas abertas de cerrado *sensu stricto* (Carmignotto 2004). Apesar de Lacher e Alho (2001) classificá-la como especialista para as fisionomias de Cerrado tradicionalmente estudadas, *M. demerarae* assemelha-se a *G. agilis* quanto ao uso de habitats: espécie primariamente arborícola associada a habitats florestados, explorando o solo oportunisticamente.

Na área de estudo, *M. domestica* é praticamente exclusiva de cordilheiras (95% dos indivíduos marcados e 97% das capturas) e está fortemente associada aos habitats mais secos, em detrimento dos habitats sazonalmente inundáveis. Considerando toda a extensão de sua distribuição geográfica, *M. domestica* é uma espécie generalista de habitat, sendo descrita para uma ampla gama de fisionomias, como mata de galeria (Fonseca & Redford 1984; Alho *et al.* 1986; Bonvicino *et al.* 2002), mata de encosta (Bonvicino *et al.* 2002), floresta semidecídua (Lacher *et al.* 1986; Bonvicino *et al.* 2002), cerrado *sensu stricto* (Fonseca & Redford 1984; Bonvicino *et al.* 2002), cerrado rupestre (Mares *et al.* 1989; Bonvicino *et al.* 2002) e campo úmido (Mares *et al.* 1986; Lacher *et al.* 1986; Bonvicino *et al.* 2002). Apesar de ser eventualmente capturado no alto (8,1% das capturas), *M. domestica* é um marsupial terrestre (Emmons & Feer 1997), justificando sua ausência em habitats sazonalmente inundáveis. Alho *et al.* (1986) também observaram a capacidade de *M. domestica* em trepar em árvores.

Philander opossum está associada aos habitats sazonalmente inundáveis na área de estudo. Outros estudos também mostram que esta espécie é mais frequentemente encontrada em habitats úmidos, como matas de galeria (Fonseca & Redford 1984; Alho *et al.* 1986; Mares *et al.* 1989) e campo úmido (Alho *et al.* 1986), mas pode ocorrer em outras fisionomias do Cerrado, como cerradão (Fonseca & Redford 1984; Alho *et al.* 1986), cerrado *sensu stricto* (Alho *et al.* 1986) e campo (Alho *et al.* 1986). Na Amazônia foi registrada em floresta

primária, próxima a córregos e brejos (Voss *et al.* 2001) e em cabeceiras de rios e várzeas (Patton *et al.* 2000). A maioria das coletas/registros de *P. opossum* realizadas por Voss *et al.* (2001) e todas as de Patton *et al.* (2000) ocorreram no solo, enquanto Cunha & Vieira (2002), citando diversos trabalhos realizados em Mata Atlântica, descrevem *P. frenatus* como espécie de hábito terrestre, eventualmente capturada em sub-bosque, contrastando com os resultados deste estudo. Entretanto, Delciellos & Vieira (2006) demonstram que a performance de locomoção arbórea de *P. frenatus* é similar a registrada para as espécies mais arborícolas, como *C. philander*, sugerindo potencial para alta habilidade arborícola para *P. opossum*. O contraste, no uso vertical do hábitat e as fisionomias em que a espécie foi registrada, tanto no Pantanal como no Cerrado e na Amazônia, sugerem uma plasticidade da espécie que, apesar de ser de ampla distribuição geográfica (Eisenberg & Redford 1999), é descrita como rara no Cerrado (Marinho-Filho *et al.* 2002). Depois de *D. albiventris* e *C. philander*, *P. opossum* foi a espécie de marsupial com menor número de indivíduos marcados durante o monitoramento.

Calomys cf. callosus não mostrou uma forte associação com os hábitats monitorados, ocorrendo em apenas duas de três grades, tanto das cordilheiras como dos cambarazais, além da grade do campo e das coletas em brejo, roça, interface cambarazal com campo e em residência. Lacher *et al.* (1986) e Lacher e Alho (1989) registraram a espécie em áreas de campo e em transições de ambientes florestados para áreas abertas.

Bonvicino *et al.* (2003) afirmam que a distribuição geográfica de *C. callosus* no Brasil não está bem estabelecida, mas não reconhecem a espécie para boa parte do Cerrado, onde anteriormente era descrita, restringindo-a apenas para o Paraguai, enquanto Musser e Carleton (2005) ampliam a distribuição, incluindo o leste da Bolívia, norte da Argentina e áreas adjacentes do centro-oeste do Brasil. Carmignotto (2004) considera os espécimes oriundos da Base de Pesquisa do Pantanal – CENAP/IBAMA (localidade mais próxima geográfica e fisionomicamente da área de estudo) como *Calomys* do grupo *callosus* devido à ausência de informações cariotípicas separando-os dos *C. callosus* por ela coletados na Serra da Bodoquena (MS). Uma vez que não foram realizadas análises cariotípicas nos espécimes coletados neste estudo, sigo Carmignotto (2004) tratando-os como *C. cf. callosus*.

O único registro de *H. sciureus* durante este estudo foi feito em cambarazal na grade Cb3 que, dentre as dez grades amostrais, é a mais próxima a um corpo d'água permanente, a Baía dos Coqueiros, talvez justificando sua singular presença, já que *H. sciureus* apresenta hábito semi-aquático (Oliveira & Bonvicino 2006) e habita brejos, pequenos roçados e formações herbáceas ribeirinhas (Emmons & Feer 1997; Patton *et al.* 2000). Além disso, *H. sciureus* é associado a fisionomias abertas (Carmignotto 2004), que não foram monitoradas na mesma

intensidade que as formações florestadas neste estudo. Outros registros de *H. sciureus* foram feitos em campos úmidos, próximos às grades amostrais (Tatiane F. Chupel, com. pes.). Carmignotto (2004) registrou esta espécie em várias localidades do Cerrado e Pantanal.

Os registros de *H. megacephalus* para os habitats sazonalmente inundáveis no Pantanal são concordantes com a distribuição geográfica e com os habitats para os quais esta espécie é descrita (Patton *et al.* 2000; Musser & Carleton 2005; Weksler *et al.* 2006). No Cerrado está fortemente associada a matas de galeria (= *Oryzomys megacephalus*, Lacher & Alho 2001; Bonvicino *et al.* 2002; Alho 2005; = *O. capito*, Fonseca & Redford 1984; Alho *et al.* 1986; Mares *et al.* 1986; Mares *et al.* 1989; Mares & Ernest 1995), mas também é descrito para cerradão (Bonvicino *et al.* 1996) e floresta de encosta (Bonvicino *et al.* 2002). Na Amazônia é descrito para florestas primárias de terra firme e alagadiças e em vegetação secundária (Voss *et al.* 2001). Nitikman & Mares (1987) e Voss *et al.* (2001) também a descrevem como uma espécie terrestre eventualmente capturada no alto.

Necomys lasiurus (= *Zygodontomys lasiururs* e *Bolomys lasiurus*, Musser & Carleton 2005) é possivelmente a espécie de pequeno roedor mais frequentemente descrita para diversas fisionomias do Cerrado (Johnson *et al.* 1999), sendo considerada abundante (Alho 1981; Alho *et al.* 1986; Nitikman & Mares 1987; Vieira & Marinho-Filho 1998; Rodrigues *et al.* 2002) e generalista de habitat (Lacher & Alho 2001).

Na área de estudo, *N. lasiurus* converteu-se da espécie mais abundante, durante a coleta para preparação da coleção de referência, em uma espécie rara, com apenas 0,3% dos indivíduos marcados, durante o programa de monitoramento. Nitikman & Mares (1987) e Magnusson *et al.* (1995) comentam, com base em outros estudos, que esta espécie, apesar de ser abundante, apresenta flutuações populacionais drásticas, podendo inclusive desaparecer das grades amostrais. Entretanto, 65% das capturas de *N. lasiurus* ocorreram em locais que não foram monitorados posteriormente (brejo e cambarazal/brejo) e, talvez, para a área de estudo, esta espécie esteja associada a estes habitats e não a campos ou cordilheiras. Bonvicino *et al.* (2002) coletaram mais indivíduos de *N. lasiurus* em campo úmido (58,3%) do que em cerrado *sensu stricto*, onde são frequentemente bem capturados (Alho *et al.* 1986). Outro aspecto interessante em *N. lasiurus* na área de estudo é que 18,2% (n = 4) das capturas ocorreram em armadilhas instaladas no alto. Apenas Nitikman & Mares (1987) também relatam este fato.

Pouco se sabe sobre *O. mamorae* além de sua distribuição geográfica, que abrange as porções norte e central da Bolívia, norte do Paraguai e centro-oeste do Brasil (Musser & Carleton 2005), registrada nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (Carmignotto

2004; Oliveira & Bonvicino 2006). Durante o monitoramento foi capturada especialmente em uma grade de cordilheira e em outra de cambarazal, apesar de ter sido registrada nas três réplicas desses habitats, inclusive durante a cheia, quando o solo não está disponível nos cambarazais. Carmignotto (2004) registrou esta espécie no Cerrado e no Pantanal, associada à floresta estacional, mata secundária, mata inundável, mata de galeria e cerradão.

O. roberti foi a espécie de Cricetidae com maior número de indivíduos marcados durante o monitoramento, ocorrendo especialmente em duas grades de cambarazal e em uma de landi, durante as três estações do ano. Carmignotto (2004) registrou esta espécie em áreas de transição entre o Cerrado e a Amazônia e no Cerrado nos estados de Goiás, Mato Grosso e Tocantins, associada a matas de galeria e estacional e em cerrado *sensu stricto*.

A espécie do gênero *Oligoryzomys* é aqui tratada como *O. cf. fornesi* devido ao fato do espécime coletado ser um jovem, caracterizado assim devido ao seu tamanho e pela qualidade de seu pêlo. *O. fornesi* é descrito para a planície pantaneira (Rodrigues *et al.* 2005), mas Weksler & Bonvicino (2005) não incluem Mato Grosso ou Pantanal na distribuição desta espécie. A espécie cuja distribuição mais se aproxima da área de estudo é *O. chacoensis*, descrita para Cáceres (MT) e Corumbá (MS), mas suas características de diagnose (Weksler & Bonvicino 2005) não são verificadas no espécime coletado.

Outros sete indivíduos foram coletados nas proximidades da área de estudo em habitat de campo (Tatiane F. Chupel, com. pes.) e foram identificados como *O. fornesi*. Assim, acredito que este espécime, diferente de *O. nigripes* também coletado na área de estudo, seja *O. fornesi*, já que sua distribuição geográfica, aparentemente disjunta (Weksler & Bonvicino 2005), possa apenas representar uma lacuna de coleta entre as regiões em que está descrita, uma vez que ocorre tanto em formações abertas como florestadas do Cerrado e é simpátrica com *O. nigripes* (Weksler & Bonvicino 2005). O material depositado em museu examinado por Carmignotto (2004) e descrito como *O. fornesi* inclui, entre outras localidades, a Faz. Nhumirim, no Pantanal da Nhecolândia, (MS), Cáceres e Parque Nacional do Pantanal (MT).

Oligoryzomys nigripes teve somente três exemplares coletados, um por cada método de coleta, mas todos em formações florestais de cordilheira. Weksler & Bonvicino (2005) não incluem Mato Grosso ou Pantanal na distribuição desta espécie, mas afirmam ser esta a espécie de *Oligoryzomys* brasileira mais generalista de habitats, ocorrendo em matas primárias e secundárias do domínio Atlântico e em matas de galeria do Cerrado. Alho (2005) ainda inclui cerrado *sensu stricto* e cerradão como habitats utilizados por *O. nigripes*, tornando assim as cordilheiras um habitat possível para esta espécie no Pantanal. Carmignotto

(2004) identifica como *O. nigripes* espécimes oriundos da RPPN Acurizal (MS) e da Base de Pesquisa do Pantanal – CENAP/IBAMA (MT).

Thrichomys apereoides, originalmente a única espécie do gênero, teve algumas subespécies elevadas ao nível de espécie recentemente, a partir de estudos de cariótipos (Braggio & Bonvicino 2004). Assim, *T. apereoides*, cuja localidade tipo é Lagoa Santa (MG), está descrito para os estados de Minas Gerais, Goiás e Bahia e *T. pachyurus*, cuja localidade tipo é Cuiabá (MT), está descrito para os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul e Paraguai (Oliveira & Bonvicino 2006). Portanto, *T. apereoides* referido em Lacher *et al.* (1986) e em Rodrigues *et al.* (2005) possivelmente refere-se a *T. pachyurus*.

Thrichomys pachyurus está fortemente associado a cordilheiras ao longo das três estações, utilizando os campos na vazante e na seca. Lacher *et al.* (1986) em estudo no Pantanal da Nhecolândia, registraram esta espécie em cerrado, campo e matas semidecíduas “não-cerrado” (*sic*), mas especialmente em hábitat denominado de transição, definido como fronteira entre campo e capões com dominância de gravatá (*Bromelia* sp.).

Das 32 espécies descritas para a planície, 26 também ocorrem no Cerrado, 21 no Chaco, 17 na Amazônia, dez na Caatinga, nove na Mata Atlântica e três nos Campos do Sul. Vinte e quatro (75%) espécies da planície ocorrem em outros dois ou mais biomas; das oito espécies restantes apenas uma (*C. scotti*) é compartilhada somente com o Cerrado, duas somente com a Amazônia e cinco somente com o Chaco, representando 15,6% (Tab. 1.5).

A fauna de pequenos mamíferos não voadores registrados neste estudo representa cerca de 50% das espécies descritas para a planície pantaneira, com os marsupiais correspondendo a 50% deste total, os Cricetidae a 72,7% e os Echimyidae a 25%. A única espécie de Sciuridae descrita para planície também foi registrada, enquanto nenhuma espécie de Caviidae, Ctenomyidae ou Leporidae foi observada neste estudo, mas *Sylvilagus brasiliensis* foi frequentemente avistada nas áreas de entorno muito próximos à zona de inundação.

O fato de este estudo não ter registrado metade das espécies descritas para a planície pantaneira pode ser atribuído a mais de um fator. A abrangência geográfica restrita a uma pequena porção de uma fazenda pantaneira é um deles; um outro refere-se ao foco deste trabalho, que priorizou três tipos de florestas em detrimento de outras formações florestais e áreas abertas, podendo ser considerado pífio o esforço empregado na amostragem de campos, brejos e pastagem. *Necromys lasiurus*, por exemplo, poderia não ter sido registrada, já que apenas dois indivíduos foram marcados durante todo o monitoramento, mas que foi bem amostrada durante a preparação da coleção de referência nas fisionomias abertas. O tipo e posicionamento das armadilhas também podem ter limitado o acesso a algumas espécies,

como *Caluromys philander* que, supostamente, ocupa o alto dossel e que também só teve dois indivíduos marcados. O registro de *Oligoryzomys cf. fornesi* apenas por coleta oportunística nos “*pitfalls*” da CEMAT em área de campo exemplifica os dois casos. Assim, é provável que outras espécies ocorram na localidade estudada, já que é uma região bastante conservada.

Finalmente ainda se deve considerar a possível regionalização da fauna de pequenos mamíferos dentro deste complexo de sistemas e pantanais que compõem o Pantanal. As onze sub-regiões (Adámoli 1982) foram assim definidas de acordo com as características ecológicas destes sistemas. Exceto a sub-região de Abobral, que é circundada por outras cinco sub-regiões, as demais fazem fronteira com o Cerrado ou com o Chaco, biomas com maior compartilhamento de espécies da fauna estudada.

O número de espécies que estas sub-regiões compartilham entre si e com os biomas adjacentes ainda não está muito claro devido à deficiência de estudos sistemáticos e padronizados em diversas localidades de cada sub-região. Brown (1984) sugere que o Pantanal, um complexo de sistemas fortemente condicionados por inundações sazonais, influencia nas distribuições de animais podendo agir diferencialmente sobre as populações como corredor de dispersão para umas, ou barreira à dispersão ou criadouro para outras.

A forma como o Pantanal atua nas populações de cada uma das espécies descritas para a planície pantaneira somente será compreendida à medida que as sub-regiões sejam mais bem inventariadas, refinando o conhecimento da fauna de pequenos mamíferos não voadores.

Pinho (2005) demonstra a importância dos habitats florestados, especialmente os cambarazais, na manutenção da diversidade de aves de sub-bosque na região do Pirizal. Para os pequenos mamíferos não voadores, os habitats florestados também são importantes para a manutenção da diversidade, já que apenas cinco das 15 espécies registradas também ocorrem em áreas de campos, enquanto quatro espécies são exclusivas de apenas uma das formações florestais estudadas. Nossos dados indicam que a conservação dos habitats florestados é fundamental para a manutenção da diversidade de pequenos mamíferos não voadores tanto na região específica do Pirizal quanto no bioma Pantanal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adámoli, J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados. Discussão sobre o conceito “Complexo Pantanal”. Congresso Nacional de Botânica, Terezina. *Soc. Bras. Bot.* 32:109-119.
- Alho, C. J. R. 1981. Small mammal populations of Brazilian Cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. *Rev. Brasil. Biol.*, 41(1):223-230.
- Alho, C. J. R. 2005. Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy cerrado landscape. *Arq. Mus. Nac.*, 63(1):41-48.
- Alho, C. J. R.; Pereira, L. A. & Paula, A. C. 1986. Patterns of habitat utilization by small mammals populations in cerrado biome of central Brazil. *Mammalia*, 50(4):447-460.
- Bonvicino, C. R.; Cerqueira, R. & Soares, V. A. 1996. Habitat use by small mammals of upper Araguaia River. *Rev. Brasil. Biol.*, 56(4):761-767.
- Bonvicino, C. R.; Lindbergh, S. M. & Maroja, L. S. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Braz. J. Biol.*, 62(4B):765-774.
- Bonvicino, C. R.; Lima, J. F. S. & Almeida, F. C. 2003. A new species of *Calomys* waterhouse (Rodentia, Sigmodontinae) from the Cerrado of Central Brazil. *Rev. Brasil. Zool.*, 20(2):301-307.
- Braggio, E. & Bonvicino, C. R. 2004. Molecular divergence in the genus *Thrichomys* (Rodentia, Echimyidae). *J. Mamm.*, 85(2):316-320.
- Brasil. 1997. MMA. *Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (PCBAP) – Diagnóstico dos Meios Físico e Biótico (Meio Biótico)*, v. II, t. III.
- Brown, Jr., K. S. 1984. Zoogeografia da região do Pantanal Mato-grossense. Pp. 137-178. *Anais do 1º Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal*, Corumbá, MS.
- Carmignotto, A. P. 2004. *Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais*. Tese de Doutorado, São Paulo: USP, 404p.
- Cunha, A. A. & Vieira, M. V. 2002. Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. *J. Zool. (Lond.)*, 258:419-426.

- Delciellos, A. C. & Vieira, M. V. 2006. Arboreal walking performance in seven didelphid marsupials as an aspect of their fundamental niche. *Austral Ecol.*, 31:449-457.
- Eisenberg, J. F. & Redford, K. H. 1999. *Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics* (Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil). Chicago: The University of Chicago Press, 609p.
- Emmons, L. H. & Feer, F. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide*. Chicago: The University of Chicago Press, 307p.
- Fonseca, G. A. B. 1989. Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Rev. Bras. Zool.*, 6(3): 381-422.
- Fonseca, G. A. B. & Kierulff, M. C. M. 1989. Biology and natural history of Brazilian Atlantic Forest small mammals. *Bull. Flor. St. Mus., Biol. Sci.*, 34(4): 99-152.
- Fonseca, G. A. B. & Robinson, J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biol. Conserv.*, 53: 265-294.
- Fonseca, G. A. B. & Redford, K. H. 1984. The mammals of IBGE's Ecological Reserve, Brasília, and an analysis of the role of gallery forests in increasing diversity. *Rev. Brasil. Biol.*, 44(4):517-523.
- Gardner, A. 2005. Order Didelphimorphia. Pp. 3-18. In: Wilson, D. E. & Reeder, D. M. (eds.). *Mammals Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. 3rd ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Gastal, M. L. A. 1997. *Ecologia de comunidades de pequenos mamíferos em matas de galeria de Brasília, DF*. Tese de Doutorado, Brasília: UnB, 124p.
- Greene, H. W. 1994. Systematics and natural history, foundations for understanding and conserving biodiversity. *Amer. Zool.*, 34:48-56.
- Greene, H. W. & Losos, J. B. 1988. Systematics, natural history, and conservation. *BioSci.*, 38:458-462.
- Grelle, C. E. V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeast Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.*, 38(2):81-85.
- Johnson, M. A.; Metzler, P. & Coelho, D. 1999. The role of gallery Forest in the distribution of Cerrado mammals. *Rev. Brasil. Biol.*, 59(3):421-427.

- Lacher, T. E.; Alho, C. J. R.; Campos, Z. M. S. & Gonçalves, H. C. 1986. Densidades y preferências de microhábitat de los mamíferos en la Hacienda Nhumirim, sub-región Nhecolandia, Pantanal de Mato Grosso del Sur. *Ciê. Interamer.*, 26:30-38.
- Lacher, T. E. & Alho, C. J. R. 1989. Microhabitat use among small mammals in the Brazilian Pantanal. *J. Mamm.*, 70(2):396-401.
- Lacher, T. E. & Alho, C. J. R. 2001. Terrestrial small mammal richness and habitat associations in an Amazon Forest-Cerrado contact zone. *Biotrop.*, 33(1):171-181.
- Leite, Y. L. R.; Costa, L. P. & Stallings, J. R. 1996. Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic forest reserve. *J. Trop. Ecol.*, 12:435-440.
- Magnusson, W. E.; Francisco, A. L. & Sanaiotti, T. M. 1995. Home-range size and territoriality in *Bolomys lasiurus* (Rodentia: Muridae) in an Amazonian savanna. *J. Trop. Ecol.*, 11:179-188.
- Mares, M. A.; Ernest, K. A. & Gettinger, D. D. 1986. Small mammal community structure and composition in the Cerrado Province of central Brazil. *J. Trop. Ecol.*, 2:289-300.
- Mares, M. A.; Braun, J. K. & Gettinger, D. D. 1989. Observations on the distribution and ecology of the mammals of the cerrado grassland of central Brazil. *Ann. Carn. Mus.*, 58:1-60.
- Mares, M. A. & Ernest, K. A. 1995. Population and community ecology of small mammals in a gallery Forest of central Brazil. *J. Mamm.*, 76(3):750-768.
- Marinho-Filho, J. & Guimarães, M. M. 2001. Mamíferos das matas de galeria e das matas ciliares do Distrito Federal. Pp. 529-557. In: Ribeiro, J. F; Silva, J. C. and Fonseca, C. E. L. (orgs.). *Cerrado: Matas de galeria, conservação e recuperação*. Planaltina.
- Marinho-Filho, J.; Rodrigues, F. H. G. & Juarez, K. M. 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. Pp. 266-284. In: Oliveira, P. S. & Marquis, R. (eds.). *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Washington: Smithsonian Institution Press.
- Musser, G. G. & Carleton, M. D. 2005. Order Rodentia. Pp. 894-1532. In: Wilson, D. E. & Reeder, D. M. (eds.). *Mammals Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. 3rd ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

- Nitikman, L. Z. & Mares, M. A. 1987. Ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *Ann. Carn. Mus.*, 56:75-95.
- Oliveira, J. A.; Pessôa, L. M.; Oliveira, L. F. B.; Escarlata, F.; Caramaschii, F. P.; Lazar, A. & Cordeiro, J. L. P. 2003. *Mamíferos da RPPN SESC Pantanal*. Conhecendo o Pantanal. Rio de Janeiro, v. 1, p. 33-38.
- Oliveira, J. A. & Bonvicino, C. R. 2006. Ordem Rodentia. *In*: Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A. and Lima, I. P. (Eds.) *Mamíferos do Brasil*. Londrina: Edifurb, 437p.
- Passamani, M. 1995. Vertical stratification on small mammals in Atlantic forest. *Mammalia*, 59(2):276-279.
- Patton, J. L.; da Silva, M. N. F. & Malcolm, J. R. 2000. Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.*, 244:1-306.
- Patton, J. L. & Costa, L. P. 2003. Molecular phylogeography and species limits in rainforest didelphid marsupials of South América. Pp 63-81. *In*: Jones, M.E; Dickman, C.R & Archer, M. (eds.). *Predators with Pouch: The Biology of Carnivorous Marsupials*. CSIRO Press, Melbourne, 486p.
- Pinho, J.B. 2005. *Riqueza de espécies, padrões de migração e biologia reprodutiva de aves em quatro ambientes florestais do Pantanal de Poconé, MT*. Tese de Doutorado, Belo Horizonte: UFMG, 185p.
- Primack, R.; Rozzi, R.; Feinsinger, P.; Dirzo, R. & Massardo, F. 2001. *Fundamentos de conservación biológica: Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México. 797p.
- Redford, K. H. & Fonseca, G. A. B. 1986. The role of gallery forest in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotrop.*, 18(2):126-135.
- Rodrigues, F. H. G.; Silaveira, L.; Jácomo, A. T. A.; Carmignotto, A. P.; Bezerra, A. M. R.; Coelho, D. C.; Garbogini, H.; Pagnozzi, J. & Hass, A. 2002. Composição e caracterização da fauna de mamíferos do Parque Nacional das Emas, Goiás, Brasil. *Revta. Bras. Zool.* 19(2):589-600.
- Rodrigues, F. H. G.; Medri, I. M.; Tomas, W. M. & Mourão, G. M. 2005. *Revisão do conhecimento sobre a ocorrência e distribuição de mamíferos no Pantanal*. Corumbá, MS: EMBRAPA Pantanal, série documentos, n. 38, 41p.

- Rossi, R. V.; Bianconi, G. V. & Pedro, W. A. 2006. Ordem Didelphimorphia. *In*: Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A. & Lima, I. P. (Eds.) *Mamíferos do Brasil*. Londrina: Edifurb, 437p.
- Schaller, G. B. 1983. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. *Arq. Zool.*, 31(1):1-36.
- Stallings, J. R. 1989. Small mammal inventories in an Eastern Brazilian Park. *Bull. Fl. St. Mus.*, 34(4): 153-200.
- Thorington, Jr., R. W. & Hoffmann, R. S. 2005. Family Sciuridae. *In*: Wilson, D. E. & Reeder, D. M. (eds.). *Mammals Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. 3rd ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Vieira, E. M. & Marinho-Filho, J. S. 1998. Pre- and post-fire habitat utilization by rodents of Cerrado from Central Brazil. *Biotrop.*, 30(3):491-496.
- Voss, R. S.; Lunde, D. P. & Simmons, N. B. 2001. The mammals of Paracou, French Guiana: a neotropical lowland rainforest fauna. Part 2: nonvolant species. *Bull. Fl. St. Mus.*, 263:1-236
- Weksler, M. & Bonvicino, C. R. 2005. Taxonomy of pigmy rice rats genus *Oligoryzomys* Bangs, 1900 (Rodentia, Sigmodontinae) of th Brazilian Cerrado, with the description of two new species. *Arq. Mus. Nac.*, 63(1): 113-130.
- Weksler, M.; Percequillo, A. R. & Voss, R. S. 2006. Ten new genera of Oryzomyine Rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). *Amer. Mus. Nov.*, 3537:1-29.
- Woods, C. A. & Kilpatrick, C. W. 2005. Infraorder Hystricognathi. *In*: Wilson, D. E. & Reeder, D. M. (eds.). *Mammals Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. 3rd ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

CAPÍTULO 2

BIOLOGIA REPRODUTIVA E HISTÓRIA NATURAL DE MARSUPIAIS E ROEDORES NO PANTANAL DE POCONÉ, MT

INTRODUÇÃO

A capacidade de predição de eventos tem sido, nos últimos anos, uma das mais importantes ferramentas para a conservação biológica (Greene & Losos 1988). Esta capacidade é resultado dos enormes avanços conquistados pela ecologia quantitativa que, através da modelagem, permite determinar causas e conseqüências, conduzindo os processos de tomada de decisões que visam a conservação de espécies (Primack *et al.* 2001).

Entretanto, alguns autores chamam a atenção para a crescente escassez da figura do naturalista e para a importância das informações da história natural das espécies que se almeja conservar (Bartholomew 1986; Greene 1994; Rivas 1997; Primack *et al.* 2001).

Além da definição das espécies, de suas interações com outros organismos e com o ambiente (Greene & Losos 1988), a história natural de um organismo abrange o conhecimento de características comportamentais e de suas populações, como tamanho, taxas de crescimento e biologia reprodutiva (Bartholomew 1986), sem os quais não é possível preservar espécies (Rivas 1997).

O objetivo deste Capítulo é apresentar informações da história natural e biologia reprodutiva de marsupiais e roedores da região do Pirizal, Pantanal de Poconé, MT. Serão abordados, especialmente, o período reprodutivo, razão sexual, tempo de permanência de cada espécie, bem como uso vertical do hábitat e tipo de hábitat.

MÉTODOS

Os dados analisados neste capítulo são oriundos do programa de monitoramento instalado nas dez grades amostrais descritas na apresentação deste trabalho (3 cambarazais, 3 cordilheiras, 3 landis e 1 campo), ao longo de 17 meses de coleta, compreendendo 5 meses de cheia, 6 meses de vazante e 6 meses de seca.

A avaliação da classe etária de marsupiais segue Macedo *et al.* (2006), reconhecendo três classes etárias: jovem, sub-adulto e adulto, em função da erupção dos dentes molares. Esta mesma classificação etária é usada para os roedores, mas o julgamento em campo envolve a avaliação da qualidade do pêlo e sua distribuição pelo corpo do indivíduo (DeBlase & Martín, 1981), além das informações de peso e medidas corpóreas, comparadas com as de indivíduos adultos.

O estágio reprodutivo de marsupiais somente foi avaliado em fêmeas, consideradas reprodutivas a partir de modificações em seu ventre: mudança da coloração pálida para um marrom-alaranjado mais forte, redução de pêlos e inchaço das tetas, além da presença de recém-nascidos no marsúpio ou fixados nas tetas. Para os roedores o estágio reprodutivo foi avaliado para ambos os sexos: machos, com testículos na bolsa escrotal (doravante chamados apenas de escrotados); fêmeas perfuradas, barrigudas, com redução dos pêlos em torno das tetas e o inchaço destas foram indicativos de atividade reprodutiva.

A razão sexual é dada pelo número de machos dividido pelo número de fêmeas. O cálculo do tempo de permanência médio exclui indivíduos de primeira captura ou recaptura que morreram, bem como aqueles que foram capturados na última campanha.

Foi utilizado teste de qui-quadrado (Zar 1999) para comparações de diferenças nas capturas entre habitats, estações, tipo e posição das armadilhas, sendo as proporções ajustadas em função no número de armadilhas instaladas em cada comparação. Para o cálculo de áreas e distância foi utilizado o Programa MapSource 5.2.

RESULTADOS

Das 14 espécies capturadas durante o monitoramento, somente para nove houve um número de indivíduos capturados suficientemente grande para permitir inferências sobre biologia reprodutiva e demais aspectos de história natural.

Gracilinanus agilis: Foram capturados 78 indivíduos desta espécie em 224 eventos de captura. Ocorreu nas três fisionomias e somente em uma área de landi não foi capturada. Foram significativamente mais capturados nos cambarazais ($\chi^2 = 54,92$; gl = 2; $p < 0,01$) e durante a seca ($\chi^2 = 46,01$; gl = 2; $p < 0,01$) (Fig. 2.1) e em armadilhas do tipo sherman no alto ($\chi^2 = 699,61$; gl = 3; $p < 0,001$) para esforço de 100 armadilhas.noite (Fig. 2.2). Apesar das cordilheiras estarem em 2º lugar em número de indivíduos e de capturas, chama a atenção o desaparecimento desta espécie neste hábitat durante a cheia, uma vez que nos demais hábitats o esforço de captura, nesta estação, foi reduzido pela metade.

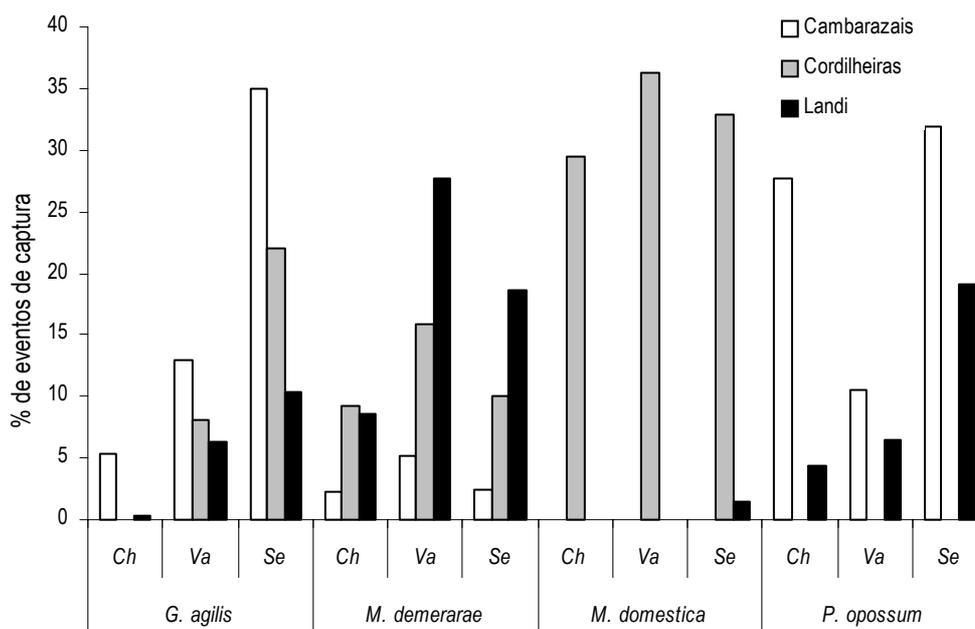


Figura 2.1. Frequência relativa dos eventos de captura para cada espécie em cada da fisionomia na cheia (Ch), vazante (Va) e seca (Se), a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.

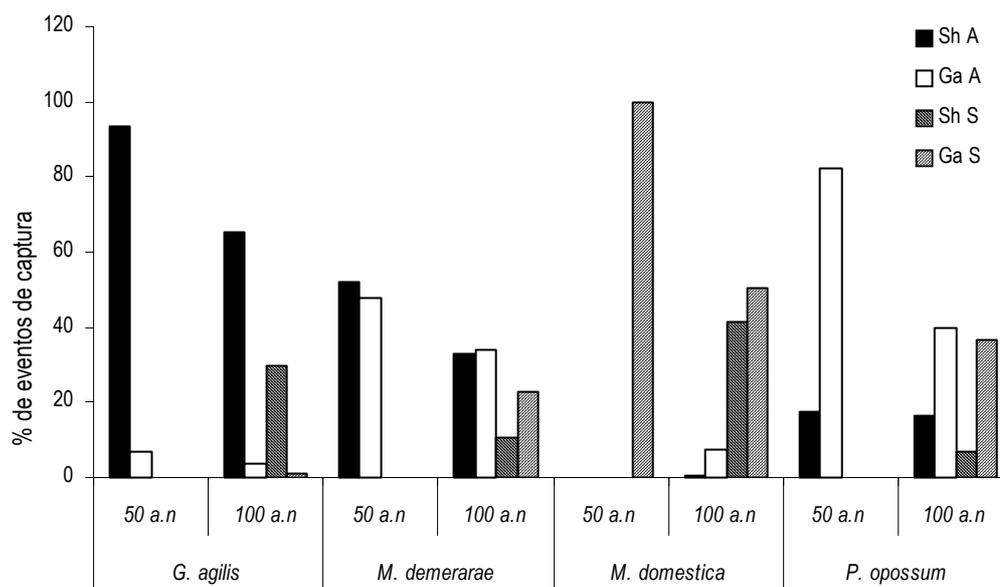


Figura 2.2. Frequência relativa dos eventos de captura para cada espécie com esforço de 50 armadilhas.noite no alto (50 a.n) e 100 armadilhas.noite (100 a.n), sendo 25 de cada tipo em cada posição (Sh, sherman; Ga, gaiola; A, alto; S, solo).

Dos 78 indivíduos capturados, 54 eram machos e 24 fêmeas, representando uma razão sexual total de 2,3:1. Esta foi de 2:1 nas cordilheiras e landis e de 2,5:1 nos cambarazais.

Dentre as fêmeas, 12 foram capturadas uma única vez e duas tiveram apenas uma recaptura no mesmo mês de sua 1^a captura. Outras 10 fêmeas tiveram uma recaptura ou mais em meses distintos. Desconsiderando as recapturas ocorridas no mesmo mês, 51 registros de informação reprodutiva foram feitos, incluindo as sub-adultas, apesar de nenhum registro de período reprodutivo ter sido feito para esta classe etária. *G. agilis* apresenta atividade reprodutiva o ano todo, sendo o investimento reprodutivo intensificado entre setembro e março, correspondendo ao final da seca e durante a cheia (Fig. 2.3). Este padrão também foi encontrado em mata de galeria no Cerrado por Mares & Ernest (1995).

Uma fêmea de *G. agilis* foi monitorada de agosto a novembro de 2006. Em agosto ela foi considerada não reprodutiva, pesava 24 g; em setembro ela foi recapturada nos 3 dias de amostragem do mês, sendo considerada prenha, pesando 26,5g. Como de praxe, a armadilha era aberta para a coleta de fezes e no último dia dois filhotes foram encontrados mortos dentro da armadilha. Os filhotes mortos foram coletados, preservados e depositados na Coleção de Vertebrados da UFMT. Em outubro o peso voltou a 24,0g e em novembro ela foi recapturada, pesando 28,5g e com sinais evidentes de uma nova gestação.

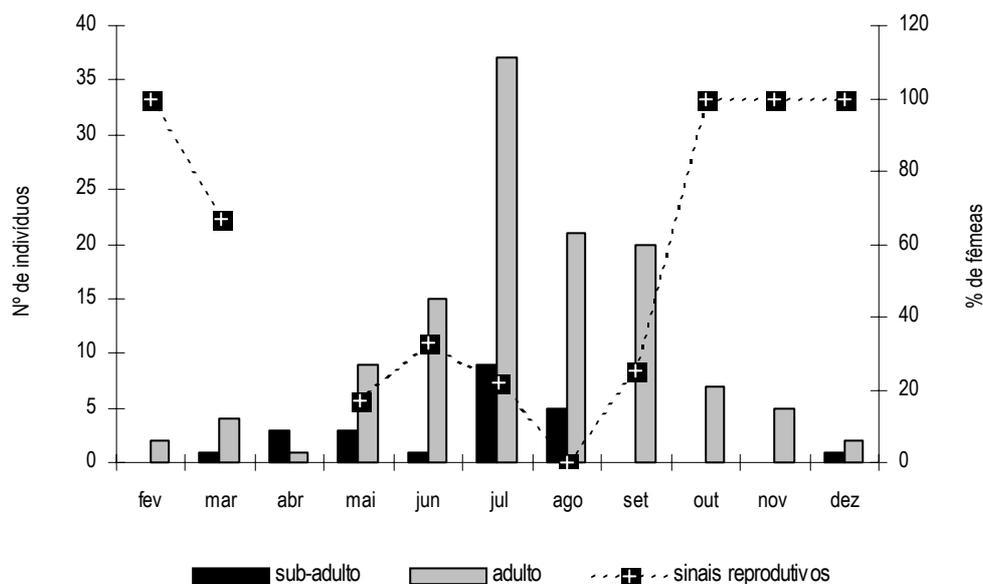


Figura 2.3. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de *G. agilis* ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.

Dos indivíduos de *G. agilis* capturados, um foi encontrado morto, possivelmente em decorrência do frio daquela noite. Em 77 indivíduos, 27 (35%) foram capturados ou recapturados no último mês de coleta e seu histórico de captura não foi utilizado para o cálculo do tempo de permanência. Trinta e quatro indivíduos (68%) foram capturados uma vez ou foram recapturados no mesmo mês da 1ª captura. Em média, o tempo de permanência foi de $0,6 \pm 1,4$ meses ($n = 49$), sendo de $1,0 \pm 2,3$ meses ($n = 14$) para fêmeas e de $0,5 \pm 0,8$ meses ($n = 35$) para machos. O tempo de permanência máximo na grade foi de oito meses para uma fêmea. O tempo de permanência e o histórico de captura de *G. agilis* (Fig. 2.4) sugerem que esta espécie é menos capturada durante o período de intensificação da atividade reprodutiva.

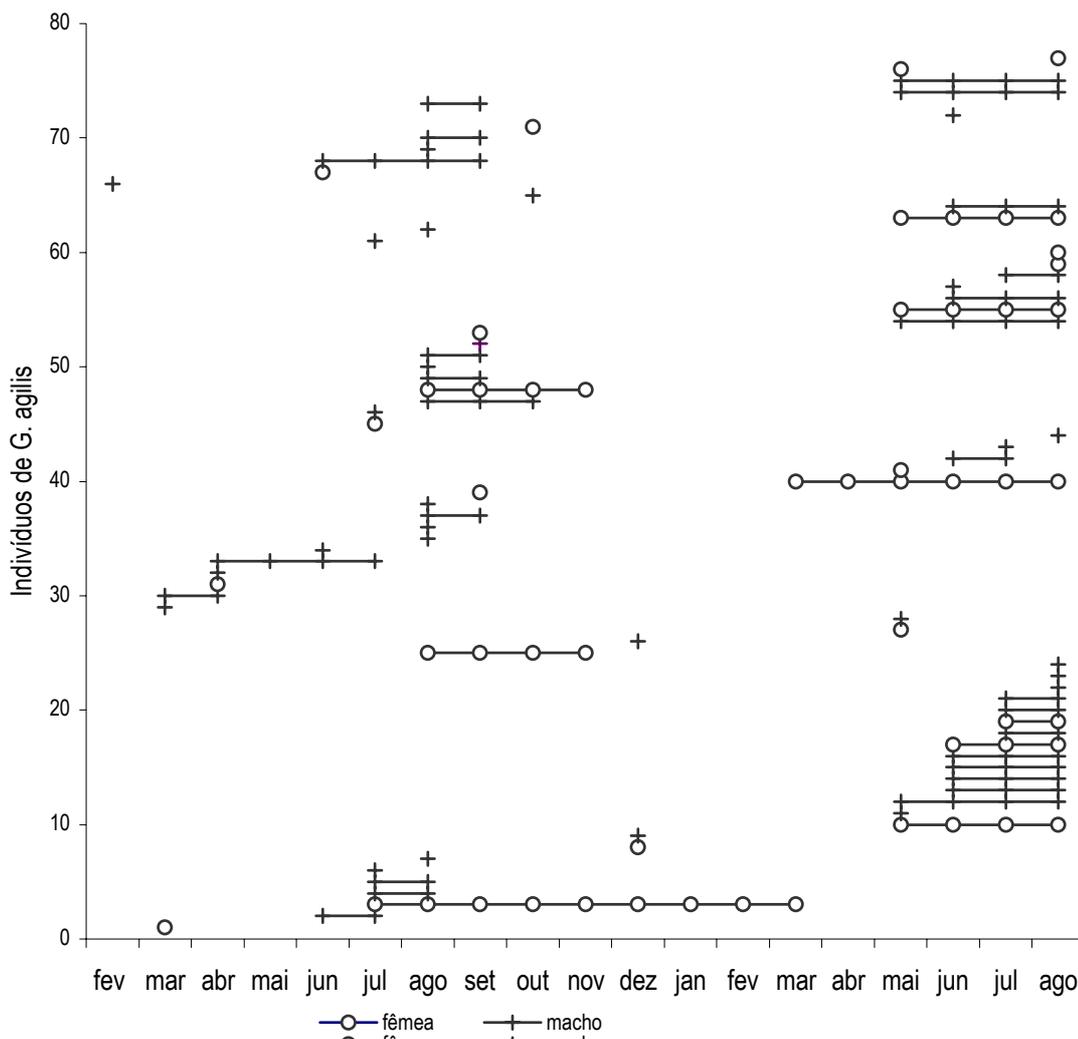


Figura 2.4: Histórico de captura e tempo de permanência de 77 indivíduos nos oito habitats em que *G. agilis* foi capturado (Cb1: de 1 a 24; Cb2: de 25 a 28; Cb3: de 29 a 44; Cd3: de 45 a 60; Cd1: de 61 a 64; Cd2: 65; Ld1: de 66 a 72; Ld2: de 73 a 77).

As médias das medidas tomadas de indivíduos adultos de *G. agilis* estão dentro dos valores da espécie (Emmons & Feer 1997; Eisenberg & Redford 1999; Rossi et al. 2006), com exceção do tamanho da orelha, cuja média para machos e fêmeas é superior ao máximo descrito (Apêndice).

Micoureus demerarae: Foi a espécie com o maior número de indivíduos capturados (240) e com o maior número de eventos de captura (1288). Ocorreu nas três fisionomias e em todas as áreas e foram significativamente mais capturados nos landis ($\chi^2 = 345,98$; gl = 2; $p < 0,001$) e na vazante ($\chi^2 = 81,33$; gl = 2; $p < 0,001$) (Fig. 2.1²). Não há diferença significativa no tipo de armadilha usada quando instaladas no alto, tanto para um esforço de 50 a.n ($\chi^2 = 0,51$; gl = 1; $p > 0,05$) como para 100 a.n ($\chi^2 = 0,24$; gl = 1; $p > 0,05$), mas estas são significativamente mais utilizadas do que as do solo ($\chi^2 = 148,40$; gl = 3; $p < 0,001$). Dentre as armadilhas instaladas no solo, as gaiolas foram significativamente mais utilizadas ($\chi^2 = 47,42$; gl = 1; $p > 0,05$) (Fig. 2.2).

Dois indivíduos de *M. demerarae* mudaram de grade. Um macho adulto monitorado entre maio e agosto de 2007, foi capturado sete vezes e exceto pela 3^a captura que ocorreu na grade do campo, as demais ocorreram na grade da cordilheira adjacente (Cd3). O outro indivíduo era um macho jovem, capturado na Cd1, no início de maio de 2006 (cheia). Foi recapturado três vezes nos dois meses seguintes neste hábitat (vazante), sendo que na última dessas recapturas já era sub-adulto (final de junho). No final de setembro foi recapturado, já adulto, no Cb2. A distância percorrida foi de cerca de 950 m.

A razão sexual total foi de 1,3:1 (133 machos e 106 fêmeas), variando de 1,5:1 nos cambarazais, 1,9:1 nas cordilheiras e 0,9:1 nos landis.

Dentre as fêmeas, 28 foram capturadas apenas uma vez ou apenas recapturadas no mesmo mês da 1^a captura. Destas, 4 eram jovens. Desconsiderando as recapturas ocorridas em um mesmo mês e a classe etária jovem, foram feitos 341 registros de informação reprodutiva referentes a 101 fêmeas.

M. demerarae se reproduz entre o final da seca e durante a cheia, sendo o início desta estação seu pico reprodutivo (Fig. 2.5). Indivíduos adultos de *M. demerarae* foram registrados o ano todo, enquanto que a presença de jovens somente foi registrada no 1^o semestre do ano e a de sub-adultos acompanha o padrão de porcentagem de sinais reprodutivos com uma defasagem de cinco meses, corroborando os registros reprodutivos (Fig. 2.5).

Sete fêmeas foram capturadas com filhotes, sendo que uma delas em dois eventos distintos. A média de filhotes foi de $10,1 \pm 0,8$ (n=8), variando de 9 a 11 e apenas uma delas era sub-adulta. Duas fêmeas com filhotes recém-nascidos foram recapturadas no mês

² Apesar de ter sido registrada uma ocorrência na grade do campo durante a vazante, esta representa 0,07% de todos os eventos de captura de *M. demerarae* e não está representada na Fig. 2.1.

seguinte. Em um período de 22/23 dias seus filhotes passaram de cerca de 0,6 cm para aproximadamente 2,5 cm. Uma dessas fêmeas havia perdido um filhote (Fig. 2.6).

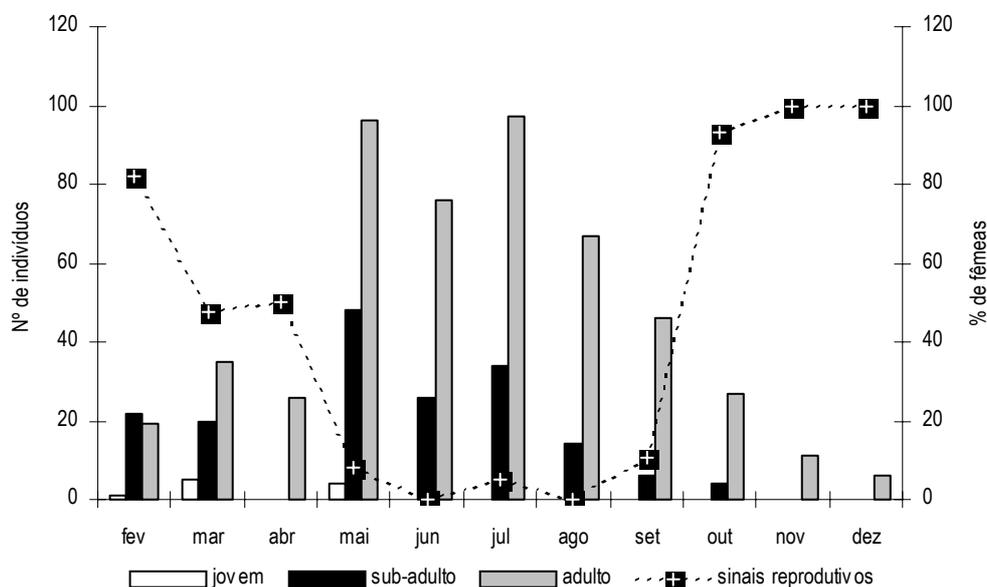


Figura 2.5. Porcentagem de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de *M. demerarae* ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.



Figura 2.6. Fêmea (nº 106) de *Micoureus demerarae*, fotografada em (a) 05/10/2006 e em (b) 28/10/2006, registrando a perda de um filhote.

Dos 240 indivíduos de *M. demerarae*, dois não tiveram o sexo determinado pois fugiram imediatamente após a aplicação do brinco e não foram mais recapturados. Nove indivíduos morreram, dos quais quatro no último mês de coleta que, junto com outros 36 indivíduos que foram capturados ou recapturados nesta ocasião, não tiveram seu histórico de captura utilizado para o cálculo do tempo de permanência. Foram capturados apenas uma vez ou recapturados somente no mesmo mês da 1ª captura 69 indivíduos (35,4%). O tempo de

permanência médio foi de $2,4 \pm 2,7$ meses ($n = 195$), sendo de $2,7 \pm 3,0$ meses para fêmeas ($n = 82$) e de $2,1 \pm 2,5$ meses para machos ($n = 113$). A permanência máxima registrada foi de 15 meses, observada em uma fêmea que foi coletada pela última vez no último mês de monitoramento. Esta fêmea apresentava sinais de senilidade, com dentes muito desgastados, os pêlos rareados e pouco vistosos no dorso, além de pequenos tufo de pêlos brancos.

A predação foi responsável por seis das nove mortes registradas para indivíduos monitorados; quatro ocorreram nas próprias armadilhas e, nestes eventos, somente era encontrada a cabeça (e o brinco) do indivíduo predado. Outros quatro eventos deste tipo foram registrados para esta espécie, mas os restos não permitiram identificar se os indivíduos eram marcados ou não.

As gaiolas colocadas no solo freqüentemente eram deslocadas do seu ponto na trilha para dentro do mato, por algum predador. Além destes episódios de predação, muitas vezes a gaiola era encontrada com o indivíduo capturado ainda vivo, mas com algum ferimento, especialmente na cauda. Em uma ocasião, um quati (*Nasua nasua*) foi observado tentando acessar um *M. demerarae* capturado em uma gaiola.

Das mortes ocorridas em shermans, pelo menos uma ocorreu em decorrência ao ataque de formigas do gênero *Asteca* sp.. Estas formigas são freqüentes nos landis e a instalação das armadilhas no alto, neste hábitat, evitava apoios com sua presença. Ainda assim, algumas vezes foram encontrados animais sob ataque, que eram livrados das formigas e soltos se ainda vivos.

Em março de 2007, uma fêmea (n° 187) monitorada desde abril de 2006, foi capturada no Ld3 no 1^o dia de armadilhamento com nove filhotes de um mês de vida. Dois dias depois, um *Philander opossum* foi capturado em uma sherman nesta mesma grade e dentro desta foram encontrados restos do indivíduo 187, oito filhotes mortos e o brinco de identificação.

Outro aspecto interessante observado em *M. demerarae* foi a mudança de coloração. Segundo Rossi *et al.* (2006), esta espécie apresenta "...pelagem dorsal (...) de coloração marrom-acinzentada e (...) ventral constituída de pêlos com base cinza e ápice creme, exceto no queixo e na região inguinal". Esta descrição é precisa, especialmente para o ventre, uma vez que se trata de uma característica diagnóstica da espécie. Entretanto, foi observado que nos primeiros cinco meses do ano a maioria dos indivíduos de *M. demerarae* apresentava uma coloração mais alaranjada, quase salmão, em toda a pelagem descrita como creme. Ao longo do ano, as recapturas dos mesmos indivíduos mostraram que a coloração retorna ao padrão creme. Este fato pode estar associado ao consumo de frutos vermelhos como os de *Miconia* (Melastomataceae), *Eugenia* (Myrtaceae), cujas sementes foram encontradas nas fezes e que

são abundantes nesta época do ano (Pott & Pott 1994). A mudança na coloração também foi observada em *G. agilis*, mas apenas em alguns indivíduos, devido à baixa captura desta espécie neste período do ano. Outros frutos consumidos por *M. demerarae* foram as marmeladas, *Alibertia edulis* (L. L. Rich.) A. C. Rich., *A. sessilis* (Vell.) Schum. e *A. verrucosa* S. Moore (Rubiaceae).

Apesar de não ter sido feito um registro sistemático do comportamento de *M. demerarae* no momento de sua soltura, pode-se afirmar que o comportamento padrão dos indivíduos era o de subir, mesmo para aqueles que, por terem sido capturados no alto, eram liberados no mesmo local. Entretanto, não subiam até o alto dossel, começando um deslocamento horizontal em uma faixa entre 2 e 4 m. Em várias oportunidades, foi possível acompanhar este deslocamento e verificar o uso de ocos de árvores como abrigo, nos landis e cordilheiras.

Ao longo deste trabalho, vários ocos foram identificados e, à medida que a soltura de um indivíduo era realizada nas proximidades de um oco sabidamente utilizado por *M. demerarae*, especial atenção era dada para o deslocamento do indivíduo. Aparentemente, estes abrigos não têm donos, sendo utilizados por diversos indivíduos, desde que desocupados. Em uma ocasião, um indivíduo solto rumou para o abrigo em observação e encontrou-o ocupado por outro *M. demerarae* (verificado posteriormente). O comportamento agonístico observado foi a vocalização (ambos) e a abertura da boca por parte do que estava fora do abrigo. Este embate durou cerca de um minuto, terminando com a desistência do abrigo por parte do indivíduo que havia sido solto e seu deslocamento para local fora de alcance visual.

Todos os ocos registrados nos landis eram em Pimenteira (*Licania parvifolia* Huber, Chrysobalanaceae), uma das espécies de maior importância da comunidade vegetal desta fisionomia (Ribeiro 1999).

As médias das medidas tomadas de indivíduos adultos de *M. demerarae* estão dentro das médias descritas para a espécie (Emmons & Feer 1997; Eisenberg & Redford 1999; Rossi *et al.* 2006), mas o peso mínimo e as médias para o tamanho da orelha de machos e fêmeas no Pantanal são menores que os descritos (Apêndice).

Monodelphis domestica: Foram capturados 64 indivíduos desta espécie em 152 eventos de captura. Salvo dois indivíduos capturados em um landi durante a seca e dois capturados no campo durante a vazante (dos quais um mudou da Cd3), os demais ocorreram somente em cordilheiras (Fig. 2.1). Não há diferença significativa na captura desta espécie entre as três estações nas cordilheiras ($\chi^2 = 0,26$; gl = 2, $p > 0,05$). São significativamente mais capturados no solo ($\chi^2 = 107,34$; gl = 3, $p < 0,001$), mas não há diferença significativa no tipo de

armadilha usada neste estrato ($\chi^2 = 1,66$; $gl = 1$, $p > 0,05$) (Fig. 2.2). Apesar de ser um marsupial terrestre (Emmons & Feer 1997), 8,1% das capturas ocorreram em armadilhas instaladas no alto. Alho et al. (1986) também observaram a capacidade de *M. domestica* em subir, entretanto associam esta espécie a mata de galeria em detrimento de habitats mais secos como cerrado e campo.

A razão sexual total foi de 1,2:1,0 (34 machos e 28 fêmeas), variando de 0,8 a 2:1 entre as cordilheiras. Apenas um registro da classe etária sub-adulto foi feito, os demais eram adultos.

Desconsiderando as recapturas ocorridas em um mesmo mês, foram feitos 56 registros de informação reprodutiva referentes a 28 fêmeas. Apesar de *M. domestica* ser descrito como uma espécie que se reproduz ao longo de todo o ano (Eisenberg & Redford 1999; Streilein 1982a), nossos resultados sugerem que não há atividade reprodutiva no período de junho a agosto, correspondendo ao final da vazante e o início da seca no Pantanal (Fig. 2.7). Este padrão também foi encontrado por Bergallo & Cerqueira (1994), que descrevem a estação reprodutiva coincidente com a estação chuvosa e associada ao fotoperiodismo.

Cinco fêmeas foram capturadas com filhotes, todas adultas. A média de filhotes foi de $9,6 \pm 1,7$, variando de 7 a 11. Onze indivíduos foram encontrados mortos, dos quais quatro podem ter perecido em decorrência do frio da noite da captura; os demais não apresentaram indícios da causa da morte. O histórico de captura destes indivíduos bem como de mais um que foi capturado no último mês de campanha não foram utilizados para o cálculo do tempo de permanência desta espécie. Mais da metade dos indivíduos marcados (51,6%) foi capturada somente uma vez ou foi recapturada no mesmo mês da 1^a. captura. O tempo de permanência médio foi de $1,5 \pm 2,3$ meses ($n = 50$), sendo de $1,7 \pm 2,5$ meses para fêmeas ($n = 23$) e de $1,3 \pm 2,1$ para machos ($n = 27$). A permanência máxima registrada foi de 7 meses, observada em duas fêmeas e dois machos.

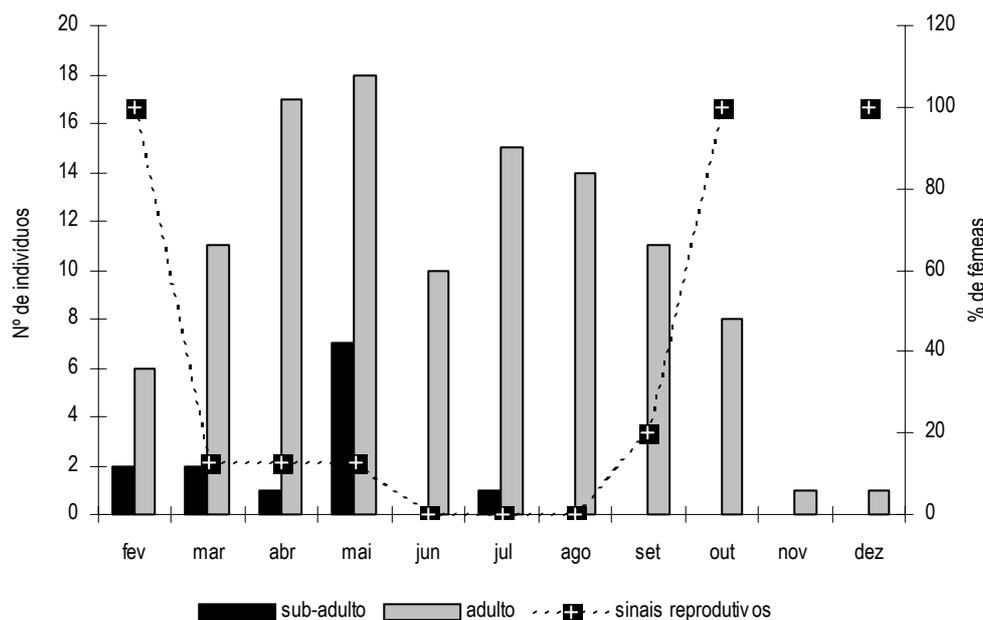


Figura 2.7. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de *M. domestica* ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.

O histórico de captura de *M. domestica* evidencia uma taxa de captura diferenciada entre os anos de 2006 e 2007 (Fig. 2.8). A diferença na pluviosidade observada entre os dois anos pode estar associada a este fato. Segundo moradores locais, a cheia de 2006 foi uma das maiores dos últimos 10 anos. Neste ano o pico da cheia, i. e., a maior lâmina d'água, que em algumas trilhas excedeu 80 cm, foi registrado em abril e os ambientes inundáveis só puderam ter as armadilhas instaladas no solo no final de junho. Em 2007, o pico da cheia foi registrado em março, com lâmina d'água máxima de cerca de 60 cm (nas trilhas) e o solo já estava seco para a instalação das armadilhas em meados de maio.

As médias das medidas tomadas de indivíduos adultos de *M. domestica* estão dentro dos valores da espécie (Emmons & Feer 1997; Eisenberg & Redford 1999; Rossi *et al.* 2006), registrando apenas tamanhos mínimos do comprimento cabeça e corpo menores (Apêndice).

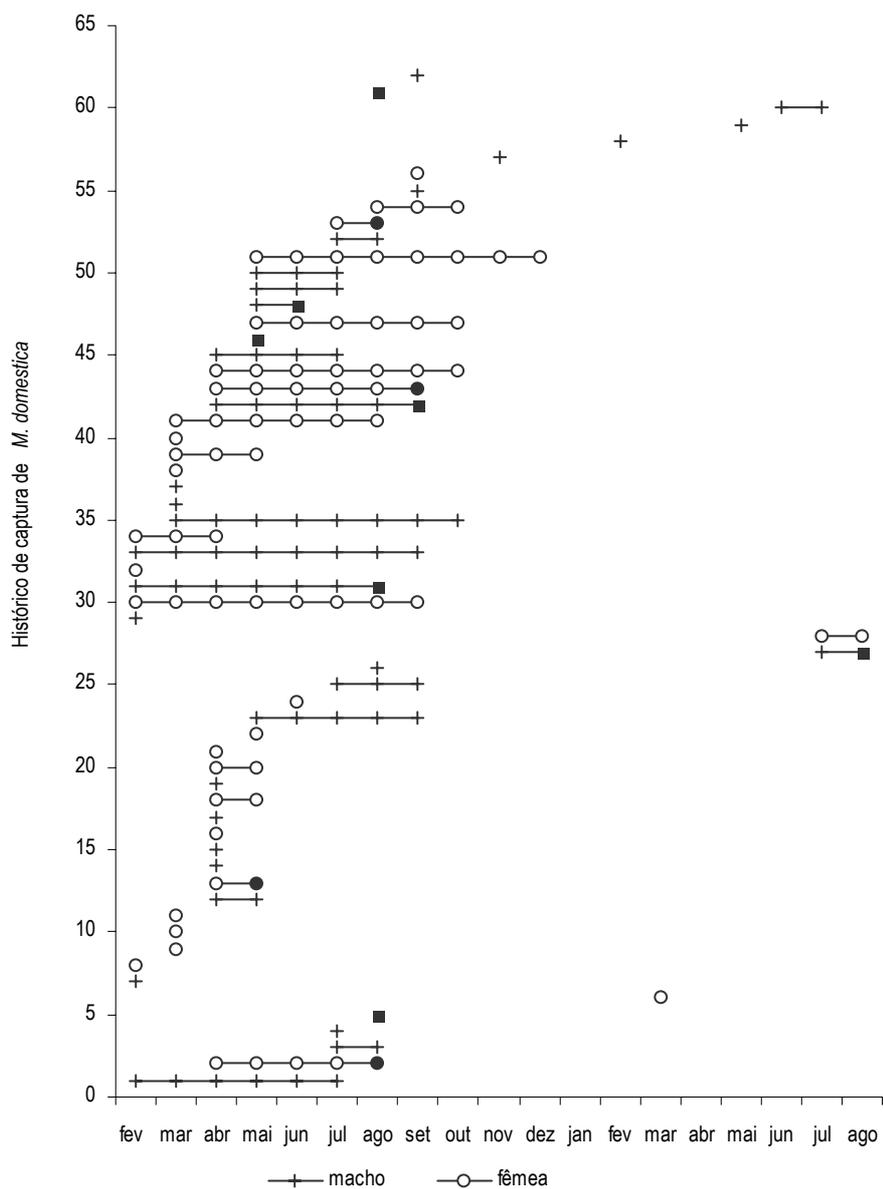


Figura 2.8: Histórico de captura e tempo de permanência de 62 indivíduos nos quatro habitats em que *M. domestica* foi capturado (Cd1: de 1 a 6; Cd2: de 7 a 28; Cd3: de 29 a 60; Ld3: 61 e 62). Círculos (fêmeas) e quadrados (machos) pretos correspondem a indivíduos encontrados mortos.

Philander opossum: Foram capturados 27 indivíduos desta espécie em 47 eventos de captura. Ocorreu nas três réplicas de cada um dos habitats alagáveis, sendo significativamente mais capturados nos cambarazais ($\chi^2 = 7,68$; gl = 1, $p < 0,05$) e durante a cheia ($\chi^2 = 10,69$; gl = 2, $p < 0,01$) (Fig. 2.1). Não há diferença significativa no uso de armadilhas instaladas no alto e no solo ($\chi^2 = 0,53$; gl = 1, $p > 0,05$), sendo que o uso de shermans para a captura desta

espécie é limitado pelo tamanho do indivíduo, capturando somente 16,1% dos indivíduos adultos (Fig. 2.2).

A razão sexual foi de 1,1:1 (14 machos e 13 fêmeas), sendo de 1:1 nos camarazais e de 1,7:1 nos landis.

Desconsiderando as recapturas ocorridas em um mesmo mês e a classe etária jovem, foram feitos 17 registros de informação reprodutiva referentes a 12 fêmeas. A lacuna de registros reprodutivos entre os meses de abril e julho e entre novembro e janeiro não permite uma conclusão sobre período reprodutivo de *P. opossum*, mas a presença de jovens e sub-adultos ao longo do ano sugerem que a reprodução desta espécie pode ser contínua (Fig. 2.9). Nos sete meses em que fêmeas adultas foram capturadas, pelo menos uma estava com filhotes no marsúpio.

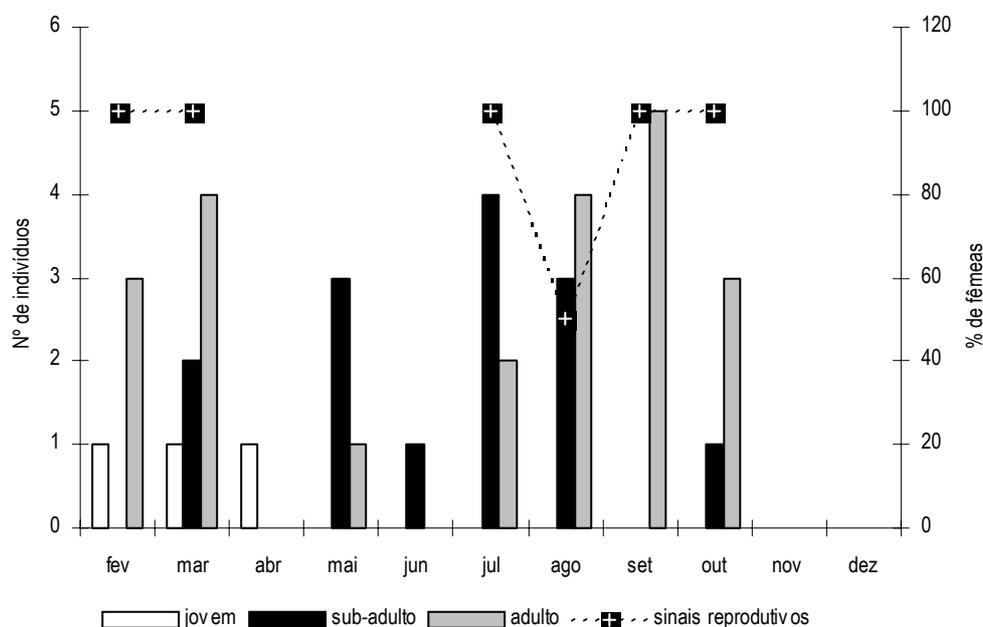


Figura 2.9. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de *P. opossum* ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.

Sete fêmeas foram capturadas com filhotes, uma delas em dois eventos distintos (fev e ago/06). O número de filhotes não pode ser precisamente avaliado, devido ao marsúpio e, em alguns casos, o tamanho dos filhotes; as ninhadas variaram de pelo menos dois a pelo menos cinco. Uma destas capturas chamou a atenção pelo tamanho dos filhotes no marsúpio: apresentavam pêlos e unhas bastante desenvolvidas e já não cabiam mais totalmente dentro do marsúpio, com pernas e caudas saindo fora deste. Quando solta a mãe apresentou enorme

dificuldade na locomoção e na manutenção do equilíbrio ao caminhar por uma rama de “cipó-de-arraia” (*Cissus spinosa* Camb., Vitaceae).

Três indivíduos foram encontrados mortos entre setembro e outubro, possivelmente devido à desidratação. Um macho adulto apresentou sinais clínicos de desidratação como a diminuição da mobilidade da pele, verificado através do pinçamento desta, olhos embaçados e apatia, não estando reativo a estímulos e deixando-se manusear. Após oferta de água, foi deixado em observação e cerca de 20 minutos depois o animal apresentou sinais de recuperação, com maior mobilidade e brilho nos olhos. Como sua gaiola estava aberta, lentamente foi se afastando, deslocando-se pelo solo.

Além dos três óbitos, quatro indivíduos foram capturados (n=2) ou recapturados (n=2) no último mês de monitoramento e seus históricos de captura não foram utilizados para o cálculo do tempo de permanência. Foram capturados apenas uma vez ou recapturados somente no mesmo mês da 1ª captura 13 indivíduos (65%). O tempo de permanência médio foi de $1,0 \pm 1,6$ meses (n = 20), sendo de $1,3 \pm 1,9$ meses para fêmeas (n = 9) e de $0,6 \pm 1,3$ meses para machos (n = 11). A permanência máxima foi de 5 meses, observada em uma fêmea.

O comportamento de *P. opossum* quando liberado era o de afastamento, mas mantendo-se no mesmo estrato em que foi capturado e solto (solo ou alto). Das 13 capturas efetuadas no solo, quatro indivíduos se abrigaram em buracos no solo.

Além da predação sobre *M. demerarae*, foram observados restos de caranguejo nas fezes de *P. opossum*. Este Trichodactylidae, provavelmente da espécie *Dilocarcinus pagei* (Dr. Célio Magalhães, com. pes.), é muito abundante nos habitats alagáveis onde *P. opossum* foi capturado e sua coloração vermelha confere bastante visibilidade aos indivíduos.

As médias das medidas tomadas de indivíduos adultos de *P. opossum* estão dentro das médias descritas para a espécie (Emmons & Feer 1997; Eisenberg & Redford 1999; Rossi *et al.* 2006) (Apêndice).

Calomys cf. callosus: Foram capturados 31 indivíduos desta espécie em 43 eventos de captura. Ocorreu em duas grades de cambarazal (Cb2 e Cb3), em duas grades de cordilheira (Cd2 e Cd3) e na grade do campo (Cp). Foram significativamente mais capturados nas cordilheiras na cheia do que em qualquer outra fisionomia ou estação (Fig. 2.10) e em armadilhas do tipo sherman instaladas no solo (Fig. 2.11).

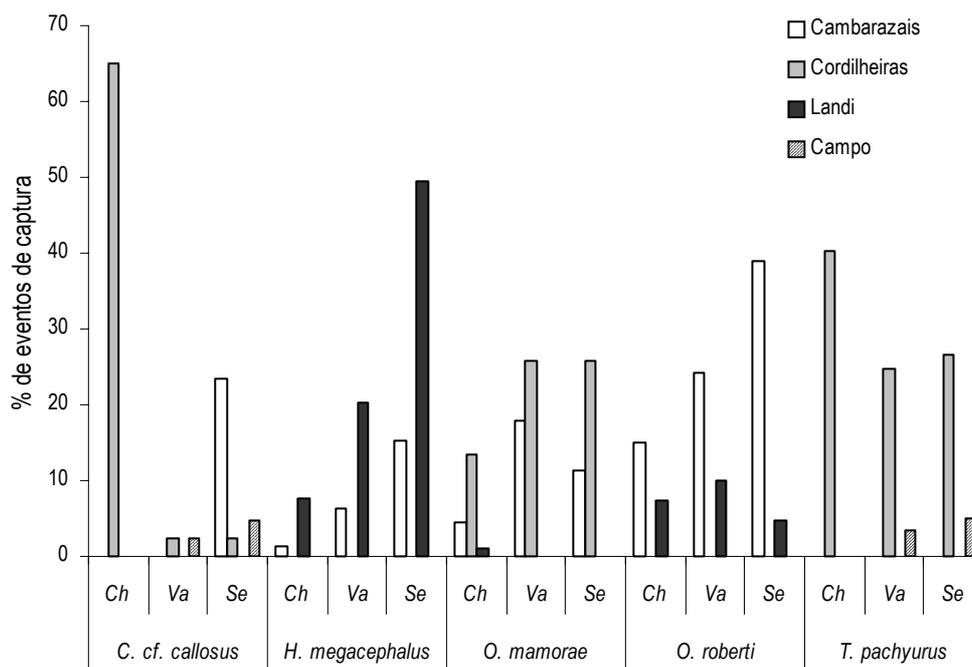


Figura 2.10. Porcentagem dos eventos de captura para cada espécie em cada da fisionomia na cheia (Ch), vazante (Va) e seca (Se), a partir da somatória de dados mensais dos anos de 2006 e 2007.

Dos 31 indivíduos capturados, dois não tiveram o sexo identificado pois fugiram imediatamente após a aplicação do brinco. Em 29 indivíduos, 16 eram machos e 13 fêmeas, representando uma razão sexual total de 1,2:1. Esta foi de 0,6:1 nos cambarazais, de 2:1 no campo e de 1,6:1 nas cordilheiras.

Devido ao baixo número de indivíduos e de eventos de captura para *C. cf. callosus*, as informações reprodutivas dos dois anos de coleta de machos e fêmeas adultos (machos escrotados e fêmeas perfuradas, prenhas e lactantes) foram agrupados, gerando uma informação única: porcentagem de indivíduos que apresentavam sinais de estarem em período reprodutivo. A ausência de *C. cf. callosus* entre os meses de maio a julho e outubro não permite uma conclusão sobre o período reprodutivo desta espécie, mas a presença das classes etárias jovem e sub-adulta conjuntamente com adultos na maioria dos meses em que foram capturados, sugere que a reprodução possa ocorrer durante todo o ano (Fig. 2.12).

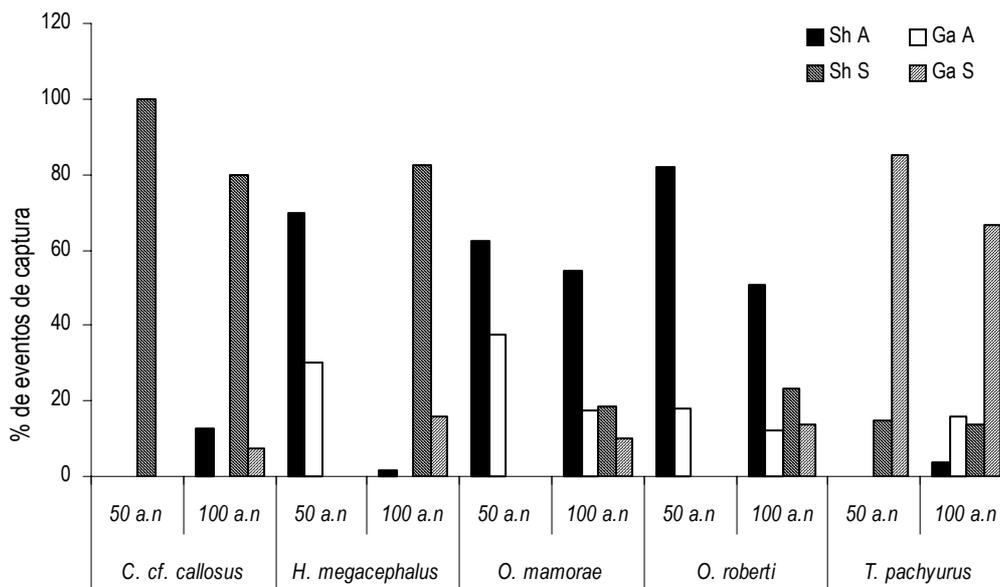


Figura 2.11. Porcentagem dos eventos de captura para cada espécie com esforço de 50 armadilhas.noite no alto (50 a.n) e 100 armadilhas.noite (100 a.n), sendo 25 de cada tipo em cada posição (Sh, sherman; Ga, gaiola; A, alto; S, solo).

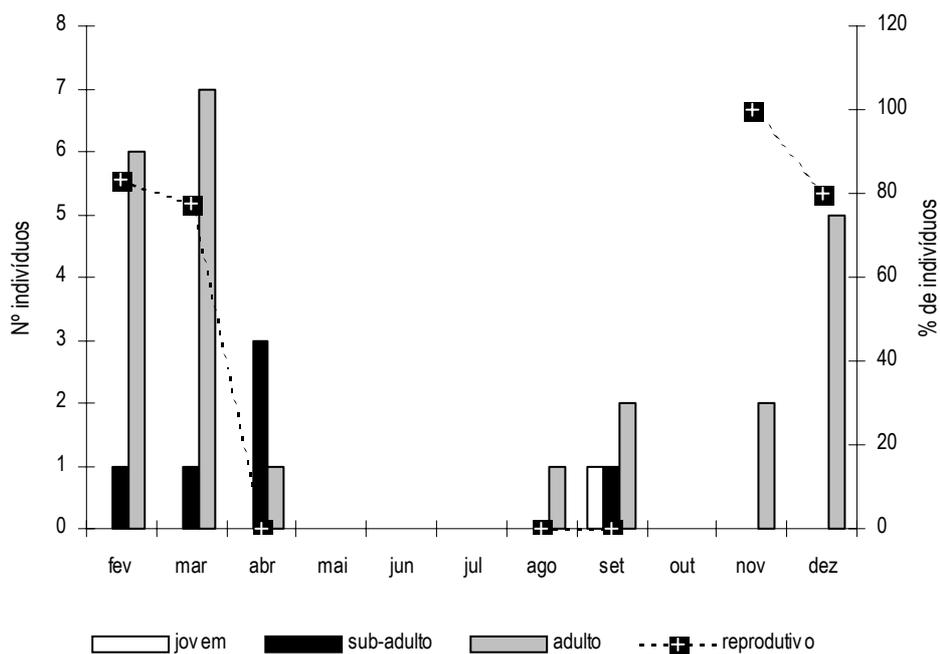


Figura 2.12. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de *C. cf. callosus* ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.

O tempo de permanência médio de *C. cf. callosus* foi inferior a um mês ($0,1 \pm 0,3$). Dos 31 indivíduos, 10 foram recapturados, sendo que sete na mesma campanha da primeira

captura e apenas três (duas fêmeas e um macho) foram recapturados na campanha seguinte da primeira captura.

Em três ocasiões foi observado o uso de buracos no solo como refúgio. Todas aconteceram em um cambarazal (Cb2) durante a seca. Estes buracos não eram maiores, em diâmetro, do que a medida do próprio animal, a inclinação era maior que 45°, mas não perpendicular, e permanecia coberta por folhas secas, mesmo após o ingresso do animal dentro deste.

Hylaeamys megacephalus: Foram capturados 58 indivíduos desta espécie em 79 eventos de captura. Ocorreu nas três réplicas das duas fisionomias sazonalmente alagáveis (landis e cambarazais). Foram significativamente mais capturados nos landis ($\chi^2 = 23,45$; gl = 1; $p < 0,001$) e durante a seca ($\chi^2 = 14,15$; gl = 2; $p < 0,001$), mas não há diferença significativa na captura desta espécie nos cambarazais entre as estações ($\chi^2 = 4,201$; gl = 2; $p > 0,05$) (Fig. 2.10). Quando o solo está disponível, *H. megacephalus* é significativamente mais capturado neste estrato do que no alto, utilizando mais as armadilhas do tipo sherman (Fig. 2.11).

Dos 58 indivíduos capturados, três não tiveram o sexo identificado. Em 55 indivíduos, 30 eram machos e 25 fêmeas, representando uma razão sexual total de 1,2:1. Esta foi de 2:1 nos cambarazais e de 1,1:1 nos landis.

As informações reprodutivas dos dois anos de coleta de machos e fêmeas adultos de *H. megacephalus* (machos escrotados e fêmeas perfuradas, prenhas e lactantes) foram agrupadas, gerando uma porcentagem de indivíduos que apresentavam sinais de estarem em período reprodutivo. Esta informação é apresentada com o número de indivíduos de cada classe etária (jovem, sub-adulto e adulto) mostrando que, tanto através dos sinais reprodutivos como pela presença de indivíduos jovens e sub-adultos, esta espécie se reproduz ao longo do ano (Fig. 2.13). Somente nos meses de fevereiro, março, maio e junho não foram constatadas fêmeas prenhas.

Dos 58 indivíduos de *H. megacephalus* capturados, seis foram encontrados mortos: um foi predado em gaiola no solo (cabeça sem brinco); uma fêmea possivelmente morreu em decorrência do frio da noite da captura; e outros quatro machos sem causa aparente. Estes cinco últimos indivíduos foram capturados em armadilha do tipo sherman instaladas no solo. Dos 52 indivíduos restantes, três (duas fêmeas e um macho) foram capturados na última campanha e seus históricos não foram usados para o cálculo do tempo de permanência. O tempo de permanência médio da espécie é inferior a um mês ($0,4 \pm 1,0$ meses, $n=49$), sendo que em machos é de $0,1 \pm 0,3$ meses ($n=25$) e em fêmeas de $0,7 \pm 1,5$ meses ($n=22$). O tempo

máximo de permanência foi de seis meses, registrado para uma fêmea em uma grade de cambarazal.

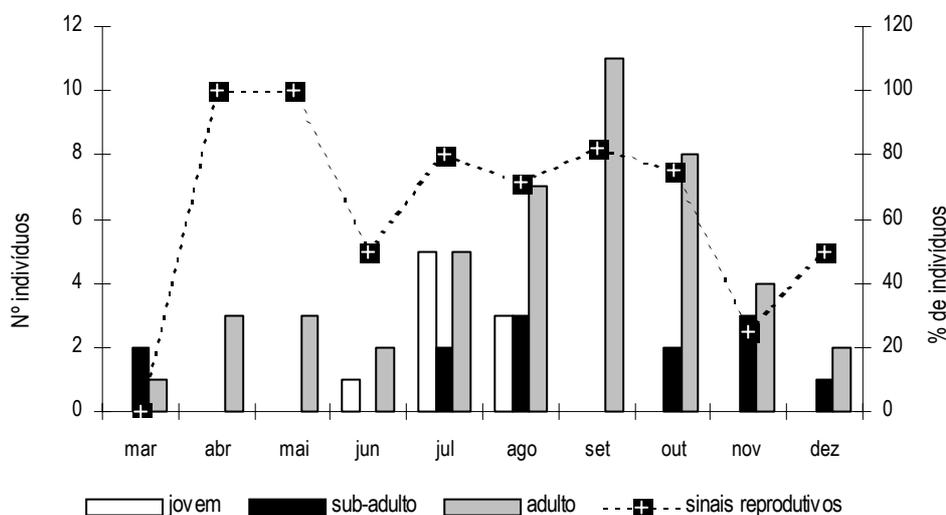


Figura 2.13. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de *H. megacephalus* ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.

Oecomys mamorae: Foram capturados 29 indivíduos desta espécie em 89 eventos de captura. Ocorreu nas três réplicas de cambarazais e de cordilheiras e apenas um indivíduo em um evento de captura em uma grade de landi (Ld2). Não há diferença significativa na captura de *O. mamorae* entre estações ($\chi^2 = 2,74$; gl = 2; $p > 0,05$) e, comparando apenas cambarazais e cordilheiras, foram significativamente mais capturados nas cordilheiras ($\chi^2 = 4,27$; gl = 1; $p < 0,05$) (Fig. 2.10). Não há diferença significativa entre tipos de armadilha quando estas somente estão disponíveis no alto ($\chi^2 = 0,5$; gl = 1; $p > 0,05$), mas quando o solo está disponível, há preferência por shermans instaladas no alto ($\chi^2 = 38,56$; gl = 3; $p < 0,01$) (Fig. 2.11).

Dos 29 indivíduos capturados de *O. mamorae*, 17 eram machos e 12 fêmeas, representando uma razão sexual total de 1,4:1. Esta foi de 1:1 nos cambarazais e de 1,6:1 nas cordilheiras.

As informações reprodutivas dos dois anos de coleta de machos e fêmeas adultos de *O. mamorae* (machos escrotados e fêmeas prenhas e lactantes) foram agrupadas, gerando uma porcentagem de indivíduos que apresentavam sinais de estarem em período reprodutivo. Esta informação é apresentada com o número de indivíduos de cada classe etária (jovem, sub-adulto e adulto) mostrando que, apesar de animais jovens e sub-adultos não terem sido

capturados em grande parte da vazante e da seca, animais adultos apresentaram sinais de estarem em período reprodutivo o ano todo (Fig. 2.14). Somente nos meses de maio, julho, agosto e novembro não foram constatadas fêmeas prenhas.

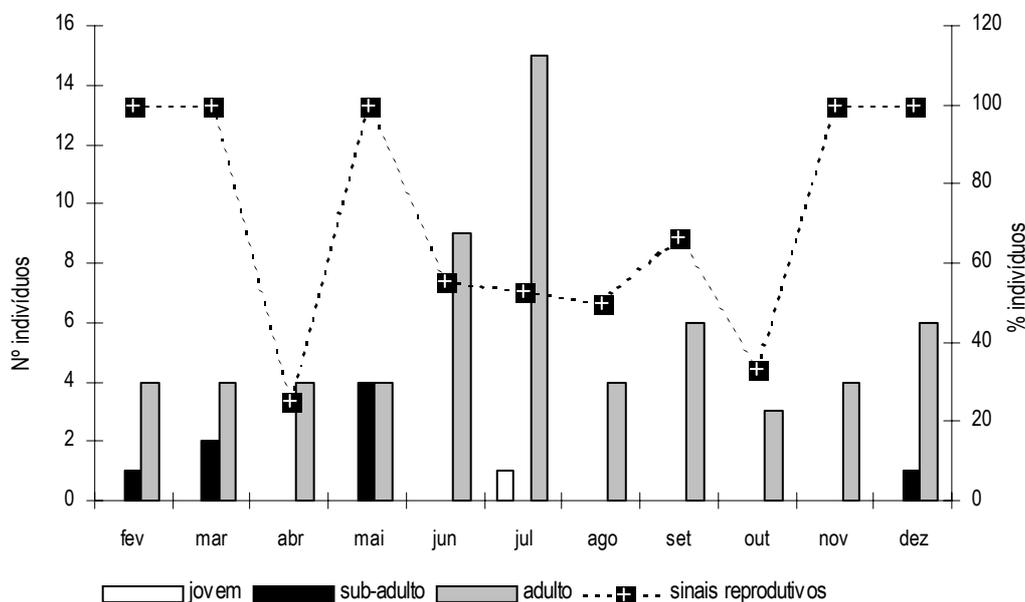


Figura 2.14. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de *O. mamorae* ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.

Foi observado em um cambarazal (Cb2), durante a cheia e parte da vazante (enquanto ainda havia presença de lâmina d'água no solo), que *O. mamorae* fez uso de ninhos abandonados de *Synallaxis albilora* (Furnaridae) como refúgio (n=4). Em uma outra ocasião, em uma cordilheira (Cd2) na seca, foi observado um macho refugiando-se em um oco de árvore.

Dos 29 indivíduos marcados, três machos foram encontrados mortos, um possivelmente em decorrência do frio da noite anterior e os outros dois sem causa aparente. Dois deles estavam sendo monitorados havia dois meses e o terceiro por seis meses. O tempo de permanência foi calculado usando o histórico dos 26 indivíduos restantes, pois nenhum deles foi capturado na última campanha. O tempo de permanência médio da espécie é de $1,7 \pm 2,9$ meses, sendo de $1,1 \pm 2,0$ meses para machos e de $2,5 \pm 3,5$ meses para fêmeas. O tempo de permanência máximo observado foi de dez meses para uma fêmea.

Oecomys roberti: Foi a segunda espécie com maior número de indivíduos marcados (n=127) e eventos de captura (n=301), sendo a primeira dentre os roedores. Ocorreu nas três grades de landi e em duas de cambarazal. Foram significativamente mais capturados nos

cambarazais ($\chi^2 = 94,89$; $gl = 1$; $p < 0,001$), mas não há diferença na captura total desta espécie entre as estações ($\chi^2 = 3,62$; $gl = 2$; $p > 0,05$), exceto para os landis, em que foram significativamente mais capturados na cheia ($\chi^2 = 16,92$; $gl = 2$; $p > 0,001$) (Fig. 2.10). Shermans no alto foram significativamente mais utilizadas tanto quando comparadas com gaiolas para o esforço de 50 a.n instaladas no alto ($\chi^2 = 31,18$; $gl = 1$; $p < 0,001$) quanto para o esforço de 100 a.n ($\chi^2 = 86,536$; $gl = 3$; $p < 0,001$) (Fig. 2.11).

Dos 127 indivíduos de *O. roberti* capturados, três não tiveram o sexo determinado. Em 124 indivíduos, 66 eram machos e 58 fêmeas, representando uma razão sexual total de 1,1:1, sendo esta igual para os landis e de 1,2:1 para os cambarazais.

A porcentagem de indivíduos que apresentaram sinais de estarem em período reprodutivo (machos escrotados e fêmeas prenhas e lactantes) e a presença das três classes etárias ao longo do ano mostram que *O. roberti* reproduz o ano todo (Fig. 2.15). Esta conclusão é corroborada pela não constatação de fêmeas prenhas apenas nos meses de abril e setembro ($n=5$ fêmeas adultas em cada mês).

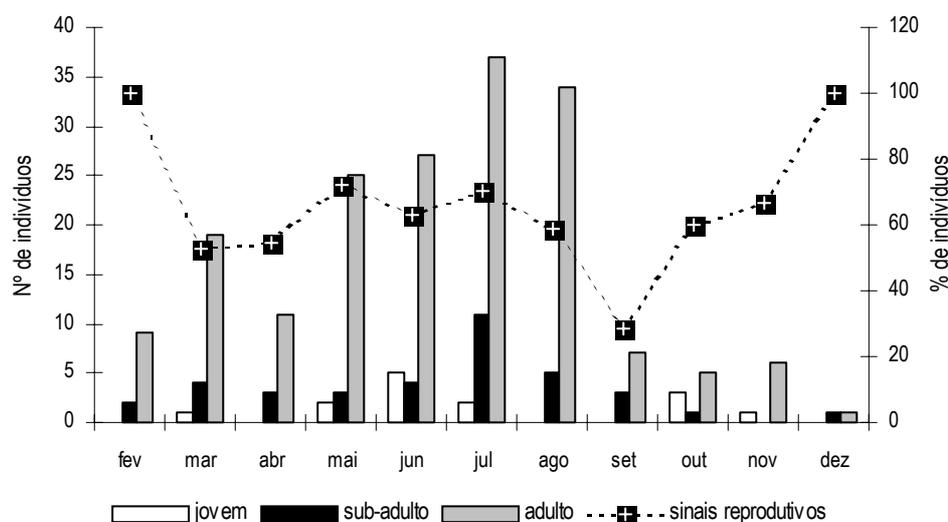


Figura 2.15. Frequência relativa de ocorrência mensal de sinais reprodutivos em fêmeas e número de indivíduos de cada classe etária de *O. roberti* ao longo do ano, a partir dos dados mensais dos anos de 2006 e 2007.

Em uma grade de cambarazal (Cb3) foi observado o uso de ninhos abandonados de *Synallaxis albilora* (Furnaridae) como locais para a construção de ninhos de *O. roberti*. Os ninhos desta ave são em forma de câmara e usam gravetos para a sua construção e folhas pilosas para o revestimento interno. *O. roberti* constrói uma outra câmara de palha (gramíneas secas) dentro da câmara de *S. albilora* (Rubio 2007). Ninhos de *O. roberti* dentro dos ninhos

de *S. albilora* foram encontrados cinco vezes durante o período de cheia e vazante, em que o solo não está disponível. Durante a seca foi observado o uso de buracos no solo como refúgio.

Uma fêmea de *O. roberti* pariu dentro da sherman em nov/06. Seu filhote pesava 4,25g (quase 10% do peso da mãe, 46,5g) e media cerca de 6,6 cm de comprimento (Fig. 2.16). Uma tentativa de devolver mãe e filho juntos não foi bem sucedida, pois a mãe fugiu para dentro de um buraco no solo. O filhote foi protegido com papel toalha e acomodado na boca do buraco. Não foi possível acompanhar se o filhote foi posteriormente recolhido por sua mãe.



Figura 2.16. Filhote recém-nascido de *O. roberti*, fotografado em 09/11/2006.

Dos 127 indivíduos de *O. roberti* capturados, 95 tiveram seu histórico de captura utilizado para o cálculo do tempo de permanência, pois 23 foram capturados na última campanha de campo e nove morreram. Destes, três foram predados (dois em gaiola instalada no solo e um em gaiola no alto), dois morreram durante a manipulação, três sem causa aparente e um morreu afogado durante a cheia, pois roeu o elástico que atava a gaiola à árvore.

O tempo de permanência médio de *O. roberti* é de $1,1 \pm 2,3$ meses, sendo de $1,5 \pm 2,5$ meses para fêmeas e de $0,8 \pm 2,2$ meses para machos. O tempo de permanência máximo observado foi de 14 meses para uma fêmea.

Thrichomys pachyurus: Foram capturados 79 indivíduos desta espécie em 234 eventos de captura. Foi registrado apenas nas cordilheiras (nas três grades) e no campo. Não existe diferença significativa na captura de *T. pachyurus* entre cordilheiras e campo, para a vazante e a seca ($\chi^2 = 0,084$; gl = 1; $p > 0,05$) (Fig. 2.10). Entretanto, nas cordilheiras são

significativamente mais capturados na cheia ($\chi^2 = 21,401$; gl = 2; $p < 0,001$). Foram mais capturados em armadilhas instaladas no solo (80%; Fig. 2.11), sendo que o uso de shermans para a captura desta espécie é limitado pelo tamanho do indivíduo, capturando somente 12,6% dos indivíduos adultos.

A manipulação de *T. pachyurus* foi limitada e modelada em função das reações de estresse apresentadas pela espécie. Sete indivíduos morreram durante a manipulação, seis na primeira captura e um na terceira recaptura. Diferentemente das outras espécies que, quando contidas, sentiam-se subjugadas e aquietavam-se, *T. pachyurus* lutava ininterruptamente até o término dos procedimentos ou até conseguir soltar-se e fugir: seis indivíduos fugiram antes da aplicação do brinco (excluídos do cômputo da espécie); sete após a aplicação do brinco, mas antes de terminar a biometria ou avaliação do sexo, idade e status reprodutivo; e um antes de verificar se tinha ou não brinco.

Aparentemente, *T. pachyurus* morria em função do estresse. Enquanto lutava, os batimentos cardíacos se aceleravam e, de repente, estava morto. Isto acontecia muito rapidamente, em fração de minuto. Em seis casos, quando a situação foi percebida a tempo, foi possível reanimar o indivíduo com a aplicação de uma massagem cardíaca.

A maioria destes óbitos ocorreu nos primeiros meses de campo, resultando em uma mudança de conduta em relação à espécie. Assim, a manipulação de *T. pachyurus* era feita com a maior brevidade possível, mantendo os olhos do indivíduo cobertos, sendo que nas recapturas apenas o peso, número do brinco e dados de origem foram anotados.

Dessa forma, os dados relativos ao status reprodutivo de *T. pachyurus* são precários. Entretanto, a distribuição das classes etárias ao longo do ano permite inferir que a reprodução de *T. pachyurus* é contínua, sem picos ou estação reprodutiva, uma vez que indivíduos jovens e sub-adultos são registrados o ano todo (Fig. 2.17).

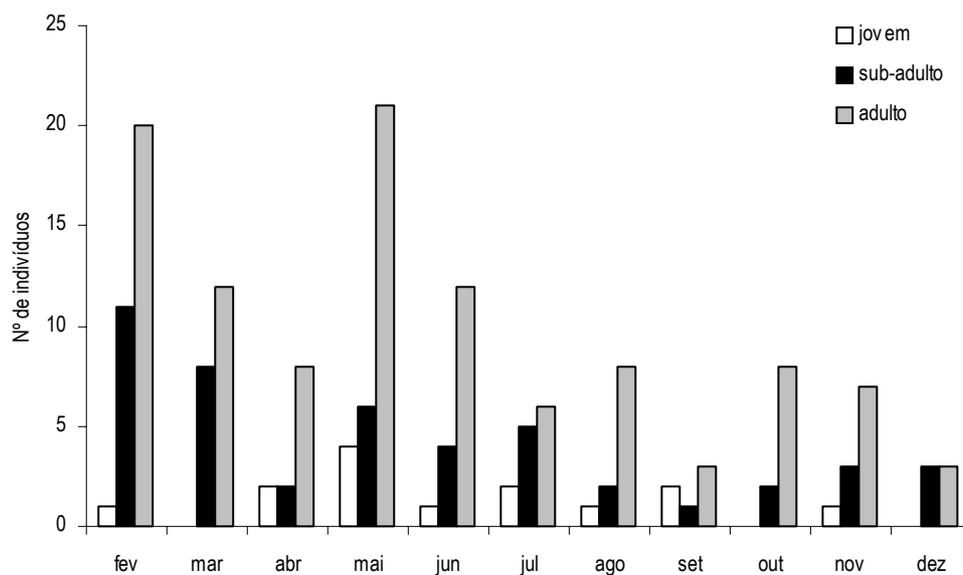


Figura 2.17. Distribuição das classes etárias de *T. pachyurus* ao longo do ano, a partir da somatória de dados mensais dos anos de 2006 e 2007.

Foi observado, especialmente na grade do campo onde é possível acompanhar visualmente o deslocamento dos animais durante a soltura, que *T. pachyurus* usa cupinzeiros como abrigo (Fig. 2.18).



Figura 2.18. Indivíduo de *T. pachyurus* abrigando-se em cupinzeiro em um campo de murundus, destacando a cauda ainda para fora do buraco.

Dos 79 indivíduos capturados de *T. pachyurus*, apenas 62 foram usados para o cálculo do tempo de permanência devido: sete, já mencionados, morreram durante a manipulação, um foi predado por lobete (*Cerdocyon thous*), três foram encontrados mortos na gaiola (um deles

possivelmente em decorrência do frio da noite da captura e os outros dois sem causa aparente), dois perderam o brinco e quatro foram capturados na última campanha de campo. O tempo de permanência médio da espécie foi de $1,8 \pm 3,1$ meses ($n=62$), sendo de $1,6 \pm 3,0$ meses para machos ($n=43$) e de $2,3 \pm 3,4$ meses para fêmeas ($n=19$). O tempo de permanência máximo registrado foi de 15 meses para um macho e de 14 meses para uma fêmea.

Outros cinco indivíduos de *T. pachyurus* foram predados na armadilha, mas não foram computados, pois não sobraram indícios sobre seu histórico (se novo ou recaptura), apenas pêlos e a armadilha arrombada. Além dessas, pelo menos uma vez por campanha, foram observadas tentativas de predação, com as gaiolas sendo carregadas para longe do ponto onde haviam sido instaladas. Nessas ocasiões o animal foi encontrado vivo, sendo que alguns apresentaram ferimentos nas patas, focinho e/ou perderam a cauda. Apenas um indivíduo de *T. pachyurus* capturado na cordilheira (Cd3) foi recapturado na grade do campo.

DISCUSSÃO

O uso dos habitats pelas espécies foi diferente ao longo das três estações: nos cambarazais, *G. agilis* foram mais capturados na seca e *P. opossum* na cheia, enquanto *O. roberti* foi igualmente capturado nas três estações; nos landis, *M. demerarae* foi mais capturado na vazante, *H. megacephalus* na seca e *O. roberti* na cheia; nas cordilheiras, *C. cf. callosus* e *T. pachyurus* foram mais capturados na cheia, enquanto *M. domestica* e *O. mamorae* foram igualmente capturados nas três estações.

Para as espécies de cambarazais e landis não há sobreposição do período de maior captura entre espécies sugerindo que, se a maior taxa de captura corresponde a um maior adensamento, existe um equilíbrio dinâmico de suas populações, com uma parcial separação temporal de nicho.

Nas cordilheiras, a maior taxa de captura de *C. cf. callosus* e *T. pachyurus* observada na cheia reflete a indisponibilidade dos campos nesta estação, também sugerindo maior adensamento. Aparentemente, este aporte de indivíduos de *C. cf. callosus* e *T. pachyurus* não afeta *M. domestica*, talvez por serem organismos bastante diferentes (um Cricetidae, um Echimyidae e um Didelphidae) com nichos bem distintos. Quanto a *O. mamorae*, o adensamento de *C. cf. callosus* e *T. pachyurus* na cheia não reflete em sua taxa de captura talvez por estarem separados espacialmente, pelo uso diferente de estratos.

O tempo médio de permanência médio de fêmeas é maior que o de machos para todas as espécies. Nos marsupiais, o tempo de permanência médio variou de $0,5 \pm 0,8$ meses para machos de *G. agilis* a $2,7 \pm 3,0$ meses para fêmeas de *M. demerarae*. Dentre os roedores, este variou de $0,1 \pm 0,3$ meses para machos de *H. megacephalus* a $2,5 \pm 3,5$ meses para fêmeas de *O. mamorae*. O desaparecimento dos indivíduos pode ser atribuído à migração, à predação e ao tamanho da área de vida.

A mudança de grade observada em *M. demerarae* (n=2), *M. domestica* (n=1) e *T. pachyurus* (n=1), a ausência de *G. agilis* nas cordilheiras durante a cheia de 2007, (tendo sido observada antes e depois deste evento neste habitat) e a presença de *C. cf. callosus* em cambarazais somente na seca sugerem que possa haver migrações locais entre habitats.

Predação ou tentativas de predação foram observadas diversas vezes para três das seis espécies de marsupiais estudadas, sendo que uma delas (*P. opossum*) atuou como predador. Esta interação tem sido mostrada como importante força na estruturação de comunidades (Begon *et al.* 1996) e um tempo de permanência baixo pode ser um reflexo disto.

A relação entre o tamanho da área amostrada e o tamanho da área de vida também podem conduzir a uma situação de desaparecimento dos indivíduos quanto maior esta for em relação àquela e o quão distante da região central da área de vida estiver a área amostrada. Moraes Jr. & Chiarello (2005) mostram, através de rádio-telemetria, que a área de uso de *M. demerarae* (atualmente *M. paraguayanus*, Rossi *et al.* 2006) é maior (1,3-5,9 ha para fêmeas e 4,0-10,9 ha para machos) do que as áreas amostradas, cuja média é de $1,92 \pm 0,34$ ha.

O período reprodutivo de três dos quatro marsupiais estudados está concentrado no período de cheia, com início no final da estação seca. Estes resultados estão de acordo com Cerqueira (2005) que aponta o aumento da duração do dia como fator próximo para o desencadeamento da estação reprodutiva. Além disso, Cerqueira (2005) mostra que a duração da estação reprodutiva está correlacionada com a latitude, podendo ser contínua perto do equador, reduzindo-se em latitudes maiores. Esta correlação também age sobre o número e tamanho das ninhadas, sendo aquele diminuído e este aumentado com a redução da duração da estação reprodutiva (Cerqueira 2005).

Monteiro-Filho & Cáceres (2006), em uma revisão de estudos de reprodução de marsupiais, apresentam dados sobre o número médio de filhotes, início da estação reprodutiva e latitude, entre outras informações, para diversas espécies de marsupiais brasileiros. Comparando os dados apresentados por Monteiro-Filho & Cáceres (2006) com os apresentados neste estudo, pode-se dizer que *M. demerarae* no Pantanal corrobora a teoria de Cerqueira (2005) com o aumento do número médio de filhotes em uma latitude menor. Patton *et al.* (2000) sugerem que a reprodução de *M. demerarae* ocorre durante o ano todo, para o estudo realizado no Rio Juruá, entre 2° e 10° de latitude Sul. Entretanto, *M. domestica* no Pantanal apresenta um número médio de filhotes maior e um início antecipado da estação reprodutiva para uma latitude maior que os dados de Bergallo & Cerqueira (1994).

Apesar de Cerqueira (2005) ter relacionado os fatores ambientais e a reprodução de marsupiais com base em um robusto conjunto de dados oriundos do leste do Brasil, estas correlações também podem ser válidas para o Pantanal e Amazônia (Monteiro-Filho & Cáceres, 2006), uma vez que o eixo de ação é latitudinal.

Diferentemente dos marsupiais, os roedores não apresentam estação reprodutiva, podendo reproduzir-se durante todo o ano. Estes resultados também estão de acordo com Cerqueira (2005), que mostra a reprodução de roedores mais relacionada com os fatores primários, i.e., as condições ecológicas gerais, estando a reprodução diretamente associada à disponibilidade de recursos. Dessa forma, os roedores apresentam padrões populacionais mais variados, com estações reprodutivas marcadas em ambientes onde as estações climáticas são bastante

distintas e afetam sobremaneira a disponibilidade de recursos, especialmente em regiões onde se registra uma seca prolongada, como na Caatinga, enquanto que em regiões mais úmidas, com uma disponibilidade de recursos mais homogênea, o período reprodutivo não seria tão marcado.

Fleck & Harder (1995), em estudo na floresta amazônica, concluíram que a atividade reprodutiva de marsupiais estava positivamente relacionada com as chuvas e a produção de frutos. O'Connell (1989) também registra o período reprodutivo de marsupiais na estação chuvosa, enquanto que roedores, apesar de reproduzirem-se ao longo de todo ano, apresentam um pico reprodutivo nesta estação.

Streilein (1982b), em uma revisão sobre comportamento, ecologia e distribuição de marsupiais sul-americanos, afirma que algumas espécies de marsupiais com ampla distribuição geográfica provavelmente apresentam estratégias reprodutivas distintas para diferentes regiões.

Stallings (1989) discute que altas densidades locais de marsupiais podem ser encontradas em áreas onde haja abundância de recurso alimentar. No caso do Pantanal, esta hipótese pode ser fortalecida pelo fato das áreas florestadas representarem “ilhas” em uma matriz de campo, oferecendo concentração de recursos e, em maior ou menor grau, todas as espécies aqui descritas incluem frutos em suas dietas (Fonseca et al. 1996; Marinho-Filho & Guimarães 2001). Durante a cheia, as florestas inundáveis estão frutificando (Nunes da Cunha & Junk 1996), enquanto as cordilheiras não sofrem alagamento. Durante a seca, muitas espécies de cordilheira estão produzindo sementes oleaginosas (Nunes da Cunha & Junk 1996), enquanto os landis e cambarazais podem oferecer maior sombreamento e conforto térmico. Apesar de landis e cambarazais serem florestas inundáveis, a diversidade florística dos cambarazais é reduzida, por serem estandes com dominância de *V. divergens*, podendo justificar a menor riqueza de marsupiais e roedores observada em relação aos landis. Por fim, os habitats florestados oferecem maior proteção quanto a predação do que áreas abertas de campos, mesmo para animais noturnos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alho, C. J. R.; Pereira, L. A. and Paula, A. C. 1986. Patterns of habitat utilization by small mammals populations in cerrado biome of central Brazil. *Mammalia*, 50(4):447-460.
- Bartholomew, G. A. 1986. The role of natural history in contemporary biology. *BioSci.*, 36(5):324-329.
- Begon, M.; Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1996. Ecology: Individuals, Populations and Communities. Blackwell Science, 1068p.
- Bergallo, H. G. and Cerqueira, R. 1994. Reproduction and growth of the opossum *Monodelphis domestica* (Mammalia: Didelphidae) in northeastern Brazil. *J. Zool. (Lond.)*, 232:551-563.
- Cerqueira, R. 2005. Fatores ambientais e a reprodução de marsupiais e roedores no leste do Brasil. *Arq. Mus. Nac.*, 63(1):29-39.
- DeBlase, A. F. & Martín, R. E. 1981. *A Manual of Mammalogy with Keys to Families of the World*. Wn. C. Bronw Company Publishers, Dubuque, USA. 436p.
- Eisenberg, J. F & Redford, K. H. 1999. *Mammals of the Neotropics: the Central Neotropics (Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil)*. Chicago; London: The University of Chicago Press. 609p.
- Emmons, L. H. & Feer, F. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide*. Chicago: The University of Chicago Press, 307p.
- Fleck, D. W. & Harder, J. D. 1995. Ecology of marsupials in two amazonian rain forests in northeastern Peru. *J. Mamm.*, 76(3): 809-818.
- Fonseca, G. A .B., Herrmann, G., Leite, Y. L. R., Mittermeier, R. A., Rylands, A. B. & Patton, J. L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Conserv. Internat., Occ. Pap. Conserv. Biol.*, n.4, 38p.
- Greene, H. W. 1994. Systematics and natural history, foundations for understanding and conserving biodiversity. *Amer. Zool.*, 34:48-56.
- Greene, H. W. & Losos, J. B. 1988. Systematics, natural history, and conservation. *BioSci.*, 38:458-462.
- Macedo, J., Loretto, D., Vieira, M. V. & Cerqueira, R. 2006. Classes de desenvolvimento em marsupiais: um método para animais vivos. *Mastozool. Neotrop.*, 13(1): 133-136.
- Mares, M. A. & Ernest, K. A. 1995. Population and community ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *J. Mamm.*, 76(3): 750-768.

- Marinho-Filho, J. & Guimarães, M.M. 2001. Mamíferos das matas de galeria e das matas ciliares do Distrito Federal. Pp. 529-557. *In: Ribeiro, J. F.; Silva, J. C. and Fonseca, C. E. L. (orgs.). Cerrado: Matas de galeria, Conservação e Recuperação*. Planaltina.
- Monteiro-Filho, E. L. A. & Cáceres, N. C. 2006. Biologia Reprodutiva de fêmeas de marsupiais didelfídeos. Pp 99-110. *In: Cáceres, N.C. and Monteiro-Filho, E. L. A. (orgs.). Os Marsupiais do Brasil – Biologia, Ecologia e Evolução*. Campo Grande: Editora UFMS, 364p.
- Moraes Jr., E. A. & Chiarello, A. G. 2005. A radio tracking study of home range and movements of the marsupial *Micoureus demerarae* (Thomas) (Mammalia, Didelphidae) in the Atlantic forest of south-eastern Brazil. *Rev. Brasil. Zool.*, 22(1):85-91.
- Nunes da Cunha, C. & Junk, W. J. 1996. Composição florística de capões e cordilheiras: localização das espécies lenhosas quanto ao gradiente de inundação no Pantanal de Poconé, MT – Brasil. Pp. 387-405. *Anais II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal. Manejo e Conservação*. EMBRAPA Pantanal, Corumbá/MS, Brasil.
- O'Connell, M. A. 1989. Population dynamics of neotropical small mammals in seasonal habitats. *J. Mamm.*, 70(3): 532-548.
- Patton, J. L.; da Silva, M. N. F. & Malcolm, J. R. 2000. Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.*, 244:1-306.
- Pott, A. & Pott, V. J. 1994. *Plantas do Pantanal*. Corumbá: EMBRAPA, 320p.
- Primack, R.; Rozzi, R.; Feinsinger, P.; Dirzo, R. & Massardo, F. 2001. *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México, 797p.
- Ribeiro, G.L.S. 1999. *Landi da moranga: uma análise da comunidade arbustivo-arbórea e sua interface com o campo de murundus no Pantanal de Poconé - MT*. Dissertação de Mestrado, Cuiabá: UFMT, 84p.
- Rivas, J. A. 1997. Natural history: Hobby or Science? *Conserv. Biol.*, 11(3):811-812.
- Rossi, R. V.; Bianconi, G. V. & Pedro, W. A. 2006. Ordem Didelphimorphia. *In: Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A. & Lima, I. P. (Eds.) Mamíferos do Brasil*. Londrina: Edifurb, 437p.

- Rubio, T. C. 2007. *Biologia e sucesso reprodutivo de Synallaxis albilora Pelzeln 1856 (Aves, Passeriformes) no Pantanal de Poconé, MT*. Dissertação de Mestrado, Cuiabá: UFMT, 57p.
- Stallings, J. R. 1989. Small mammal inventories in an Eastern Brazilian Park. *Bull. Fl. St. Mus.*, 34(4): 153-200.
- Streilein, K.E. 1982a. The ecology of small mammals in the semiarid brazilian caatinga. III. Reproductive biology and population ecology. *Ann. Carn. Mus.*, 51:251-269.
- Streilein, K. E. 1982b. Behavior, ecology, and distribution of south american marsupials. *Spec. Publ. Pym. Lab. Ecol.*, 6: 231-250.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall International do Brasil, Rio de Janeiro. 663 p.

	Cabeça	Cabeça e Corpo	Cauda	Orelha	PPD com unha	PPD sem unha	Peso
<i>Calomys cf. callosus</i>							
Fêmea	32,1 ± 3,1	101,0 ± 7,4	79,8 ± 4,3	15,8 ± 2,0	20,2 ± 1,0	19,0 ± 0,7	31,0 ± 2,7
(min-máx)	(29,3 – 35,3)	(87,0-106,0)	(74,0-86,0)	(13,0-18,0)	(19,2-21,5)	(18,0-20,0)	(28,5-36,0)
	(n=6)	(n=6)	(n=5)	(n=6)	(n=6)	(n=6)	(n=6)
Macho	31,0 ± 2,7	104,0 ± 9,7	78,0 ± 4,5	14,8 ± 2,0	21,1 ± 1,2	20,0 ± 1,1	35,0 ± 9,0
(min-máx)	(26,9-36,0)	(82,0-120,0)	(69,0-85,0)	(12,5-18,0)	(19,0-23,0)	(18,0-22,0)	(24,0-58,0)
	(n=14)	(n=14)	(n=14)	(n=14)	(n=14)	(n=14)	(n=14)
<i>Holochilus sciureus</i>							
Macho	40,3	149,0	154,0	15,0	40,1	37,8	76,5
	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)
<i>Hylaeamys megacephalus</i>							
Fêmea	31,4 ± 1,6	122,2 ± 8,9	119,9 ± 9,7	20,2 ± 0,8	26,4 ± 0,7	25,3 ± 0,9	40,1 ± 9,1
(min-máx)	(28,8-33,8)	(107,0-134,0)	(92,5-119,0)	(19,0-21,0)	(25,3-27,7)	(23,7-26,5)	(24,5-51,5)
	(n=7)	(n=7)	(n=7)	(n=7)	(n=7)	(n=7)	(n=7)
Macho	33,2 ± 2,6	121,2 ± 8,3	109,4 ± 11,1	21,0 ± 0,9	27,8 ± 1,2	26,4 ± 1,3	44,4 ± 9,6
(min-máx)	(29,2-39,6)	(97,0-132,5)	(90,0-124,0)	(20,0-23,5)	(25,1-29,8)	(23,5-28,5)	(25,5-66,0)
	(n=14)	(n=14)	(n=14)	(n=14)	(n=14)	(n=14)	(n=14)
<i>Necomys lasiurus</i>							
Fêmea	30,5	86,5	72,0	14,5	22,0	20,0	29,0
	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)
Macho	33,7	119,0	83,5	17,0	24,6	23,0	44,5
	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)
<i>Oecomys mamorae</i>							
Fêmea	35,9 ± 2,4	134,6 ± 8,7	160,8 ± 13,9	19,2 ± 1,1	27,0 ± 0,6	25,8 ± 0,6	56,9 ± 11,7
(min-máx)	(32,0-38,8)	(127,0-146,0)	(144,0-181,0)	(18,0-21,0)	(26,5-28,0)	(25,0-26,5)	(41,5-75,0)
	(n=6)	(n=6)	(n=6)	(n=6)	(n=6)	(n=6)	(n=6)
Macho	36,3 ± 2,6	133,4 ± 8,8	155,3 ± 11,2	18,6 ± 1,1	27,0 ± 1,1	25,5 ± 1,0	62,2 ± 17,0
(min-máx)	(33,2-40,1)	(122,0-148,0)	(140,0-184,0)	(17,0-20,0)	(25,5-28,7)	(24,0-27,4)	(43,5-105,0)
	(n=13)	(n=12)	(n=12)	(n=13)	(n=13)	(n=13)	(n=13)
<i>Oecomys roberti</i>							
Fêmea	34,6 ± 1,6	121,1 ± 10,0	149,3 ± 10,7	17,7 ± 1,7	25,9 ± 0,8	24,6 ± 1,0	44,6 ± 8,6
(min-máx)	(32,2-37,5)	(98,0-136,5)	(130,5-168,0)	(12,6-20,0)	(24,4-28,0)	(23,2-27,5)	(26,5-61,5)
	(n=21)	(n=21)	(n=21)	(n=21)	(n=20)	(n=20)	(n=21)
Macho	34,7 ± 1,6	123,3 ± 8,4	146,6 ± 9,0	17,6 ± 1,5	25,6 ± 1,1	24,1 ± 1,2	46,8 ± 7,6
(min-máx)	(29,7-37,8)	(89,0-138,0)	(128,0-169,0)	(13,0-19,5)	(22,2-27,6)	(21,0-26,6)	(25,0-61,5)
	(n=48)	(n=48)	(n=43)	(n=46)	(n=41)	(n=41)	(n=50)

CAPÍTULO 3

PARÂMETROS POPULACIONAIS DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES EM HÁBITATS FLORESTADOS DA REGIÃO DE PIRIZAL, PANTANAL DE POCONÉ, MT

INTRODUÇÃO

O estudo das populações tem como principal tópico entender a dinâmica populacional no tempo e no espaço (Lima & Jaksic 1999). Duas categorias de fatores agem sobre as populações: a estrutura endógena e os fatores exógenos.

A estrutura endógena é caracterizada pelos mecanismos de resposta devido à interação entre indivíduos, inter e intra-específicos (Lima *et al.* 2001). Nesta categoria estão inclusos os processos demográficos básicos como tamanho populacional, sobrevivência, recrutamento, emigração e imigração, densidade, períodos reprodutivos e área de vida (Fernandez 1995; Gotelli 2001; Lima *et al.* 2001) e interações como predação e competição (Begon *et al.* 1996). Assim, a estrutura endógena conduz a respostas dependentes da densidade, diretas ou tardias (Lima *et al.* 2001). Os fatores exógenos são os que ocasionam respostas independentes da densidade, como padrões climáticos e sazonais (Lima *et al.* 2001).

Diversos estudos sobre populações de pequenos mamíferos mostram como um ou mais fatores se relacionam, ocasionando as flutuações populacionais e como estas, em escala de tempo maior, determinam dinâmicas populacionais. Por exemplo, Lima *et al.* (2001), em um estudo de dinâmica demográfica de *Phyllotis darwini* em região semi-árida no Chile, demonstraram como a predação, os fatores climáticos e a estrutura endógena operam conjuntamente sobre diferentes processos demográficos. Fatores climáticos e sazonais estão fortemente associados à disponibilidade de recursos alimentares, sendo esta citada como um dos fatores de maior atuação sobre a reprodução de pequenos mamíferos e variação da densidade populacional (Talamoni & Dias 1999; Feliciano *et al.* 2002; Layme *et al.* 2004; Ghizoni-Jr. *et al.* 2005). Mares & Ernest (1995) citam a variação na densidade populacional como resultado da sazonalidade, enquanto Alho (1981) mostra densidades diferentes para uma mesma espécie em distintas fisionomias do Cerrado que apresentam diferenças de complexidade na estrutura do hábitat. Ostfeld (1986) mostrou que a densidade de fêmeas de *Microtus californicus* é regulada pela disponibilidade de recursos, podendo haver grande sobreposição de áreas de vida entre elas, enquanto que os machos são territorialistas e defendem fêmeas, não recursos.

Alguns autores testaram os efeitos da inundação sobre populações de pequenos mamíferos. Soriano & Clulow (1988), em estudo nos llanos venezuelanos, demonstram variações na densidade de *Sigmodon alstoni* em dois ambientes, “banco” – não inundável e “baj o” – inundável, sugerindo movimentos migratórios desta espécie entre os ambientes como resposta   inundação. O’Connell (1989), também pesquisando a dinâmica populacional de pequenos mamíferos nos llanos venezuelanos, observou que algumas espécies também respondem, em termos de número de indivíduos capturados, a variações sazonais e a inundação. Jacob (2003) estudou as respostas populacionais de três espécies de roedores antes e depois da inundação nas plan cias alagáveis do Rio Unstrut na Alemanha. Verificou que para uma das espécies a taxa de sobrevivência permaneceu constante entre os períodos estudados, enquanto que para as outras duas espécies a taxa de sobrevivência se mostrou altamente variável, independentemente da inundação.

Neste contexto, o objetivo deste capítulo foi verificar os efeitos dos ciclos anuais de inundação sobre as populações de pequenos mamíferos, testando a hipótese de que as taxas de sobrevivência, imigração e emigração são diferentes em função da disponibilidade do solo nos hábitats sujeitos a inundação e que para as populações nas cordilheiras essas taxas são distintas na cheia, vazante e seca.

MÉTODOS

O programa de monitoramento realizado nas nove grades amostrais dos habitats florestados, ambos descritos na apresentação desta tese, permitiu estimar, usando o desenho robusto (Pollock 1982; Kendall *et al.* 1995; Kendall *et al.* 1997) do programa MARK (White & Burnham 1999), alguns parâmetros populacionais, como a taxa de sobrevivência (S), as taxas de migração (G'' e G') e as probabilidades de captura (p) e de recaptura(c). Como parâmetro derivado da análise, o número de indivíduos da população foi estimado para o período estudado, através da construção de um histórico de captura para cada indivíduo marcado.

O histórico de captura dos indivíduos deste estudo consiste de uma seqüência de 50 dígitos referentes aos dias de amostragem para cada grade, uma vez que todas as grades foram amostradas por 17 meses (períodos primários) com três noites de armadilhamento em cada (períodos secundários), exceto em junho/06 com apenas duas noites de amostragem. A seqüência de 50 dígitos do histórico de captura é composta de “zeros” e “uns”, estes representando a (re)captura do indivíduo em determinado dia e aqueles a não captura. Assim, cada espécie em cada grade possui um conjunto de históricos de captura.

O desenho robusto foi escolhido porque analisa a população de duas maneiras ao mesmo tempo: os períodos secundários (neste caso, 3 dias do mesmo mês) são analisados como população fechada e seus resultados subsidiarão a análise dos períodos primários, agora como população aberta, com movimentos migratórios.

Cinco probabilidades são estimadas por este método, com intervalo de confiança de 95% (Cooch & White 2004):

S: taxa de sobrevivência;

G'': taxa de emigração, dada pela probabilidade de estar fora da área de estudo, indisponível para a captura durante o período primário de armadilhamento i , dado que o animal *estava* presente na área de estudo durante o período primário de armadilhamento $i - 1$ e sobrevive ao período primário de armadilhamento i ;

G': taxa de imigração, dada pela probabilidade de estar fora da área de estudo, indisponível para a captura durante o período primário de armadilhamento i , dado que o animal *não estava* presente na área de estudo durante o período primário de armadilhamento $i - 1$ e sobrevive ao período primário de armadilhamento i ;

p: probabilidade de captura de um indivíduo nunca capturado;

c: probabilidade de recaptura de um indivíduo já marcado.

A construção dos modelos para a análise das populações pode assumir que cada um destes parâmetros seja, por exemplo, constante ou varie ao longo do tempo.

Neste estudo testamos a hipótese de que para as populações de landis e cambarazais, habitats sujeitos a inundação, os modelos que melhor explicam os dados apresentam uma diferença dos parâmetros populacionais em duas “estações”, isto é, que a sobrevivência (e/ou G'' , G') é constante quando o solo não está disponível, mas é diferente de uma segunda constante quando o solo está disponível. Para as cordilheiras a hipótese é de que estes parâmetros sejam diferentes para três estações: cheia, vazante e seca. Apesar de p e c não serem parâmetros populacionais, estes também podem variar da mesma forma.

Assim, na construção do modelo, o mesmo valor de parâmetro é dado para os meses que correspondem a uma mesma ‘estação’, sendo utilizados dois parâmetros para modelar duas estações (2s) e três para três estações (3s). Os parâmetros S , G'' e G' são referentes ao tempo entre um período primário e o próximo, sendo seu número igual ao número de períodos primários menos um, enquanto p e c são referentes aos períodos secundários de cada período primário, sendo seu número igual ao número de períodos primários (Tab 3.1).

Tabela 3.1. Atribuição de valores aos parâmetros S , G'' , G' , p e c para os 17 períodos primários para a variação temporal testada: diferente para cada um dos períodos primários (t); constante (.); separado por duas estações (2s); separado por três estações (3s).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
S, G'' e G'																	
(t)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
(.)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
(2s)	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2
(3s)	1	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3	1	1	2	2	3	
p e c																	
(t)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
(.)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
(2s)	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2
(3s)	1	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3	1	1	2	2	3	3

Neste tipo de modelagem, as cinco probabilidades podem variar temporalmente de várias maneiras com a criação de inúmeros parâmetros, sendo possível criar centenas de modelos, muitos deles sem significado biológico. Assim, o método utilizado para guiar a construção dos modelos a serem testados parte do modelo de variação temporal para todos os parâmetros:

1. $S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p(t)$, $c(t)$

Em seguida, testa-se mais cinco modelos de variação de p e c , sem alterar S , G'' e G' . Estes modelos testam a igualdade entre p e c e sua variação temporal, utilizando a seguinte

notação: $(.)$, constante; (t) , diferente para cada tempo primário, $(2s)$ em duas ‘estações’; $(3s)$, em três ‘estações’.

2. $S(t), G''(t), G'(t), p=c(t)$

3. $S(t), G''(t), G'(t), p(.), c(.)$

4. $S(t), G''(t), G'(t), p=c(.)$

e

5. $S(t), G''(t), G'(t), p(2s), c(2s)$

6. $S(t), G''(t), G'(t), p=c(2s)$

ou

7. $S(t), G''(t), G'(t), p(3s), c(3s)$

8. $S(t), G''(t), G'(t), p=c(3s)$

Esta primeira fase permite definir como p e c são melhores explicados dado que os demais parâmetros são mantidos do mesmo modo. Então, testa-se G'' e G' , mantendo $S(t)$ e p e c do melhor dos cinco modelo testados:

9. $S(t), G''=G'(t), p$ e c (escolhido)

10. $S(t), G''(.), G'(.), p$ e c (escolhido)

11. $S(t), G''=G'(.), p$ e c (escolhido)

e

12. $S(t), G''(2s), G'(2s), p$ e c (escolhido)

13. $S(t), G''=G'(2s), p$ e c (escolhido)

ou

14. $S(t), G''(3s), G'(3s), p$ e c (escolhido)

15. $S(t), G''=G'(3s), p$ e c (escolhido)

Da mesma forma realizada para a escolha de p e c , escolhemos G'' e G' e testa-se S :

16. $S(.), G''$ e G' (escolhido), p e c (escolhido)

e

17. $S(2s), G''$ e G' (escolhido), p e c (escolhido)

ou

18. $S(3s), G''$ e G' (escolhido), p e c (escolhido)

A escolha do melhor modelo, em qualquer uma das etapas descritas é feita com base no AIC_c (Akaike's Information Criterion), um critério para a seleção do modelo mais parcimonioso, isto é, o modelo que melhor explica a variação nos dados usando o menor número de parâmetros (Cooch & White 2004). O menor valor de AIC_c representa o melhor

modelo e o ΔAIC_c , que é a diferença aritmética dos demais modelos em relação ao modelo com menor AIC_c , deve ser analisado, uma vez que diferenças $\leq 2,0$ significam que o modelo também deve ser considerado para explicar a variação dos dados (Cooch & White 2004). Para maior detalhamento do desenho robusto veja Pollock (1982), Kendall *et al.* (1995) e Kendall *et al.* (1997).

A estimativa do número de indivíduos amostral ($N\text{-hat}$), derivado da análise do desenho robusto, será usada para produzir um intervalo de densidade da espécie para a área e períodos amostrados.

Para efeito de comparação com os resultados obtidos nos modelos do desenho robusto, bem como com demais estudos, o método do Mínimo Número Conhecido Vivo (“Minimum Number Known Alive” - MNKA; Krebs 1966) também será utilizado para a estimativa da densidade das espécies em cada área.

Uma análise gráfica foi utilizada para evidenciar o recrutamento de novos indivíduos de cada classe etária em cada mês do programa de monitoramento.

O programa MapSource 5.2 foi usado para determinar o tamanho das áreas das grades amostrais, a partir do fornecimento das coordenadas geográficas obtidas em campo com o uso de GPS. A união dos pontos geo-referenciados seguiu dois critérios: (a) os pontos nas bordas do hábitat estudado em contato com campos foram unidos um a um e (b) os pontos em hábitat contínuo foram unidos seguindo o princípio do mínimo polígono convexo (Mohr 1947; Odum & Kuenzler 1955).

Resultados

Das 14 espécies de pequenos mamíferos capturadas durante o monitoramento, apenas quatro forneceram dados suficientes para a análise dos parâmetros populacionais, em 11 pares de ocorrências espécie-área (Tab. 3.2).

Tabela 3.2. Lista das espécies, grade e número de históricos de captura (HC) com parâmetros populacionais analisados.

Espécie	Grade	HC
<i>Gracilinanus agilis</i>	Cambarazal 1	24
	Cambarazal 3	16
<i>Micoureus demerarae</i>	Cordilheira 1	27
	Cordilheira 2	36
	Cordilheira 3	24
	Landi 1	37
	Landi 2	38
	Landi 3	50
<i>Monodelphis domestica</i>	Cordilheira 3	32
Oecomys roberti	Cambarazal 1	35
	Cambarazal 3	45

Gracilinanus agilis nos Cambarazal 1:

O modelo que melhor explica os dados (Tab 3.3) determina que a probabilidade de captura é igual à probabilidade de recaptura e que estas são constantes ao longo de todo o estudo. Da mesma forma, são descritas as taxas migratórias, enquanto a sobrevivência varia para cada período primário ($S(t)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$).

Comparando o número de indivíduos, para cada período primário, derivado da análise do desenho robusto com o gerado pelo MNKA, verificamos concordância entre eles (Apêndice).

Apesar da taxa de sobrevivência variar mensalmente, de um modo geral ela apresenta valores mais baixos na cheia e mais altos na seca (Tab 3.4).

O valor obtido para G'' e G' indicam que os movimentos migratórios são baixos. A igualdade entre as probabilidades de captura e recaptura indicam que um indivíduo marcado não se torna mais avesso ou propenso a captura que um indivíduo ainda não capturado, enquanto que a constância dessas probabilidades ao longo do ano sugere que as condições ambientais não interferem no método (Tab 3.4).

Tabela 3.3. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para *Gracilinanus agilis* no Cambarazal 1

Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Nº PARÂMETROS	Desvio
$S(t), G''=G'(\cdot), p=c(\cdot)$	270,6610	0,0000	15	192,8108
$S(t), G''(\cdot), G'(\cdot), p=c(\cdot)$	273,7712	3,1102	16	192,7659
$S(t), G''=G'(2s), p=c(\cdot)$	273,7725	3,1115	16	192,7672
$S(t), G''(2s), G'(2s), p=c(\cdot)$	276,9354	6,2744	17	192,6715
$S(t), G''=G'(t), p=c(\cdot)$	299,4213	28,7603	25	184,6619
$S(t), G''(t), G'(t), p=c(\cdot)$	302,2284	31,5674	27	178,3502
$S(t), G''(t), G'(t), p=c(2s)$	307,0027	36,3417	28	178,2916
$S(t), G''(t), G'(t), p(\cdot), c(\cdot)$	307,0578	36,3968	28	178,3467
$S(t), G''(t), G'(t), p(2s), c(2s)$	316,2633	45,6023	30	177,2822
$S(t), G''(t), G'(t), p(t), c(t)$	3057,1730	2786,5120	74	93,9419

Tabela 3.4. Valores estimados pelo DR ($S(t), G''=G'(\cdot), p=c(\cdot)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G'), de captura (p) e de recaptura (c) para *Gracilinanus agilis* no Cambarazal 1.

Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão
S (1-2 / cheia)	0,450	0,000
S (2-3 / cheia)	0,480E-13	0,331E-06
S (3-4 / cheia)	0,368	0,000
S (4-5 / vazante)	0,453	0,000
S (5-6 / vazante)	1,000	0,490E-06
S (6-7 / vazante)	0,700	0,262
S (7-8 / vazante)	0,222	0,2002
S (8-9 / seca)	1,000	0,109E-06
S (9-10 / seca)	1,000	0,145E-06
S (10-11 / seca)	1,000	0,120E-06
S (11-12 / seca)	0,345	0,282
S (12-13 / cheia)	1,000	0,458E-07
S (13-14 / cheia)	0,140E-12	0,537E-06
S (14-15 / vazante)	0,671	0,274
S (15-16 / vazante)	1,000	0,578E-08
S (16-17 / seca)	1,000	0,450E-08
$G''=G'(\cdot)$	0,020	0,106
$p=c(\cdot)$	0,450	0,053

A área amostrada no Cambarazal 1 foi de 1,41 ha e a densidade de *G. agilis* nesta grade durante o estudo variou de zero a 11,3 ind/ha pelo modelo do desenho robusto e de zero a 9,9 ind/ha pelo método do MNKA.

Gracilinanus agilis no Cambarazal 3:

O modelo que melhor explica os dados (Tab. 3.5) para *G. agilis* no Cambarazal 3 é o mesmo obtido para esta espécie no Cambarazal 1: a probabilidade de captura é igual à probabilidade de recaptura e estas são constantes ao longo de todo o estudo. As taxas

migratórias são descritas da mesma forma, enquanto a sobrevivência varia mensalmente ($S(t)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$).

Comparando a estimativa do número de indivíduos derivado da análise do desenho robusto com o gerado pelo MNKA, verificamos que os valores obtidos pelo MNKA são bastante inferiores aos do desenho robusto, aproximando-se do limite inferior dado pelo erro padrão, que é alto (Apêndice).

A sobrevivência de *G. agilis* no Cambarazal 3 apresenta grandes oscilações ao longo do estudo, sendo verificadas, inclusive, em uma mesma estação (Tab.3.6).

O valor obtido para G'' e G' indicam baixíssimas probabilidades migratórias. A igualdade entre as probabilidades de captura e recaptura indica que um indivíduo marcado não se torna mais avesso ou propenso a captura que um indivíduo ainda não capturado, enquanto que a constância dessas probabilidades ao longo do ano sugere que as condições ambientais não interferem no método (Tab 3.6). Entretanto, estas probabilidades para *G. agilis* no Cambarazal 3 correspondem a metade da observada para esta espécie no Cambarazal 1.

Tabela 3.5. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para *Gracilinanus agilis* no Cambarazal 3.

Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Nº PARÂMETROS	Desvio
$S(t)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$	155,9733	0,0000	13	40,7864
$S(t)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$	155,9733	0,0000	13	40,7864
$S(t)$, $G''=G'(2s)$, $p=c(\cdot)$	163,7067	7,7334	14	40,7864
$S(t)$, $G''(2s)$, $G'(2s)$, $p=c(\cdot)$	163,7067	7,7334	14	40,7864
$S(t)$, $G''=G'(t)$, $p=c(\cdot)$	249,4596	93,4856	20	39,5386
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p=c(\cdot)$	313,7103	157,7370	22	36,1234
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$	365,1702	209,1969	23	33,4499
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p=c(2s)$	365,2841	209,3108	23	33,5639
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p(2s)$, $c(2s)$	575,4560	419,4827	25	27,2024
$S(t)$, $G''=G'(2s)$, $p=c(t)$	579,0883	423,1150	25	30,8347

Tabela 3.6. Valores estimados pelo DR ($S(t)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para *Gracilinanus agilis* no Cambarazal 3.

Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão
S (1-2 / cheia)	0,450	0,000
S (2-3 / cheia)	0,794	0,586
S (3-4 / cheia)	0,258	0,237
S (4-5 / vazante)	1,000	0,943E-07
S (5-6 / vazante)	0,869	0,686
S (6-7 / vazante)	0,392E-13	0,253E-06
S (7-8 / vazante)	0,475	0,424
S (8-9 / seca)	0,915E-13	0,300E-06
S (9-10 / seca)	0,530	0,000

Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão
S (10-11 / seca)	0,507	0,000
S (11-12 / seca)	0,469	0,000
S (12-13 / cheia)	0,456	0,000
S (13-14 / cheia)	1,000	0,152E-06
S (14-15 / vazante)	0,591	0,423
S (15-16 / vazante)	1,000	0,142E-06
S (16-17 / seca)	0,597	0,514
G ² =G'(.)	0,176E-13	0,138E-06
p=c (.)	0,221	0,064

A área amostrada no Cambarazal 3 foi de 1,76 ha e a densidade de *G. agilis* nesta grade durante o estudo variou de zero a 4,3 ind/ha pelo modelo do desenho robusto e de zero a 2,3 ind/ha pelo método do MNKA.

A variação da estimativa do número de indivíduos e da taxa de sobrevivência de *G. agilis* nos cambarazais não permite identificar nenhum padrão populacional para esta espécie neste tipo de hábitat (Fig. 3.1).

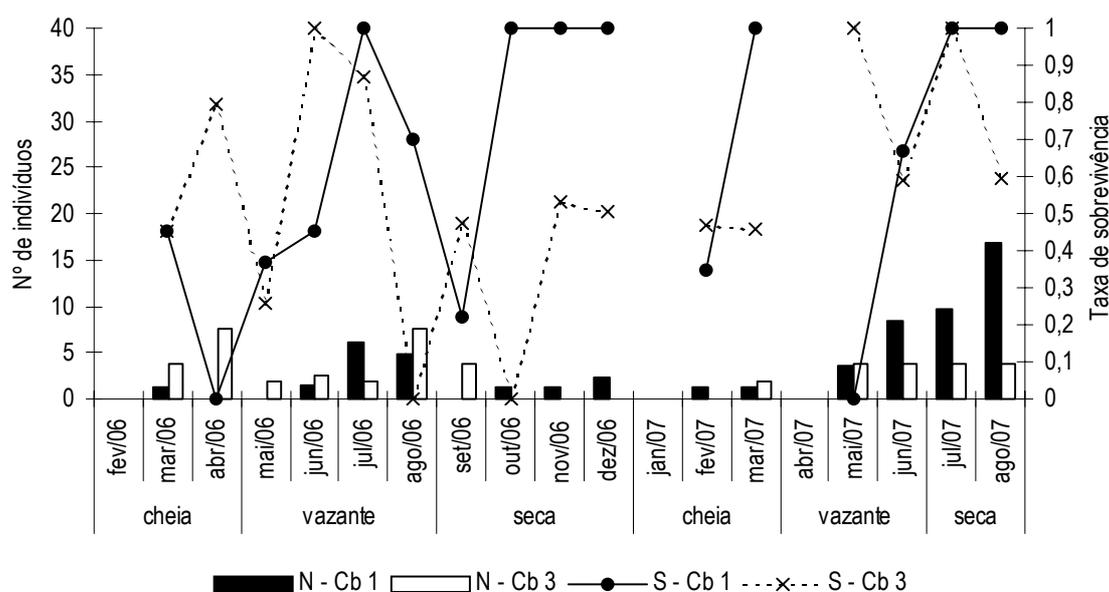


Figura 3.1. Número de indivíduos (N) e sobrevivência (S) estimados pelo desenho robusto para *G. agilis* nos cambarazais 1 (Cb 1) e 3 (Cb 3).

A entrada de novos indivíduos sub-adultos nas populações dos cambarazais também sugere que a reprodução de *G. agilis* neste hábitat ocorre o ano todo, sendo intensificada no final da seca e durante a cheia (Fig. 3.2).

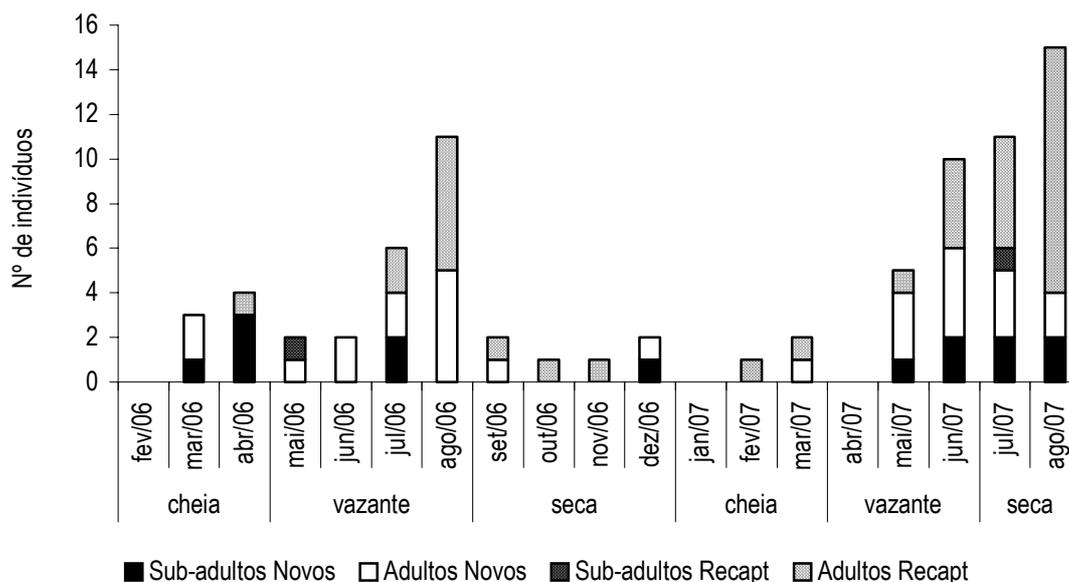


Figura 3.2. Número de indivíduos novos e recapturados de cada classe etária nas estações cheia, vazante e seca, a partir da somatória dos registros de *G. agilis* dos camarazais 1 e 3.

Micoureus demerarae na Cordilheira 1:

O modelo que melhor explica os dados (Tab. 3.7) determina que, apesar de constantes, a probabilidade de captura difere da probabilidade de recaptura. As probabilidades migratórias são iguais entre si mas são diferentes para as três estações, enquanto que a sobrevivência é constante ao longo do tempo ($S(\cdot)$, $G''=G'(3s)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$).

Comparando o número de indivíduos, para cada período primário, derivado da análise do desenho robusto com o gerado pelo MNKA, verificamos que a estimativa do desenho robusto subestima o número de indivíduos para alguns períodos, especialmente no final da seca de 2006 (Apêndice).

Os valores obtidos para G'' e G' indicam uma maior movimentação na seca, com a taxa mais alta de entrada e saída de indivíduos da grade amostral, enquanto que na vazante os movimentos migratórios são praticamente nulos (Tab. 3.8).

A diferença entre as probabilidades de captura e recaptura, sendo a primeira mais alta, indica que um indivíduo marcado se torna menos propenso a recaptura do que um indivíduo ainda não capturado, enquanto que a constância dessas probabilidades ao longo do ano sugere que as condições ambientais não interferem no método (Tab 3.8).

Tabela 3.7. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para *Micoureus demerarae* na Cordilheira 1.

Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Nº PARÂMETROS	Desvio
S(.), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)	438,6056	0,0000	6	412,3833
S(3s), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)	442,7476	4,1420	8	412,0307
S(t), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)	449,9558	11,3502	21	386,0758
S(t), $G''(.)$, $G'(.)$, p(.), c(.)	454,2959	15,6903	20	393,2403
S(t), $G''(3s)$, $G'(3s)$, p(.), c(.)	454,9769	16,3717	24	382,3102
S(t), $G''=G'(.)$, p(.), c(.)	455,2606	16,6546	19	396,9789
S(t), $G''=G'(t)$, p(.), c(.)	475,6435	37,0379	33	373,4212
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, p(.), c(.)	484,9275	46,3219	38	363,8399
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, p=c(.)	486,5826	47,9770	37	369,4270
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, p=(3s)	493,8661	55,2605	39	368,7621

Tabela 3.8. Valores estimados pelo DR (S(.), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para *Micoureus demerarae* na Cordilheira 1.

Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão
S(.)	0,734	0,048
$G''=G'$ (cheia)	0,290	0,140
$G''=G'$ (vazante)	0,135E-13	0,700E-07
$G''=G'$ (seca)	0,490	0,140
p(.)	0,624	0,059
c(.)	0,500	0,046

A área amostrada na Cordilheira 1 foi de 2,26 ha e a densidade de *M. demerarae* nesta grade durante o estudo variou de zero a 3,7 ind/ha pelo modelo do desenho robusto e de 0,9 a 3,5 ind/ha pelo método do MNKA.

Micoureus demerarae na Cordilheira 2:

O modelo que melhor explica os dados (Tab. 3.9) para *M. demerarae* na Cordilheira 2 é o mesmo obtido para esta espécie na Cordilheira 1: a probabilidade de captura difere da probabilidade de recaptura, mas são constantes. As probabilidades migratórias são iguais entre si mas são diferentes para as três estações, enquanto que a sobrevivência é constante ao longo do tempo (S(.), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)).

Comparando o número de indivíduos, para cada período primário, derivado da análise do desenho robusto com o gerado pelo MNKA, verificamos que a estimativa do desenho robusto subestima o número de indivíduos para os períodos da seca de 2006 (Apêndice).

Os valores obtidos para G'' e G' também indicam uma maior movimentação na seca, com a taxa mais alta de entrada e saída de indivíduos da grade amostral, enquanto que na vazante

os movimentos migratórios são raros. Entretanto, nesta cordilheira as taxas migratórias são bastante reduzidas na cheia quando comparadas com a Cordilheira 1 (Tab. 3.10).

As probabilidades de captura e de recaptura comportam-se de modo semelhante ao observado para esta espécie na Cordilheira 1 (Tab 3.10).

Tabela 3.9. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para *Micoureus demerarae* na Cordilheira 2.

Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Nº PARÂMETROS	Desvio
S(.), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)	589,2028	0,0000	6	648,6959
S(3s), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)	591,4656	2,2628	8	646,6678
S(t), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)	600,9714	11,7686	21	626,1483
S(t), $G''(.)$, $G'(.)$, p(.), c(.)	602,2209	13,0181	20	629,8481
S(t), $G''(3s)$, $G'(3s)$, p(.), c(.)	606,4580	17,2552	24	624,1316
S(t), $G''=G'(.)$, p(.), c(.)	606,8860	17,6832	19	636,9388
S(t), $G''=G'(t)$, p(.), c(.)	618,0496	28,8468	33	611,7452
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, p(.), c(.)	628,3099	39,1071	38	607,6425
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, p=c(.)	628,7463	39,5435	36	613,9192
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, p=(3s)	632,5561	43,3533	39	608,9192

Tabela 3.10. Valores estimados pelo DR (S(.), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para *Micoureus demerarae* na Cordilheira 2.

Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão
S(.)	0,780	0,039
$G''=G'$ (cheia)	0,033	0,062
$G''=G'$ (vazante)	0,016	0,054
$G''=G'$ (seca)	0,408	0,125
p(.)	0,694	0,051
c(.)	0,583	0,037

A área amostrada na Cordilheira 2 foi de 1,80 ha e a densidade de *M. demerarae* nesta grade durante o estudo variou de zero a 7,4 ind/ha pelo modelo do desenho robusto e de 0,6 a 7,2 ind/ha pelo método do MNKA.

Micoureus demerarae na Cordilheira 3:

O modelo que melhor explica os dados (Tab. 3.11) para *M. demerarae* na Cordilheira 3 é o mesmo obtido para esta espécie nas Cordilheiras 1 e 2: a probabilidade de captura difere da probabilidade de recaptura, mas são constantes. As probabilidades migratórias são iguais entre si mas são diferentes para as três estações, enquanto que a sobrevivência é constante ao longo do tempo (S(.), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)).

Comparando o número de indivíduos, para cada período primário, derivado da análise do desenho robusto com o gerado pelo MNKA, verificamos concordância na estimativa obtida pelos dois métodos (Apêndice).

Diferentemente dos resultados obtidos para esta espécie nas outras duas cordilheiras, os valores obtidos para G'' e G' , de um modo geral, são baixos e indicam uma maior movimentação na vazante, enquanto que na seca movimentos migratórios são praticamente nulos (Tab. 3.12).

As probabilidades de captura e de recaptura comportam-se de modo semelhante ao observado para esta espécie nas outras duas cordilheiras (Tab 3.12).

Tabela 3.11. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para *Micoureus demerarae* na Cordilheira 3.

Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Nº PARÂMETROS	Desvio
S(.), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)	337,3033	0,0000	6	279,8948
S(3s), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)	340,5817	3,2784	8	278,5013
S(t), $G''=G'(\cdot)$, p(.), c(.)	348,4739	11,1706	17	262,5855
S(t), $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, p(.), c(.)	350,9823	13,6790	18	262,1260
S(t), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)	353,8996	16,5963	19	262,0020
S(t), $G''(3s)$, $G'(3s)$, p(.), c(.)	359,7093	22,4060	21	261,4982
S(t), $G''=G'(t)$, p(.), c(.)	384,4712	47,1679	29	257,1193
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, p(.), c(.)	391,8137	54,5104	31	256,5452
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, p=(3s)	395,6205	58,3172	31	260,3520
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, p=c(.)	395,7835	58,4802	30	264,6972

Tabela 3.12. Valores estimados pelo DR (S(.), $G''=G'(3s)$, p(.), c(.)) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para *Micoureus demerarae* na Cordilheira 3.

Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão
S(.)	0,683	0,060
$G''=G'$ (cheia)	0,083	0,121
$G''=G'$ (vazante)	0,108	0,093
$G''=G'$ (seca)	0,338E-13	0,325E-06
p(.)	0,649	0,071
c(.)	0,426	0,051

A área amostrada na Cordilheira 3 foi de 1,57 ha e a densidade de *M. demerarae* nesta grade durante o estudo variou de zero a 4,7 ind/ha pelo modelo do desenho robusto e de zero a 5,1 ind/ha pelo método do MNKA.

A variação da estimativa do número de indivíduos e da taxa de sobrevivência de *M. demerarae* nas cordilheiras sugere que existe uma redução da densidade durante a seca, com aumento gradual na cheia, atingindo valores máximos na vazante (Fig. 3.3).

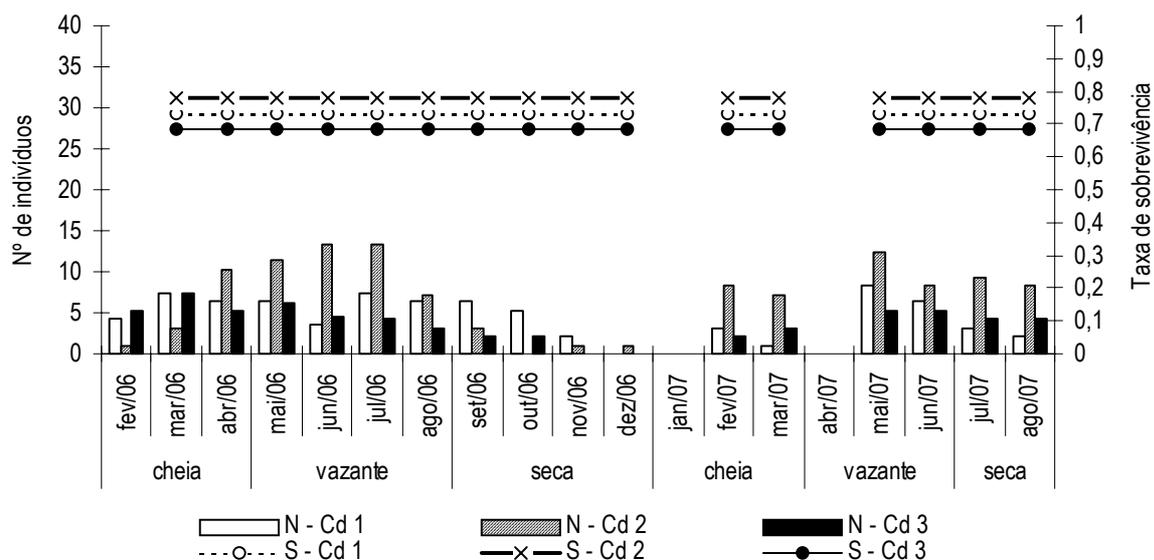


Figura 3.3. Número de indivíduos (N) e sobrevivência (S) estimados pelo desenho robusto para *M. demerarae* nas cordilheiras 1 (Cd 1), 2 (Cd 2) e 3 (Cd 3).

A entrada de novos indivíduos jovens e sub-adultos nas populações das cordilheiras na cheia e na vazante sugere que a reprodução de *M. demerarae* neste hábitat é sazonal (Fig. 3.4).

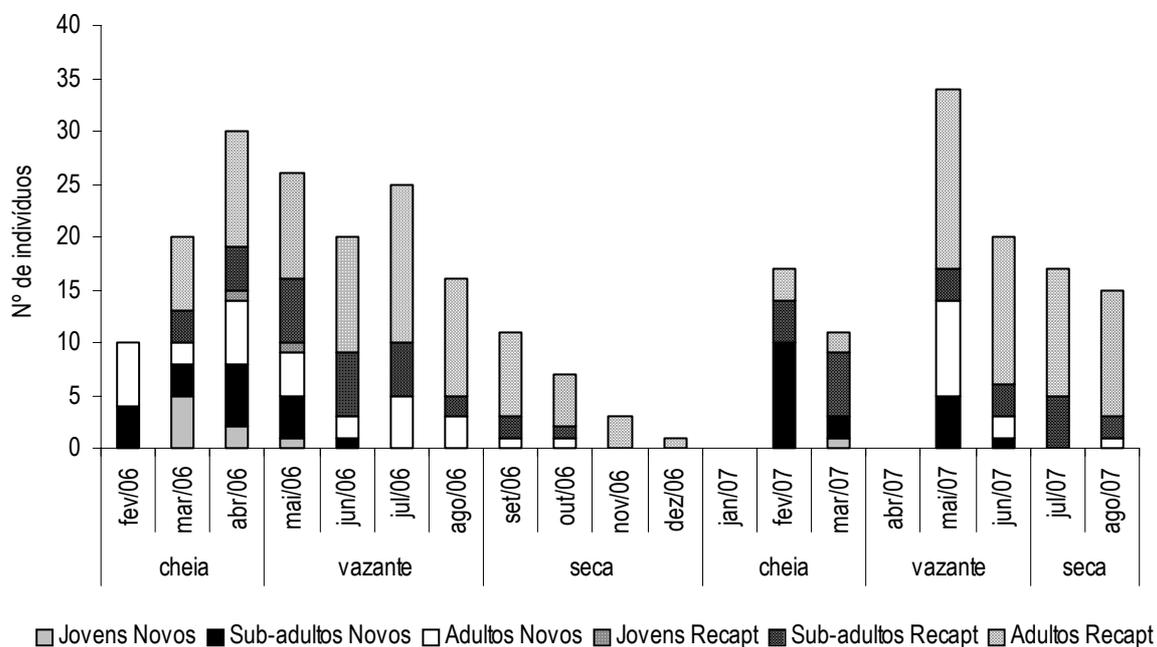


Figura 3.4. Número de indivíduos novos e recapturados de cada classe etária nas estações cheia, vazante e seca, a partir da somatória dos registros de *M. demerarae* das três cordilheiras.

Micoureus demerarae no Landi 1:

O modelo que melhor explica os dados (Tab. 3.13) para *M. demerarae* no Landi 1 determina que a sobrevivência varia temporalmente, que as taxas migratórias são constantes mas diferentes entre si e que as probabilidades de captura e de recaptura são iguais entre si mas diferentes para as duas estações ($S(t)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$).

Comparando o número de indivíduos, para cada período primário, derivado da análise do desenho robusto com o gerado pelo MNKA, verificamos que a estimativa do desenho robusto subestima o número de indivíduos para alguns períodos, especialmente no final da seca de 2006 (Apêndice).

A vazante é o período em que a sobrevivência atinge seus valores mais baixos, aumentando no início da seca, atingindo valores máximos no final desta estação e na cheia, para declinarem novamente na próxima vazante (Tab. 3.14).

A probabilidade de um indivíduo sair da grade amostral é baixa, enquanto que a probabilidade de um indivíduo que tenha saído retornar é alta (Tab. 3.14).

As probabilidades de captura e recaptura são iguais entre si, demonstrando que um animal marcado não é mais propenso ou avesso a recaptura do que um indivíduo ainda não capturado. Entretanto, estas probabilidades são maiores quando o solo está disponível (Tab. 3.14).

Tabela 3.13. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para *Micoureus demerarae* no Landi 1.

Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Nº PARÂMETROS	Desvio
$S(t)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	565,0022	0,0000	20	606,8192
$S(t)$, $G''(2s)$, $G'(2s)$, $p=c(2s)$	567,5146	2,5124	22	604,3008
$S(t)$, $G''=G'(2s)$, $p=c(2s)$	574,6466	9,6444	20	616,4636
$S(t)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	576,5094	11,5072	19	620,7997
$S(t)$, $G''=G'(t)$, $p=c(2s)$	580,9728	15,9706	34	584,9968
$S(2s)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	586,4416	21,4394	5	662,6669
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p=c(2s)$	588,0242	23,0220	40	573,8008
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p(2s)$, $c(2s)$	592,8382	27,8360	42	572,2205
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$	602,0978	37,0956	40	587,8745
$S(\cdot)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	604,3936	39,3914	4	682,7236
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p(t)$, $c(t)$	840,8126	275,8104	103	495,8329

Tabela 3.14. Valores estimados pelo DR ($S(t)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para *Micoureus demerarae* no Landi 1.

Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão
S (1-2 / cheia)	0,508	0,254
S (2-3 / cheia)	1,000	0,848E-07
S (3-4 / cheia)	1,000	0,535E-07
S (4-5 / vazante)	1,000	0,240E-07
S (5-6 / vazante)	0,789	0,133
S (6-7 / vazante)	0,881	0,134
S (7-8 / vazante)	0,270	0,136
S (8-9 / seca)	0,484	0,206
S (9-10 / seca)	1,000	0,524E-06
S (10-11 / seca)	1,000	0,150E-06
S (11-12 / seca)	1,000	0,468E-06
S (12-13 / cheia)	1,000	0,274E-06
S (13-14 / cheia)	1,000	0,122E-06
S (14-15 / vazante)	0,221	0,113
S (15-16 / vazante)	1,000	0,187E-06
S (16-17 / seca)	1,000	0,232E-07
$G''(\cdot)$	0,073	0,036
$G'(\cdot)$	0,661	0,146
$p=c$ (água)	0,459	0,050
$p=c$ (solo)	0,692	0,035

A área amostrada no Landi 1 foi de 1,99 ha e a densidade de *M. demerarae* nesta grade durante o estudo variou de zero a 7,2 ind/ha pelo modelo do desenho robusto e de 1,5 a 7,0 ind/ha pelo método do MNKA.

Micoureus demerarae no Landi 2:

Dois modelos resultaram da análise do desenho robusto dos dados para *M. demerarae* no Landi 2 (Tab. 3.15), apresentando $\Delta AIC_c = 1,7170$. Em ambos as taxas migratórias e as probabilidades de captura e recaptura comportam-se como no modelo descrito para *M. demerarae* no Landi 1: as taxas migratórias são constantes, mas diferentes entre si e que as probabilidades de captura e de recaptura são iguais entre si, mas diferentes para as duas estações. Diferem quanto à sobrevivência, sendo constante no modelo com menor AIC_c ($S(\cdot)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$) e diferente para duas estações no modelo de maior AIC_c ($S(2s)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$).

Não há diferença entre os valores estimados para o número de indivíduos entre os dois modelos do desenho robusto. Entretanto, quando comparados ao número de indivíduos gerado pelo método do MNKA, verifica-se que o desenho robusto subestima o número de indivíduos para os períodos correspondentes ao final da vazante e a seca (Apêndice).

Assim como observado no número de indivíduos, não há diferença entre os valores obtidos pelos dois modelos para os parâmetros compartilhados (Tab. 3.16). A sobrevivência, em ambos os modelos, é alta, sendo maior durante o período de indisponibilidade do solo no caso do modelo no qual esta é dividida em duas estações (Tab. 3.16).

A probabilidade de um indivíduo sair da grade amostral é baixa, enquanto que a probabilidade de um indivíduo que tenha saído retornar é alta (Tab. 3.16).

As probabilidades de captura e recaptura de ambos os modelos são muito semelhantes às observadas para esta espécie no Landi 1 (Tab. 3.16).

Tabela 3.15. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para *Micoureus demerarae* no Landi 2.

Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Nº PARÂMETROS	Desvio
S(.), $G''(.)$, $G'(.)$, $p=c(2s)$	690,3866	0,0000	5	794,6715
S(2s), $G''(.)$, $G'(.)$, $p=c(2s)$	692,1036	1,7170	6	794,2849
S(t), $G''(.)$, $G'(.)$, $p=c(2s)$	698,0002	7,6136	20	768,7222
S(t), $G''(2s)$, $G'(2s)$, $p=c(2s)$	698,2802	7,8936	22	764,1782
S(t), $G''=G'(2s)$, $p=c(2s)$	709,2860	18,8994	20	780,0080
S(t), $G''=G'(t)$, $p=c(2s)$	710,6656	20,2790	33	748,3653
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, $p=c(2s)$	711,5257	21,1391	37	738,2137
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, $p(2s)$, $c(2s)$	712,6183	22,2317	39	733,6361
S(t), $G''=G'(.)$, $p=c(2s)$	712,9997	22,6131	19	786,1010
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, $p=c(.)$	718,0739	27,6873	35	750,3214

Tabela 3.16. Valores estimados pelos modelos do DR (S(.), $G''(.)$, $G'(.)$, $p=c(2s)$ e S(2s), $G''(.)$, $G'(.)$, $p=c(2s)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para *Micoureus demerarae* no Landi 2.

Parâmetro	DR: S(.), $G''(.)$, $G'(.)$, $p=c(2s)$		DR: S(2s), $G''(.)$, $G'(.)$, $p=c(2s)$	
	Estimativa	Erro Padrão	Estimativa	Erro Padrão
S (.)	0,823	0,040		
S (água)			0,859	0,068
S (solo)			0,808	0,048
$G''(.)$	0,133	0,052	0,134	0,052
$G'(.)$	0,761	0,159	0,762	0,158
$p=c$ (água)	0,450	0,053	0,450	0,053
$p=c$ (solo)	0,672	0,032	0,672	0,032

A área amostrada no Landi 2 foi de 1,86 ha e a densidade de *M. demerarae* nesta grade durante o estudo variou de zero a 9,0 ind/ha pelos dois modelos do desenho robusto e de 1,1 a 9,1 ind/ha pelo método do MNKA.

Micoureus demerarae no Landi 3:

O modelo que melhor explica os dados (Tab. 3.17) para *M. demerarae* no Landi 3 determina que a sobrevivência é constante, que as taxas migratórias são constantes mas diferentes entre si e que as probabilidades de captura e de recaptura são iguais entre si mas diferentes para as duas estações ($S(\cdot)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$).

Comparando o número de indivíduos, para cada período primário, derivado da análise do desenho robusto com o gerado pelo MNKA, verificamos que a estimativa do desenho robusto subestima o número de indivíduos para vários períodos, especialmente no final vazante e durante toda da seca de 2006 (Apêndice).

As taxas migratórias e as probabilidades de captura e recaptura comportam-se como observadas para esta espécie nos outros dois landis. Entretanto, a taxa de emigração no landi 3 é mais alta que as observadas nos outros dois landis, enquanto que as probabilidades de captura e de recaptura são as mais baixas (Tab. 3.18).

Tabela 3.17. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para *Micoureus demerarae* no Landi 3.

Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Nº PARÂMETROS	Desvio
$S(\cdot)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	856,3143	0,0000	5	956,2843
$S(2s)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	858,3795	2,0652	6	956,2510
$S(t)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	875,2436	18,9293	19	944,1948
$S(t)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	881,7705	25,4562	18	953,0604
$S(t)$, $G''=G'(2s)$, $p=c(2s)$	882,0191	25,7048	19	950,9703
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p=c(2s)$	889,4061	33,0918	42	898,4191
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p(2s)$, $c(2s)$	894,5491	38,2338	44	897,7226
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p=c(t)$	901,2384	44,9241	66	831,9030
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p=c(\cdot)$	906,5323	50,2180	41	918,4230
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$	909,1840	52,8697	42	918,1970

Tabela 3.18. Valores estimados pelo DR ($S(\cdot)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para *Micoureus demerarae* no Landi 3.

Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão
S (.)	0,836	0,034
$G''(\cdot)$	0,241	0,056
$G'(\cdot)$	0,672	0,123
$p=c$ (água)	0,304	0,052
$p=c$ (solo)	0,599	0,032

A área amostrada no Landi 3 foi de 2,14 ha e a densidade de *M. demerarae* nesta grade durante o estudo variou de zero a 10,8 ind/ha pelo modelo do desenho robusto e de zero a 8,9 ind/ha pelo método do MNKA.

A variação da estimativa do número de indivíduos e da taxa de sobrevivência de *M. demerarae* nos landis também sugere que existe uma redução da densidade durante a seca, com aumento gradual na cheia, atingindo valores máximos na vazante, como observado nas cordilheiras (Fig. 3.5).

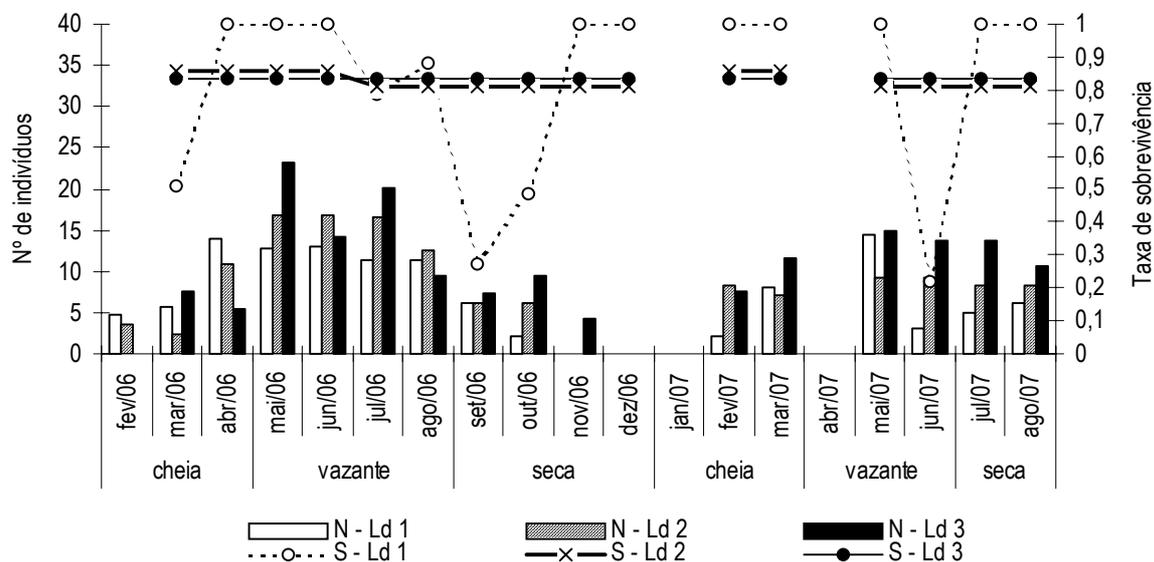


Figura 3.5. Número de indivíduos (N) e sobrevivência (S) estimados pelo desenho robusto para *M. demerarae* nos landis 1 (Ld 1), 2 (Ld 2) e 3 (Ld 3).

A entrada de novos indivíduos jovens e sub-adultos nas populações dos landis na cheia e na vazante sugere que a reprodução de *M. demerarae* neste hábitat é sazonal (Fig. 3.6).

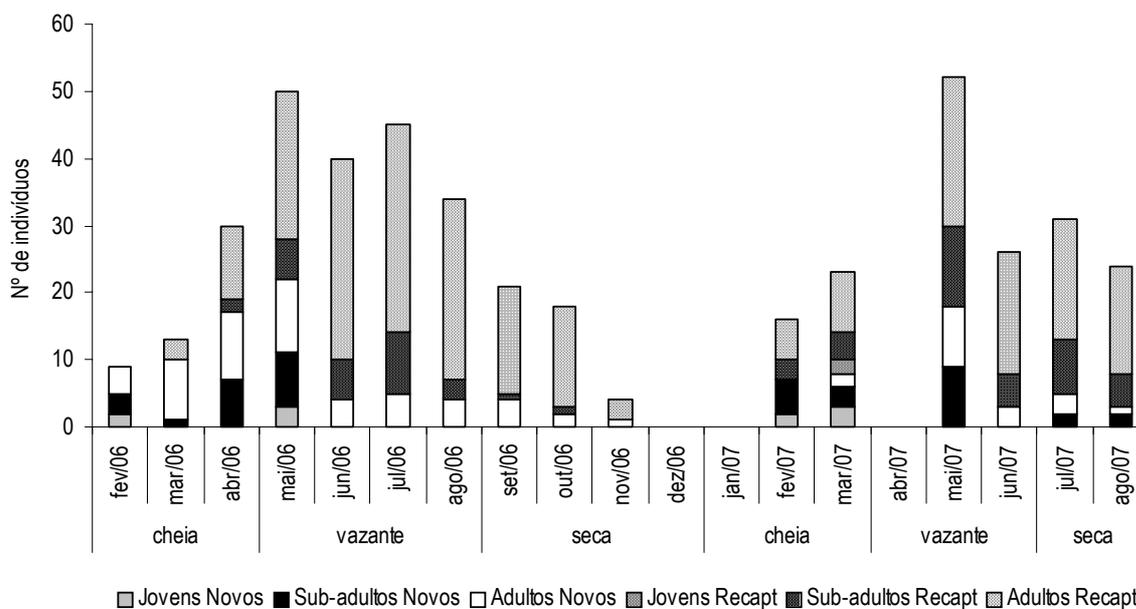


Figura 3.6. Número de indivíduos novos e recapturados de cada classe etária nas estações cheia, vazante e seca, a partir da somatória dos registros de *M. demerarae* dos três landis.

Monodelphis domestica na Cordilheira 3:

O modelo que melhor explica os dados (Tab. 3.19) para *M. domestica* na Cordilheira 3 determina que a sobrevivência é distinta para as três estações, que as taxas migratórias são constantes e iguais entre si, assim como as probabilidades de captura e de recaptura ($S(3s)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$).

Comparando o número de indivíduos, para cada período primário, derivado da análise do desenho robusto com o gerado pelo MNKA, verificamos concordância para a maioria dos períodos (Apêndice).

Valores bastante distintos são atribuídos à taxa de sobrevivência para cada uma das estações, sendo que um acentuado decréscimo é observado entre a vazante e a seca (Tab. 3.20). As probabilidades migratórias indicam que os movimentos migratórios são raros (Tab. 3.20).

A igualdade entre as probabilidades de captura e recaptura indica que um indivíduo marcado não se torna mais avesso ou propenso a captura que um indivíduo ainda não capturado, enquanto que a constância dessas probabilidades ao longo do ano sugere que as condições ambientais não interferem no método. Entretanto, estas probabilidades são baixas (Tab. 3.20).

Tabela 3.19. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para *Monodelphis domestica* na Cordilheira 3.

Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Nº PARÂMETROS	Desvio
$S(3s)$, $G''=G'(\cdot)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$	439,1333	0,0000	5	444,9144
$S(\cdot)$, $G''=G'(\cdot)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$	453,3296	14,1963	3	463,5407
$S(t)$, $G''=G'(\cdot)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$	459,7940	20,6607	17	433,9874
$S(t)$, $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$	462,8924	23,7591	18	433,8794
$S(t)$, $G''(3s)$, $G'(3s)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$	471,6496	32,5163	21	432,7453
$S(t)$, $G''=G'(t)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$	485,0395	45,9062	27	423,5264
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p=c(3s)$	496,8085	57,6752	33	407,9271
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$	497,7540	58,6207	34	403,7410
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p(3s)$, $c(3s)$	502,0509	62,9176	37	391,4812
$S(t)$, $G''(t)$, $G'(t)$, $p=c(\cdot)$	505,9443	66,8110	33	417,0629

Tabela 3.20. Valores estimados pelo DR ($S(3s)$, $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para *Monodelphis domestica* na Cordilheira 3.

Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão
S (cheia)	0,755	0,082
S (vazante)	0,980	0,046
S (seca)	0,399	0,114
$G''=G'(\cdot)$	0,050	0,186
$p=c(\cdot)$	0,224	0,0430

A área amostrada na Cordilheira 3 foi de 1,57 ha e a densidade de *M. domestica* nesta grade durante o estudo variou de zero a 15,7 ind/ha pelo modelo do desenho robusto e de zero a 10,2 ind/ha pelo método do MNKA.

Apesar da variação da taxa de sobrevivência determinada pelo modelo ser estacional e não temporal para os dois anos de monitoramento da espécie na Cordilheira 3, destaca-se a variação no número de indivíduos de um ano para outro (Fig. 3.7).

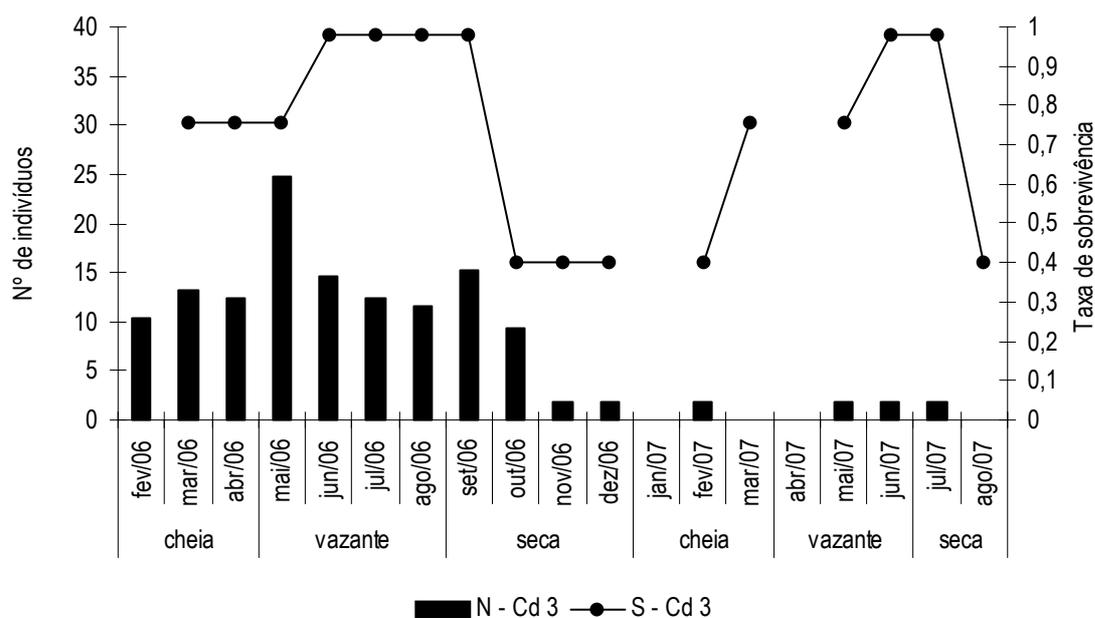


Figura 3.7. Número de indivíduos (N) e sobrevivência (S) estimados pelo desenho robusto para *M. domestica* na cordilheira 3 (Cd 3).

A entrada de novos indivíduos sub-adultos na população de *M. domestica* na Cordilheira 3, na cheia e na vazante, sugere que a reprodução sazonal (Fig. 3.8).

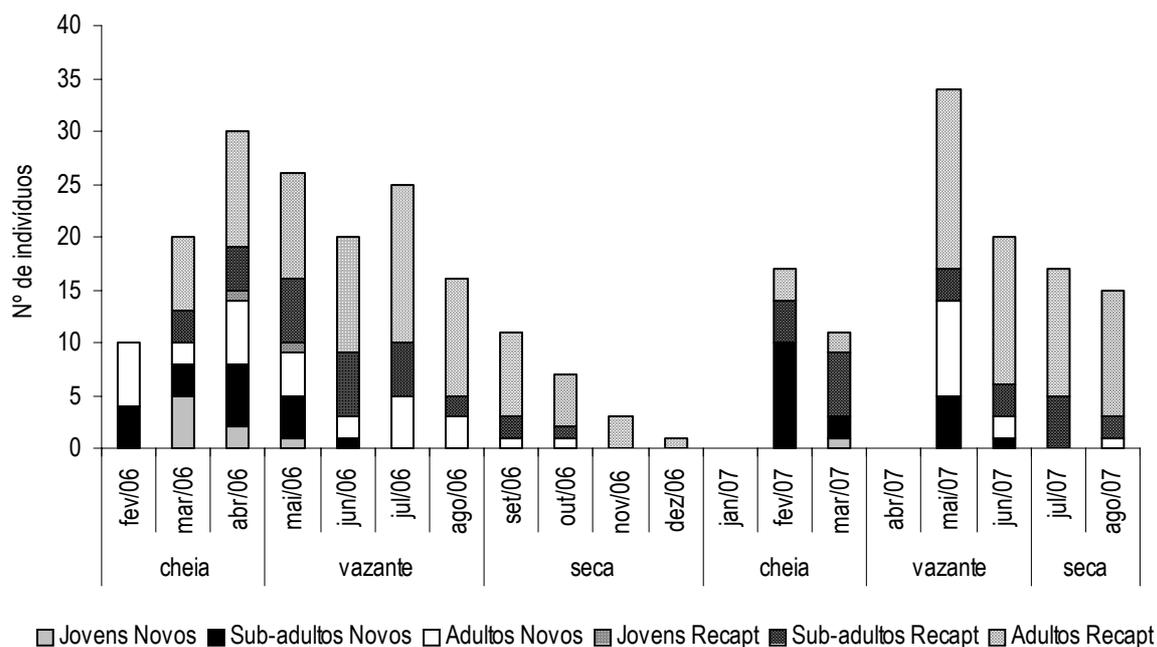


Figura 3.8. Número de indivíduos novos e recapturados de cada classe etária nas estações cheia, vazante e seca de *M. domestica* na Cordilheira 3.

Oecomys roberti no Cambarazal 1:

Dois modelos resultaram da análise do desenho robusto dos dados para *O. roberti* no Cambarazal 1 (Tab. 3.21), apresentando $\Delta AIC_c = 0,8939$. Em ambos a sobrevivência é constante e as taxas migratórias são iguais entre si e constantes. Diferem quanto às probabilidades de captura e recaptura que, apesar de serem iguais em ambos os modelos, no de menor AIC_c são constantes ($S(\cdot), G''=G'(\cdot), p=c(\cdot)$) e no de maior AIC_c diferem para duas estações ($S(\cdot), G''=G'(\cdot), p=c(2s)$).

Há pouca diferença entre os valores estimados para o número de indivíduos entre os dois modelos do desenho robusto. Entretanto, quando comparados ao número de indivíduos gerado pelo método do MNKA, verifica-se que o desenho robusto subestima o número de indivíduos para os primeiros períodos (cheia), enquanto que para os últimos períodos, correspondentes ao final da vazante e a seca, o método do MNKA apresenta valores aquém do limite inferior dado pelo erro padrão (Apêndice).

Assim como observado no número de indivíduos, não há diferença entre os valores obtidos pelos dois modelos do desenho robusto para os parâmetros compartilhados, sendo altas as taxas de sobrevivência e baixas as taxas migratórias (Tab. 3.22).

As probabilidades de captura e recaptura são baixas, em ambos os modelos, sendo maior durante o período de disponibilidade do solo, no caso do modelo no qual esta é dividida em duas estações (Tab. 3.22).

Tabela 3.21. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para *Oecomys roberti* no Cambarazal 1.

Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Nº PARÂMETROS	Desvio
S(.), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$	457,8976	0,0000	3	466,2473
S(.), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	458,7915	0,8939	4	464,9805
S(2s), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$	460,0086	2,1110	4	466,1975
S(2s), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	460,9608	3,0632	5	464,9459
S(t), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$	476,3933	18,4957	15	455,6450
S(t), $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$	477,5597	19,6621	16	454,0324
S(t), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	477,5609	19,6633	16	454,0335
S(t), $G''=G'(2s)$, $p=c(\cdot)$	478,1137	20,2161	16	454,5863
S(t), $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	479,5056	21,6080	17	453,1361
S(t), $G''=G'(2s)$, $p=c(2s)$	479,7505	21,8529	17	453,3810

Tabela 3.22. Valores estimados pelos modelos do DR (S(.), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$ e S(.), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(2s)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para *Oecomys roberti* no Cambarazal 1.

Parâmetro	DR: S(.), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$		DR: S(.), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(2s)$	
	Estimativa	Erro Padrão	Estimativa	Erro Padrão
S (.)	0,844	0,040	0,841	0,040
$G''=G'(\cdot)$	0,129	0,127	0,118	0,129
$p=c(\cdot)$	0,302	0,042		
$p=c$ (água)			0,224	0,072
$p=c$ (solo)			0,316	0,045

A área amostrada no Cambarazal 1 foi de 1,41 ha e a densidade de *O. roberti* nesta grade durante o estudo variou de zero a 14,3 ind/ha pelo modelo do desenho robusto S(.), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$, de zero a 13,9 ind/ha pelo modelo S(.), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(2s)$ e de zero a 9,9 ind/ha pelo método do MNKA.

Oecomys roberti no Cambarazal 3:

Dois modelos resultaram da análise do desenho robusto dos dados para *O. roberti* no Cambarazal 3 (Tab. 3.23), apresentando $\Delta AIC_c = 0,7666$. Em ambos as taxas de migração são constantes e iguais entre si, assim como as probabilidades de captura e recaptura. Diferem quanto à sobrevivência, sendo constante no modelo de menor AIC_c (S(.), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$) e distinta para duas estações no modelo de maior AIC_c (S(2s), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$).

Há pouca diferença entre os valores estimados para o número de indivíduos entre os dois modelos do desenho robusto. Quando comparados ao número de indivíduos gerado pelo

método do MNKA, verifica-se que o método do MNKA apresenta valores aquém do limite inferior dado pelo erro padrão para vários períodos (Apêndice).

Assim como observado no número de indivíduos, não há diferença entre os valores obtidos pelos dois modelos para os parâmetros compartilhados, sendo baixas as taxas migratórias e as probabilidades de captura e de recaptura (Tab. 3.24).

A sobrevivência é alta para *O. roberti* no Cambarazal 3, sendo mais alta quando o solo não está disponível no caso do modelo no qual esta é dividida em duas estações (Tab. 3.24).

Tabela 3.23. Os dez modelos com menor valor de AIC_c testados para *Oecomys roberti* no Cambarazal 3.

Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Nº PARÂMETROS	Desvio
S(.), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$	496,5183	0,0000	3	367,0280
S(2s), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$	497,2849	0,7666	4	365,6401
S(t), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$	529,1002	32,5819	18	362,3199
S(t), $G''(\cdot)$, $G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$	530,1049	33,5866	19	360,3966
S(t), $G''(2s)$, $G'(2s)$, $p=c(\cdot)$	531,2641	34,7458	21	355,5002
S(t), $G''=G'(2s)$, $p=c(\cdot)$	531,4015	34,8832	19	361,6932
S(t), $G''=G'(t)$, $p=c(\cdot)$	566,4833	69,9650	33	347,6931
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, $p=c(\cdot)$	609,8008	113,2825	44	337,6139
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, $p=c(2s)$	614,3124	117,7941	45	336,3610
S(t), $G''(t)$, $G'(t)$, $p(\cdot)$, $c(\cdot)$	615,4705	118,9522	45	337,5192

Tabela 3.24. Valores estimados pelos modelos do DR (S(.), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$ e S(2s), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$) da sobrevivência (S), das probabilidades migratórias (G'' e G') e de captura (p) e recaptura (c) para *Oecomys roberti* no Cambarazal 3.

Parâmetro	DR: S(.), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$		DR: S(2s), $G''=G'(\cdot)$, $p=c(\cdot)$	
	Estimativa	Erro Padrão	Estimativa	Erro Padrão
S (.)	0,763	0,046		
S (água)			0,858	0,086
S (solo)			0,719	0,061
$G''=G'(\cdot)$	0,130	0,170	0,125	0,171
$p=c(\cdot)$	0,221	0,039	0,220	0,039

A área amostrada no Cambarazal 3 foi de 1,76 ha e a densidade de *O. roberti* nesta grade durante o estudo variou de 1,1 a 11,9 ind/ha pelos dois modelos do desenho robusto e de 1,7 a 6,8 ind/ha pelo método do MNKA.

A variação da estimativa do número de indivíduos e da taxa de sobrevivência de *O. roberti* nos cambarazais também sugere que existe uma redução da densidade durante a seca, com aumento gradual na cheia, atingindo valores máximos na vazante (Fig. 3.9).

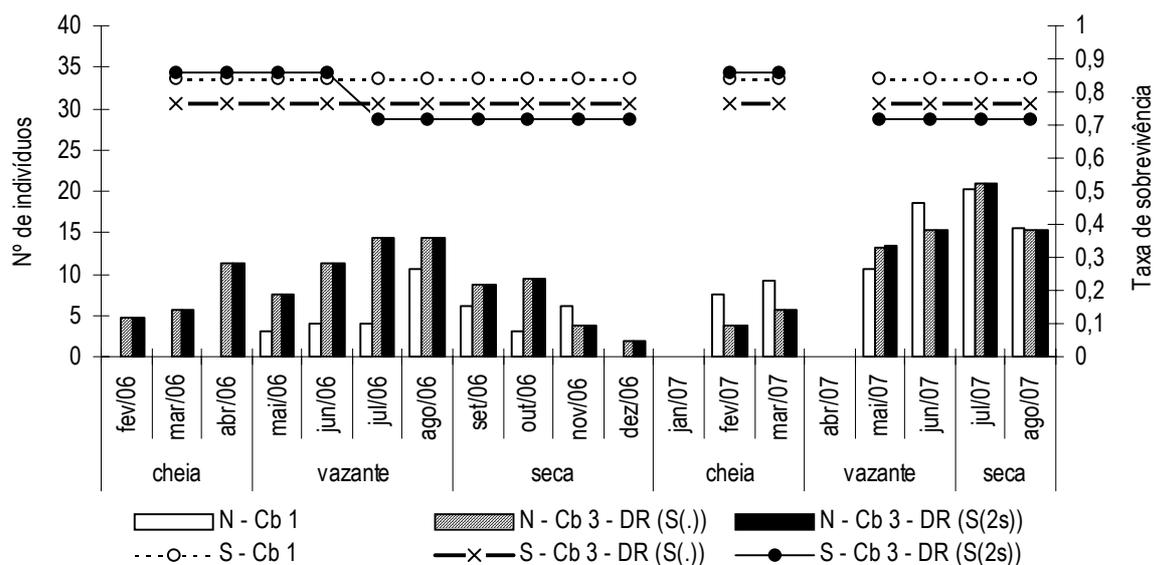


Figura 3.9. Número de indivíduos (N) e sobrevivência (S) estimados pelo desenho robusto para *O. roberti* nos camarazais 1 (Cb 1) e 3 (Cb 3).

A entrada de novos indivíduos jovens e sub-adultos nas populações de *O. roberti* dos camarazais também sugere que a reprodução neste hábitat ocorre o ano todo, sendo intensificada no final da seca e durante a cheia (Fig. 3.10).

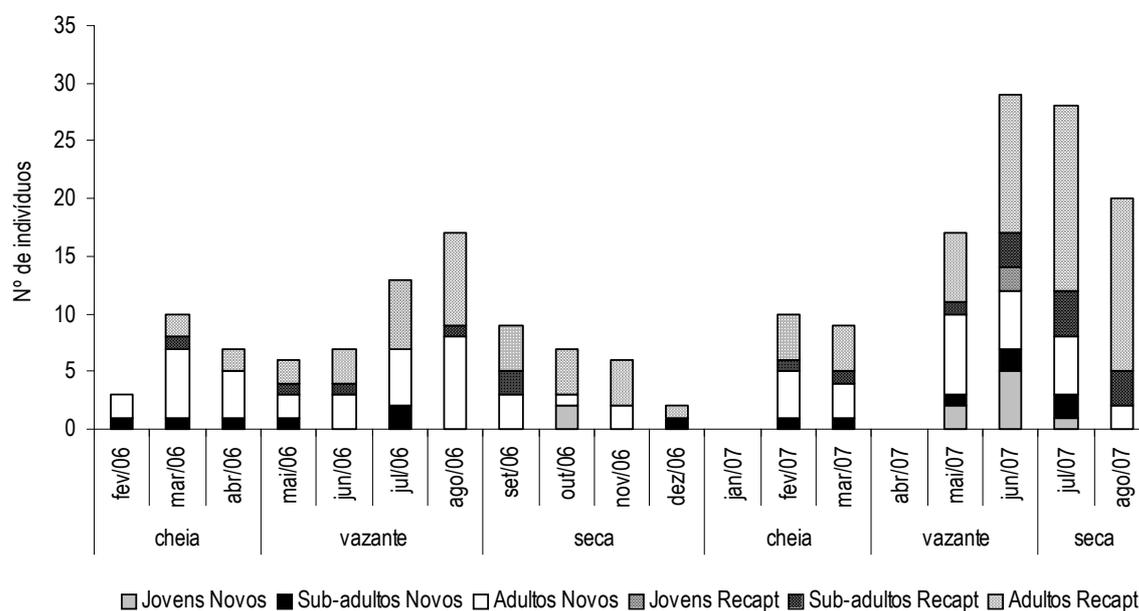


Figura 3.10. Número de indivíduos novos e recapturados de cada classe etária nas estações cheia, vazante e seca, a partir da somatória dos registros de *O. roberti* dos camarazais 1 e 3.

DISCUSSÃO

Um único modelo foi resultante da análise das populações de *G. agilis* nos cambarazais, evidenciando que a taxa de sobrevivência desta espécie neste tipo de hábitat é altamente variável e que a probabilidade de migração é baixa, não confirmando a hipótese de que os parâmetros analisados sejam modelados pela disponibilidade do solo.

As flutuações populacionais desta espécie nos dois cambarazais mostram um aumento da densidade nos meses correspondentes ao final da vazante e início da seca, sugerindo um maior recrutamento de indivíduos, decorrentes da intensificação dos esforços reprodutivos. Na seca foram registradas altas taxas de sobrevivência, coincidindo com o período em que maior porcentagem de fêmeas apresentam sinais de estarem em período reprodutivo.

A densidade máxima registrada para *G. agilis* no Cambarazal 1 é aproximadamente 2,6 vezes maior que a registrada no Cambarazal 3, sugerindo que outro fator controla o número de indivíduos destas populações.

Nunes da Cunha e Junk (2004) mostram que cambarazais em estágios iniciais de desenvolvimento apresentam árvores com menor diâmetro na altura do peito, menor altura de dossel e menor riqueza de espécies arbóreas, quando comparados com cambarazais mais antigos. O Cambarazal 1 é cerca de 15 a 20 anos mais velho que o Cambarazal 3 (Arlindo Viana Lima, com. pes.) e diferenças na complexidade estrutural dos hábitats são verificadas visualmente: maior altura do dossel e maior número de espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas. Alho (1981), comparando abundância de espécies em distintas fisionomias do Cerrado, conclui que o aumento na complexidade do hábitat resulta no aumento da abundância das espécies associadas, devido a maior disponibilidade de nichos e recursos.

As populações de *G. agilis* nos cambarazais apresentam a mesma dinâmica, com variação mensal na taxa de sobrevivência independente da disponibilidade do solo, mas o tamanho das populações possivelmente é limitado pela disponibilidade de recursos.

Um único modelo também foi resultante da análise das populações de *M. demerarae* nas cordilheiras, evidenciando uma taxa de sobrevivência alta e constante ao longo do estudo e taxas migratórias distintas para as três estações corroborando a hipótese da interferência estacional na dinâmica das populações desta espécie neste hábitat.

As flutuações populacionais desta espécie nas três cordilheiras mostram um aumento da densidade nos meses correspondentes ao final da cheia e durante a vazante e sugerem o recrutamento de indivíduos, já que este é o período em que maior número de indivíduos jovens e sub-adultos são registrados.

As taxas migratórias sugerem que *M. demerarae* tem maior capacidade dispersiva, sendo registradas as maiores taxas no período de seca para duas das três cordilheiras, enquanto que valores intermediários dessas taxas são observados na cheia.

A seca também é o período em que foram registradas maiores porcentagens de fêmeas com sinais reprodutivos, sugerindo que a maior movimentação dos indivíduos nesta época pode estar relacionada com a procura por parceiros, abrigos e recursos alimentares.

As densidades máximas observadas entre as três cordilheiras podem estar mais relacionadas ao método de cálculo das áreas amostradas do que a disponibilidade de recursos, como no caso dos cambarazais. As cordilheiras de um modo geral são formações longas e delgadas, margeadas por campos. As grades instaladas nas cordilheiras 2 e 3 amostraram o hábitat de uma margem a outra, no sentido do menor comprimento, enquanto que na Cordilheira 1 a amostragem começou em uma margem, mas não atingiu a outra. Assim, o método utilizado pode ter superestimado a área amostrada na Cordilheira 1, com a união de pontos externos, enquanto as outras cordilheiras apresentaram menores possibilidades de superestimação de área.

A constância nas probabilidades de captura e de recaptura mostram que as estações não interferem no método, enquanto que a diferença entre elas sugere que, em média, um indivíduo marcado fica menos propenso a recaptura do que aqueles nunca capturados.

Os modelos que melhor explicam os dados de *M. demerarae* nos landis 1 e 3 não corroboram a hipótese de que os parâmetros populacionais analisados sejam modelados pela disponibilidade do solo. Esta hipótese somente é corroborada no Landi 2, com a sobrevivência sendo discretamente menor quando o solo está disponível. Apesar de não haver um padrão, em termos de modelo, nas taxas de sobrevivência de *M. demerarae* nos landis, pode-se dizer que esta é alta para as três áreas, inclusive no Landi 1 onde se verifica variação mensal desta taxa, e é maior que as observadas nas cordilheiras.

Em estudo realizado em Mata Atlântica, foi demonstrado, através de rádio-telemetria, que a área de vida de *M. paraguayanus* é de 1,3-5,9 ha para fêmeas e 4,0-10,9 ha para machos, sendo capazes de se deslocarem, em média, 423 ± 40 m por noite (Moraes Jr. & Chiarello 2005). Nos landis as taxas de migração também confirmam a capacidade dispersiva desta espécie, mas apontam taxas de imigração bem maiores do que de emigração, sugerindo que estas taxas referem-se mais a “entradas” e “saídas” da grade amostral do que do hábitat. As densidades máximas registradas nas áreas de landis não diferem muito entre si, sendo a média dessas maiores que a registrada para esta espécie nas cordilheiras.

O modelo que melhor explica os dados de *M. domestica* na Cordilheira 3 corrobora a hipótese da interferência estacional na dinâmica das populações desta espécie neste hábitat.

Assim como observado em *M. demerarae* nas cordilheiras, *M. domestica* também apresenta um adensamento no início da vazante, período em que também foi registrado maior número de indivíduos sub-adultos, sugerindo o recrutamento. Este também é verificado durante a cheia, mas a taxa de sobrevivência é menor neste período do que na vazante. A seca é o período mais crítico para a sobrevivência de *M. domestica* na Cordilheira 3.

Bergallo & Cerqueira (1994) registram o pico populacional de *M. domestica* no final da estação chuvosa e início da seca, com diminuição progressiva do número de indivíduos ao longo da seca, para posterior crescimento apenas na próxima estação chuvosa. Apesar do padrão descrito por Bergallo & Cerqueira (1994) também ter sido observado na população de *M. domestica* na Cordilheira 3 ao longo do primeiro ano de monitoramento, a recuperação do número de indivíduos no ano seguinte não ocorreu. O baixo número de indivíduos capturados no segundo ano de monitoramento não é explicado nem pelas taxas migratórias (que sugerem pequena capacidade dispersiva), nem pelas probabilidades de captura e de recaptura (constantes) e se torna menos compreensível quando se compara a densidade máxima registrada na Caatinga (4,0 ind/ha) e na Cordilheira 3 (10,2 (MNKA) a 15,7 (DR) ind/ha).

Dois modelos resultaram da análise dos dados de *O. roberti* em cada um dos cambarazais. Um desses modelos é comum para as duas áreas, enquanto que nos modelos em que diferem a interferência estacional aparece, em um, na sobrevivência e no outro nas probabilidades de captura e recaptura. Em qualquer um dos casos, as taxas migratórias indicam que *O. roberti* apresenta capacidade dispersiva constante durante do o ano, apesar do erro padrão ser muito alto para este parâmetro.

As probabilidades de captura e de recaptura são iguais entre si e, em geral, são baixas, podendo ser maiores quando o solo está disponível no Cambarazal 1.

A sobrevivência é alta, seja ela influenciada pela disponibilidade do solo ou não, e a redução no número de indivíduos durante a seca pode refletir uma menor taxa de recrutamento neste período, quando comparado com o número de indivíduos jovens e sub-adultos registrados durante a cheia e a vazante.

Happold (1983 *apud* Alho *et al.* 1986) e French *et al.* (1975 *apud* Alho *et al.* 1986) sugerem que duas estratégias reprodutivas relacionadas com as condições ambientais podem ser aplicadas aos mamíferos do Cerrado: reprodução contínua e reprodução sazonal. A segunda estratégia resulta em maior flutuação da densidade populacional.

Vários estudos populacionais, com pequenos mamíferos, realizados no Cerrado apresentam estas duas estratégias, sendo maior o número de espécies com reprodução sazonal, verificada tanto através dos sinais reprodutivos como pela flutuação anual da densidade (Alho *et al.* 1981; Dietz 1983; Reis 1993; Mares & Ernest 1995; Vieira 1997; Talamoni & Dias 1999; Silva 2005). Entretanto, vários autores registram maiores densidades durante a seca para várias espécies (Dietz 1983; Reis 1993; Mares & Ernest 1995; Vieira 1997).

A Caatinga é caracterizada por um alto grau de incerteza ambiental, por apresentar um regime de chuvas errático (Streilein 1982). Este autor mostra que não há um padrão reprodutivo para as espécies, cada uma desenvolve uma estratégia reprodutiva: *Wiedomys pyrrhorhinos* e *Calomys callosus* se reproduzem o ano todo, mas poucos jovens chegam a idade adulta; *Didelphis albiventris* se reproduz na seca para que o desmame dos filhotes ocorra no período em que há maior probabilidade de chuvas; e *Necomys lasiurus* intensifica os esforços reprodutivos apenas quando as condições ambientais se tornam favoráveis.

Na Mata Atlântica, Fonseca & Kierulff (1989) também registram reprodução sazonal para os marsupiais estudados, coincidindo com o final da seca até o meio da estação chuvosa, entretanto descrevem maiores densidades de roedores durante a seca. Passamani (2000) também registra aumento da atividade reprodutiva de marsupiais da Mata Atlântica durante a estação de maior pluviosidade.

No Pantanal, a seca é o período em que se observa um decréscimo populacional para as quatro espécies nos habitats analisados. Os resultados sobre a reprodução (Cap. 2) e recrutamento destas espécies sugerem que a seca é o momento de substituição dos indivíduos adultos, com a morte dos que se reproduziram na seca anterior e a maturação sexual dos que irão se reproduzir na estação seca atual.

O período reprodutivo coincide com o início das chuvas no Pantanal, que ocorre durante a estação seca. Neste período também é registrado o pico reprodutivo de aves de sub-bosque na área de estudo (Pinho 2005). van Schaik *et al.* (1993) demonstram que a produção de folhas novas, floração e frutificação de muitas plantas de florestas tropicais são concentradas no início da estação chuvosa, sugerindo o benefício de aves e mamíferos que se reproduzem neste período. No Pantanal, 51% das plantas de cordilheiras frutificam no final da estação seca (Nunes da Cunha & Junk 1996) e o pico da produção de sementes de cambará ocorre na estação seca (Nunes da Cunha & Junk 2004). Santos *et al.* (2003) registraram alta abundância de artrópodes de copa, na região do Pirizal, no início das chuvas e Castilho & Marques (2002) demonstram a maior abundância de insetos, em cambarazais, entre os meses de novembro e maio. Assim, o início das chuvas, durante a seca, coincide com o aumento de recursos

alimentares utilizados pelas espécies de pequenos mamíferos, que darão início (reprodução sazonal) ou intensificarão o investimento reprodutivo (reprodução contínua intensificada sazonalmente).

As flutuações na densidade populacional, a biologia reprodutiva, as taxas de sobrevivência e as evidências de recrutamento das espécies registradas neste estudo também mostram duas estratégias reprodutivas no Pantanal, mas diferem dos padrões observados em outros biomas devido ao período de maior adensamento: no Pantanal este é antecipado, ocorrendo na vazante, sugerindo uma substituição dos indivíduos adultos neste período, mas com redução em número, já que nem todos os indivíduos nascidos na estação reprodutiva anterior sobrevivem até a idade adulta.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alho, C. J. R. 1981. Small mammal populations of brazilian cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. *Rev. Brasil. Biol.*, 41(1): 223-230.
- Alho, C. J. R., Pereira, L. A. & Paula, A. C. 1986. Patterns of habitat utilization by small mammal populations in cerrado biome of central Brazil. *Mammalia*, 50(4): 447-460.
- Begon, M.; Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1996. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Science, 1068p.
- Bergallo, H. G. and Cerqueira, R. 1994. Reproduction and growth of the opossum *Monodelphis domestica* (Mammalia: Didelphidae) in northeastern Brazil. *J. Zool. (Lond.)*, 232:551-563.
- Castilho, A. C. C. & Marquês, M. I. 2002. Entomofauna obtida em uma floresta monodominante, Cambarazal, na Região do Pirizal, Pantanal de Poconé MT. *I Simpósio de Ecologia e Biodiversidade do Cerrado*, 2002, Brasília.
- Cooch, E. & White, G. 2004. Using MARK – A gentle introduction. Disponível em <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/markbok.exe>. (acessado em 03/05/2007).
- Dietz, J. M. 1983. Notes on the natural history of some small mammals in central Brazil. *J. Mammalia*, 64(3): 523-523.
- Feliciano.B.R., Fernandez, F. A. S., Freitas.D. & Figueiredo.M.S.L 2002. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mamm. Biol.*, 67: 304-314.
- Fernandez, F. A. S. 1995. Métodos Para Estimativa de Parâmetros Populacionais Por Captura-Marcação-Recaptura. Pp. 1-26 *In*: Pedro Peres Neto; Jean Louis Valentin; Fernando Antonio dos Santos Fernandez. (Org.). *Oecologia Brasiliensis - Tópicos em Tratamentos de Dados Biológicos*. 1 ed. Rio de Janeiro: UFRJ, v. 2.
- Fonseca, G. A. B. & Kierulff, M. C. M. 1989. Biology and natural history of brazilian Atlantic Forest small mammals. *Bull. Fl. St. Mus., Biol. Sci.* 34(4): 99-152.
- Ghizoni-Jr., I. R., Layme, V. M. G., Lima, A. P. & Magnusson, W. E. 2005. Spatially explicit population dynamics in a declining population of th tropical rodent, *Bolomys lasiurus*. *J. Mamm.*, 86(4): 677-682.
- Gotelli, N. J. 2001. *A Primer of Ecology*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, EUA. 265p.

- Jacob, J. 2003. The response of small mammal populations to flooding. *Mamm. Biol.*, 68: 102-111.
- Kendall, W. L.; Nichols, J. D. & Hines, J. E. 1997. Estimating Temporary Emigration Using Capture-Recapture Data with Pollock's Robust Design. *Ecol.*, 78(2):563-578.
- Kendall, W. L.; Pollock, K. H. & Brownie, C. 1995. A Likelihood-Based Approach to Capture-Recapture Estimation of Demographic Parameters under the Robust Design. *Biometrics*, 51(1):293-308.
- Krebs, C. J. 1966. Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecol. Monogr.*, 36(3):239-273.
- Layme, V. M. G., Lima, A. P. & Magnusson, W. E. 2004. Effects of fire, food availability and vegetation on the distribution of the rodent *Bolomys lasiurus* in an Amazonian savanna. *J. Trop. Ecol.* 20: 1-5.
- Lima, M. & Jaksic, F. M. 1999. Population dynamics of three Neotropical small mammals: Time series model and the role of delayed density-dependence in population irruptions. *Austr. J. Ecol.* 24: 25-34
- Lima, M., Julliard, R., Stenseth, N. C. & Jaksic, F. M. 2001. Demographic dynamics of a neotropical small rodent (*Phyllotis darwini*): feedback structure, predation and climatic factors. *J. Anim. Ecol.*, 70: 761-775.
- Mares, M. A. & Ernest, K. A. 1995. Population and community ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *J. Mamm.*, 76(3): 750-768.
- Mohr, C. O. 1947. Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. *Amer. Midl. Nat.*, 37(1):223-249.
- Moraes Jr., E. A. & Chiarello, A. G. 2005. A radio tracking study of home range and movements of the marsupial *Micoureus demerarae* (Thomas) (Mammalia, Didelphidae) in the Atlantic forest of south-eastern Brazil. *Rev. Bras. Zool.*, 22(1):85-91.
- Nunes da Cunha, C. & Junk, W. J. 1996. Composição florística de capões e cordilheiras: localização das espécies lenhosas quanto ao gradiente de inundação no Pantanal de Poconé, MT – Brasil. Pp. 387-405. *Anais II Simpósio sobre Recursos Naturais e Socio-econômicos do Pantanal. Manejo e Conservação*. EMBRAPA Pantanal, Corumbá/MS.
- Nunes da Cunha, C. & Junk, W. J. 2004. Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. *Appl. Veg. Sci.*, 7:103-110.

- O'Connell, M. A. 1989. Population dynamics of neotropical small mammals in seasonal habitats. *J. Mamm.*, 70(3): 532-548.
- Odum, E. P. & Kuenzler, E. J. 1955. Measurement of territory and home range size in birds. *Auk*, 72: 128-137.
- Ostfeld, R. S. 1986. Territoriality and mating system of California voles. *J. Anim. Ecol.*, 55:691-706.
- Passamani, M. 2000. Análise da comunidade de marsupiais em Mata Atlântica de Santa Teresa, Espírito Santo. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão* (N. Ser.), 11/12: 215-228.
- Pinho, J. B. 2005. *Riqueza de espécies, padrões de migração e biologia reprodutiva de aves em quatro ambientes florestais do Pantanal de Poconé, MT*. Tese de Doutorado: UFMG, 185p.
- Pollock, K. H. 1982. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *J. Wildl. Managem.*, 46:757-760.
- Reis, M.L. 1993. *Estudo das comunidades de pequenos mamíferos não voadores em duas áreas de Cerrado (sensu stricto), de diferentes tamanhos, inseridas dentro de uma grande floresta plantada na Fazenda Jatobá (Correntina, BA)*. Dissertação de Mestrado, Brasília: UnB, 84p.
- Santos, G. B.; Marques, M. I.; Adis, J. & de Muis, C. R. 2003. Artrópodos associados à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Araceae), na região do Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Rev. Bras. Entomol.*, 47:211-224.
- Silva, R.R. 2005. *Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos e parâmetros populacionais de três espécies de roedores da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina - DF*. Dissertação de Mestrado, Brasília: UnB, 101p.
- Soriano, P. J. and Clulow, F. V. 1988. Efecto de las inundaciones estacionales sobre poblaciones de pequeños mamíferos en los Llanos altos occidentales de Venezuela. *Ecotrop.*, 1(1): 3-10.
- Streilein, K. E. 1982. Ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. III. Reproductive biology and population ecology. *Ann. Carn. Mus.*, 51: 251-269.
- Talamoni, S. A. & Dias, M. M. 1999. Population and community ecology of small mammals in southeastern Brazil. *Mammalia*, 63(2): 167-181.

- van Schaik, C. P.; Terborgh, J. W. & Wright, S. T. 1993. The phenology of tropical forest: Adaptive significance and consequences for primary consumers. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 24:353-377.
- Vieira, M. V. 1997. Dynamics of a rodent assemblage in a cerrado of southeast Brazil. *Rev. Bras. Biol.*, 57(1): 99-107.
- White, G. C. & Burnham, K. P. 1999. Program MARK, survival estimation from populations of marked animal. *Bird Study*, 46 (suppl.):120-138.

APÊNDICE

Número de indivíduos estimados mensalmente (períodos primários) segundo os métodos do Mínimo Número Conhecido Vivo (MNKA) e do Desenho Robusto (DR) para *Gracilinanus agilis* no Cambarazal 1.

	MNKA	DR: $S(t), G''=G'(\cdot), p=c(\cdot)$	
		N-hat	Erro Padrão
1	0	0,00	0,000
2	1	1,200	0,495
3	0	0,000	0,000
4	0	0,000	0,000
5	1	1,435	0,799
6	5	6,001	1,149
7	4	4,801	1,019
8	1	0,000	0,000
9	1	1,200	0,495
10	1	1,200	0,495
11	3	2,401	0,707
12	1	1,200	0,495
13	1	1,200	0,495
14	3	3,601	0,874
15	7	8,402	1,384
16	11	9,602	1,493
17	14	16,804	2,074

Número de indivíduos estimado mensalmente (períodos primários) segundo os métodos do Mínimo Número Conhecido Vivo (MNKA) e do Desenho Robusto (DR) para *Gracilinanus agilis* no Cambarazal 3.

	MNKA	DR: $S(t), G''=G'(\cdot), p=c(\cdot)$	
		N-hat	Erro Padrão
1	0	0,000	0,000
2	2	3,801	2,032
3	4	7,601	3,109
4	1	1,900	1,374
5	2	2,549	2,090
6	1	1,900	1,374
7	4	7,601	3,109
8	2	3,801	2,032
9	0	0,000	0,000
10	0	0,000	0,000
11	0	0,000	0,000
12	0	0,000	0,000
13	1	1,900	1,374
14	2	3,801	2,032
15	2	3,801	2,032
16	3	3,801	2,032
17	2	3,801	2,032

Número de indivíduos estimados mensalmente (períodos primários) segundo os métodos do Mínimo Número Conhecido Vivo (MNKA) e do Desenho Robusto (DR) para *Micoureus demerarae* na Cordilheira 1.

	MNKA	DR: S(.), G''=G'(3s), p(.), c(.)	
		N-hat	Erro Padrão
1	4	4,224	0,499
2	7	7,392	0,672
3	6	6,336	0,618
4	7	6,336	0,618
5	6	3,493	0,778
6	7	7,392	0,672
7	6	6,336	0,618
8	6	6,336	0,618
9	5	5,280	0,561
10	4	2,112	0,348
11	2	0,000	0,000
12	4	3,168	0,429
13	4	1,056	0,244
14	8	8,448	0,723
15	6	6,336	0,618
16	3	3,1681	0,429
17	2	2,112	0,348

Número de indivíduos estimados mensalmente (períodos primários) segundo os métodos do Mínimo Número Conhecido Vivo (MNKA) e do Desenho Robusto (DR) para *Micoureus demerarae* na Cordilheira 2.

	MNKA	DR: S(.), G''=G'(3s), p(.), c(.)	
		N-hat	Erro Padrão
1	1	1,029	0,174
2	3	3,088	0,304
3	10	10,264	0,538
4	11	11,323	0,599
5	13	13,236	1,251
6	13	13,381	0,656
7	7	7,205	0,471
8	4	3,088	0,304
9	3	0,000	0,000
10	3	1,029	0,174
11	2	1,029	0,174
12	8	8,235	0,506
13	8	7,205	0,471
14	12	12,352	0,628
15	9	8,235	0,506
16	9	9,264	0,538
17	8	8,235	0,506

Número de indivíduos estimados mensalmente (períodos primários) segundo os métodos do Mínimo Número Conhecido Vivo (MNKA) e do Desenho Robusto (DR) para *Micoureus demerarae* na Cordilheira 3.

	MNKA	DR: $S(\cdot), G''=G'(3s), p(\cdot), c(\cdot)$	
		N-hat	Erro Padrão
1	5	5,225	0,506
2	8	7,316	0,608
3	5	5,225	0,506
4	6	6,271	0,559
5	5	4,561	0,841
6	4	4,180	0,449
7	3	3,135	0,386
8	3	2,090	0,312
9	2	2,090	0,312
10	0	0,000	0,000
11	0	0,000	0,000
12	2	2,090	0,312
13	3	3,135	0,386
14	5	5,225	0,506
15	5	5,225	0,506
16	5	4,180	0,449
17	4	4,180	0,449

Número de indivíduos estimados mensalmente (períodos primários) segundo os métodos do Mínimo Número Conhecido Vivo (MNKA) e do Desenho Robusto (DR) para *Micoureus demerarae* no Landi 1.

	MNKA	DR: $S(t), G''(\cdot), G'(\cdot), p=c(2s)$	
		N-hat	Erro Padrão
1	4	4,754	0,978
2	6	5,754	0,978
3	13	13,885	1,621
4	14	12,885	1,621
5	14	13,050	1,108
6	11	11,331	0,596
7	11	11,331	0,596
8	6	6,150	0,397
9	3	2,060	0,250
10	3	0,000	0,000
11	3	0,000	0,000
12	4	2,188	0,477
13	7	8,131	1,218
14	14	14,362	0,623
15	3	3,030	0,176
16	5	5,060	0,250
17	6	6,090	0,307

Número de indivíduos estimados mensalmente (períodos primários) segundo os métodos do Mínimo Número Conhecido Vivo (MNKA) e dos dois modelos do Desenho Robusto (DR) para *Micoureus demerarae* no Landi 2.

	MNKA	DR: S(.), G''(.), G'(.), p=c(2s)		DR: S(2s), G''(.), G'(.), p=c(2s)	
		N-hat	Erro Padrão	N-hat	Erro Padrão
1	3	3,597	0,871	3,600	0,873
2	2	2,398	0,704	2,400	0,706
3	9	10,792	1,590	10,800	1,595
4	14	16,788	2,065	16,801	2,072
5	16	16,807	1,478	16,806	1,477
6	17	16,584	0,799	16,584	0,798
7	15	12,438	0,687	12,438	0,687
8	9	6,219	0,481	6,219	0,481
9	8	6,219	0,481	6,219	0,481
10	3	0,000	0,000	0,000	0,000
11	3	0,000	0,000	0,000	0,000
12	7	8,394	1,379	8,400	1,383
13	8	7,195	1,265	7,200	1,269
14	10	9,329	0,592	9,328	0,592
15	9	9,329	0,592	9,328	0,592
16	8	8,292	0,558	8,292	0,557
17	8	8,292	0,558	8,292	0,557

Número de indivíduos estimados mensalmente (períodos primários) segundo os métodos do Mínimo Número Conhecido Vivo (MNKA) e do Desenho Robusto (DR) para *Micoureus demerarae* no Landi 3.

	MNKA	DR: S(.), G''(.), G'(.), p=c(2s)	
		N-hat	Erro Padrão
1	0	0,000	0,000
2	5	7,546	2,140
3	6	5,527	1,603
4	17	23,129	4,069
5	15	14,112	1,637
6	19	20,174	1,160
7	12	9,483	0,729
8	12	7,414	0,674
9	11	9,483	0,729
10	10	4,207	0,473
11	8	0,000	0,000
12	10	7,546	2,140
13	11	11,564	2,613
14	16	14,829	0,965
15	13	13,760	0,922
16	13	13,760	0,922
17	10	10,552	0,781

Número de indivíduos estimados mensalmente (períodos primários) segundo os métodos do Mínimo Número Conhecido Vivo (MNKA) e do Desenho Robusto (DR) para *Monodelphis domestica* na Cordilheira 3.

	MNKA	DR: S(3s), G''=G'(.), p=c(.)	
		N-hat	Erro Padrão
1	6	10,399	3,184
2	11	13,159	3,904
3	11	12,399	3,184
4	16	24,678	5,219
5	14	14,588	4,851
6	15	12,399	3,184
7	13	11,519	2,795
8	11	15,159	3,904
9	5	9,399	3,184
10	2	1,879	1,314
11	1	1,879	1,314
12	1	1,879	1,314
13	0	0,000	0,000
14	1	1,879	1,314
15	1	1,879	1,314
16	1	1,879	1,314
17	0	0,000	0,000

Número de indivíduos estimados mensalmente (períodos primários) segundo os métodos do Mínimo Número Conhecido Vivo (MNKA) e dos dois modelos do Desenho Robusto (DR) para *Oecomys roberti* no Cambarazal 1.

	MNKA	DR: S(.), G''=G'(.), p=c(.)		DR: S(.), G''=G'(.), p=c(2s)	
		N-hat	Erro Padrão	N-hat	Erro Padrão
1	0	0,000	0,000	0,000	0,000
2	4	0,000	0,000	0,000	0,000
3	1	0,000	0,000	0,000	0,000
4	2	3,028	1,279	3,753	2,032
5	3	3,896	1,973	3,762	1,873
6	5	4,028	1,279	3,943	1,210
7	8	10,598	2,537	10,303	2,407
8	6	6,056	1,853	5,887	1,756
9	5	3,028	1,279	2,943	1,210
10	5	6,056	1,853	5,887	1,756
11	4	0,000	0,000	0,000	0,000
12	8	7,570	2,096	9,384	3,671
13	9	9,084	2,323	11,260	4,175
14	11	10,598	2,537	10,303	2,407
15	13	18,655	3,317	18,191	3,154
16	14	20,169	3,499	19,663	3,329
17	11	15,627	2,939	15,247	2,792

Número de indivíduos estimados mensalmente (períodos primários) segundo os métodos do Mínimo Número Conhecido Vivo (MNKA) e dos dois modelos do Desenho Robusto (DR) para *Oecomys roberti* no Cambarazal 3.

	MNKA	DR: S(.), G''=G'(.), p=c(.)		DR: S(2s), G''=G'(.), p=c(.)	
		N-hat	Erro Padrão	N-hat	Erro Padrão
1	3	4,794	1,913	4,800	1,917
2	5	5,691	2,383	5,700	2,389
3	9	11,383	3,537	11,400	3,546
4	8	7,589	2,798	7,600	2,805
5	6	11,178	4,259	11,195	4,269
6	9	14,281	3,879	14,300	3,888
7	8	14,281	3,879	14,300	3,888
8	7	8,589	2,798	8,600	2,805
9	7	9,486	3,179	9,500	3,187
10	5	3,794	1,913	3,800	1,917
11	3	1,897	1,329	1,900	1,332
12	3	3,794	1,913	3,800	1,917
13	5	5,691	2,383	5,700	2,389
14	8	13,281	3,879	13,300	3,888
15	10	15,178	4,208	15,200	4,218
16	12	20,870	5,144	20,900	5,156
17	8	15,178	4,208	15,200	4,218

CAPÍTULO 4

COMUNIDADES DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES EM TRÊS HÁBITATS FLORESTAIS DO PANTANAL DE POCONÉ, MT

INTRODUÇÃO

A ecologia de comunidades tem dedicado grande atenção à busca por padrões que expliquem a composição, riqueza e abundância de espécies de uma comunidade ao longo do tempo e do espaço, tentando entender quais fatores estão, positiva ou negativamente, correlacionados com a diversidade observada (Begon *et al.* 1996; Morin 1999). Como a unidade fundamental da diversidade, a riqueza de espécies tem sido a medida mais frequentemente aplicada em ecologia de comunidades (Brose & Martinez 2004). A busca por padrões também é fundamental para compreender a estabilidade e a resiliência da comunidade, características que determinam sua integridade frente a distúrbios naturais ou de origem antrópica (Ricklefs & Miller 1999).

Estudos com comunidades de pequenos mamíferos têm investigado vários aspectos da intrincada rede que determina a diversidade deste grupo em face às diversas características bióticas e abióticas do hábitat. Williams *et al.* (2002), em estudo nas florestas tropicais da Austrália, demonstram que a estrutura da comunidade de mamíferos está fortemente relacionada com a estrutura da vegetação em todas as escalas espaciais estudadas, sendo que 80% da riqueza de espécies local pode ser explicada por este parâmetro. Andrews & O'Brian (2000) demonstram que o aumento da riqueza de espécies de plantas explica 75% da riqueza de espécies de pequenos mamíferos, em estudo na África do Sul.

No Brasil, Mares *et al.* (1986), estudando diversas fisionomias do Cerrado, mostram que a mata de galeria apresenta uma maior riqueza de espécies, bem como uma distribuição vertical de espécies mais complexa, maior nível de diversidade trófica e maior diversidade de macronichos. Neste sentido, Nitikman & Mares (1987) determinaram preferências de microhábitats para as espécies da comunidade de pequenos mamíferos em mata de galeria no Cerrado, enquanto Lacher & Alho (1989) as estabeleceram no Pantanal.

Por outro lado, Fleming (1973), em estudo sobre a diversidade de mamíferos em um gradiente latitudinal (do Alasca às Florestas Tropicais do Panamá), afirma que a grande variedade e disponibilidade de recursos alimentares ao longo do ano, como frutos carnosos e insetos, mais do que o aumento da heterogeneidade espacial, explica a maior diversidade de

mamíferos nos habitats tropicais. August (1983), estudando o papel da complexidade e heterogeneidade do habitat na estruturação de comunidades de mamíferos tropicais, conclui que o número total de espécies de mamíferos está positivamente correlacionado com a complexidade do habitat, mas não com a heterogeneidade. Entretanto, este autor conclui que há pouca associação entre a estrutura do habitat e a riqueza, diversidade, abundância e biomassa de pequenos mamíferos, atribuindo aos fatores abióticos, como o grau de inundação, o papel de agir sobre a distribuição e abundância dos pequenos mamíferos.

Vários estudos mostram como populações e comunidades de pequenos mamíferos respondem a distúrbios. Vieira (1999) mostra mudanças em duas comunidades de pequenos mamíferos expostas a diferentes frequências de fogo no Cerrado, evidenciando que a área que foi protegida do fogo por mais tempo apresentou mudanças mais duradouras na abundância relativa das espécies mais comuns.

As inundações também podem ser consideradas como distúrbios, quer sejam previsíveis ou não. Klinger (2006), em Belize, estudou os efeitos de três inundações não previsíveis em planícies e conclui que os efeitos destas sobre a estrutura da comunidade de pequenos mamíferos é direto, mas relativamente breve, variando de acordo com a intensidade e duração da inundação. Andersen *et al.* (2000), estudando os padrões de movimento de pequenos mamíferos entre área de várzea sujeita à inundações previsíveis e áreas adjacentes mais elevadas, demonstraram que não há movimento temporário entre as áreas e que a maioria das espécies residentes da área ribeirinha desaparece durante o período de inundação, concluindo que para estas populações a inundação do habitat atua como uma catástrofe. Soriano & Clulow (1988), estudando a mesma problemática nos lhanos venezuelanos, sugerem que pelo menos uma das espécies estudadas realiza movimentos temporários entre “bancos” e “bajíos” como resposta a inundações sazonais.

Borchert & Hansen (1983) demonstraram que uma lâmina d'água rasa, em campos úmidos do Cerrado, não limita os movimentos de duas espécies de roedores, ao passo que uma terceira espécie evita a inundação. Por fim, Jacob (2003) mostra como uma população de roedor, considerada praga de campos de várzea agriculturáveis da Alemanha, pode ser mantida em baixas densidades a partir de inundações de curta duração.

O objetivo deste trabalho é descrever e comparar as comunidades de pequenos mamíferos não voadores em três habitats florestais, dois sujeitos a inundação sazonal (cambarazal e landi) e um não inundável (cordilheira), em termos de riqueza, composição, abundância e diversidade de espécies.

MÉTODOS

Os dados são oriundos do programa de monitoramento descrito na apresentação desta tese. Entretanto, para igualar o esforço amostral entre os habitats, foram suprimidos os dados das grades de cordilheiras referentes às armadilhas instaladas no solo nos meses em que as grades em landis e cambarazais apresentavam lâmina d'água. Assim, cada uma das nove grades teve um esforço amostral de 3.950 armadilhas por noite (a.n), distribuídas em 50 noites (amostra).

Para melhor interpretação e comparação dos resultados de riqueza de espécies obtidos pelo monitoramento, os dados foram agrupados por estação do ano, com base na flutuação do nível de água na região: cheia, vazante e seca.

O estimador não-paramétrico Jackknife de primeira ordem do programa EstimateS, versão 6.0 B1 (Colwell 2000) foi utilizado para gerar uma curva cumulativa de espécies para cada habitat, a partir a somatória dos dados das três réplicas, sendo os valores estimados associados a um intervalo de confiança de 95%. Utilizando o mesmo estimador, foram calculados os valores estimados da riqueza de espécies de cada uma das réplicas de cada habitat estudado. Foi construído então um intervalo de confiança associado (95%) a cada uma das estimativas para gerar um gráfico comparativo de riqueza entre os habitats para cada estação.

As médias das estimativas da riqueza de espécies, entre réplicas de um habitat, foram comparadas através de um teste ANOVA de duas-vias para verificar diferenças entre os habitats e estações do ano. As análises estatísticas foram realizadas no pacote estatístico Systat 9.0.

Foram comparadas as amostras da comunidade de pequenos mamíferos nas nove áreas, utilizando-se os coeficientes qualitativo e quantitativo de Sorensen como índice de similaridade (Magurran 1988). Posteriormente, utilizando o programa MVSP, um dendrograma foi criado para representar a similaridade entre habitats e entre a associação habitat-estação.

A diversidade de cada habitat foi calculada pelo índice de Shannon-Weaver (H'), a partir da somatória dos dados das três réplicas de cada habitat durante todo o período amostrado. A variância de H' foi calculada para cada habitat para posteriormente calcular t para testar as diferenças de diversidade entre os habitats (Magurran 1988).

RESULTADOS

Considerando os três habitats florestais amostrados, foram registradas 14 espécies de pequenos mamíferos não voadores pertencentes a três famílias: seis Didelphidae, sete Cricetidae e um Echimyidae (Tab 4.1).

Tabela 4.1. Número de indivíduos e espécies registradas em cada habitat.

	CAMBARAZAL	CORDILHEIRA	LANDI
Didelphidae			
<i>C. philander</i>	0	0	2
<i>D. albiventris</i>	0	0	1
<i>G. agilis</i>	45	21	12
<i>M. demerarae</i>	27	87	127
<i>M. domestica</i>	0	61	2
<i>P. opossum</i>	20	0	7
Cricetidae			
<i>C. cf. callosus</i>	8	20	0
<i>H. sciureus</i>	1	0	0
<i>H. megacephalus</i>	11	0	47
<i>N. lasiurus</i>	0	2	0
<i>O. nigripes</i>	0	1	0
<i>O. mamorae</i>	10	18	1
<i>O. roberti</i>	86	0	41
Echimyidae			
<i>T. pachyurus</i>	0	72	0
Nº de espécies	8	8	9

Apesar de o número de espécies registrado em cada habitat ser muito semelhante entre si, a composição e a abundância das espécies variam entre os habitats (Fig. 4.1). Apenas três espécies (21,4%) foram registradas nos três habitats, três espécies (21,4%) foram registradas apenas nos habitats alagáveis e seis espécies (42,8%) ocorreram somente em um habitat: *H. sciureus* em cambarazal; *N. lasiurus*, *O. nigripes* e *T. pachyurus* somente em cordilheira; *C. philander* e *D. albiventris* somente em landi.

Três espécies de marsupiais ocorreram em cambarazal e cordilheira (duas em comum), enquanto que nos landis foram observadas as seis espécies de marsupiais registradas neste estudo. Das 14 espécies observadas ao longo do ano, 13 (92,9%) foram registradas na cheia, 9 (64,3%) na vazante e 11 (78,8%) na seca (Fig. 4.2). *O. roberti* foi a espécie com maior número de indivíduos no cambarazal; para cordilheira e landi o maior número de indivíduos foi registrado para *M. demerarae*.

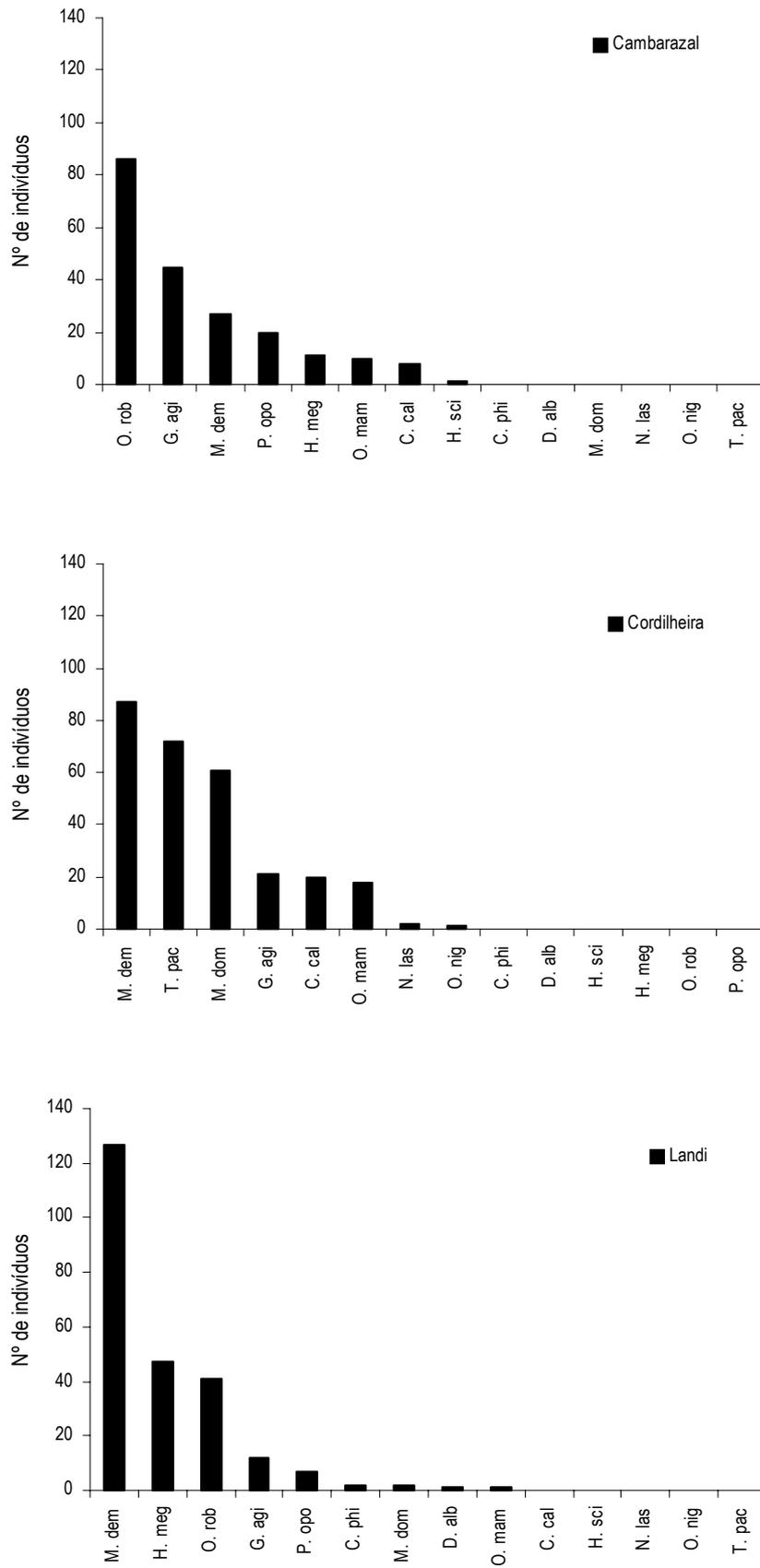


Figura 4.1. Número de indivíduos de cada espécie registrado em cada hábitat, a partir da somatória dos dados das três réplicas.

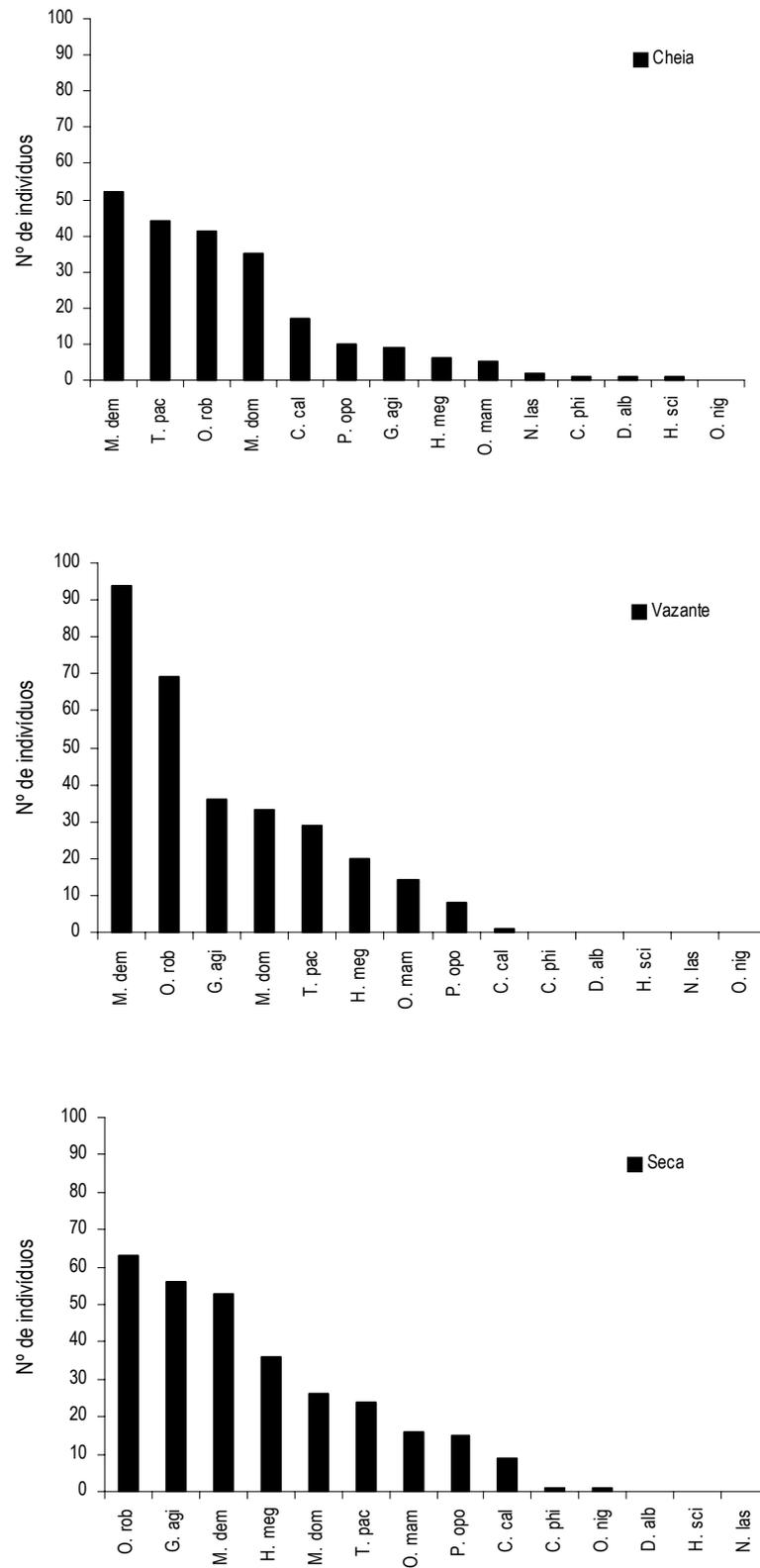


Figura 4.2. Número de indivíduos de cada espécie registrado em cada estação, a partir da somatória dos dados das três réplicas.

Riqueza de espécies

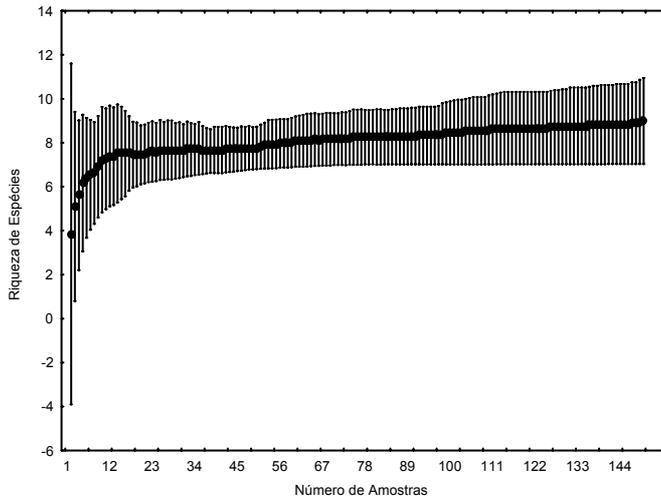
Os dados utilizados para os cálculos de estimativa de riqueza de espécies, após ajuste do esforço amostral, representam o número de eventos de captura de cada espécie, por noite de captura (50 amostras), agrupados por hábitat e estação (Tab. 4.2).

Tabela 4.2. Número de eventos de captura por espécie para cada hábitat na cheia (Ch), vazante (Va) e seca (Se), após ajuste do esforço amostral.

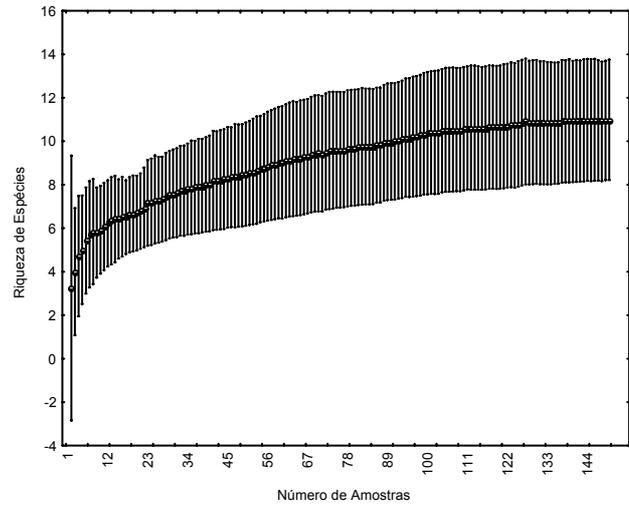
	CAMBARAZAL			CORDILHEIRA			LANDI		
	Ch	Va	Se	Ch	Va	Se	Ch	Va	Se
Didelphidae									
<i>C. philander</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>D. albiventris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>G. agilis</i>	12	47	60	0	33	34	1	22	15
<i>M. demerarae</i>	30	76	27	40	204	100	112	424	171
<i>M. domestica</i>	0	0	0	42	69	32	0	1	1
<i>P. opossum</i>	13	10	10	0	0	0	2	5	7
Cricetidae									
<i>C. cf. callosus</i>	0	4	6	24	1	1	0	0	0
<i>H. sciureus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. megacephalus</i>	1	11	6	0	0	0	6	28	27
<i>N. lasiurus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>O. nigripes</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>O. mamorae</i>	4	21	5	1	20	22	1	0	0
<i>O. roberti</i>	45	95	95	0	0	0	22	31	13
Echimyidae									
<i>T. pachyurus</i>	0	0	0	74	63	52	0	0	0
Nº de espécies	6	7	7	6	6	7	8	7	6

As curvas cumulativas de espécies revelam que, apesar do esforço amostral sistemático ao longo de dois ciclos sazonais, o número de espécies de pequenos mamíferos em cada hábitat não foi totalmente estimado. As curvas cumulativas geradas para os dados indicam que cordilheira e cambarazal estão mais próximas de uma assíntota (Fig. 4.3).

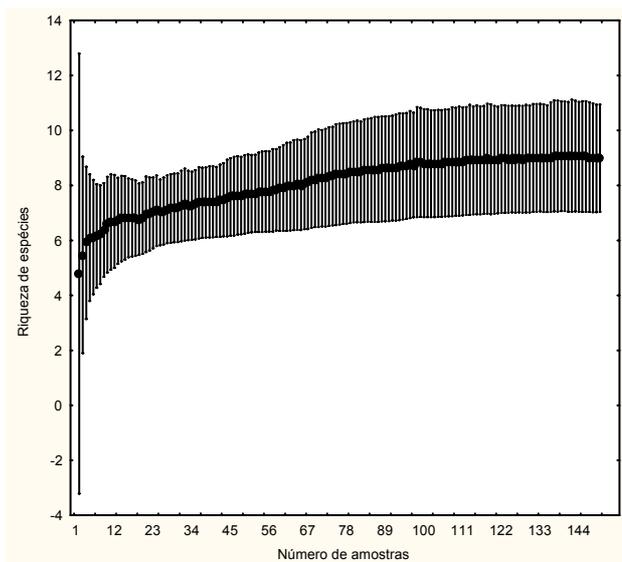
A estimativa de riqueza de espécies em cada estação mostra igualdade entre elas (Figs. 4.4, 4.5, 4.6). Os resultados da ANOVA de duas-vias corroboram estes resultados e mostram que não houve diferenças significativas na comparação das médias de riqueza de espécies entre hábitats e entre estações. Também não houve diferenças significativas na associação hábitat-estação (Tab. 4.3).



A. Cambará



B. Landi



C. Cordilheira

Figura 4.3. Curvas cumulativas de espécies de pequenos mamíferos, estimado em função do esforço amostral em três habitats florestais na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.

Tabela 4.3. Resultado do teste ANOVA duas-vias para comparação das médias de riqueza de espécies nos três habitats florestais nas três estações do ano na localidade de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.

Fator	g. l.	F	p
Habitat	2	0,238	0,791
Estação	2	0,518	0,604
Habitat*estação	4	0,170	0,951
Erro	18		

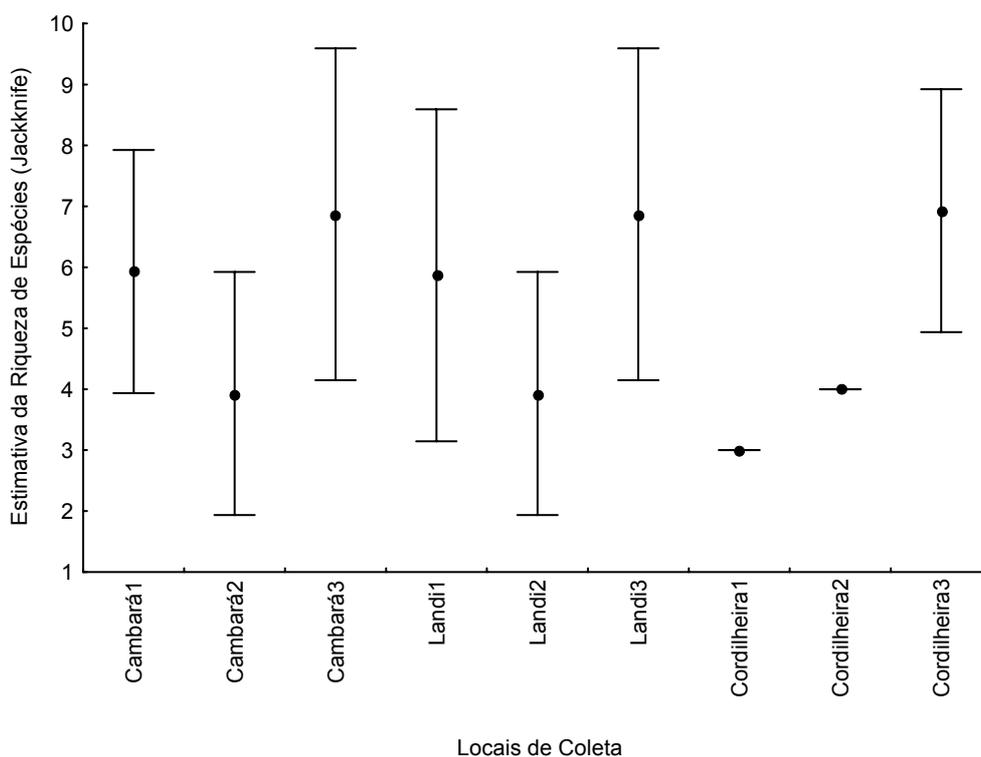


Figura 4.4. Estimativa da riqueza de espécies na cheia, calculada pelo estimador não-paramétrico Jackknife de primeira ordem, na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.

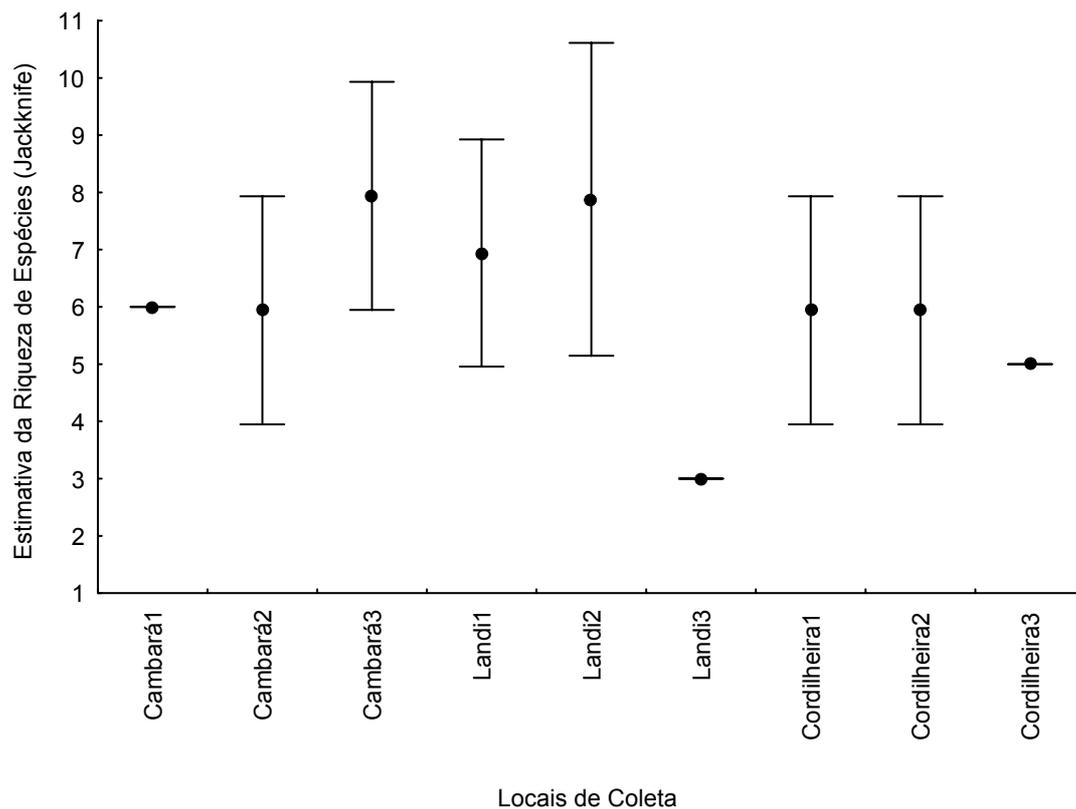


Figura 4.5. Estimativa da riqueza de espécies na vazante, calculada pelo estimador não-paramétrico Jackknife de primeira ordem, na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.

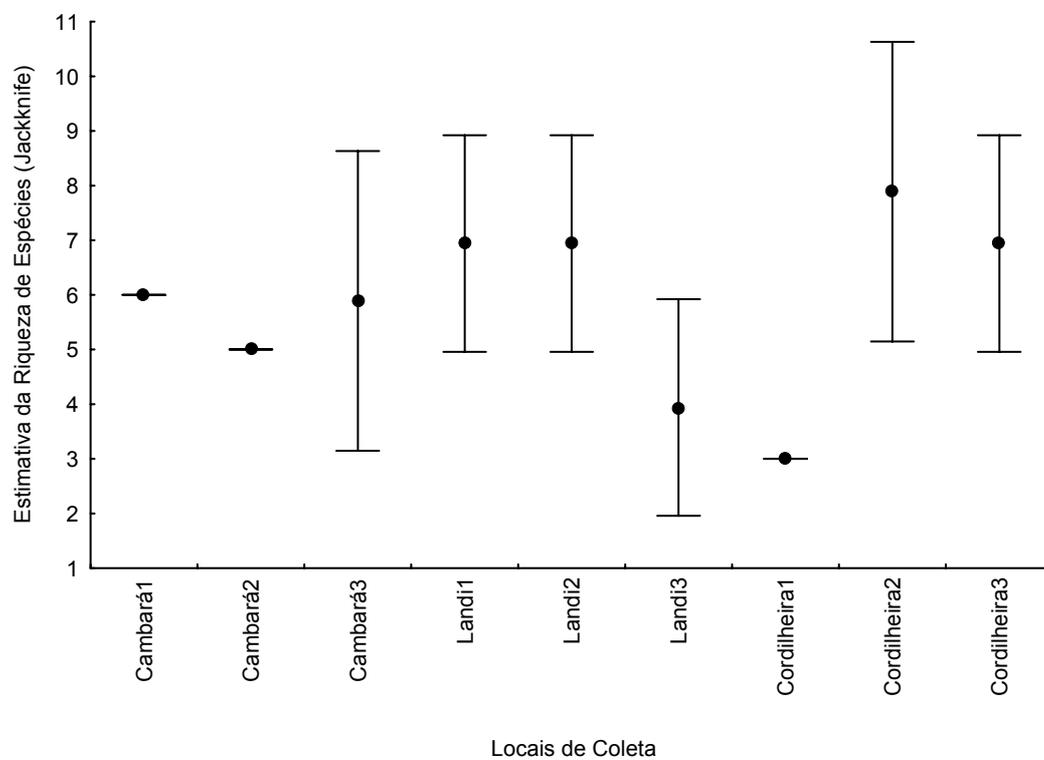


Figura 4.6. Estimativa da riqueza de espécies na seca, calculada pelo estimador não-paramétrico Jackknife de primeira ordem, na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.

Diversidade

O teste *t* aplicado sobre os valores obtidos no cálculo do índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e da variância deste índice (Var H') (Tab. 4.4) mostram que não há diferença significativa na diversidade observada entre cambarazal e cordilheira, mas há diferença significativa na diversidade destes quando comparados com o landi, sendo a diversidade do landi menor (Tab. 4.5). Apesar de o landi ter registrado uma espécie a mais que os demais habitats, a abundância das espécies explica um índice de diversidade significativamente inferior aos registrados na cordilheira e no cambarazal: *M. demerarae* é dominante neste habitat, sendo que a soma do número de indivíduos das demais espécies é inferior ao número de indivíduos de *M. demerarae*.

Tabela 4.4. Índice de diversidade (H'), variância do índice de diversidade (Var H'), número de espécies (N° sp.) e número de indivíduos (N° ind) para cada habitat.

	H'	Var H'	N° sp	N° ind
Cambarazal	1,6389	0,007084	8	208
Cordilheira	1,6544	0,007982	8	282
Landi	1,3363	0,010523	9	240
Total	1,9848	-	14	730

Tabela 4.5. Resultado do Teste *t* para a variância do índice de diversidade entre habitats.

	<i>t</i>	g. l.	p
Cambarazal vs. Cordilheira	0,1263	568	p >>> 0,05
Cambarazal vs. Landi	2,2805	443	p < 0,05
Cordilheira vs. Landi	2,3384	489	p < 0,05

Similaridade

Os coeficientes de Sorensen revelam que cambarazal e landi são mais similares entre si do que comparados com as cordilheiras (Tab 4.6, Fig 4.7). Entretanto essa semelhança é maior em termos de composição de espécies do que em termos de abundância.

Comparando os habitats em cada estação, os índices de Sorensen mostram que as estações não alteram estruturalmente comunidade de pequenos mamíferos nos habitats, com a manutenção de altas similaridades entre estações em um mesmo habitat (Tab. 4.7, Fig. 4.8). A dissimilaridade observada entre cordilheira e os habitats alagáveis é mantida em qualquer estação.

Tabela 4.6. Índice de similaridade qualitativo e quantitativo de Sorensen nos habitats cambarazal (CB), cordilheira (CD) e landi (LD).

QUALITATIVO									
	Cb1	Cb2	Cb3	Cd1	Cd2	Cd3	Ld1	Ld2	Ld3
Cb1	-								
Cb2	0,833	-							
Cb3	0,857	0,857	-						
Cd1	0,546	0,546	0,462	-					
Cd2	0,462	0,615	0,533	0,833	-				
Cd3	0,462	0,615	0,533	0,833	0,857	-			
Ld1	0,769	0,615	0,667	0,5	0,429	0,429	-		
Ld2	0,923	0,769	0,8	0,5	0,429	0,429	0,857	-	
Ld3	0,727	0,546	0,615	0,2	0,167	0,167	0,667	0,667	-

QUANTITATIVO									
	Cb1	Cb2	Cb3	Cd1	Cd2	Cd3	Ld1	Ld2	Ld3
Cb1	-								
Cb2	0,252	-							
Cb3	0,76	0,271	-						
Cd1	0,142	0,523	0,136	-					
Cd2	0,07	0,381	0,136	0,596	-				
Cd3	0,209	0,367	0,277	0,558	0,727	-			
Ld1	0,546	0,423	0,491	0,482	0,398	0,319	-		
Ld2	0,378	0,487	0,31	0,512	0,413	0,308	0,825	-	
Ld3	0,212	0,342	0,162	0,412	0,379	0,239	0,639	0,779	-

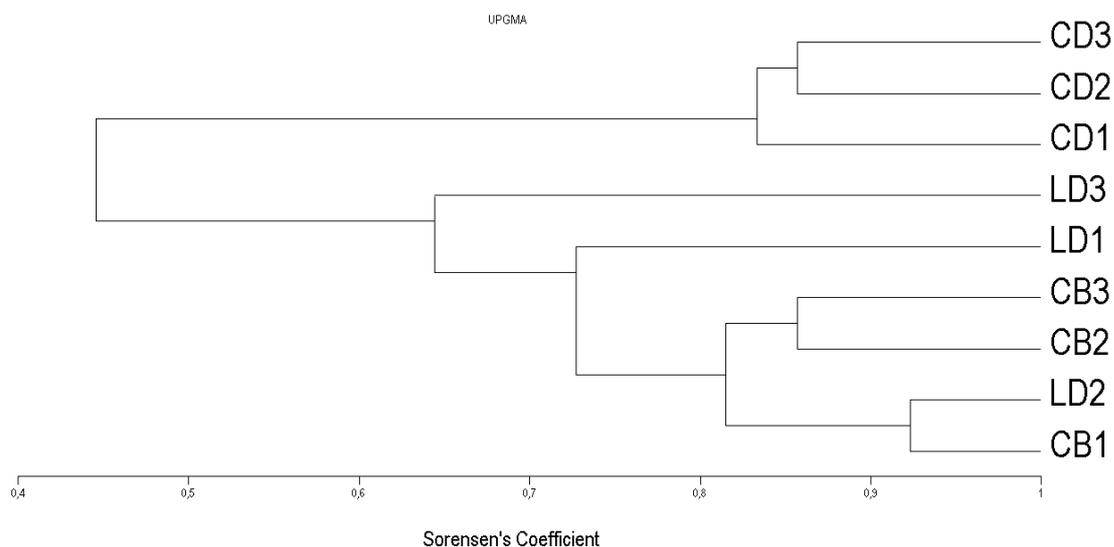


Figura 4.7. Dendrograma de similaridade qualitativo e quantitativo (Coeficiente de Sorensen) de pequenos mamíferos entre os habitats: cambarazal (CB), cordilheira (CD) e landi (LD), na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.

Tabela 4.7. Índice de similaridade qualitativo e quantitativo de Sorensen para associação hábitat-estação: cambarazal (CB), cordilheira (CD) e landi (LD); cheia (ch), vazante (va) e seca (se).

QUALITATIVO									
	Cb-ch	Cb-va	Cb-se	Cd-ch	Cd-va	Cd-se	Ld-ch	Ld-va	Ld-se
Cb-ch	-								
Cb-va	0,923	-							
Cb-se	0,857	0,923	-						
Cd-ch	0,308	0,333	0,462	-					
Cd-va	0,462	0,5	0,615	0,833	-				
Cd-se	0,427	0,462	0,571	0,769	0,923	-			
Ld-ch	0,8	0,857	0,8	0,286	0,429	0,4	-		
Ld-va	0,769	0,833	0,769	0,333	0,5	0,462	0,714	-	
Ld-se	0,714	0,769	0,714	0,308	0,462	0,429	0,8	0,923	-

QUANTITATIVO									
	Cb-ch	Cb-va	Cb-se	Cd-ch	Cd-va	Cd-se	Ld-ch	Ld-va	Ld-se
Cb-ch	-								
Cb-va	0,645	-							
Cb-se	0,609	0,804	-						
Cd-ch	0,094	0,13	0,128	-					
Cd-va	0,222	0,261	0,177	0,712	-				
Cd-se	0,243	0,404	0,264	0,615	0,77	-			
Ld-ch	0,477	0,545	0,335	0,201	0,385	0,204	-		
Ld-va	0,5	0,477	0,398	0,16	0,373	0,211	0,676	-	
Ld-se	0,434	0,426	0,349	0,168	0,485	0,243	0,662	0,757	-

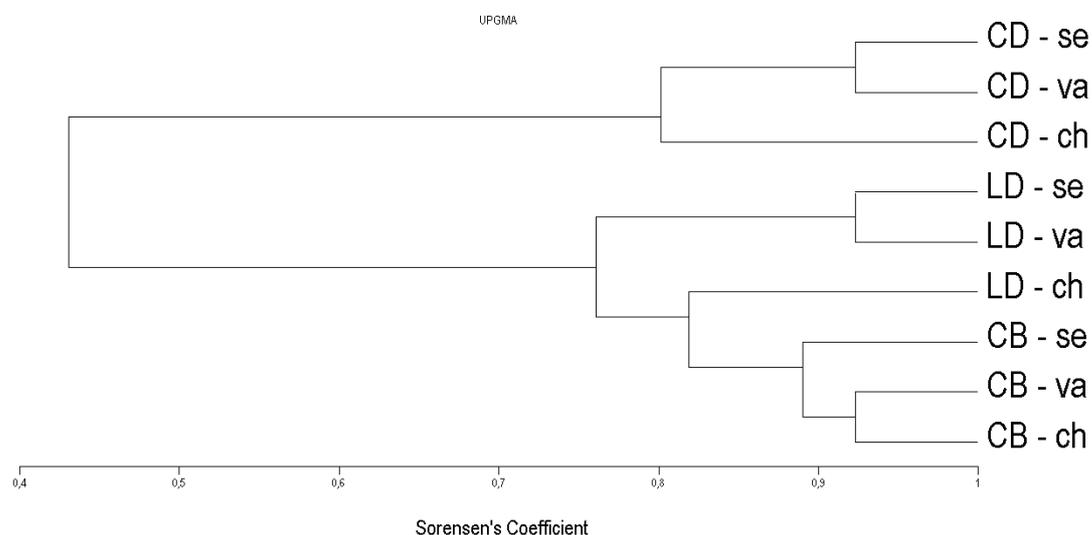


Figura 4.8. Dendrograma de similaridade qualitativo e quantitativo (Coeficiente de Sorensen) para associação hábitat-estação, na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT.

DISCUSSÃO

No Pantanal, assim como em muitos habitats tropicais como no Cerrado (Marinho-Filho *et al.* 1994) e na Mata Atlântica (Fonseca & Kierulff 1989), existem poucas espécies dominantes, representando a maioria dos indivíduos, e várias espécies registrando baixos números de indivíduos. Magurran & Henderson (2003) sugerem que as comunidades que exibem este padrão podem ser divididas em dois grupos relacionados à permanência das espécies no habitat, sendo as dominantes classificadas como espécies persistentes e as raras como espécies ocasionais.

A riqueza de espécies de pequenos mamíferos não voadores demonstra que os habitats florestais estudados são igualmente importantes, pois abrigam uma riqueza semelhante. Estes resultados divergem dos encontrados por Pinho (2005), em estudo com aves de sub-bosque nos mesmos habitats na região de Pirizal, que aponta cambarazal e landi como habitats significativamente mais ricos do que cordilheiras.

Comparando os habitats florestais do Pantanal com os do Cerrado, poderia se esperar que, a exemplo das aves de sub-bosque, as matas inundáveis abrigassem maior riqueza do que as cordilheiras, como as matas de galeria o fazem se comparadas a fisionomias como cerrado *sensu stricto* e cerradão (Alho 1981; Alho *et al.* 1986; Mares *et al.* 1986; Redford & Fonseca 1986; Nitikman & Mares 1987; Bonvicino *et al.* 1996; Johnson *et al.* 1999; Bonvicino *et al.* 2002).

Redford & Fonseca (1986) sugerem que as matas de galeria funcionam como corredores métricos para pequenos mamíferos não voadores exclusivos de habitats florestais, além de fornecer refúgio, alimento e água àquelas espécies generalistas de habitat, que representam a maioria da fauna de pequenos mamíferos não voadores do Cerrado. Neste sentido, as matas inundáveis do Pantanal, especialmente os landis, poderiam representar um “equivalente ecológico” das matas de galeria do Cerrado, já que são corredores de florestas sempre-verdes situados em relevo negativo nas depressões de escoamento das águas (Nunes da Cunha *et al.* 2007), enquanto que as cordilheiras, com predominância de espécies vegetais do Cerrado (Nunes da Cunha *et al.* 2007), representariam as fisionomias florestais mais xéricas.

O que torna as cordilheiras tão ricas quanto os landis e cambarazais é o fato de esta ser a única fisionomia florestal que não sofre alagamento durante a cheia, servindo de abrigo para espécies não arborícolas: quatro das seis espécies registradas em cordilheira durante a cheia não ocorrem em outro habitat neste período, sendo que três são exclusivas destas matas o ano

todo. Por outro lado, landis e cambarazais também abrigam espécies exclusivas de uma ou ambas as matas inundáveis.

Várias teorias e hipóteses foram formuladas para explicar a diversidade de espécies em determinado local e sua manutenção ao longo do tempo (Pianka 1994; Begon *et al.* 1996; Morin 1999; Ricklefs & Miller 2000). Dentre elas, a teoria da previsibilidade climática assume que apesar de temporariamente variável, o clima pode ser altamente previsível, por se repetir ano a ano, e permitir aos organismos desenvolverem algum grau de dependência, assim como de especialização, sob condições ambientais particulares e de padrões temporais da disponibilidade de recursos (Pianka 1994). A manutenção da estimativa da riqueza de espécies e da estrutura da comunidade de pequenos mamíferos não voadores nos três habitats ao longo das estações parece corroborar esta teoria, evidenciando uma adaptação deste grupo zoológico aos ciclos hidrológicos anuais.

No Pantanal a inundação é previsível (Junk & da Silva 1996), não age como um distúrbio e não tem o efeito catastrófico sobre a comunidade de pequenos mamíferos não voadores como relatado por Andersen *et al.* (2000) para inundações previsíveis em ambiente de várzea, e nem afetam a diretamente a estrutura da comunidade como observado por Klinger (2006) para inundações não previsíveis de curta duração. O pulso de inundação parece determinar padrões temporais na disponibilidade de recursos nos diversos habitats, como a frutificação e produção de sementes em cordilheiras e cambarazais na seca (Nunes da Cunha & Junk 1996; Nunes da Cunha & Junk 2004), frutificação em landis durante a cheia (Nunes da Cunha & Junk 1996), aumento na abundância de artrópodes de copa no início das chuvas (Santos *et al.* 2003) e maior abundância de insetos, em cambarazais, entre os meses de novembro e maio (Castilho & Marques 2002).

Os resultados apresentados nos capítulos anteriores sugerem uma convergência adaptativa de processos reprodutivos e de flutuação populacional para várias espécies frente aos padrões temporais de disponibilidade de recursos, como resultado do pulso de inundação.

O número total de espécies registradas nos três habitats florestais estudados (14) é superior a média de número de espécies de diversos habitats ($9,91 \pm 4,28$) registrada para onze localidades do Cerrado (Marinho-Filho *et al.* 1994). Destas onze localidades, apenas três registraram número de espécies maior ou igual aos observados na região do Pirizal: Estação Ecológica de Águas Emendadas (DF), com 17 espécies em cinco habitats; Represa Hidrelétrica do Rio Manso (MT), com 16 espécies em quatro habitats; e Fazenda Jatobá (BA), com 14 espécies em cinco habitats.

Assim como no Cerrado, a manutenção da diversidade de pequenos mamíferos não voadores no Pantanal depende da conservação dos diversos habitats, especialmente os florestais. Entretanto, as atividades econômicas em escala local e regional ameaçam a diversidade através da descaracterização ou supressão dos habitats.

Localmente, os campos naturais são transformados e os cambarazais são desmatados para o plantio de pastagens exóticas, resistentes à inundação, com o intuito de aumentar as áreas de pastagens das fazendas de pecuária extensiva (Nascimento & Nunes da Cunha 1989; Silva *et al.* 1998). As cordilheiras, que já eram utilizadas tradicionalmente como locais para construção de sedes de fazenda e vias de acesso, vêm sendo desmatadas para servirem de refúgio do gado durante a cheia (Junk & da Silva 1996).

Regionalmente, os desmatamentos que ocorrem em toda a região do planalto que compõe a Bacia do Alto Paraguai, visando principalmente o cultivo da soja são as maiores ameaças. A descaracterização destas áreas interrompe os corredores naturais que ligam o Cerrado à planície pantaneira (Silva *et al.* 1998), aumenta a erosão e sedimentação nas cabeceiras dos rios e aumenta a carga de sedimentos que os rios levam para a planície (da Silva *et al.* 2001), podendo alterar o fluxo de água e de elementos químicos necessários para a manutenção dos processos ecológicos do Pantanal.

O presente estudo evidencia a importância dos habitats florestados para a manutenção da diversidade dos pequenos mamíferos não voadores na região de Pirizal, Pantanal de Poconé, MT. Espera-se que esta pesquisa, juntamente com muitas outras já publicadas (várias citadas ao longo desta tese) ou atualmente em andamento (p.ex. CPP/UFMT, EMBRAPA-Pantanal), auxilie na solidificação do conhecimento sobre processos e dinâmicas dos componentes bióticos e abióticos do Pantanal, contribuindo no aperfeiçoamento dos planos de manejo de modo a diminuir as pressões que as atividades econômicas (pecuária, soja) infringem sobre o Bioma Pantanal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alho, C. J. R. 1981. Small mammal population of brazilian cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. *Rev. Brasil. Biol.*, 41(1): 223-230.
- Alho, C. J. R.; Pereira, L. A. & Paula, A. C. 1986. Patterns of habitat utilization by small mammal populations in cerrado biome of central Brazil. *Mammalia*, 50(4): 447-460.
- Andersen, D. C.; Wilson, K. R.; Miller, M. S. & Falck, M. 2000. Movement patterns of riparian small mammals during predictable floodplain inundation. *J. Mamm.*, 81(4):1087-1099.
- Andrews, P. & O'Brien, E. M. 2000. Climate, vegetation, and predictable gradients in mammal species richness in southern Africa. *J. Zool. (Lond.)*, 251:205-231.
- August, P. V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64(4): 1495-1507.
- Begon, M.; Harper, J. L. & Townsend, C. R. 1996. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Science, 1068p.
- Bonvicino, C. R.; Cerqueira, R. & Soares, V. A. 1996. Habitat use by small mammals of upper Araguaia River. *Rev. Brasil. Biol.*, 56(4):761-767.
- Bonvicino, C. R.; Lindbergh, S. M. & Maroja, L. S. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Braz. J. Biol.*, 62(4B): 765-774.
- Borchert, M. & Hansen, R. L. 1983. Effects of flooding and wildfire on valley side wet campo rodents in central Brazil. *Rev. Brasil. Biol.*, 43(3):229-240.
- Brose, U. & Martinez, N. D. 2004. Estimating the richness of species with variable mobility. *Oikos*, 105: 292-300.
- Castilho, A. C. C. & Marquês, M. I. 2002. Entomofauna obtida em uma floresta monodominante, Cambarazal, na Região do Pirizal, Pantanal de Poconé MT. *I Simpósio de Ecologia e Biodiversidade do Cerrado*, Brasília/DF.
- Colwell, R. K. 2000. *EstimatS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples*. Version 6.0B1. University of Connecticut, Storrs. Disponível em: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Da Silva, C. J.; Wantzen, K. M.; Nunes da Cunha, C. & Machado, F. A. 2001. Biodiversity in the Pantanal wetland, Brazil. Pp. 187-215. *In: Gopal, B.; Junk, W. J. & Davis, J. A. (eds.). Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Volume 2. Leiden: Backhuys Publishers.

- Fleming, T. H. 1973. Numbers of mammals species in north and central american forest communities. *Ecology*, 54(3):555-563.
- Fonseca, G. A. B. & Kierulff, M. C. M. 1989. Biology and natural history of Brazilian Atlantic forest small mammals. *Bull. Flor. St. Mus., Biol. Sci.*, 34(3): 99-152.
- Jacob, J. 2003. The response of small mammal populations to flooding. *Mamm. Biol.*, 68:102-111.
- Johnson, M. A.; Saraiva, P. M. & Coelho, D. 1999. The role of gallery forests in the distribution of cerrado mammals. *Rev. Brasil. Biol.*, 59(3): 421-426.
- Junk, W. J. & da Silva, C. J. 1996. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal Mato Grossense. Pp. 17-28. *Anais II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econ micos do Pantanal - Manejo e Conserva o*. EMBRAPA Pantanal, Corumbá/MS.
- Klinger, R. 2006. The interaction of disturbances and small mammal community dynamics in a lowland forest in Belize. *J. Anim. Ecol.*, 75:1227-1238.
- Lacher, Jr., T. E. & Alho, C. J. R. 1989. Microhabitat use among small mammals in the Brazilian Pantanal, *J. Mamm.*, 70(2): 396-401.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. New York: Chapman and Hall, 179p.
- Magurran, A. E. & Henderson, P. A. 2003. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distribution. *Nature*, 422:714-716.
- Mares, M. A.; Ernest, K. A. & Gettinger, D. D. 1986. Small mammal community structure and composition in the Cerrado Province of central Brazil. *J. Trop. Ecol.*, 2:289-300.
- Marinho-Filho, J.; Reis, M. L.; Oliveira, P. S.; Vieira, E. M. & Paes, M. M. 1994. Diversity standards and small mammal numbers: conservation of the Cerrado biodiversity. *An. Acad. Bras. Ci.*, 66(supl. 1):149-156.
- Morin, P.J. 1999. *Community Ecology*. Massachusetts: Blackwell Science, 424p.
- Nascimento, M. T. & Nunes da Cunha, C. 1989. Estrutura e composi o florística de um cambarazal no Pantanal de Poconé – MT. *Acta Bot. Brasil.*, 3:3-23.
- Nitikman, L. Z. & Mares, M. A. 1987. Ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *Ann. Carn. Mus.*, 56:75-95.
- Nunes da Cunha, C. & Junk, W. J. 1996. Composi o florística de capões e cordilheiras: localiza o das espécies lenhosas quanto ao gradiente de inunda o no Pantanal de Poconé, MT – Brasil. Pp. 387-405. *Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econ micos do Pantanal - Manejo e Conserva o*. EMBRAPA Pantanal, Corumbá/MS.

- Nunes da Cunha, C. & Junk, W. J. 2004. Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. *Appl. Veg. Sci.*, 7:103-110.
- Nunes da Cunha, C.; Junk, W. J. & Leitão-Filho, H. F. 2007. Woody vegetation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil: a preliminary typology. *Amazoniana* 19(3/4):159-184.
- Pianka, E. R. 1994. *Evolutionary Ecology*. New York: Harper Collins College Publ., 486p.
- Pinho, J. B. 2005. *Riqueza de espécies, padrões de migração e biologia reprodutiva de aves em quatro ambientes florestais do Pantanal de Poconé, MT*. Tese de Doutorado, Belo Horizonte: UFMG, 185p.
- Redford, K. H. & Fonseca, G. A. B. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotrop.*, 18(2): 126-135.
- Ricklefs, R. E. & Miller, G. L. 2000. *Ecology*. New York: W. H. Freeman and Company, 822p.
- Santos, G. B.; Marques, M. I.; Adis, J. & de Musis, C. R. 2003. Artrópodos associados à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Araceae), na região do Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Rev. Bras. Entomol.*, 47:211-224.
- Silva, J. S. V.; Abdon, M. M.; Silva, M. P. & Romero, H. R. 1998. Levantamento do desmatamento no Pantanal Brasileiro até 1990/91. *Pesq. Agrop. Brasil.*, Brasília, 33:1739-1745.
- Soriano, P. J. & Clulow, F. V. 1988. Efecto de las inundaciones estacionales sobre poblaciones de pequeños mamíferos en los llanos altos occidentales de Venezuela. *Ecotropicos* 1(1):03-10.
- Vieira, E. M. 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *J. Zool. (Lond.)*, 249:75-81.
- Williams, S. E.; Marsh, H. & Winter, J. 2002. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: small mammals in Australian tropical rain forest. *Ecology*, 83(5):1317-1329.