

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
MESTRADO EM COMPORTAMENTO E BIOLOGIA ANIMAL

**ASPECTOS ECOLÓGICOS DO CERVO DO-PANTANAL *Blastocerus dichotomus*
(ILLIGER, 1815) (MAMMALIA: CERVIDAE): ANIMAIS REINTRODUZIDOS E OU
NASCIDOS NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE JATAÍ, NORDESTE DO ESTADO DE SÃO
PAULO, MUNICÍPIO DE LUÍS ANTÔNIO.**

Marco Aurelio Alves Perin

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração em Comportamento e Biologia Animal).

Juiz de Fora, Minas Gerais
Março de 2010

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
MESTRADO EM COMPORTAMENTO E BIOLOGIA ANIMAL

**ASPECTOS ECOLÓGICOS DO CERVO DO-PANTANAL *Blastocerus dichotomus*
(ILLIGER, 1815) (MAMMALIA: CERVIDAE): ANIMAIS REINTRODUZIDOS E OU
NASCIDOS NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE JATAÍ, NORDESTE DO ESTADO DE SÃO
PAULO, MUNICÍPIO DE LUÍS ANTÔNIO.**

Marco Aurelio Alves Perin

Orientador: Prof. Dr. Artur Andriolo (Departamento de Zoologia/UFJF)

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração em Comportamento e Biologia Animal).

Juiz de Fora, Minas Gerais
Março de 2010

**ASPECTOS ECOLÓGICOS DO CERVO DO-PANTANAL *Blastocerus dichotomus*
(ILLIGER, 1815) (MAMMALIA: CERVIDAE): ANIMAIS REINTRODUZIDOS E OU
NASCIDOS NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE JATAÍ, NORDESTE DO ESTADO DE SÃO
PAULO, MUNICÍPIO DE LUÍS ANTÔNIO.**

Marco Aurelio Alves Perin

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração em Comportamento e Biologia Animal).

Aprovada em 26 de março 2010

Prof. Dr. José Maurício Barbanti Duarte
Universidade Estadual Paulista – Jaboticabal

Prof. Dr. Alexandre Vogliotti
Pontifícia Universidade Católica do Paraná – Toledo

Prof. Dr. Artur Andriolo
Universidade Federal de Juiz de Fora

“Toda espécie tem o direito de existir. Todas as espécies representam soluções biológicas singulares para o problema de sobrevivência. Com base nisto, a sobrevivência de cada espécie deve ser garantida, independente de sua abundância ou importância para nós. Isto é verdadeiro se a espécie é grande ou pequena, simples ou complexa, velha ou recentemente surgida, de grande importância econômica ou de pequeno valor imediato. Todas as espécies são parte da comunidade de seres vivos e têm tanto direito quanto qualquer outro humano de existir. Toda espécie tem seu próprio valor, um valor intrínseco não relacionado às necessidades humanas.”
(Naess, 1986)

DEDICO

A espécie *Blastocerus dichotomus* (cervo-do-pantanal), um animal intrigante e ao mesmo tempo encantador por sua beleza natural.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a DEUS por ter concedido mais uma conquista em minha vida.

Aos meus pais Arionaldo e Mariza, que com atributos de luta, perseverança, fé e honestidade, se tornaram pessoas referências na minha vida, além de sempre acreditarem na minha jornada de vida e me apoiarem de corpo e alma para que eu consiga cumprir os objetivos traçados.

Aos meus irmãos Thiago e Fabrício que mesmo distantes ajudaram a encarar essa batalha, através de apoio moral e conselhos positivos.

Aos meus tios, Anderson e Márcia que me apoiaram na minha formação de Biólogo, acreditando no meu potencial. Em especial aos meus tios de São Paulo (Isa e Marquinho), pessoas que fazem parte da minha formação acadêmica, não medindo esforços em cooperar com os anseios e desafios, lançados por mim, obrigado de coração.

Ao orientador Artur Andriolo, pessoa muito especial, minha eterna gratidão pela orientação e ensinamentos de vida, promovidos mesmo que por um pouco tempo de convivência mais suficientes para absorver a simplicidade e bom caráter inerentes a sua personalidade, aprendendo a admirá-lo e considerá-lo como exemplo de vida.

A minha consideração e especial agradecimento ao Prof. Dr. José Maurício Barbanti Duarte pela oportunidade de conhecer e possibilitar trabalhar em um grandioso grupo de pesquisa, também pelo seu exemplo de dedicação, envolvimento e seriedade com a pesquisa aplicada a ciência da conservação.

O meu muito obrigado ao Prof. Dr. Alexandre Vogliotti, pela paciência e ensinamentos de campo imprescindíveis para que o trabalho tivesse um resultado satisfatório.

Aos colegas pesquisadores do NUPECCE, Eveline, Gafa, Vanessa, Cris, Tati, André, Javier, Ricardo, em especial aos brothers Kena (Barba) e Vinícius (Mau Mau), companheiros eternos que compartilharam momentos de dificuldade e êxito além de boas gargalhadas promovidas por uma relação saudável e respeitosa, pessoas que se tornaram amigos para sempre.

De Uberlândia, minha “terrinha” querida agradeço aos meus amigos de longa data NEGÓ, BACKIN, BETO, BOCÃO, LEO-BERIMBAU, ANDRÉ, EDWORD, LEOSHIMIZU aos amigos da capoeira angola GUIMES, SATURNINO, TOMATE, PRINCESINHA, ROBY, JOEL, SEBASTIAN, dentre outros.

Aos companheiros de trabalho integrantes da equipe de resgate de fauna durante a etapa de supressão da vegetação no empreendimento UHE Serra do Facão – GO. Lúcia, Zé Eustáquio, Ronan, Bambam, Mari, Thati, Leo, Cláudia, Fosca, enfim todos que tiveram paciência durante esse momento difícil que é conciliar trabalho com obrigações acadêmicas. Meus agradecimentos.

A todos os trabalhadores da Estação Ecológica de Jataí, em especial o seu Tiãozinho por ter nos auxiliado sempre que precisávamos com orientações e acompanhamentos no campo. In memoriam, agradeço seu Horácio, responsável pela base de pesquisa do interior da EEJ, onde morava a mais de 40 anos, pelos momentos de auxílio, alegria e confraternização por ele proporcionado.

O meu enorme agradecimento à coordenação da Pós-graduação e Departamento de Zoologia pela contribuição prestada nos momentos de necessidade. Aos professores: Fábio Prezoto, Erik Daemon, Roberto Gama e Bernadete Maria de Sousa.

O meu muito obrigado aos nossos conselheiros e anjos da guarda da Pós: Rita, Andréia e Marlu.

Aos amigos de Pós-graduação Haroldo, Samuel, Bisaggio, Adriana, Vivian, Renan, Bruno, Renato, Leo, Omar, Beatriz, Bianca, Lara, pelos momentos alegres e descontraídos que deixarão saudades.

A amizade adquirida na cidade de Jaboticabal-SP. Slotão, Natália, Tongó, Beto, Lú, a galera da república Madalena, enfim todas as pessoas que fizeram parte do meu convívio durante minha estadia nessa cidade, meu muito obrigado.

Por último, mais especial grato, agradeço de coração a minha grande companheira Juliane Fernandes Guimarães (Juju), pelo amor, paciência, compreensão e apoio incondicional, conquistando minha admiração e respeito.

Peço desculpa de ante mão, por talvez ter me esquecido de alguém.

ASPECTOS ECOLÓGICOS DO CERVO DO-PANTANAL *Blastocerus dichotomus* (ILLIGER, 1815) (MAMMALIA: CERVIDAE): ANIMAIS REINTRODUZIDOS E OU NASCIDOS NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE JATAÍ, NORDESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, MUNICÍPIO DE LUÍS ANTÔNIO.

RESUMO

O cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) é um mamífero de grande porte, sendo considerado o maior cervídeo nativo da América do Sul. Esta espécie encontra-se extinta em 60% da sua área de distribuição histórica que compreendia as várzeas naturais dos grandes rios entre o sul do Amazonas e o norte da Argentina. Apesar de se encontrar ameaçado de extinção, pouco se sabe acerca dos aspectos ecológicos do cervo-do-pantanal. Nesse contexto, o presente estudo, busca investigar a sazonalidade no comportamento espacial desta espécie, como também analisar informações relacionadas à fidelidade de habitat e relações intra-específicas através da sobreposição de áreas núcleo. Para tanto o mesmo contém uma revisão introdutória e dois capítulos abordando os seguintes temas: 1- estudo comparativo para o efeito da sazonalidade entre animais reintroduzidos e ou nascidos na Estação Ecológica de Jataí (EEJ) e animais de população natural, localizados na bacia do rio Paraná; 2- relações espaciais através da sobreposição de áreas núcleo para animais reintroduzidos e ou nascidos na EEJ. Ao todo 39 cervos-do-pantanal marcados sendo 9 da área de reintrodução e 30 da área de população natural, contribuíram para as análises do presente trabalho. Os resultados revelam que ambas as populações estudadas tiveram áreas de vida maiores para machos do que para fêmeas, o que pode ser reflexo das diferenças nas estratégias de utilização do ambiente por indivíduos de ambos os sexos. Para os animais da EEJ as áreas estimadas para a estação chuvosa geralmente foram menores do que as estabelecidas na seca, já para os animais da bacia do rio Paraná observou-se uma inversão na ordem desses valores, ou seja, a média na estação chuvosa foi maior do que a média no período de seca. Tal inversão pode estar relacionada com a dinâmica das características ambientais promovida pela sazonalidade para cada região. A análise de fidelidade de habitat na área de reintrodução revelou uma sobreposição de suas áreas núcleos estimada para as duas estações seca e chuvosa, com fêmeas apresentando porcentagem de fidelidade maior do que machos. A análise envolvendo a sobreposição de áreas núcleo entre os animais desta região revelaram que dois animais, sendo um macho e uma fêmea, sobrepuseram seus núcleos de atividade mesmo quando estimados com concentração média harmônica (30%) de distribuição de utilização das localizações espaciais. Os dados utilizados neste trabalho fazem parte dos resultados obtidos pelo Projeto Cervo-do-Pantanal de Porto Primavera, coordenado pelo NUPECCE (Núcleo de Pesquisa e Conservação de Cervídeos), localizado na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias FCAV/UNESP de Jaboticabal, como parte das ações compensatórias referente ao reservatório formado pela usina hidrelétrica Sérgio Motta ou “Porto Primavera”.

Palavras-chave: Cervo-do-pantanal; população natural; população da área de reintrodução; área de vida; fidelidade e sobreposição de área núcleo.

**ECOLOGICAL ASPECTS OF MARSH DEER *Blastocerus dichotomus* (ILLIGER, 1815)
(MAMMALIA: CERVIDAE): ANIMALS REINTRODUCED AND OR BORN IN THE
ECOLOGICAL STATION OF JATAÍ, NORTHEAST OF THE STATE OF SÃO PAULO, CITY
OF LUIS ANTONIO.**

ABSTRACT

Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) is a large mammal and is considered the largest deer native to South America, this species is extinct in 60% of its historic range that included the natural flood plain of the great rivers between the southern Amazon and northern Argentina. Despite being threatened with extinction, little is known about the ecological aspects of deer marsh. In this context, this study aims to investigate the seasonality in the spatial behavior of this species, but also analyze information related to habitat use and intraspecific relations using overlapping core areas. To this end it contains a review and two introductory chapters covering the following topics: 1 - comparative study for the seasonality effect of reintroduced animals and / or born in the Ecological Station (EEJ) and animals natural population located in the River Paraná; 2 - spatial relations using overlapping core areas to reintroduced animals and / or born in the EEJ. A total of 39 deer-billed and 9 marked the reintroduction area and 30 in the area of natural population, contributed to the analysis of this work. The results show that both populations studied areas of life were higher for males than for females, which may reflect differences in strategies for using the environment of individuals of both sexes. For animals of the EEJ areas estimated for the rainy season were generally lower than those established in the dry season, as for animals of the Paraná River basin showed a reversal in the order of these values, ie, the average during the rainy season was higher than the average during the dry season. This reversal can be related to the dynamics of environmental characteristics promoted by the seasonal pattern for each region. The analysis of habitat use of reintroduction area revealed an overlap in their core areas estimated for both dry and wet seasons, with females showing higher percentage of fidelity than males. The analysis involving the overlap of core areas among the animals of this region revealed that two animals are one male and one female overlapped its core activity even when estimated harmonic mean concentration (30%) of distribution of use of spatial locations. The data used in this work are part of the results obtained by the Project Cervo-do-Pantanal de Porto Primavera, coordinated by NUPECCE (Núcleo de Pesquisa e Conservação de Cervídeos), located at the Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias FCAV/UNESP de Jaboticabal, as part stock compensation related to the reservoir formed by the Sergio Motta or "Porto Primavera Dam.

Key-Words: Deer Marsh, natural population, the population of a re-entry, living area, fidelity and overlapping core area.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<u>CAPÍTULO I</u>	Página
Figura 1 - Área de ocorrência original e atual de cervo-do-pantanal (<i>Blastocerus dichotomus</i>) na América do Sul (Adaptado de Tomas et al., 1997).....	29
Figura 2 - Mapa representativo da área de estudo (Estação Ecológica Jataí), município de Luis Antônio, nordeste do estado de São Paulo. Extraído de Figueira (2005).....	33
Figura 3 - Mapa de localização: Em vermelho indica as duas áreas de monitoramento na bacia do rio Paraná, população natural do cervo-do-pantanal (Fonte: CESP).....	35
Figura 4 - Média e Desvio Padrão da área de vida estimada pelo método média harmônica (MH) com 60% das localizações espaciais para machos e fêmeas de cervo-do-pantanal localizados nas duas áreas do estudo, Estação ecológica do Jataí (área de reintrodução) e bacia do rio Paraná (Fazenda Cisalpina e rio Aguapeí) área da população natural. Sendo MR= Machos área de reintrodução; FR= Fêmeas área de reintrodução; MPP= Machos área de Porto Primavera; FPP= Fêmeas área de Porto Primavera.....	42
Figura 5 - Média da área de vida sazonal estimada pelo método média harmônica (MH) com 60% das localizações espaciais para cervos-do-pantanal localizados nas duas áreas do estudo: Estação Ecológica do Jataí (área de reintrodução) e bacia do Rio Paraná (Fazenda Cisalpina e Rio Aguapeí) área da população natural. Sendo AR= Estação chuvosa na área de reintrodução; APP01= Estação chuvosa Porto Primavera em 2001; APP02= Estação chuvosa Porto Primavera em 2002; SR= Estação seca na área de reintrodução; SPP01= Estação seca Porto Primavera em 2001; SPP02= Estação seca Porto Primavera em 2002.....	43
Figura 6 - Média da área de vida estimada pelo método média harmônica (MH) com 60% das localizações espaciais para fêmeas de cervo-do-pantanal localizados nas duas áreas do estudo: Estação Ecológica do Jataí (área de reintrodução) e bacia do Rio Paraná (Fazenda Cisalpina e Rio Aguapeí) área da população natural. Sendo FRA= Fêmeas área de reintrodução na estação chuvosa; FPPA01= Fêmeas área de Porto Primavera estação chuvosa de 2001; FPPA02= Fêmeas área de Porto Primavera estação chuvosa 2002; FRS= Fêmeas área de reintrodução na estação seca; FPPS01= Fêmeas área de Porto Primavera estação seca 2001; FPPS02= Fêmeas área de Porto Primavera estação seca 2002.....	43
Figura 7 - Média da área de vida estimada pelo método média harmônica (MH) com 60% das localizações espaciais para machos de cervo-do-pantanal localizados nas duas áreas do estudo: Estação Ecológica do Jataí (área de reintrodução) e bacia do Rio Paraná (Fazenda Cisalpina e Rio Aguapeí) área da população natural. Sendo MRA= Machos área de reintrodução na estação chuvosa; MPPA01= Machos área de Porto Primavera estação chuvosa 2001; MPPA02= Machos área de Porto Primavera estação chuvosa 2002; MRS= Machos área de reintrodução na estação seca; MPPS01= Machos área de Porto Primavera estação seca 2001; MPPS02= Machos área de Porto Primavera estação seca 2002.....	44
Quadro 1 – Resultados sumarizados para média (\bar{x}) e desvio padrão (DP) referente aos núcleos de atividade nas estações seca e chuvosa apresentados pelos animais monitorados nas duas áreas amostradas, região da bacia do rio Paraná (População Natural) e região da bacia do rio Mogi-Guaçu (Animais reintroduzidos e/ou nascido no local).....	42

CAPÍTULO II

- Figura 1** - Área de ocorrência original e atual de cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) na América do Sul (Adaptado de Tomas et al., 1997)..... 60
- Figura 2** - Pluviosidade média nas estações chuvosa (1) e seca (2) entre os anos de 2000 a 2007. Sendo os meses (janeiro, fevereiro, março, abril, novembro e dezembro) considerados para a estação chuvosa e os meses (maio, junho, julho, agosto, setembro e outubro) considerados para a estação seca..... 63
- Figura 3** - Mapa representativo da área de estudo (Estação Ecológica de Jataí), município de Luis Antônio, nordeste do estado de São Paulo. Extraído de Figueira (2005)..... 64
- Figura 4** - Média e desvio padrão da porcentagem de fidelidade calculada para os diferentes gêneros monitorados durante o período de estudo na Estação Ecológica de Jataí..... 69
- Figura 5** - Ilustração da relação espacial para a fêmea F4 no ano de 2007, através do cálculo das áreas de vida sazonais estimadas pelo método Média Harmônica (MH), com 90% de distribuição de utilização. Núcleo circundado em preto refere-se à estação úmida, em vermelho refere-se à estação seca..... 70
- Figura 6** - Distribuição espacial das localizações obtidas por triangulação para a fêmea F3. Pontos em preto (estação úmida), pontos em vermelho (estação seca)..... 71
- Figura 7** - Ilustração da área de vida calculada pelo estimador Média Harmônica (MH) com 90 % de distribuição de utilização para a fêmea F2. A) Núcleo circulado em preto representa a área calculada para a estação úmida de 2001, núcleo circulado em vermelho representa a área calculada para a estação úmida de 2007. B) Núcleo circulado em azul representa a área calculada para a estação seca de 2001, núcleo circulado em amarelo representa a área calculada para a estação seca de 2007..... 71
- Figura 8** - Ilustração da área de vida calculada pelo estimador Média Harmônica (MH) com 90 % de distribuição de utilização para o macho M2. Núcleo circulado em preto representa a área calculada para a estação seca de 1999, núcleo circulado em vermelho representa a área calculada para a estação seca de 2000..... 72
- Figura 9** - Relação espacial das áreas núcleo estimada pelo método Média Harmônica (MH) com 60% de distribuição de utilização para os indivíduos M1 (Contorno Preto), M2 (Contorno Azul) e F1 (Contorno Vermelho) monitorados durante o ano de 2000 na Estação Ecológica de Jataí..... 73
- Figura 10** - Relação espacial das áreas núcleo estimada pelo método Média Harmônica (MH) com 30% de distribuição de utilização para os indivíduos M1 (Contorno Preto), M2 (Contorno Azul) e F1 (Contorno Vermelho) monitorados durante o ano de 2000 na Estação Ecológica de Jataí..... 73
- Figura 11** - Relação espacial das áreas núcleo estimada pelo método Média Harmônica (MH) com 60% de distribuição de utilização para os indivíduos M3 (Contorno Violeta), M4 (Contorno Preto), F2 (Contorno Vermelho), F3 (Contorno Azul) e F4 (Contorno Verde) monitorados durante o ano de 2007 na Estação Ecológica do Jataí..... 74
- Figura 12** - Relação espacial das áreas núcleo estimada pelo método Média Harmônica (MH) com 75

30% de distribuição de utilização para os indivíduos M3 (Contorno Violeta), M4 (Contorno Preto), F2 (Contorno Vermelho), F3 (Contorno Azul) e F4 (Contorno Verde) monitorados durante o ano de 2007 na Estação Ecológica do Jataí.....

Quadro 1 - Informações referentes aos animais monitorados na Estação Ecológica de Jataí, município de Luis Antônio – SP. Durante os anos que compreende o período de estudo (2000, 2001 e 2007). Onde * = informações adquiridas no momento da captura..... 69

CAPÍTULO I

Página

Tabela 1 – Informações referentes aos animais da população natural, localizados na bacia do rio Paraná. Obtidas durante a capturada realizada entre os anos de 2000 e 2001. Onde P. = Perímetro. * Medidas adquiridas no momento da captura.....	40
Tabela 2 – Informações referentes aos animais localizados na área de reintrodução, bacia do rio Mogi-Guaçú, SP. Obtidas durante a reintrodução dos animais e três capturas que aconteceram em intervalos irregulares entre o período de 1998 a 2007. Onde P. = Perímetro. * Medidas adquiridas no momento da captura.....	41
Tabela 3 – Área de vida sazonal estimada calculada através do método Média Harmônica (MH) com 60 % das localizações obtidas para nove cervos-do-pantanal, acompanhados por um período mínimo de dez meses, na área de reintrodução localizada na bacia do rio Mogi-Guaçú, município de Luis Antônio, SP.....	45
Tabela 4 - Área de vida sazonal estimada, calculada através do método Média Harmônica (MH) com 60% das localizações obtidas, referente a trinta cervos-do-pantanal, localizados na região do Aguapeí e Complexo Cisalpina, bacia do rio Paraná, durante os anos de 2000, dezembro e 2002, outubro. Nas diferentes épocas do ano.....	45

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	ix
LISTA DE TABELAS.....	xii
RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	viii
1-INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2-REVISÃO DA LITERATURA.....	5
2.1-O CERVO-DO-PANTANAL (<i>Blastocerus dichotomus</i>).....	5
2.2- COMPORTAMENTO SOCIAL DE <i>Blastocerus dichotomus</i>	8
2.3- REINTRODUÇÃO.....	11
2.4- RÁDIO TELEMETRIA.....	15
3-REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	16
 CAPÍTULO I – CERVOS-DO-PANTANAL REINTRODUZIDOS RESPONDEM AO EFEITO DA SAZONALIDADE, QUANTO À SUA ÁREA DE VIDA, IGUALMENTE A UMA POPULAÇÃO NATURAL? 	
RESUMO.....	25
ABSTRACT.....	26
1. INTRODUÇÃO.....	27
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	32
2.1. ÁREAS DE ESTUDO.....	32
2.1.1. ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE JATAÍ.....	32
2.1.2. BACIA DO RIO PARANÁ.....	34
2.2. ANIMAIS MONITORADOS.....	35
2.3. CAPTURA E MARCAÇÃO DOS ANIMAIS.....	36
2.4. COLETA DE DADOS.....	37
2.5. ANÁLISES DAS INFORMAÇÕES DAS ÁREAS DE MORADIA.....	38
3. RESULTADOS.....	39
4. DISCUSSÃO.....	46

5. CONCLUSÃO.....	49
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	50

CAPÍTULO II – FIDELIDADE DE HABITAT E RELAÇÕES ESPACIAIS DAS ÁREAS NÚCLEO DOS CERVOS-DO-PANTANAL (*Blastocerus dichotomus*) (ILLIGER, 1815), REINTRODUZIDOS E OU NASCIDOS NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE JATAÍ, NORDESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, BACIA DO RIO MOGI-GUAÇÚ.

RESUMO.....	56
ABSTRACT.....	57
1. INTRODUÇÃO.....	58
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	62
2.1. ÁREA DE ESTUDO.....	62
2.2. CAPTURA E MARCAÇÃO DOS ANIMAIS.....	64
2.3. RÁDIO TELEMETRIA.....	66
2.4. ANÁLISE DOS DADOS.....	66
2.5.FIDELIDADE.....	67
2.6.SOBREPOSIÇÃO DAS ÁREAS NÚCLEO.....	68
3. RESULTADOS.....	68
3.1.FIDELIDADE.....	68
3.2.SOBREPOSIÇÃO DAS ÁREAS NÚCLEO.....	72
4. DISCUSSÃO.....	75
4.1.FIDELIDADE.....	75
4.2.SOBREPOSIÇÃO DAS ÁREAS NÚCLEO.....	78
5. CONCLUSÃO.....	80
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	81
ANEXOS.....	87

1- INTRODUÇÃO GERAL

O grau de destruição dos habitats naturais e a extinção das espécies têm aumentado grandemente a partir da última metade do século XX (REID, MILLER, 1989; WORLD RESOURCES INSTITUTE, 1990; WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE, 1992). Conseqüentemente, o aumento do número de espécies ameaçadas tem proporcionado um maior uso da reintrodução como um procedimento apropriado para a conservação (GRIFFITH et al. 1989), sendo esta em conjunto com outras abordagens, uma estratégia importante no combate à corrente taxa de extinção (SCOTT, CARPENTER, 1987; WEMMER, DERRICKSON, 1987; BROWN, 1988; KLEIMAN, 1989).

Dentre as numerosas estratégias utilizadas na conservação a fim de restabelecer espécies ameaçadas (criação de áreas protegidas, educação em relação à importância da conservação, criação em cativeiro, etc), a reintrodução de espécies silvestres é uma ferramenta com grande potencial para restaurar comunidades e ecossistemas naturais degradados pelas atividades antrópicas, buscando aproximá-los tanto quanto possível de suas condições naturais primitivas (STANLEY PRICE, 1989).

Em um significado amplo, reintrodução pode ser considerada como a translocação de espécimes animais ou vegetais de qualquer origem para uma região dentro da área de ocorrência original das espécies, usualmente onde as populações têm declinado significativamente ou desaparecido devido a catástrofes naturais ou interferência humana (IUCN, 1984; KLEIMAN, 1989).

O cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) é um mamífero de grande porte, sendo considerado o maior cervídeo nativo da América do Sul. Os machos possuem chifres ramificados com cerca de 8 a 12 pontas, além de serem relativamente maiores que as fêmeas podendo alcançar um peso de mais de 130Kg. Esta espécie encontra-se extinta em 60% da sua área de distribuição histórica que compreendia as várzeas naturais dos grandes rios entre o sul do Amazonas e o norte da Argentina (WEBER, GONZALEZ, 2003).

Complexos fatores contribuíram para a diminuição acentuada na área de ocorrência original da espécie, destacando-se a perda de habitat natural e a contaminação por doenças do gado, além das atividades predatórias de caça que se tornam mais intensas devido à grande exposição dos animais, que são forçados a transitar por plantações e áreas altas no entorno das várzeas, em busca de alimento e abrigo (PIOVEZAN et al. 2001a). Outro fator de ameaça para populações de cervo-do-pantanal é a drenagem de várzeas e outras áreas úmidas para projetos de agricultura, uma vez que esse tipo de ação altera completamente o habitat da espécie (TOMAS et al. 1997).

Mais recentemente, a construção de grandes Usinas Hidrelétricas cuja conseqüência inevitável para formação de seus reservatórios é a perda em larga escala de habitats de terras baixas, principalmente na

região Neotropical, tem se transformado na principal causa do desaparecimento das populações naturais de *Blastocerus dichotomus* (SIOLI, 1986; GRIBEL, 1993). Em geral, tais reservatórios eliminam os ambientes de várzea onde vive o cervo-do-pantanal, praticamente anulando qualquer possibilidade de sobrevivência e sustentabilidade dessas populações em longo prazo (CHARITY et al. 1989). Além disso, a redução dos recursos do ambiente causada pela cheia artificial pode afetar também outras características da ecologia da população como redução do sucesso reprodutivo e aumento das taxas de mortalidade, atuando diretamente sobre o tamanho desta população e influenciando sua viabilidade ao longo do tempo (PIOVEZAN, 2004).

No Estado de São Paulo especificamente, o cervo-do-pantanal encontra-se praticamente extinto, sob o status de espécie “criticamente em perigo” de extinção (São Paulo – SMA, 2009). A última população significativa da espécie nessa região ocupava as várzeas do Rio Paraná entre as barragens de Jupia e Porto Primavera (SHALLER, VASCONCELOS, 1978); área inundada em 1998 com a instalação da “Usina Hidrelétrica Engenheiro Sergio Motta”, conhecida como Usina Hidrelétrica de Porto Primavera (UHPP).

Neste mesmo ano, em função da conclusão das obras da UHPP cuja conseqüência foi a formação de um reservatório de aproximadamente de 200.000 ha, impactando diretamente a população de cervos-do-pantanal residente, foi implementado o Projeto Cervo-do-Pantanal de Porto Primavera, cuja proposta foi geração de conhecimentos básicos a respeito da espécie *Blastocerus dichotomus* em diferentes segmentos, como por exemplo: morfologia, genética, reprodução, hematologia, patologia, captura, contenção, ecologia, enfermidades parasitárias e infecciosas, além do estudo do efeito do enchimento do reservatório sobre a população de cervos, como também a implantação de um programa de conservação em cativeiro e reintrodução de alguns indivíduos.

O projeto financiado pela CESP (Companhia Energética de São Paulo) como parte das ações mitigadoras impostas pelo órgão fiscalizador representado pelo IBAMA, contou com a administração da FUNEP (Fundação de Estudos e Pesquisa em Veterinária, Zootecnia e Agronomia), coordenação e apoio logístico da UNESP – *campus* Jaboticabal - SP, de onde saiu a maior parte dos pesquisadores envolvidos, que consideraram urgente a elaboração de estratégias para a conservação da espécie no Estado de São Paulo, figurando entre elas, ações de reintrodução.

Nesse contexto, em 1998, iniciou-se um experimento de reintrodução do cervo-do-pantanal com animais procedentes da população impactada pela UHPP, em áreas de várzea remanescentes do Estado de São Paulo onde a população original já estivesse extinta. Essa iniciativa teve como objetivo maior, determinar a viabilidade de processos de reintrodução da espécie em áreas pequenas e levemente impactadas, visando estabelecer e desenvolver uma metodologia de reintrodução que proporcionasse

resultados adequados, que, no caso, se resume ao sucesso no estabelecimento de uma sub-população de cervo-do-pantanal nas áreas destinatárias.

Inicialmente, com o auxílio de mapas em diferentes escalas, foram identificadas algumas áreas alagáveis em potencial. A partir de sobrevôo de helicóptero, uma pré-seleção das áreas foi realizada considerando o tamanho, a composição do entorno e o grau de alteração das várzeas. As áreas pré-selecionadas foram então visitadas e com o auxílio de entrevistas informais com os moradores locais, analisadas mais detalhadamente com relação à qualidade ambiental das várzeas, baseando-se nos seguintes fatores: presença de espécies vegetais reportadas por alguns autores como itens da dieta do cervo-do-pantanal, influências antrópicas relevantes na várzea e em seu entorno, pressão de caça existente sobre a área, segurança de permanência da várzea em longo prazo para a manutenção dos cervos reintroduzidos e estrutura logística disponível para o desenvolvimento do trabalho (JOSÉ MAURÍCIO BARBANTI DUARTE, comunicação pessoal).

Com base nesses fundamentos, duas áreas com condições potencialmente favoráveis para implementação do “Projeto de Reintrodução do Cervo-do-Pantanal” no interior do Estado de São Paulo foram escolhidas. A Fazenda Continental (FC), localizada no município de Colômbia (norte do Estado) e a Estação Ecológica de Jataí (EEJ), localizada no município de Luiz Antônio (nordeste do Estado) (FIGUEIRA, 2002).

Após a escolha das áreas, dois grupos de cervos-do-pantanal adultos, tratados com relação às enfermidades parasitárias e testes sorológicos negativos para febre aftosa, foram selecionados a partir do plantel existente nos locais de quarentena, para posterior soltura nas áreas destinatárias.

Para a FC, onde os trabalhos tiveram início em setembro de 1998 e se prolongaram até dezembro do mesmo ano, foram enviados sete animais. Este grupo constituiu-se de três machos e quatro fêmeas, sendo definido inicialmente através de um critério emergencial, optando-se pela reintrodução de indivíduos que, dentro do período de quarentena, não conseguiram se adaptar às condições de cativeiro. O trabalho de reintrodução em Colômbia – SP foi considerado fracasso, pois todos os animais soltos na área vieram a óbito num prazo máximo de um mês pós-soltura. A seleção do perfil de animais para reintrodução, bem como, as características inerentes a área da FC são os possíveis fatores que contribuíram para que os animais lá soltos não se estabelecessem (FIGUEIRA, 2002).

No mês de dezembro deste mesmo ano, foram iniciadas as atividades de reintrodução na EEJ. De acordo com as experiências vivenciadas na FC o critério de escolha dos animais quarentenados para soltura, considerou indivíduos em boas condições físicas, ou seja, aqueles supostamente com maiores possibilidades de superar, em um novo ambiente o período inicial mais crítico pós-soltura. Cinco animais foram soltos, sendo dois machos e três fêmeas. Dois deles vieram a óbito após três e cinco meses respectivamente. Uma das fêmeas teve oportunidade de reproduzir-se e em 2000, um filhote foi

capturado e marcado com rádio-colar. No ano de 2001, mais três animais foram reintroduzidos, tratando-se de um macho e duas fêmeas.

Após dez anos do início do experimento, estima-se uma população de 15 a 20 indivíduos para as várzeas do Rio Mogi-Guaçu, no Município de Luis Antônio (J. M. B DUARTE, com. pessoal), corroborando a idéia de que o experimento de reintrodução pode se tornar um programa de conservação do cervo e das várzeas remanescentes no Estado de São Paulo.

Entretanto, para que estudos dessa natureza tenham realmente uma possibilidade de sucesso, um envolvimento de longa duração se faz imprescindível. O monitoramento dos animais através de técnicas clássicas como a rádio-telemetria constitui um fator de vital importância em qualquer programa desse gênero, sem o qual se torna impossível sua avaliação (PRIMACK, RODRIGUES, 2001), além de possibilitar a análise de eventos ocorridos nos indivíduos, permitindo a imediata tomada de decisão quando de sua ocorrência.

Conhecer o padrão de organização social de uma espécie é fundamental para definições de estratégias eficazes para sua conservação. Estudos que permitam avaliar as possíveis alterações ecológicas e comportamentais de espécies reintroduzidas em ambiente natural são de extrema importância, considerando que os dados gerados podem subsidiar discussões sobre a viabilidade de aplicação de diferentes tipos de manejo como também sugerir ações para minimizar os problemas enfrentados pelas sub-populações.

Dessa forma o presente trabalho tem como objetivo avaliar, mediante o rastreamento por telemetria, características como, por exemplo, núcleo de atividade, fidelidade de habitat e sobreposição de área de vida para animais pertencentes a uma sub-população de cervo-do-pantanal reintroduzidos e ou nascidos na região da bacia do rio Mogi-Guaçú, nordeste do estado de São Paulo.

O mesmo também se prestou analisar comparativamente o efeito da sazonalidade através do cálculo da área de vida sazonal (estação seca e chuvosa), comparando os valores estimados para animais da área de reintrodução com aqueles estimados para animais pertencentes à população natural da espécie, especificamente localizada na bacia do Rio Paraná (Complexo Cisalpina e Aguapeí), tendo como finalidade confirmar se os parâmetros ecológicos e comportamentais são ou não semelhantes.

2-REVISÃO DE LITERATURA

2.1- O Cervo-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*)

O cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) pertence à ordem Artiodactyla, subordem Ruminantia, infra-ordem Pecora, super família Cervoidea, família Cervidae, subfamília Odocoileinae e tribo Odocoileini (ROSSI, 2000). É um mamífero de grande porte, apresentando a maior massa corpórea entre as formas autóctones de cervídeos da América do Sul (EISENBERG, REDFORD, 1999). Machos adultos podem atingir até 130 kg de peso vivo (WALKER, 1991), comprimento total de 210 cm e altura de 127 cm na região da escápula (PINDER, GROSSE, 1991).

Esta espécie apresenta dimorfismo sexual, os machos excedem em relação às fêmeas em todas as medidas corporais, geralmente são 6% mais altos e 13% mais pesados. Dentre todas as medidas biométricas analisadas, o perímetro do pescoço se destaca na diferença entre os sexos, sendo 20% maior nos machos, tal diferença é atribuída à concentração de hormônios andrógenos responsáveis pelo desenvolvimento e mineralização dos chifres, que nesta espécie ocorrem somente nos machos (PINDER, GROSSE, 1991; REDFORD, EISENBERG, 1992; RAMOS, 2004).

A pelagem do cervo-do-pantanal é lanosa com coloração brilhante, predominantemente avermelhada, principalmente, no verão. Durante o inverno a sua cor tende ao marrom acastanhado. Na porção distal das longas pernas, focinho e cauda apresenta uma coloração negra, já no ventre, no interior do pavilhão auricular, garganta e ao redor dos olhos sua pelagem assume uma tonalidade branca (PINDER, GROSSE, 1991; DUARTE, 1996; WEMMER, 1998; D'ALESSIO et al., 2001).

Características anatômicas peculiares como a presença de membranas interdigitais em apoios do cervo-do-pantanal, cascos acentuadamente alongados e membros relativamente longos denotam uma adaptação da espécie a ambientes inundáveis e outros tipos de áreas úmidas da América do Sul (NOWAK, 1991; PINDER, 1996; TOMAS et al., 1997; TOMAS et al. 1997; WEMMER, 1998).

O ambiente natural do cervo-do-pantanal compreende os pantanais ribeirinhos, várzeas, varjões, brejos, planícies naturalmente inundáveis e áreas pantanosas (AZARA, 1802; MIRANDA RIBEIRO, 1919; CABRERA, 1961; MAGALHÃES, 1939). As várzeas na toponímia popular do Brasil, constituem a forma mais comum de sedimentação fluvial, compreendem as planícies de inundação formadas por alguns rios com topografia específica, geralmente em rios onde em suas margens diques de deposição são formados, caracterizando áreas marginais e baixas que apresentam oscilações do nível das águas conforme as cheias naturais. Nestes ambientes por se tratar de áreas de transição entre o ecossistema

terrestre e água doce, a diversidade biológica costuma ser maior em relação aos ecossistemas que as compõem, à medida que reúne elementos da fauna e flora de ambos os ecossistemas (PITELLI, 1995).

Apesar de estarem associados aos ambientes alagáveis, indivíduos desta espécie evitam áreas com profundidades superiores a 70 cm (SCHALLER, VASCONCELOS, 1978; BECCACECI, 1994; MAURO et al. 1995; TOMAS et al. 2001), áreas de mata também podem ser utilizadas pelo cervo-do-pantanal como abrigo ou refúgio (PINDER, 1996).

De acordo com TOMAS, SALIS (2000) a literatura é contraditória a respeito dos hábitos alimentares do cervo-do-pantanal. Alguns estudos reportam que a espécie se alimenta principalmente de gramíneas, visto que outros indicam uma porcentagem maior de brotos compondo sua dieta. Também são relatadas algumas espécies de plantas aquáticas na preferência alimentar de *Blastocerus dichotomus*. Estudos que levam em consideração a investigação do conteúdo do rúmen de *Blastocerus dichotomus*, também são divergentes, com alguns rumens contendo principalmente gramíneas, outros apresentando maior porcentagem de folhas, o que gera falta de clareza a respeito do comportamento alimentar da espécie. Pelo fato de ser bastante seletivo quanto a sua dieta que predominantemente é composta de plantas aquáticas e/ou que apresentam tolerância a inundações sazonais ou solos encharcados como, por exemplo, brotos de várias espécies arbustivas especialmente leguminosas e macrófitas de folha larga, *Blastocerus dichotomus* pode ser definido como um estrategista “pastador-podador” (HOFMANN et al. 1976; SCHALLER, 1983; TOMAS, SALIS, 2000), ingerindo mais brotos e folhas do que gramas (TOMAS, SALIS, 2000; COSTA et al. 2006)

Acerca dos padrões de atividades do cervo-do-pantanal, informações disponíveis na literatura científica mostram-se diversificadas. Alguns autores relatam que a espécie pode se alimentar a noite, nas primeiras horas da manhã e ao entardecer, evitando as horas mais quentes do dia (CABRERA, YEPES, 1960; VOSS, et al. 1981; TOMAS, 1986; PINDER, GROSSE, 1991), enquanto outros autores sugerem que o cervo-do-pantanal é principalmente noturno (HUTCHINS et al. 2003).

As fêmeas de *Blastocerus dichotomus* não apresentam sazonalidade reprodutiva e possuem uma gestação que pode durar 271 dias (FRÄDRICH, 1987). Normalmente para cada ciclo gera apenas um filhote que nasce com a pelagem semelhante a do adulto (DUARTE, GARCIA, 1997). Em referência ao período de nascimento, alguns autores sugerem que não há sazonalidade para o período reprodutivo (COIMBRA-FILHO, 1972; NOWAK, 1991), com filhotes nascendo em qualquer época do ano. Entretanto outros estudos indicam uma concentração de filhotes durante os meses que vão de maio a setembro (SCHALLER, VASCONCELLOS 1978; TOMAS 1986). BECACECCI (1994) observou na reserva Iberá, que a estação de nascimento estende-se de maio até outubro.

Os ciclos reprodutivos dos machos da espécie, de maneira geral, não são bem conhecidos. Aparentemente os indivíduos apresentam uma troca de galhada individual ocorrendo geralmente a cada

ano (FRÄDRICH, 1987; TOMAS et al. 1997). Na natureza, podem ser encontrados machos com os chifres desencapados ou com velame em qualquer época do ano (MILLER, 1930; CABRERA, YEPES, 1960; TOMAS, 1986). RAMOS et al. (2003), observaram em animais de vida livre, a primeira galhada despontar no 16º mês de vida e a primeira troca de galhada no 24º mês de idade. O desenvolvimento dos chifres do cervo-do-pantanal está relacionado com a idade e a concentração de testosterona, sendo mais baixa nos animais jovens e desprovidos de chifre e crescente com a idade e o desenvolvimento dos chifres (GARCIA et al. 2001).

Originalmente, a área de ocorrência de *Blastocerus dichotomus* abrangia desde o Sul da Floresta Amazônica, Sudeste da região semi-árida da Caatinga no Nordeste brasileiro e Oeste da região montanhosa da Floresta Atlântica no Sudeste e Sul do Brasil, até o Sul e Sudeste do Estado do Rio Grande do Sul; chegando ainda à região de Pampas del Heath no Peru, Norte e Leste da Bolívia, Leste e Sul do Paraguai, Nordeste da Argentina e Oeste e extremo Norte do Uruguai. (AZARA, 1902; RIBEIRO, 1919; CABRERA, 1961; NOGUEIRA-NETO, 1973; JUNGUIS, 1976; HOFMAN et al., 1976).

A espécie desapareceu de grande parte de sua área de ocorrência na Argentina, compreendendo seus principais refúgios neste país, os Esteros de Ibera (em Corrientes) e o delta do Paraná, em Buenos Aires e Entre Ríos. No Paraguai, encontra-se ameaçado de extinção, restando apenas populações residuais que podem ser observadas na região de Islã Yaciretá, Esteros del Ñeembucú, lago Ypoá, lago Vera, estero Patiño e rio Paraguay. No Peru a única população existente é bastante pequena contando com menos de 30 indivíduos, localizados no sudeste no Departamento de Madre de Dios em Pampas eath. Na Bolívia distribuem-se de forma dispersa e em baixa densidade nos Departamentos de Santa Cruz, Cochabamba, Beni e Pando (PINDER, GROSSE, 1991; TOMAS et al., 1997; D'ALESSIO et al., 2001), sendo seu estado de conservação considerado ótimo para a maior parte do norte de La Paz (RÍOS-UZEDA, 2008). No Uruguai está extinto desde o último registro em 1958 (GONZALEZ, 1994).

No Brasil, a área de ocorrência original abrangia as cinco regiões geográficas do país, sendo que a espécie podia ser encontrada nos Estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Goiás (Centro-Oeste), Sudeste de Rondônia e Sul do Pará e Tocantins (Norte), Sul do Piauí e Maranhão, Oeste da Bahia e na região do Rio São Francisco (Nordeste), Oeste de Minas Gerais e São Paulo (Sudeste), e extremo Oeste do Paraná e Sul e Sudoeste do Rio Grande do Sul (Sul) (TOMAS et al. 1997). Atualmente, a distribuição da espécie encontra-se bastante reduzida e fragmentada constituindo-se em sua maioria por populações residuais (PINDER, SEAL, 1995). Acredita-se que a mesma já se encontre extinta nos estados brasileiros do Maranhão, Piauí e Bahia, além de permanecer ameaçada de extinção nos estados de Goiás, Minas Gerais, Paraná e São Paulo (TOMAS et al. 1997).

Populações vigorosas de *Blastocerus dichotomus* são encontradas apenas no Pantanal brasileiro (Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul), na região da Ilha do Bananal, Rio Araguaia (Estados de Mato Grosso e Tocantins), no Rio Guaporé (Estado de Rondônia) e nas várzeas remanescentes do Rio Paraná (Estados de Mato Grosso do Sul, Paraná e São Paulo), inserindo o cervo-do-pantanal na lista mundial de espécies ameaçadas de extinção da IUCN (International Union for Conservation of Nature) na condição de “espécie vulnerável” (IUCN, 2001), como também na lista das espécies brasileiras ameaçadas de extinção em semelhante condição (IBAMA, 2003).

A notável retração na área de ocorrência original da espécie resulta de diversos e complexos fatores, dentre as principais ameaças, destaca-se a fragmentação e eliminação de habitats devido ao avanço das fronteiras agrícolas e urbanas, doenças transmitidas por bovinos domésticos (febre aftosa, brucelose, babesiose, ecto e endo parasitas diversos) e atividades predatórias de caça (DIAS, 1990; PINDER, 1995; WEMMER, 1998).

As recentes construções de grandes Usinas Hidrelétricas têm se transformado na principal causa do desaparecimento das populações naturais de *Blastocerus dichotomus*. Sendo considerada como a grande responsável pela extinção da espécie em muitas regiões da América do Sul, causando mortes de maneira aguda, por afogamento, e de maneira crônica, pelo aumento das enfermidades, fome e interações agonísticas (DUARTE et al., 2003). Vários destes fatores puderam ser identificados e contribuíram para praticamente extinguir várias sub-populações de cervo-do-pantanal do Rio Paraná após a construção da Usina Hidroelétrica de Porto Primavera (DUARTE, 2001). TOMAS et al. (1997) chamam a atenção para o caminho da extinção que a espécie vem trilhando no Estado de São Paulo.

Rios como o Araguaia, o Guaporé e o Tocantins estão dentro do planejamento energético brasileiro e aí estão as últimas grandes populações da espécie.

2.2 Comportamento Social de *Blastocerus dichotomus*

A bibliografia sobre a ecologia e o comportamento do cervo-do-pantanal em vida livre é escassa. Grande parte da informação existente sobre a sua biologia foi revisada na década de noventa e pode ser encontrada em DUARTE (1997). O conhecimento atual sobre a ecologia do cervo-do-pantanal tem grande influencia de observações aéreas realizadas no Pantanal, região que abriga a maior população conhecida da espécie (SCHALLER, VASCONCELOS, 1978; MOURÃO et al. 2000, TOMAS et al. 2001).

A não competição entre machos para formação de haréns, não significa a ausência de comportamento agonístico para esses animais, o que sugere que algum nível de disputa por território ou por fêmeas possa existir (TOMAS et al. 1997; PIOVEZAN, 2004). RAMOS (2004) observou uma menor constrição das áreas núcleos no uso do espaço, determinadas com a concentração média harmônica entre 60 e 30% de distribuição de utilização espacial para cervos-do-pantanal, localizados nas áreas de várzea adjacentes ao reservatório da usina Hidroelétrica Sérgio Motta (Porto Primavera), região da bacia do rio Paraná. Este mesmo autor verificou que apesar dos machos compartilharem consideráveis porções de suas áreas de vida com outros machos, esse compartilhamento, na grande maioria, não aconteceu entre os núcleos de maior concentração das localizações (MH-60% das localizações espaciais), sugerindo que possa haver territorialidade para machos a partir destes núcleos.

Em observações realizadas por SOUZA et al. (2003) envolvendo as populações de cervo-do-pantanal, nessa mesma região, cuja as características geográficas e ambientais distintas podem influenciar na determinação de um grupo, que uma maior tendência de agrupamento foi estabelecida pelas fêmeas do que pelos machos, obtendo um padrão típico de grupo, com índice de 2,18 e 1,86 respectivamente.

Neste mesmo estudo, este autor verificou para indivíduos jovens índice de 1,58, sendo considerado menor índice dentre todas as categorias, tal diferença pode estar relacionada às questões de territorialidade, observadas, sobretudo em machos.

Alguns estudos sugerem a não formação de grupos numerosos, sendo suas populações em grande parte constituídas de indivíduos solitários e pequenos grupos familiares, geralmente, composto pela mãe e seu filhote. Eventualmente podem ser observados grupos maiores concentrados em áreas com alta disponibilidade de recursos alimentares (MILLER, 1930; NOGUEIRA-NETO, 1973; SCHALLER, VASCONCELOS, 1978; TOMAS, 1986; TOMAS, 1991; BECCACECI, 1994; TOMAS et al.1997).

CABRERA, YEPES (1960) sugerem que o cervo-do-pantanal pode ser visto tanto solitário como em grupos relativamente numerosos, sendo mais comum a ocorrência de grupos compostos por um macho adulto, uma fêmea adulta e alguns filhotes de diferentes idades.

SCHALLER, VASCONCELOS (1978) reportaram que dos 281 cervos avistados no norte do Pantanal, 74% eram indivíduos solitários e o restante encontrava-se em grupos de dois a quatro indivíduos.

TOMAS (1986), no Pantanal de Mato Grosso observou 64 indivíduos, sendo que 32,81% foram definidos como solitário e desses, 52,44% eram machos e 39,04% fêmeas; 68,75% dos cervos estavam em grupos de dois ou mais indivíduos e dentre estes, 40% era formado de um casal; 20% de casal e um filhote; 13,3% por dois machos, uma fêmea e um filhote; 11,6% por três machos, uma fêmea e um filhote; 11,6% por um macho, três fêmeas e um filhote; 4,7% por dois machos e 4,7% por duas fêmeas,

a proporção sexual observada nos grupos e na população foi de 1 macho:1 fêmea. Entretanto, BECCACECI (1994) registrou para a Reserva de Iberá, Argentina, uma proporção sexual de 1 macho:1,9 fêmeas (n=916).

PINDER (1996) registrou para as várzeas do rio Paraná 18,6% de indivíduos machos solitários contra 52,3% de fêmeas na mesma condição. Para os indivíduos observados em grupo obtiveram-se os seguintes resultados. Fêmeas acompanhadas de filhotes 0,8%, casais adultos 5,6%, grupos de machos 0,6%, grupos de fêmeas 3,8%, grupos mistos com filhotes e jovens 5,1%. Além disso, constatou que não houve diferença significativa entre a distribuição de freqüências de tamanho de grupos nas estações seca e chuvosa, corroborando com as observações de TOMAS et al. 1997 e RAMOS, 2004, que sugerem que tal agrupamento não obedece a uma sazonalidade, ao contrário das espécies de cervídeos que apresentam o período reprodutivo bem definido.

ANDRIOLO et al. (2005), utilizando transectos aéreos para estimar a abundância de cervo-do-pantanal na bacia do rio Paraná, verificou que a maior parte dos animais foram vistos na parte úmida das várzeas, sendo poucos animais avistados na parte seca das mesmas.

Segundo TOMAS (2001), o ciclo hidrológico que ocorre no Pantanal brasileiro, devido à alternância de estações chuvosas e secas, promove alterações significativas sobre a densidade e distribuição do cervo-do-pantanal. A espécie pode ser observada em densidades relativamente altas durante os períodos de seca, com muitas fêmeas e machos concentrados em áreas que no período da cheia se encontravam inundadas, ou seja, inapropriadas para exploração.

Acerca das planícies sazonalmente inundadas, a flutuação no nível de água é provavelmente um fator de limitação e talvez determine a extensão de movimentos sazonais da espécie. A literatura disponível em relação ao tamanho da área de vida varia extremamente para esta espécie, com valores que vão de 3 a 33 km² para fêmeas e 8 a 64 km² para machos (PINDER, 1999; PIOVEZAN, 2004).

FIGUEIRA (2002) monitorando indivíduos de *Blastocerus dichotomus* reintroduzidos na Estação Ecológica de Jataí, através da técnica da rádio-telemetria, verificou que os animais apresentaram valores de área de vida bastante diversos, variando de 0,18 Km² a 12,94 Km², para este estudo a falta de uma curva cumulativa das localizações para todos os animais monitorados, provavelmente, dificultou análises mais detalhadas.

SILVA (2005), para a mesma região, constatou que animais reintroduzidos apresentaram duas áreas de vida distintas, uma que representa o local que o animal se fixou durante certo período de adaptação, outra estabelecida após o início do processo exploratório, incluindo, toda a região explorada durante o processo.

PIOVEZAN (2004) constatou para a região da bacia do Paraná, que as áreas estabelecidas por machos foram maiores do que as estabelecidas pelas fêmeas e que durante a cheia os animais

apresentaram áreas maiores do que as observadas na estação seca. Quanto à organização espacial, observou que os cervos localizados mais próximos à barragem ocuparam áreas com dimensão pouco variável entre estações, o que reflete uma menor variação entre as estações seca e úmida.

Com o intuito de contribuir cientificamente na determinação de processos biológicos básicos e de interesse reprodutivo, como a dispersão espacial de cervos-do-pantanal, durante o seu desenvolvimento da fase juvenil à fase adulta, RAMOS et al. 2003, em um estudo na Foz do Rio Aguapeí – SP, utilizando-se da técnica da rádio-telemetria para monitorar fêmeas lactantes desta espécie em conjunto com seus filhotes, verificou que a dispersão do filhote em relação a sua área natal, ocorre por volta dos 14 meses de idade, sendo caracterizadas por longos deslocamentos seguidos de sua normalização, como observados na fase anterior a dispersão, estabelecendo assim sua nova área de moradia. Durante o estabelecimento da nova área de moradia, foram observadas interações sociais e harmoniosas com co-específicos de ambos os sexos.

2.3 Reintrodução

Vários trabalhos têm sido conduzidos sobre a questão de relocação de populações de animais silvestres, estejam estas ameaçadas de extinção ou não (KRASINSKI, 1967; KONSTANT, MITTERMEIER, 1982; PUCEK, 1986; KLEIMAN et al., 1986; SCOTT, CARPENTER, 1987; GRIFFITH et al., 1989).

Diante do crescente número de translocações de animais silvestres, a União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN), em 1987, sugeriu considerar a reintrodução como mecanismo para conservação das espécies através de reocupação de suas áreas de distribuição original. Recomendando que programas dessa natureza incorporem estudos avaliativos e qualitativos, como também períodos de monitoramento, sendo a restauração do habitat original e a amenização das causas da extinção, condições essenciais para estes projetos.

Segundo FISCHER, LINDENMAYER (2000) podemos reconhecer quatro tipos de manejos envolvendo a relocação de animais. São eles: 1) introdução – tentativa de estabelecer uma espécie fora de sua área de ocorrência histórica, 2) reintrodução – tentativa de reestabelecer uma espécie numa área onde esta ocorrera historicamente, 3) translocação – movimento deliberado ou induzido de indivíduos ou populações selvagens de uma parte da área de distribuição atual da espécie para outra e 4) suplementação – ocorre quando indivíduos são adicionados a uma população de co-específicos. Dado o

objetivo deste estudo, abordaremos aqui somente os manejos definidos como reintrodução e translocação.

A reintrodução de espécies com o objetivo de fornecer a preservação ou restauração da biodiversidade é uma atividade relativamente recente que tem sido colocada em prática em consequência da necessidade de conservação da diversidade biológica frente à crescente taxa de extinção das espécies (SEDDON, et al. 2007).

SEDDON (1999) ressalta que nem sempre é verdadeira a afirmação de que se soltando animais de uma espécie ameaçada em ambiente adequado estaremos restaurando a biodiversidade natural. Já a biologia da conservação pondera o fato da reintrodução de fauna parecer ser uma prática com considerável apelo publicitário sendo geralmente embasada nessa sedutora e simples afirmação.

Independente do grupo animal considerado, a maioria das tentativas de reintrodução tem falhado. Ilustra bem esse dado, uma revisão efetuada por LONG (1981) envolvendo o grupo das aves, o mais intensamente trabalhado nesse sentido, estimando que cerca de 50% dos mais de 1.000 casos de reintrodução estudados resultaram em fracassos.

Os motivos para tantos insucessos são múltiplos e complexos, embora grande parte possa ser atribuída como consequência da maioria das tentativas de reintrodução ser concebida sem preocupação direta com os exercícios de manejo e objetivos de pesquisa, gerando poucos monitoramentos após as solturas, poucos registros dos procedimentos adotados e conseqüentemente, baixo número de publicações (IUCN, 1987; GRIFFITH et al. 1989; TOWNS et al. 1990; MAUNDER, 1992; SEDDON, 2007). Uma vez que reintroduções passadas podem servir como base para tomada de decisões e estabelecimento de diretrizes para projetos futuros, tal procedimento acaba por dificultar o acúmulo de experiência sobre o assunto, comprometendo o desenvolvimento e aperfeiçoamento de métodos mais eficazes e menos onerosos no uso dessa estratégia.

Considerando o grupo dos mamíferos, esses fatores são ainda agravados pela escassez de tentativas de reintrodução. No entanto, alguns sucessos obtidos incluindo o bisão americano (*Bison bison*), o bisão europeu (*Bison bonasus*) (CAMPBELL, 1980; CONWAY, 1980), o veado-da-cauda-branca (*Odocoileus virginianus*) (BLACKARD, 1971), o oryx árabe em Oman (STANLEY PRICE, 1989) e o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) (KLEIMAN, MALLINSON, 1998), demonstram o positivo impacto que essa técnica pode ter sobre populações de espécies ameaçadas (SEDDON et al. 2007).

Especificamente com relação a ungulados, além dos casos bem sucedidos citados anteriormente, encontra-se na literatura científica outras tentativas de reintrodução, como por exemplo, para o takhi (*Equus ferus przewalskii*) (VAN DIERENDONCK, WALLIS DE VRIES, 1996), o alce (*Alces alces*) (NOWLIN et al. 1979), o antilocapra (*Antilocapra americana*) (GOLDSMITH, 1988), a gazela árabe

(*Gazella subgutturosa marica*) (HAQUE, SMITH, 1996), gazela-da-montanha (*Gazella gazella*) (DUNHAM et al. 1993) e o Órix-da-arábia (*Oryx leucoryx*) (P. MÉSOCHINA et al. 2003).

No continente africano, por exemplo, algumas espécies de ungulados têm sido devolvidas a locais de sua original distribuição geográfica, após seu quase completo extermínio promovido pela caça predatória e o desenvolvimento agropastoril (BARNARD, VANDER WALT, 1961; PIENAAR, NIEKERK, 1963; KING, 1969; KEEP, 1973). Nos Estados Unidos, um levantamento realizado durante o ano de 1985, em que foi avaliado o número de translocações efetuadas naquele ano, verificou que 596 veados-da-cauda-branca (*Odocoileus virginianus*), 612 cervos-nobre (*Cervus elaphus*) e 35 alces (*Alces alces*) foram translocados, além de outros animais como ursos, racoos, lontras, carneiros, etc. (BOYER, BROWN, 1988).

Em uma translocação envolvendo a espécie *Odocoileus hemionus* (veado-da-cauda-preta), cujo objetivo foi diminuir sua densidade na Ilha Angel, localizada na baía de San Francisco, Califórnia constatou que apenas 15% dos animais sobreviveram após o primeiro ano de translocação (O'BRIEN, MCCULLOUGH, 1988). A retirada do veado-da-cauda-branca (*Odocoileus virginianus*) de áreas urbanas e a translocação destes para outras áreas nativas da espécie observou para 17 animais monitorados, sobrevida média de 709 dias após o manejo (DIEHL, 1988). Procedimentos de captura e transporte produzem estresse que podem contribuir para o fracasso da translocação, resultados como dispersão para fora da área de soltura, morte por predação ou não e competição com animais de outras espécies, têm sido, entre outros, motivos comuns de fatalidades dos indivíduos translocados (PLAYER, 1967; FRITTS et al. 1984).

Se considerarmos como objetivo geral de um programa de reintrodução o estabelecimento de uma população viável da espécie, observaremos que esta meta final pode ser subdividida em etapas hierárquicas a serem alcançadas, como sugerido por BANKS (1998), ou seja, primeiramente ocorre a sobrevivência dos indivíduos soltos no ambiente, posteriormente inicia-se o suplemento populacional, através da reprodução da primeira e demais gerações e por último a persistência da população através do tempo com taxa de recrutamento maior que taxa de mortalidade em adultos (acessado através de simulações). Como podemos supor, a averiguação do cumprimento destas metas depende totalmente do acompanhamento pós-soltura dos animais, o que na maioria dos casos é o fator limitante ou desconsiderado em programas de reintrodução (BANKS, 1998; SEDDON, 1999; FISHER, LINDENMAYER, 2000).

Embora exemplos de sucesso dessa técnica sejam restritos, recentemente pode-se observar um progresso nos resultados obtidos (CONWAY, 1980). Com efeito, o sucesso relativo verificado em programas de reintrodução não se modificou nos últimos vinte anos. O que se observou neste período é que as experiências de sucesso coincidem com programas onde a fonte dos animais relocados era uma

população selvagem, um grande número de animais foi solto (mais do que 100 animais) e a causa de declínio da população original foi removida (FISHER, LINDENMAYER, 2000).

De acordo com P. MÉSOCHINA (2003), quatro fatores são fundamentais para aumentar a probabilidade de sucesso em reintrodução de vertebrados. São eles:

- O número de animais reintroduzidos;
- Monitoramento pós-soltura de populações reintroduzidas;
- A qualidade das áreas destinatárias com relação à cobertura de recursos vitais requeridos pela espécie;
- Diversidade genética da população reintroduzida;

Da mesma forma, a avaliação do efeito dos animais reintroduzidos sobre o ambiente receptor deve ser considerada, apesar da dificuldade de acesso a estas informações.

O único relato na literatura científica sobre reintrodução do cervo-do-pantanal refere-se a uma sub-população reintroduzida em áreas de várzeas remanescentes no Estado de São Paulo, especificamente na Estação Ecológica de Jataí (Nordeste do Estado), trata-se da primeira tentativa de reintrodução do animal que obteve sucesso, contribuindo para identificar a viabilidade de implantação de pequenas populações de cervo-do-pantanal em várzeas remanescentes do Estado como também, usar esse belo animal como espécie bandeira para a conservação desses ambientes (FIGUEIRA, 2002).

Um programa para sua reintrodução no Uruguai vem sendo cogitado desde 1994, entretanto, devido à carência de informações científicas sobre o assunto, o PHVA (Análise de Viabilidade de População e Habitat) desenvolvido para espécie chamou a atenção para a necessidade de realização de projetos destinados a estudar a capacidade de adaptação e colonização dos ambientes por cervos reintroduzidos.

Sabe-se que, de maneira geral, a reintrodução pode resultar em alta taxa de mortalidade, tanto de animais provenientes da natureza quanto de cativeiro. Assim, os pesquisadores envolvidos nestes programas devem estar preparados para assimilar estas mortes, levando em consideração os benefícios em longo prazo para a espécie em questão como um todo (KLEIMAN, 1989).

O que podemos perceber neste cenário é que sempre existirão riscos relacionados ao manejo de relocação. Mesmo quando tudo parecer estar contribuindo para o sucesso do programa, imprevistos que comprometem o mesmo podem ocorrer. Segundo EBENHARD (1995), aspectos relacionados à sanidade, cooperação de populações humanas da área de soltura, treinamento dos indivíduos antes e após a soltura e até o fornecimento de provisões para os indivíduos devem ser considerados. Além disso, estudos sobre organização genética das populações podem ser de grande valia, em alguns casos, mais efetivos do que informações taxonômicas (SERFASS et al. 1998).

2.4-Radio telemetria

A telemetria consiste numa ferramenta importante para os estudos das características espaciais e sociais de indivíduos e para estudos populacionais de animais em vida livre.

A telemetria por rádio-transmissão, caracterizada por transmissores que operam em faixas VHF (very high frequency) emitindo ondas que são captadas por antenas direcionais acopladas em receptores transformando-as em pulsos sonoros, tem como requisito básico a necessidade de ir ao campo e localizar os sinais dos animais.

Estudos utilizando essa técnica podem estimar parâmetros ecológicos importantes como a área de vida ou área de moradia, aqui definida simplesmente como a porção de espaço na qual os animais exibem suas atividades durante um determinado período de tempo.

De forma complementar, a rádio-telemetria tem se mostrado como uma ferramenta útil em estudos biológicos que envolvem espécies crípticas e/ou que habitam áreas de difícil acesso.

A espelho de outros representantes da fauna mastozoológica brasileira, o cervo-do-pantanal é uma espécie de difícil visualização, o que torna importante à utilização dessa técnica, uma vez que a mesma facilita o acesso aos animais (JACOB, RUDRAN, 2003), aumentando a capacidade dos pesquisadores em localizá-los, observar seus hábitos sem interferir nos mesmos (WORTON, 1995), além de proporcionar informações sobre cada indivíduo e permitir a determinação de causas de morte durante o estudo (HARRIS et al. 1990).

No entanto, ainda é grande a lacuna existente no conhecimento da história natural de muitas espécies de animais silvestres existentes no Brasil e enorme, o potencial para estudos utilizando radiotelemetria, já que apenas nas últimas décadas esta técnica efetivamente passou a figurar como um dos métodos à disposição de nossos pesquisadores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AUTUORI, M. P. Biological data and growth of the first horns of the marsh deer, *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1811) (*Cervidae*). **Zool. Gart. Jena.** v.42, p.225-235. 1972.
- ANDRIOLO A., et al. Aerial line transect survey to estimate abundance of marsh deer (*Blastocerus dichotomus*, Illiger, 1815). **Braz Arch Biol Technol.** v. 48, p. 807–814. 2005.
- AZARA, F. Apuntamientos para la historia natural de los cuadrúpedes del Paraguay y Rio de La Plata. **La Imprenta de la Viuda de Ibarra**, Madrid, v. 1, pp. 1-389. 1902.
- BARNARD, P. J.; VANDER WALT, K. Translocation of the bontebok (*Damaliscus pygargus*) from Bradesdorp to Swelledam. **Kodoe**, v. 4, p. 105-109.1961.
- BANKS, P. Responses of Australian Bush rats (*Rattus fuscipes*) to the odor of reintroduced *Vulpes vulpes*. **Journal of mammalogy**, v. 79, n. 4, p. 1260-1264, nov. 1998.
- BECK, B. B.; DIETZ, J. M.; KLEIMAN, D. G. Projeto mico-leão IV. Reintrodução de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus 1776) (*Callitrichidae*, *Primates*) de cativeiro para seu ambiente natural. In: De Mello, M. T. (ed). **A primatologia no Brasil 2**. Sociedade Brasileira de Primatologia, 1986. p. 243-248.
- BECCACECI, M. D. A census of marsh deer in Iberá Natural Reserve, its Argentine stronghold. **Oryx**, v. 28, n. 2, p. 131-134, abr. 1994.
- BLACKARD, J. Restoration of white-tailed deer in the Southwestern United States. 1971. 167f. Unpubl. **M.S. thesis**. Louisiana State University. Baton Rouge, Louisiana. 1971.
- BOYER, D.A. and BROWN, R.D. A survey of translocations of mammals in the United States 1985. In: Nielsen, L. and Brown, R.D. **Translocation of Wild Animals**. Wisconsin Humane Society, Milwaukee. 1988. p. 1-11.
- BROWN, D. E. Return of the natives: The challenge and the hope of species reintroduction. **Wilderness**, v. 52, n. 183, p. 40-52. 1988.
- CABRERA, A.; YEPES, J. **Mamíferos Sud-americanos (vidas, costumbres y descripción)**. Buenos Aires: Companhia de Editores, 1960. 370p.
- CABRERA, A. Catálogo de los mamíferos de América del Sur. **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia**, Argentina, v. 4, p. 309-732. 1961.

CAMPBELL, S. Is reintroduction a realistic goal? In: SOULÉ, M. E.; WILCOX, B. A. (eds.), **Conservation Biology**. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA. P. 263-269. 1980.

CHARITY, S. E.; TOMÁS, W.; BUSCHINELLI, M. C. P. **Plano de manejo e conservação para o cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus*** – U.H.E. Três Irmãos. CESP, São Paulo, SP. 1989.

COIMBRA FILHO, A. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. In: **Espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências. 1972. p.88-91.

CONWAY, W. G. An overview of captive propagation. In: M. E. Soulé & B. A. Wilcox, (eds.), **Conservation Biology**. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA. p.199-208. 1980.

COSTA, S. S.; OLIVEIRA, D. B.; MANCO, A. M.; DEMELO, G. O.; CORDEIRO, J. L.; ZANIOLO, S. Plants Composing the Diet of Marsh and Pampas Deer in the Brazilian Pantanal Wetland and Their Ethnomedicinal Properties. **Journal of Biological Sciences**, v. 6(5), pp. 840-846. 2006.

D’ALESSIO, S.; VARELA, D.; GAGLIARD, F.; LARTIGAU, B.; APRILE, G.; MÔNACO, C.; FORTABAT, S.H. Distribución geográfica del ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*). In: DELLAFIORE, C.M.; MACEIRA, N. (Eds.), **Los ciervos autóctonos de la Argentina y la acción Del hombre**. Buenos Aires: Secretaria de Desarrollo Social y Médio Ambiente, p.14-26. 2001.

DIAS, B. F. S. A conservação da natureza. In: PINTO, M. N. (Ed.), **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Editora UnB, Brasília. 1990. 657p.

DIEHL, S. C. The translocation of urban white-tailed deer. In: NIELSEN, L.; BROWN, R. D. **Translocation of Wild Animals**. Wisconsin Humane Society, Milwaukee. p. 239-249. 1988.

DUARTE, J. M. B. **Guia de identificação de cervídeos brasileiros**. FUNEP/UNESP, Jaboticabal, 1996. 14p.

DUARTE, J. M. B.; GARCIA, J. M. Tecnologia da reprodução para propagação e conservação de espécies ameaçadas de extinção. In: DUARTE, J. M. B. (Ed.). **Biologia e conservação de cervídeos Sul-Americanos: *Blastocerus*, *Ozotoceros* e *Mazama***. Jaboticabal: FUNEP, p.228-238.1997.

DUARTE, J. M. B.; MERINO, M. L. Taxonomia e evolução. In: DUARTE, J. M. B. (ed.). **Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: *Blastocerus*, *Ozotoceros* e *Mazama***. Funep, Jaboticabal, p. 19-21. 1997.

DUARTE, J. M. B.; RAMOS, H. G. C.; TORRES, H. A. & LEMES, M. R. S. Efeito da usina hidroelétrica de Porto Primavera sobre a mortalidade de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) em diferentes áreas da bacia. In: **Anais do IICONGRESSO BRASILEIRO DE MASTOZOOLOGIA**, 2003, Belo Horizonte. 2003. p. 282.

DUNHAM, K. M.; KICHENSIDE, T. B.; LINDSAY, N.; RIETKERK, F.; WILLIAMSON, D. T. The reintroduction of mountain gazelle *Gazella gazella* in Saudi Arabia. **Int. Zoo. Yb**, v. 32, p. 107-116. 1993.

EBENHARD, T. Conservation breeding as a tool for saving animal species from extinction, **Tree**, v. 10, P. 437-443. 1995.

EISENBERG, J.F.; REDFORD, K.H. **Mammals of the neotropics: The central neotropics**. Chicago: The University of Chicago Press, 3v. 1999. 609p.

FIGUEIRA, C. J. M. **Reintrodução de Cervos-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*): uso do espaço e área de vida dos animais**. 2002. 66f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) PPG-ERN, São Carlos, 2002.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. An assessment of the published results of animal relocations. **Biological Conservation**, v. 96, p. 1-11. 2000.

FRÄNDRICH H. The husbandry of tropical and temperate cervids in the west berlin zoo. In: WEMMER, C.M. (Ed). **Biology and management of Cervidae**. Whashington: Smithsonian Institut Press, p.422-428. 1987.

FRITTS, S.H.; PAUL W.J.; MECH, L.D. Movements of Translocated Wolves in Minesota. **J. Wildl. Manage.**, v. 48, n. 3, p. 709-721. 1984

GOLDSMITH, A. E. History and research on reintroduction of pronghorn in California. In: NIELSEN, L.; BROWN, R. D. (eds.), **Translocation of wild animals**. The Wisconsin Humane Society, Inc. and The Caesar Kleberg Wildlife Research Institute. p.288-297.1988.

GONZÁLEZ, S. Ciervo de los Pantanos en el Uruguay. In: **CERVO do Pantanal, *Blastocerus dichotomus*, Análise de Viabilidade de População e Habitat (PHVA)**. CESP, IUCN/SSC, 1994.

GRIBEL, R. Os mamíferos silvestres e as grandes barragens na Amazônia. In: FERREIRA, J. G.; SANTOS, G. M.; LEÃO, E. L. M.; OLIVEIRA, L. A. (eds.), **Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia- INPA, Manaus, Brasil. v. 21, p. 125-133, 1989.

GRIFFTH, B. et al. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. **Science**. v. 245, p. 477-480. 1989.

HAQUE, M. N.; SMITH, T. R. Reintroduction of Arabian Gazelle (*Gazella subgutturosa marica*) in Saudi Arabia. **Biological Conservation**, v. 76, p. 203-207. 1996.

HARRIS, S. et al. Home-range analysis using radio-tracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. **Mammalia Review**, v. 20, p. 97-123. 1990.

HOFMAN, R. C.; PONCE DEL PRADO, C. F.; OTTE, K. C. Registrato de dos nuevas especies de mamíferos para el Perú, *Odocoileus dichototomus* (Illiger, 1811) y *Crysocyon brachyurus* (Illiger, 1811), con notas sobre su habitat. **Revista Florestal del Perú**, v. 5, p. 61-81. 1976.

HUTCHINS, M., GEIST, V., KLEIMAN, D. G. & MCDADE, M. C. **Grzimek's Animal Life Encyclopedia, 2nd edition**. Volume 14 (Mammals III): 282, 382-383 and 386. Volume 15 (Mammals IV): 391-392. Farmington Hills. 2003.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. Lista das espécies da fauna ameaçada de extinção. Instrução Normativa n° 3, de 27 de maio de 2003 (in Portuguese). IBAMA, Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2003.

IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – **Translocation of living organisms: introductions, reintroductions and restocking**. IUCN, final Draft. 1984.

IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. **Translocation of living organisms: introductions, reintroductions and restocking**. IUCN position statement. Gland, Switzerland 1987.

IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – **The IUCN Red List Categories and Criteria**. IUCN: Cambridge, UK. 2001.

JACOB, A. A.; RUDRAN, R. Radiotelemetria em estudos populacionais. In: **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. CULLEN JR.; RUDRAN, VALLADARES-PADUA (Ed.), Curitiba. 2003. 667p.

JUNGIUS, H. **Status and distribution of threatened deer species in South America**. Report to the SSC/IUCN Deer Specialist Group. Reprinted from the World Wildlife Yearbook, p. 203-217, 1976.

KEEP, M.E. The immobilization and translocation of black wildebeest. **The Lammergeyer**, v. 18, p. 39-43, 1973.

KING, J. M. The capture and translocation of the black rhinoceros. **E. Afr. Wildl.**, v.7, p. 115-130. 1969.

KLEIMAN, D. G. et al. Conservation program for the golden lion tamarin: captive research and management, ecological studies, educational strategies and reintroduction. In: BENIRSCHKE, K. (Ed). **Primates: The road to self-sustaining population**. Springer – Verlag, New York, p. 959-979. 1986.

KLEIMAN, D. G. Reintroduction of captive mammals for conservation. **BioScience**, v.39, n. 3. p. 152-161. 1989.

KLEIMAN, D. G.; MALLINSON, J. J. C. Recovery and management committees for lion tamarins: partnerships in conservation planning and implementation. **Conservation Biology**, v. 12, p. 27–38. 1998.

KONSTANT, W. R., MITTERMEIER. Introduction, reintroduction, and translocation of neotropical primates: past experiences and future possibilities. **Int. ZooYearb**, v. 22, p. 69-77. 1982.

KRASINSKI, Z. Free-living European Bison. **Acta Theriol.**, v. 12, p. 391-405. 1967.

LONG, J. L. **Introduced birds of the world: the worldwide history, distribution and influence of birds introduced to new environments**. Universe Books: New York. 1981. 528p.

MAGALHÃES, A. C. **Ensaio sobre a fauna brasileira**. São Paulo: Secretaria da Agricultura, Indústria e Comércio do Estado de São Paulo. Diretoria de publicidade agrícola, p. 305-312. 1939.

MAUNDER, M. Plant reintroduction: an overview. **Biodiv. Conserv.**, v. 1, p. 51 – 61. 1992.

MAURO, R. A. et al. Influência do habitat na densidade e distribuição de cervo (*Blastocerus dichotomus*) durante a estação de seca no pantanal Mato-Grossense. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p.745-751. 1995.

MÉSOCHINA, P.; BEDIN E.; OSTROWSKI S. Reintroducing antelopes into arid areas: lessons learnt from the oryx in Saudi Arabia. **C. R. Biologies**, n. 326, p. S158–S165. 2003.

MILLER, F.W. Notes on some mammals of southern Mato Grosso, Brasil. **J. Mammals**, v. 11, p. 10-22. 1930.

MIRANDA RIBEIRO, A. Os veados do Brasil segundo as coleções Rondon e de vários museus nacionais e estrangeiros, **Rev. Mus. Paulista**, São Paulo: v.11, p.1-99, 1919.

MOURÃO, G. M. et al. Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal wetland of Brazil. **Biological Conservation**, v. 92, p. 175-183. 2000.

NOWLIN, R. A.; SEITZ, W. K.; DENNEY, R. N. Initial progress of the Colorado moose reintroduction. **Proc. North Am. Moose Conf. And Workshop**, v. 15, p. 187-212. 1979.

NOWAK, R.M. **Mammals of the world**. 5.ed. Baltimore: The John's Hopkins University Press, 1991. 1629p.

NOGUEIRA-NETO, P. **A criação de animais indígenas vertebrados**. São Paulo, Tecnapis, 1973. 327p.

O'BRYEN, M.K.; MCCULLOUGH, D. R. Survival of Black-tailed Deer Following Relocation in California. In: NIELSEN, L.; BROWN, R. D. **Translocation of Wild Animals**. Wisconsin Humane Society, Milwaukee. p. 230-237. 1988 .

PIENAAR, U.V.; NIEKERK, J.W. The capture and translocation of three species of wild ungulates in the Eastern Transvaal with species reference to RO5-2807/b-5F (ROCHE) as a tranquilizer in game animals, **Kodoe**, v. 6, p. 83-90. 1963

PINDER, L.; GROSSE, A. P. *Blastocerus dichotomus*. **Mammalian Species**, v. 380, p. 1- 4. 1991.

PINDER, L.; SEAL, U. S. **Population and Habitat Viability Assessment Report for Marsh deer *Blastocerus dichotomus* (PHVA)**. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN, USA, p. 1-172. 1995.

PINDER, L. Marsh deer *Blastocerus dichotomus* population estimate in the Paraná River, Brazil. **Biological Conservation**, v. 75, n. 1, p.87-89. 1996.

PINDER, L. Marsh deer *Blastocerus dichotomus* ranging patterns in the Parana´ river valley, Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 41, p.39-48. 1999.

PIOVEZAN, U., et al. Caracterização das reações do cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) ao impacto causado pelo enchimento parcial do reservatório da usina Hidroelétrica Sérgio Mota (Porto Primavera), In: **O CERVO-DO-PANTANAL de Porto Primavera: resultado de dois anos de pesquisas**. Jaboticabal: FUNEP/CESP, Relatório técnico. 1 CD-ROM. 2001a.

PIOVEZAN, U. **História natural, área de vida, abundância de *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) e monitoramento de uma população à montante da hidrelétrica Sérgio Motta, rio Paraná, Brasil**. 2004. 117f. Doutorado (Programa de pós-graduação em Ecologia), Universidade Federal de Brasília, UNB, Brasília. 2004.

PITELLI, R. A. Ecologia de Varzeas. In: PITELLI, R. A. **Ecologia e solos.**, Provárzea Nacional, Ministério da Agricultura, p.238-239. 1995.

PLAYER, I. Translocation of the white rhinoceros in South Africa. **Oryx**, v.9, n. 2, p. 137-150. 1967.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Planta, 2001. 327 p.

PUCEK, Z. European bison. **Species**, v. 7, p.9-10. 1986.

RAMOS, H. G. C, et al. Radiotelemetria de cervos-do-pantanal jovens: enfoque sobre a relação espacial materno-filial. **Relatório final do projeto cervo-do-pantanal de porto primavera - 2001-2002**. Jaboticabal, p. 62-72. 2003.

RAMOS, H. G. C. **O ciclo do chifre do cervo-do-pantanal: aspectos ecológicos e reprodutivos**. 2004. 99f. Dissertação (Mestrado em reprodução animal). Programa de pós-graduação da Universidade do Estado de São Paulo- UNESP, Jaboticabal, 2004.

REDFORD, K.H.; EISENBERG, J.F. **Mammals of the Neotropics – The Southern Cone**. The University of Chicago Press. p. 238-239. 1992.

REID, W.V.; MILLER, K.R. Summary and recommendations. In: **Keeping Options Alive, the Scientific Basis for Conserving Biodiversity**, World Resources Institute, Washington, D.C, p. 87. 1989.

RIBEIRO, A. Veados do Brasil segundo as coleções Rondon e de vários museus nacionais e estrangeiros. **Rev. Mus. Paulista.**, São Paulo: v.11, p.213-308, 1919.

RIOS-UZEDA, B. **Estimativa populacional, seleção de habitat, distribuição e conservação do Cervo-do-pantanal nas savanas no norte da Bolívia**. 2008. 81f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) PPG-EC, Campo Grande, 2008.

ROSSI, R. V. **Taxonomia de Mazama Ranfinesque, 1817 do Brasil (Artyodactyla, Cervidae)**. 2000. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

SÃO PAULO – SMA. Fauna Ameaçada de extinção no Estado de São Paulo Vertebrados. Governo do Estado de São Paulo - **Secretaria do Meio Ambiente (SMA)**. São Paulo, 2009. 648p.

SCHALLER, G. B.; VASCONCELOS, J. M. A marsh deer census in Brazil. **Oryx**, v. 14, p. 345-351. 1978.

SCHALLER, G.B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arq. Zool.**, São Paulo: v.31, p.1-36, 1983.

SCOTT, J. M.; CARPENTER, J. W. Release of captive-reared or translocated endangered birds: what do we need to know? **Auk**, v. 104, p. 544-545. 1987.

SEDDON, P. J. Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions, **Tree**, v. 14. p.503. 1999.

SEDDON, P. J.; D. P. ARMSTRONG AND R. F. MALONEY. Developing the science of reintroduction biology. **Conservation Biology**, v. 21, p.303–312. 2007.

SERFASS, T. L., et al. Genetic variation among populations of river otters in north America: considerations for reintroduction projects. **Journal of mammalogy**, v. 79, n. 3, p. 736-746. 1998.

SIOLI, H. Sensitive habitats: threats and management – tropical continental aquatic habitats. In: SOULÉ, M. E. (ed.), **Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity**. Sinauer, Sunderland, MS, USA, p. 383-393. 1986.

SILVA, T. S. **Área de moradia de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) reintroduzidos e de suas crias**. 2005. 57f. (Trabalho de conclusão de curso). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal. Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal. 2005.

SOUZA, R. M. M., et al. Padrão de agrupamento do cervo-do-pantanal da bacia do rio Paraná: uma análise de duas populações remanescentes do entorno da bacia hidrográfica da usina Hidroelétrica Sérgio Motta. In: **O CERVO-DO-PANTANAL de Porto Primavera: relatório final**. Jaboticabal: FUNEP/CESP, Relatório técnico.CD-ROM. 2003.

STANLEY PRICE, M.R. **Animal Re-introductions: The Arabian Oryx in Oman**. Cambridge University, Cambridge, 1989. 291 p.

TOMAS, W. M. **Observações preliminares sobre a biologia do cervo-do-pantanal, *Blastocerus dichotomus* Illiger, 1811 (*Mammalia, Cervidae*) no pantanal de Poconé, MT**. 1986. 55f. Monografia. Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Biociências, Cuiabé, MT. 1986.

TOMAS, W. M. **Comportamento do cervo-do-pantanal**. Anais do X Encontro de Etologia, Universidade do estado de São Paulo- Unesp, Jaboticabal, pp.163-166. 1991.

TOMAS, W. M.; BECCACECI, M. D.; PINDER, L. Cervo-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*). In: DUARTE, J. M. B. (Ed.). **Biologia e conservação de cervídeos Sul-Americanos: *Blastocerus*, *Ozotoceros* e *Mazama***. Jaboticabal: FUNEP, p.24-40. 1997.

TOMAS, W. M.; SALIS S. M. Diet of the marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) on the Pantanal wetland, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v.35, p.165-172, 2000.

TOMAS, W. M., et al. Marsh Deer (*Blastocerus dichotomus*) distribution as a function of floods in the Pantanal Wetland, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 36, p. 9-13. 2001.

TOWNS, D. R.; DAUGHERTY, C. H.; CROMARTY, P.L. Protocols for translocation of organisms to islands. In: TOWNS, D.R.; DAUGHERTY, C.H; ATHINSON, I. A. E. (eds.). **Ecological Restoration of New Zealand Slands**. Department of Conservation, Wellington. p. 240-254. 1990.

VAN DIERENDONCK, M. C.; WALLIS DE VRIES, M. F. Ungulate reintroductions: experiences with the Takhi or Przewalski Horse (*Equus ferus przewalskii*) in Mongolia. **Cons. Biology**, v. 10, n. 3, p. 728-740. 1996.

WALKER, E. **Mammals of the world**. John Hopkins University Press, Baltimore and London. 1991. 1629p.

WEMMER, C.; DERRICKSON, S. Reintroduction: The zoobiologist's dream - prospects and problems of reintroducing captive-bred wildlife. **Annual conference proceedings of the American Association of Zoological Parks and Aquaria**. p. 48-65. 1987.

WEMMER, C. **Status Survey and Conservation Action Plan: Deer**. IUCN/SSC Deer Specialist Group, Oxford. 1998. 107p.

WEBER, M.; GONZÁLEZ, S. Latin America deer diversity and conservation: a review on status and distributions. **Écoscience**, Quebec, v. 10, p. 443-454, 2003.

WORLD RESOURCES INSTITUTE. World environment outlook. In: A.L. Hammond (ed.), **World Resources**, Oxford University Press, Oxford, United Kingdom, p. 1-10, 1990.

WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE. Species extinctions. In: GROOMBRIDGE, B. (ed.). **Global Biodiversity: Status of the Earth's living resources**. Chapman & Hall, London, p. 192-233. 1992.

WORTON, B. J., Using Monte Carlo simulation to evaluate Kernel-based home range estimators. **Journal Wildlife Manage**, v. 59, p. 794-800. 1995.

CAPÍTULO I

CERVOS-DO-PANTANAL REINTRODUZIDOS RESPONDEM AO EFEITO DA SAZONALIDADE, QUANTO À SUA ÁREA DE VIDA, IGUALMENTE A UMA POPULAÇÃO NATURAL?

RESUMO

Neste estudo investigou-se a sazonalidade na área de vida do cervo-do-pantanal, além disso, comparou-se os resultados obtidos para animais reintroduzidos e/ou nascidos na bacia do rio Mogi-Guaçu, município de Luís Antônio-SP., com aqueles verificados para uma população natural localizada na bacia do rio Paraná na divisa dos estados de São Paulo e Mato Grosso do Sul. Em ambas as regiões o monitoramento por rádio-telemetria, juntamente com a técnica da triangulação, foi usado para registro das localizações espaciais dos animais. O estudo contou com 39 animais, sendo 30 (20 fêmeas e 10 machos) para a população natural e nove (4 machos e 5 fêmeas) para a área de reintrodução, dos quais cinco eram nascidos no local e quatro eram reintroduzidos. Para a região da bacia do rio Paraná, monitoramentos aconteceram de dezembro de 2000 a outubro de 2002. Já na área destinatária os dados coletados incluem os anos de 2000 (um ano após a soltura), julho de 2004 a abril de 2005 e o ano de 2007, com diferentes animais monitorados para cada ano. O estimador média harmônica com 60% das localizações espaciais foi utilizado para o cálculo da área de vida central ou núcleo de atividade dos animais. Machos das duas regiões apresentaram, em média, núcleos de atividades maiores em comparação aos apresentados pelas fêmeas. Na região da bacia do rio Paraná o núcleo sazonal de atividade nos dois anos consecutivos foi maior durante a estação chuvosa do que durante a seca, respectivamente para o ano de 2001 e 2002, ($Z=1,91$; $p=0,028$), ($Z=3,45$; $p=0,001$). Já os indivíduos da área de reintrodução apresentaram núcleo sazonal de atividade significativamente maior na estação seca ($Z=2,17$; $p=0,028$). Considerando as singularidades de cada região amostrada, é de se esperar que a variação em tamanho dos núcleos de atividade para os animais das diferentes localidades se deve parcialmente às dinâmicas ambientais locais e às características do habitat. O Projeto de reintrodução do Cervo-do-pantanal de Porto Primavera foi implementado em 1998 na Estação Ecológica de Jataí, a fim de conservar a espécie no estado de São Paulo. Conhecer o comportamento apresentado em decorrência das variações ambientais promovidas pela sazonalidade é de suma importância para identificar aspectos que auxiliem em projetos futuros que visem à conservação dessa espécie no seu ambiente natural.

Palavras-chave: Cervo-do-pantanal; sazonalidade; núcleo de atividade; reintrodução

CHAPTER I

REINTRODUCED MARSH-DEER ANSWER TO THE EFFECT OF THE SEASONALITY, HOW MUCH TO ITS AREA OF LIFE, EQUALLY TO A NATURAL POPULATION?

ABSTRACT

In this study the seasonality was investigated in the area of life of the marsh-deer. moreover, compared the results gotten for animals reintroduced and/or born in of the river Mogi-Guaçú basin, city of Luis Antonio-SP, with those verified for a located natural population in the basin of the river Paraná in the verge of the states of Sao Paulo and Mato Grosso do Sul. In both regions the monitoring by radio-telemetry, together with the technique of the triangulation, was used for register of the space locations of the animals. The study it counted with 39 animals, being 30 (20 females and 10 males) for the natural population and nine (4 males and 5 females) for the reintroduction area, of which five were born in the place and four were reintroduced. For the region of the Paraná River basin, monitoring occurred from December 2000 to October 2002. In the reintroduction area the collected data includes the year 2000 (one year after the reintroduction), 2004, 2005 and 2007, with different animals monitored for each year. The harmonic mean estimator with 60% of spatial locations was used to calculate the central area of life or core of activity of the animals. Males of both regions, showed average core areas more than females. In the region of the basin of the river Paraná the seasonal nucleus of activity in the two consecutive years was bigger during the rainy station than during it dries, respectively for the year of 2001 and 2002, ($Z=1,91$; $p=0,028$), ($Z=3,45$; $p=0,001$). Yet individuals in the area of reintroduced presented core seasonal activity significantly higher for the dry season ($Z =2,17$, $p = 0, 028$). Considering the peculiarities of each region sampled, it is expected that the variation in size of the core areas for animals of different localities is partially due to the dynamics local environmental. The project to reintroduce marsh-deer from Porto Primavera dams was implemented in 1998 in the Jataí Ecological Station, in order to conserve the species in the state of Sao Paulo. To know the behavior presented in result of the ambient variations promoted by the seasonality is very importance to identify aspects that assist in future projects that they aim at to the conservation of this species in its natural environment .

Keywords: marsh-deer; seasonality; core areas, reintroduction

1-INTRODUÇÃO

A área de vida é uma das variáveis utilizadas com maior frequência em trabalhos sobre a ecologia animal (NICHOLSON et al., 1997), muito comum em estudos sobre o território e o padrão de ocupação do espaço pelos animais (SCHOENER, 1968; TUNER et al., 1969). É definida por BURT (1943), como o espaço ou local onde os animais desenvolvem todas as suas atividades normais de forragear, acasalar e criar sua prole. Vários aspectos da ecologia animal podem estar relacionados com esta variável (HARRIS et al., 1990; CRAWSHAW, QUIGLEY, 1991).

Estudos que dizem respeito à ecologia de ungulados, de maneira geral, utilizam a área de vida como uma variável relacionada à estratégia de otimização de recursos do ambiente pelos animais (PIANKA, 1994; SARGENT, LABISKY, 1995; SAMUEL, FULLER, 1996). As pesquisas que adotam essa relação, em sua maioria, interpretam essa medida sob a ótica da teoria do forrageamento ótimo, assumindo que o custo energético dispendido na aquisição pelo recurso alimentar não deve exceder a energia obtida através do acesso ao recurso ou do consumo do mesmo (PIANKA, 1994). Sendo assim, é esperado que, na maioria dos casos, o tamanho da área ocupada pelos animais seja inversamente proporcional à densidade dos recursos disponíveis no ambiente (FORD, 1983; NICHOLSON et al. 1997).

Além disso, o tamanho da área de vida pode variar em função de fatores específicos como a dimensão corpórea e os hábitos alimentares da espécie, fatores individuais como sexo e idade e fatores regionais como a distribuição de recursos no ambiente (MANLY, 1993; KILGO, LABISKY, 1997).

Sendo assim, alterações no tamanho da área de vida em resposta a alterações sazonais da disponibilidade de alimento têm sido observados em várias espécies de mamíferos, incluindo *Capreolus capreolus* (BOBEK, 1977) e *Odocoileus virginianus* (BEIER, MCCULLOUGH, 1990).

Estudos com *Odocoileus virginianus* na Flórida-EUA, demonstraram que os machos apresentam áreas de vida em média 58% maiores no período de acasalamento (SARGENT, LABISKY, 1995). Veados-catingueiro (*Mazama guazoubira*) apresentam um aumento na área de vida na segunda metade da estação seca, possivelmente devido à sazonalidade na disponibilidade de alimentos ou na reprodução (VOGLIOTTI, 2003).

CARVALHO et al., (2008), em um estudo envolvendo roe deer (*Capreolus Capreolus*) reintroduzidos em um habitat de clima mediterrâneo nas montanhas de Gardunha (Portugal), verificou que durante o inverno os animais facilmente cumpriam suas necessidades diárias em pequena área de vida, já no verão quente e seco, áreas de vida maiores eram necessárias. Além disso, observou que esses

animais manifestaram uma preferência por altitudes maiores durante o verão provavelmente buscando o frio das montanhas como forma de evitar o calor intenso verificado nessa estação.

De acordo com BODMER (1990), fatores abióticos, como a dinâmica de inundações sazonais em ambientes tropicais, são exemplos de influências externas sobre o comportamento espacial de ungulados. Tais variações ambientais podem ser mais evidentes em locais que apresentam sazonalidade bem definida, que na natureza estão inseridos em regiões de clima temperado (COMPTON et al. 1995; NICHOLSON et al. 1997), como também em áreas sob efeito de fenômenos capazes de promover fortes mudanças na paisagem (MAURO et al. 1995; PIOVEZAN et al, 2001a). A exemplo desse fato foi observado que a alteração no regime de águas do rio Paraná, Mato Grosso do Sul, Brasil, provocada pela cheia artificial devido à construção da Usina Hidroelétrica Sérgio Mota, foi o fator mais importante relacionado às mudanças observadas nos padrões de uso do espaço apresentados pelos cervos-do-pantanal monitorados naquela região (PIOVEZAN et al., 2001 *a e b*).

A distribuição original do cervo-do-pantanal abrangia desde o sudeste do Peru, leste e sul do Paraguai, norte e leste da Bolívia, nordeste da Argentina, noroeste do Uruguai e o interior do Brasil especificamente na região sul da floresta Amazônica, sudeste da região semi-árida da Caatinga no nordeste brasileiro e oeste da região montanhosa da Floresta Atlântica no sudeste e sul do Brasil (AZARA, 1902; RIBEIRO, 1919; CABRERA, 1961; NOGUEIRA NETO, 1973; JUNGIUS, 1976; HOFMAN et al., 1976) (Figura 1).

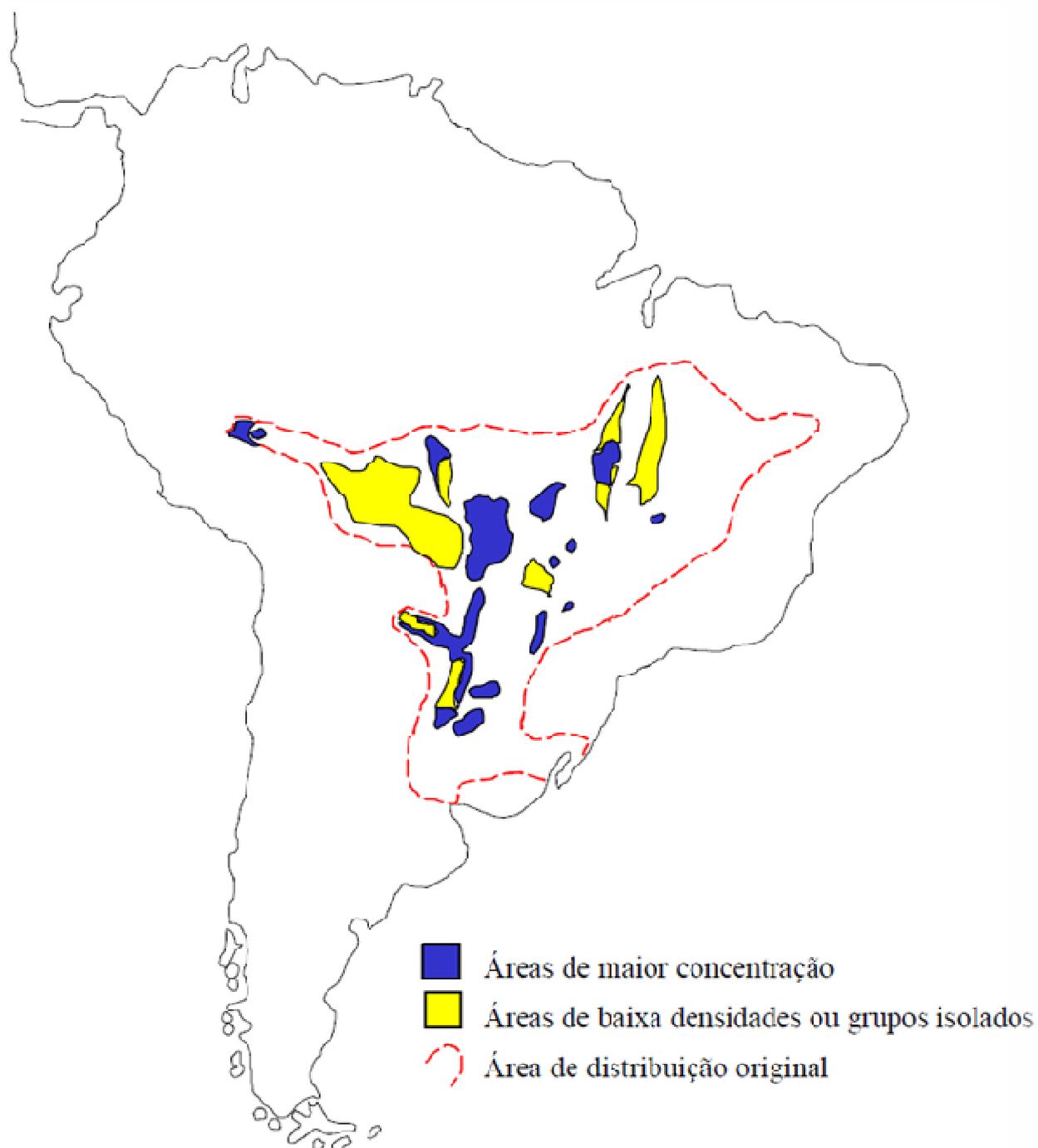


Figura 1 - Área de ocorrência original e atual de cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) na América do Sul (Adaptado de Tomas et al., 1997).

Devido à acentuada retração de sua área de ocorrência, atualmente o cervo-do-pantanal encontra-se incluído na lista mundial de espécies ameaçadas de extinção da IUCN (The World Conservation

Union) na condição de “espécie vulnerável”, sob ameaça de extinção no Brasil (MMA, 2003) e criticamente ameaçada no estado de São Paulo (São Paulo – SMA, 2009).

A destruição dos ambientes de várzea e a caça são fatores primários de redução das populações de cervo-do-pantanal. Igualmente graves são a introdução e disseminação de doenças por ungulados exóticos domésticos (SCHALLER, VASCONCELOS, 1978; THORNBAC, JENKINS, 1982; FONSECA et al. 1994; TOMAS et al. 1997). Além disso, recentemente a construção de grandes Usinas Hidrelétricas vem se tornando um dos principais motivos de desaparecimento de populações da espécie, uma vez que para a formação destes reservatórios a eliminação de áreas de terra baixa em decorrência da elevação do nível das águas e submersão das áreas de várzea é inevitável, anulando praticamente qualquer possibilidade de sobrevivência e sustentabilidade de populações em longo prazo (TOMAS et al., 1997; ANDRIOLO et al., 2005).

No geral, representantes desta espécie apesar de associados aos ambientes alagáveis, evitam áreas com profundidades superiores a 70 cm (SCHALLER, VASCONCELOS, 1978; BECCACECI, 1994; MAURO et al., 1995; TOMAS et al., 2001). A maioria dos vegetais encontrados na dieta do cervo-do-pantanal é composta de plantas aquáticas e/ou que apresentam tolerância a inundações sazonais ou solos encharcados. *Blastocerus dichotomus* pode ser melhor definido como um estrategista “pastador-podador” porque grande parte de sua dieta é composta de brotos de várias espécies arbustivas e macrófitas de folha larga (TOMAS, SALIS, 2000).

A espécie parece estar adaptada aos ciclos de cheia e seca dos ambientes alagáveis em suas áreas de ocorrência (BECCACECI, 1994; MAURO et al., 1995; PIOVEZAN, 2004).

No Pantanal de Poconé-MT, SCHALLER, VASCONCELOS (1978) sugeriram que os cervos-do-pantanal podem se deslocar por uma distância de até 50 Km, em função das cheias sazonais, na medida que buscam habitats mais altos e com profundidade adequada da lâmina d’água. Por sua vez, PINDER (1995), nas várzeas do rio Paraná, acompanhando 22 cervos-do-pantanal através de rádio-telemetria, constatou um deslocamento sazonal variando de 2.7 a 5.2 km, em média, dependendo da localidade, num trecho de aproximadamente 70 km ao longo do rio, cujas várzeas atingem no máximo 10 km de largura.

Através de monitoramentos aéreos sistemáticos, TOMAS et al., 2001 descreveram que o pulso das inundações no Pantanal do rio Negro, Mato Grosso do Sul, força a população de cervos a uma migração sazonal que alcança uma extensão de até 20 Km. Para esse mesmo autor, o padrão sazonal de mudanças nos habitats desta região obedece a um “continuum” em escala temporal e espacial, cujo avanço e o recuo das cheias causam alterações sazonais tanto na estrutura como na composição das comunidades vegetais as quais se apresentam constantemente em estágio seral, fazendo com que a disponibilidade de

itens alimentares de alto valor nutritivo seja aproximadamente constante nas faixas de transição entre os locais alagados de maior profundidade e os habitats recém-secos (TOMAS et al., 1997).

TOMAS (1986) sugeriu que o cervo-do-pantanal possui área de vida variável, deslocando-se de acordo com o avanço e recuo das inundações no Pantanal. Desta forma, a área de vida em uma escala anual tende a ser maior ou menor de acordo com as variações nas características dos habitats. Tendo em vista as peculiaridades de cada região e a extensão dos deslocamentos sazonais correspondentes em cada população, o tamanho da área de uso vital da espécie deverá variar proporcionalmente de região para região (PINDER, 1995). Dados preliminares da população estudada por PINDER (1995) no rio Paraná permitem estimar áreas médias de vida de 3.291 ha (n=16), atingindo um valor mínimo de 1.563 ha e um valor máximo de 6.377 ha, essa variação em tamanho se deve parcialmente às características ambientais locais.

PIOVEZAN (2004) constatou, para a região da bacia do Paraná, que as áreas estabelecidas durante a cheia foram maiores do que as observadas na estação seca, além disso, verificou que as áreas utilizadas por machos dessa espécie foram superiores ($771,0 \pm 387$ ha) às utilizadas pelas fêmeas ($338,08 \pm 122,17$ ha), refletindo diferenças na estratégia de utilização dos recursos disponíveis no ambiente por indivíduos de sexos diferentes (PINDER, 1995; PIOVEZAN et al. 2001).

Nessa mesma região ANDRIOLO et al., (2005) verificou uma densidade média de 0,0049 ind/ha, sendo que a maioria dos animais foram registrados em áreas alagadas da várzea, apenas uma pequena porção dos indivíduos foram visualizados nas partes secas da mesma. Além disso, os mesmos autores constataram que a distribuição e a densidade dos indivíduos em áreas específicas, pode estar relacionada a variações ambientais e também devido a ações humanas como caça, agricultura e pecuária.

FIGUEIRA (2002) através do monitoramento por rádio-telemetria de cervos reintroduzidos na Estação Ecológica do Jataí verificou valores de área de vida bastante diversos, variando de 18 ha a 1.294 ha. Os resultados da área de vida encontrados para uma fêmea e para um macho (respectivamente 1.052 ha e 1.294 ha) mostraram-se bastante superiores aos valores médios encontrados para o restante da amostra. Essa discrepância provavelmente está relacionada ao comportamento exploratório mais ativo e prolongado apresentado por esses dois animais, que permaneceram em trânsito entre duas áreas de várzeas estabelecidas, diferente dos outros animais que uma vez na várzea estabelecida não mais abandonaram a área.

Quase todas as espécies em risco de extinção estão ameaçadas porque suas necessidades ecológicas são afetadas negativamente pela interferência humana. Uma das ferramentas para restaurar populações extintas dos locais de sua distribuição original é um integrado projeto de reintrodução. Dessa forma a reintrodução é considerada como sendo um dos vários meios para o manejo de populações ameaçadas de extinção, bem como uma estratégia importante de conservação, se certas diretrizes forem

seguidas (KLEIMAN, 1989). Particularmente para ungulados, as reintroduções apresentam muitos aspectos em comum e as informações provenientes de projetos com espécies desse grupo podem servir como modelos para o estabelecimento de protocolos básicos de ação a serem seguidos por projetos futuros (VAN DIERENDONCK, WALLIS DE VRIES, 1996). No caso do cervo-do-pantanal, tais informações começaram a ser geradas, constituindo-se em subsídios de potencial valor para elaboração de futuros programas de reintrodução com esta e outras espécies de ungulados brasileiros (FIGUEIRA et al., 2005).

Entender a organização dos animais no espaço e no tempo é uma questão central da ecologia, já que a dinâmica populacional está diretamente ligada ao arranjo espacial e aos movimentos causados por pressões internas e externas sobre a população (KERNOHAN et al., 2001). Dessa forma este estudo tem como proposta principal verificar o efeito da sazonalidade no tamanho da área de vida do cervo-do-pantanal. Além disso, se prestou a analisar comparativamente a manifestação desse efeito para animais reintroduzidos como também para animais localizados em áreas de população natural da espécie, especificamente na bacia do rio Paraná, observando se a sazonalidade atua de forma semelhante sobre o comportamento espacial dos indivíduos nessas duas áreas de abrangência, contribuindo para o conhecimento e adoção de medidas efetivas no que tange à implementação de programas de reintrodução na natureza.

2-MATERIAL E MÉTODOS

2.1-Áreas de estudo

2.1.1-Estação Ecológica de Jataí (EEJ)

A área escolhida para reintrodução é conhecida como Estação Ecológica de Jataí (EEJ), situada a nordeste do estado de São Paulo, município de Luís Antônio, entre os paralelos 21° 33' e 21° 37' de latitude Sul e 47° 45' e 47° 51' de longitude Oeste. Trata-se de uma unidade de conservação administrada pelo Instituto Florestal de São Paulo, com uma área aproximada de 5.532 ha inserida no segundo maior domínio vegetacional brasileiro, o Cerrado, representando um dos maiores remanescentes deste tipo de ecossistema no Estado de São Paulo. Além dos ecossistemas terrestres

compostos pelo Cerrado em estágio secundário e todas as suas variações e pela floresta latifoliada tropical semidecidual, apresenta ainda um rico mosaico de ecossistemas aquáticos incluindo brejos, córregos, lagoas marginais e várzeas pertencentes ao Rio Mogi-Guaçú (CONSEMA, 1985).

As várzeas existentes na Estação Ecológica de Jataí (EEJ), estendem-se ao longo das margens do Rio Mogi-Guaçú e córregos tributários (córregos Boa Sorte, Beija-Flor e Cafundó), abrangendo uma área total aproximada de 537 ha com 36 Km de perímetro e encontrando-se cercadas pelo Cerrado, faixas remanescentes de mata ciliar e, nas fronteiras com as propriedades particulares do entorno além do Rio Mogi-Guaçú, canaviais e outros tipos de cultivo. Fora dos limites da EEJ, na vizinhança imediatamente a Oeste desta, existe ainda uma grande várzea particular cercada por extensos canaviais denominada Capão-da-Cruz, totalizando com as várzeas da EEJ uma área total aproximada de 2.049 ha com 86 Km de perímetro (Figura 2).

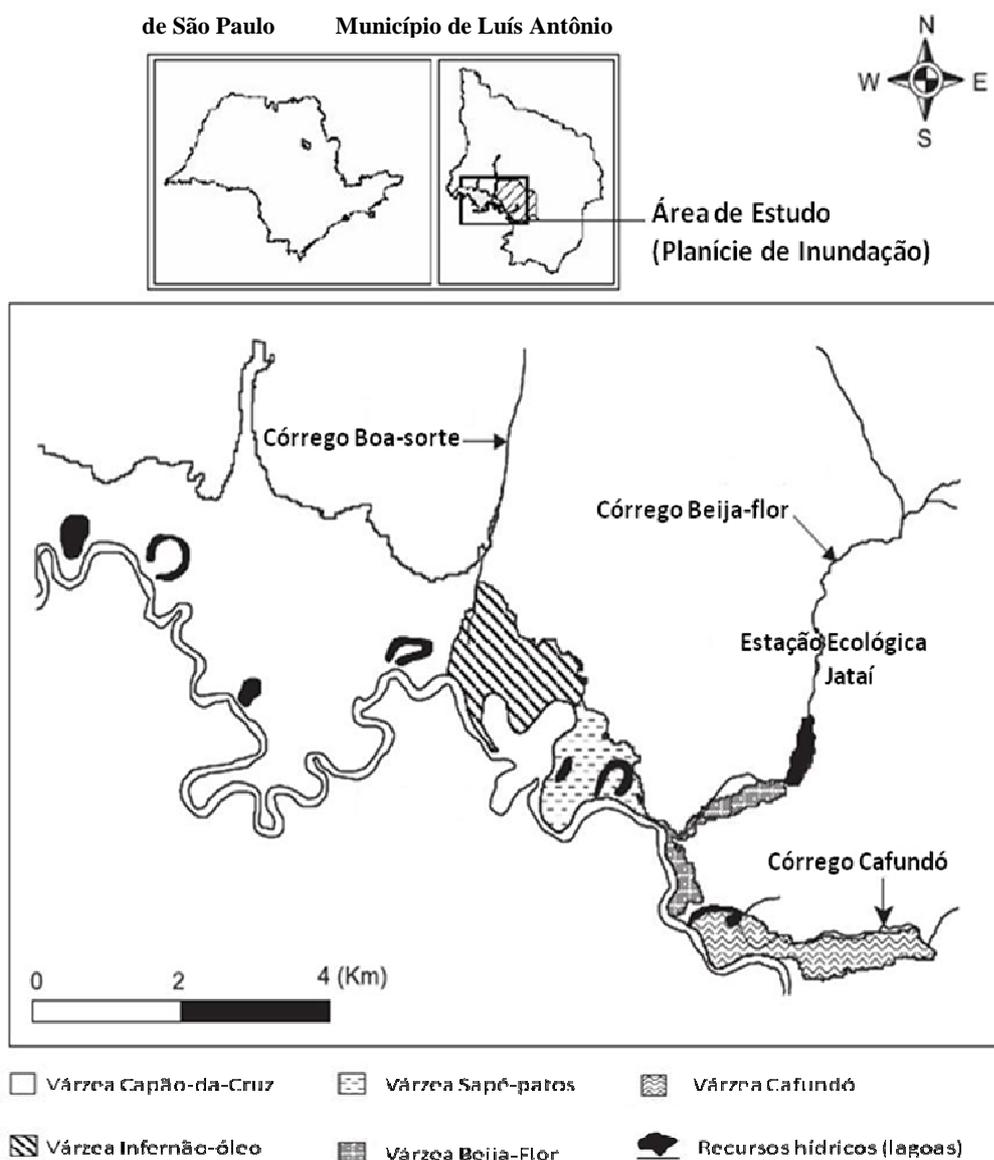


Figura 2 - Mapa representativo da área de estudo (Estação Ecológica Jataí), município de Luis Antônio, nordeste do estado de São Paulo. Extraído de Figueira (2005).

Entre as várzeas da EEJ, consideradas individualmente, temos: a Sapé-Patos, que apresenta uma área de 129 ha com perímetro de 7Km e largura média de 0,71 Km (1,37Km - 0,18Km); a várzea Beija-Flor apresenta uma área de 75 ha com perímetro de 11 Km e largura média de 0,20 Km (0,46 Km – 0,08 Km); a várzea Cafundó apresenta uma área de 143 ha com perímetro de 9 Km e largura média de 0,40 Km (0,70 Km – 0,20 Km); a várzea Infernã-Óleo apresenta uma área de 190 ha com perímetro de 9 Km e largura média de 0,97 Km (1,24 Km – 0,31 Km); e a várzea Capão-da-Cruz apresenta uma área de 1.512 ha com perímetro de 50 Km e largura média de 1,75 Km (3,52 Km – 0,47Km).

2.1.2-Bacia do rio Paraná

Este estudo também inclui informações de cervos-do-pantanal monitorados entre Dezembro de 2000 a Outubro de 2002, na bacia do rio Paraná, especificamente em duas áreas distintas de propriedade da CESP (Central Energética de São Paulo) (LEMES, 2005). Estes locais fazem parte da área de distribuição original para esta espécie. Os cervos-do-pantanal estudados nesta região foram monitorados em duas áreas de várzeas do entorno do reservatório da Usina Hidroelétrica Sérgio Motta (Porto Primavera), com diferentes níveis e graus de impactos, tanto pelo alagamento, quanto pela forte presença de atividades antrópicas no entorno. O chamado Complexo Cisalpina (21°15'33" S, 51°54'17" W), situado no Estado do Mato Grosso do Sul, encontra-se delimitado ao Norte pelo rio Verde e a leste pelo rio Paraná. Atualmente caracterizada como RPPN, conta com uma área estimada de 12.100 ha da Fazenda Cisalpina e áreas de várzea da Fazenda Flórida (sul), que complementam este ambiente. A região é um mosaico de cerrado/várzea, constituindo um ambiente provavelmente favorável à sobrevivência do cervo-do-pantanal.

A outra área está localizada na sub-bacia do rio Aguapeí, compreende as APPs à margem esquerda do rio Paraná, e as APPS e áreas de várzea do rio Aguapeí (21° 04' 29" S, 51° 44' 40" W), inseridas no Estado de São Paulo, tendo o bioma Mata Atlântica como o mais representativo para essa região. O local também é categorizado como área de proteção da vida silvestre, com aproximadamente 12.800 ha. Possui altitude média de 264 metros, com predomínio de áreas planas, caracterizando um ambiente típico de várzea com lagoas, meandros e vegetação composta basicamente por matas ciliares e várias espécies arbustivas, além da ocorrência de diversas macrófitas. Proporcionada pela sinuosidade do rio Aguapeí, essa área constitui, atualmente um dos últimos remanescentes de ambiente natural de cervo-do-pantanal, no Estado de São Paulo (Figura 3).

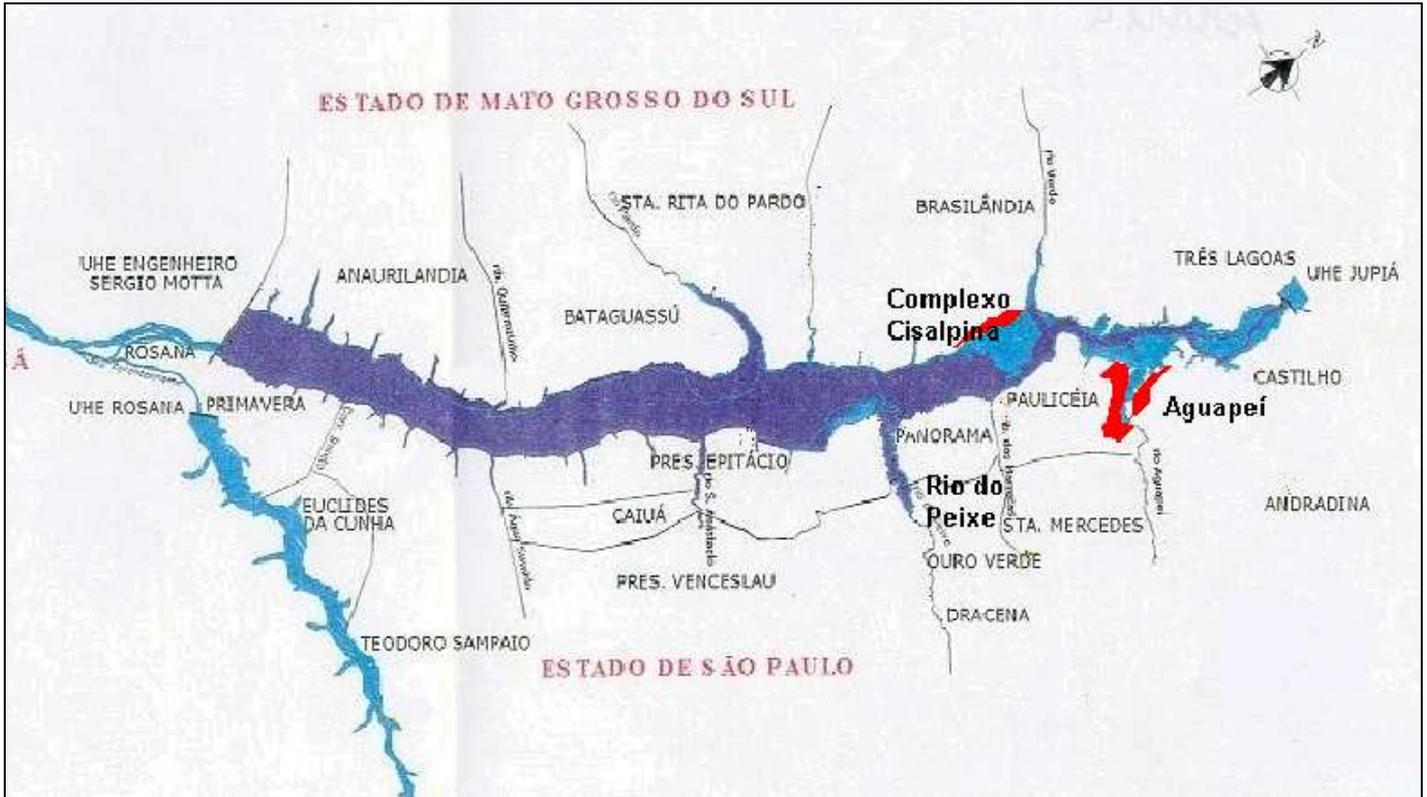


Figura 3 - Mapa de localização: Em vermelho indica as duas áreas de monitoramento na bacia do rio Paraná, população natural do cervo-do-pantanal (Fonte: CESP).

2.2-Animais monitorados

Para as análises dos dados o estudo contou com 39 animais, sendo nove deles localizados na EEJ. Destes, quatro eram reintroduzidos (2 machos e 2 fêmeas) e cinco nascidos no local (2 machos e 3 fêmeas) e trinta para a região da bacia do rio Paraná, sendo dezesseis (4 machos e 12 fêmeas) no rio Aguapeí e quatorze (6 machos e 8 fêmeas) no Complexo Cisalpina. Todos eles foram capturados, marcados e aparelhados com rádio-transmissores (*Telonics – VHF Systems*) movidos a bateria ou com brincos transmissores (*Wildlife Materials*), movidos a energia solar (Tabela 1 e 2). Em razão de alguns animais, fora estes citados anteriormente, terem morrido ou perdido o transmissor, impossibilitando seu rastreamento e, portanto não completando o período mínimo de 10 meses de monitoramento previamente estabelecido, foram excluídos das análises de dados.

2.3-Captura e marcação dos animais

Os animais foram contidos apenas fisicamente. A técnica de contenção manual ou *bulldoging* (DUARTE, 2008) foi utilizada para a captura dos indivíduos. O método consiste em localizar e perseguir os animais utilizando um helicóptero (modelo Jet-Ranger) e quatro pessoas (o piloto, o capturador, o auxiliar e um marcador) integrando a equipe. O helicóptero direciona os animais para uma área de vegetação mais densa ou área com lâmina d'água mais profunda. Esse ambiente dificulta a movimentação do animal, fazendo com que ele fique menos ágil frente à perseguição e passível de ser contido. Nesse momento, um dos técnicos de captura se lança da aeronave a uma altura média de 2,5m, para a lateral do animal, tentando conter parcialmente o indivíduo até a chegada do auxiliar que ajuda na contenção física. O terceiro técnico tem a função de marcar os animais e registrar as informações referentes aos mesmos.

Para captura de machos adultos, demasiadamente fortes, com chifres desencapados ou que se encontraram em ambientes com ausência de lamina d'água, fato este que dificulta a restrição dos movimentos do animal ou fuga, foi utilizado a técnica de "net gun". Esta técnica também é utilizada com três técnicos. Depois de localizado o animal, o helicóptero empreende uma abordagem diagonalmente em relação ao sentido de fuga do mesmo, o primeiro técnico posiciona a arma e dispara a rede que acaba envolvendo por completo o animal. Imediatamente depois, os outros dois técnicos descem do helicóptero e juntamente com a rede terminam de imobilizá-lo.

A maior parte dos animais capturados, totalizando 33 indivíduos, recebeu um dispositivo rádio-transmissor (*Telonics – VHF Systems*) no formato colar previamente testado antes da captura. Cada transmissor possui um peso total em torno de 300g, bateria com previsão de durabilidade de $\pm 2,5$ anos e uma frequência específica. Somado a isso possuem ainda um sensor de atividade e mortalidade que são emitidos conforme a movimentação dos transmissores. O pulso de mortalidade é ativado quando o colar permanece parado e inerte por um tempo superior a 4 horas.

Seis animais foram marcados com brincos transmissores, providos de bateria solares (*Wildlife Materials*), que teoricamente permitem monitoramento por toda a vida dos animais. Esse é um fato importante, uma vez que os animais marcados não teriam que ser recapturados para troca de transmissores. Outra vantagem desses transmissores é o fato de tornar possível a marcação de filhotes, ao contrário dos rádio-colares que têm que possuir mecanismos de queda ou extensão quando os animais crescem. Como o colar transmissor, o brinco também emite pulso de mortalidade quando imóvel por mais de 6 horas.

Todos os animais capturados foram individualizados com brincos plásticos numerados ("Allflex"). Além disso, no momento da contenção foram coletados materiais biológicos como ectoparasitas, sangue e pêlo. Ocorreram também medições básicas sobre a biometria dos indivíduos, principalmente as partes

que possuem uma correlação alta com o peso, por exemplo, o perímetro torácico. A idade dos animais foi estimada, mediante avaliações subjetivas baseadas em critérios como o porte dos indivíduos, o tamanho da galhada e pelo exame da dentição (DIMMICK, PELTON, 1996). A média para o tempo gasto com os procedimentos de marcação, raramente ultrapassou 15 minutos.

2.4–Coleta de dados

Nas áreas localizadas na bacia do rio Paraná, os monitoramentos foram realizados semanalmente, desde o momento da captura, em dezembro de 2000 até o final do estudo em outubro de 2002. Na região da Estação Ecológica do Jataí, os monitoramentos foram realizados de duas a três vezes por semana, durante os anos de 2000, Julho de 2004 a abril de 2005 e o ano de 2007.

Os animais estudados tiveram sua posição geográfica estimada por meio de triangulações terrestres (JACOB, RUDRAN, 2003), anotando o horário, o ângulo de origem do sinal em relação ao norte magnético (azimute) e a coordenada do ponto de coleta para cada azimute estimado (UTM). Foram utilizados para tanto os seguintes equipamentos: receptores TR2 (espectro=150-152 MHz) “Wildlife Materials”, modelo TRX 2000S, ambos com autonomia para 6 horas de monitoramento. Antena direcional modelo Yagi, que compreende todas as antenas com três ou mais elementos paralelos, que auxiliam na captação dos sinais emitidos pelo transmissor a uma distância maior, cabos coaxiais para conexão da antena ao receptor e quando necessário fone de ouvido RH –1 “David Clark” acoplado no aparelho para perceber sinais cuja a emissão era prejudicada pela distância. Utilizou-se também uma bússola com graduação de 2° (“Lensatic”) e GPS modelo Etrex Legend 12 canais (“Garmin”).

Técnicos experientes e devidamente treinados residiram no campo durante o período de estudo e participaram na determinação das localizações espaciais obtidas por triangulação. Os deslocamentos exigidos para aproximação dos locais onde se encontravam os animais foram feitos mediante a utilização de uma caminhonete 4x4 (*Toyota Hilux*), um carro (*Fiat Uno Mille*), três motos (*Honda XR 200R*) e um bote de alumínio borda média para três pessoas com motor (*Johnson 8*). Estes veículos foram requisitados conforme as dificuldades impostas pelo ambiente durante a coleta de dados.

Para a validação das localizações espaciais obtidas por triangulação, exigiu-se um mínimo de duas projeções, normalmente três, considerando aceitável um intervalo de tempo de até 20 minutos entre o primeiro e o último ângulo estimado. Triangulações apresentando ângulo de intersecção entre azimutes, inferior a 30° ou entre 150° e 210° foram consideradas pobres (SALTZ, 1994) sendo refeitas no mesmo

dia ou descartadas. Excluiu-se as projeções cujos polígonos de erro associados foram equivalentes ou superiores a dois hectares (WHITE, GARROT, 1990).

Alguns rastreamentos terrestres, que consistem em aproximar dos transmissores, seguindo a maior intensidade do sinal a fim de avistar o indivíduo marcado, foram realizados esporadicamente. O banco de dados de localizações e informações foi utilizado para todas as análises de cada indivíduo.

2.5-Análises das informações das áreas de moradia

Nas três áreas estudadas as informações colhidas semanalmente foram digitadas em uma planilha eletrônica compondo bancos de dados para cada um dos animais. Os dados obtidos das triangulações na região da bacia do rio Paraná tiveram seus azimutes corrigidos em -17° , já os dados das triangulações na EEJ tiveram seus azimutes corrigidos em -19° . Essa medida foi tomada para retirar o efeito da declinação magnética regional.

Após análises de consistência, os dados foram exportados para o Programa “TRACKER 1.1” (C.AB.R.L.S.AB, 1994) para determinação da localização dos animais, através do cruzamento das projeções. As localizações foram plotadas a fim de se calcular a área de vida (home range) apresentada pelos indivíduos de cervo-do-pantanal nas diferentes localidades. As localizações foram superpostas a imagens aéreas georreferenciadas das áreas de estudo para uma visualização das áreas ocupadas pelos animais.

O estimador probabilístico média harmônica com 60% de distribuição de utilização foi o método utilizado para comparar o tamanho da área núcleo manifestadas pelos animais, considerando as observações de RAMOS (2004), que observou uma menor constrição das áreas nucleares no uso do espaço utilizado pelos cervos-do-pantanal, definida com a concentração média harmônica entre 60 e 30% das coordenadas espaciais obtidas, sugerindo que possa haver territorialidade para machos a partir destes núcleos. Este estimador permite formar através da distribuição espacial dos pontos, centros de atividade e posicioná-los nas devida regiões de maior utilização dos animais. DIXON, CHAPMAN (1980) APUD JACOB, RUDRAN (2003) descrevem esta técnica através da superposição de um grid sobre a distribuição das localizações, sendo colocado para cada interseção de linhas deste grid um valor baseado na média de suas distâncias para cada uma das localizações amostradas, chamadas de distância média harmônica. A escolha do estimador média harmônica, do tipo não-paramétrico, para o cálculo das áreas de vida dos indivíduos parte do pressuposto de que, por não possuir bases probabilísticas (não é o valor real, mas tem um erro associado e também estimável), este método de análise é mais adequado aos

objetivos do presente estudo e com 60% da distribuição de utilização, não há necessidade de ajustar para cada indivíduo o tamanho das células do grid, pois a área de núcleo formada fica restrita a localização de maior frequência dos animais (DIXON, CHAPMAN, 1980 APUD JACOB, RUDRAN, 2003).

Ficou estabelecido um critério para a determinação das áreas núcleos para cada indivíduo, na qual somente animais com mais de 10 meses de monitoramento foram selecionados. Isso possibilitou demonstrar a tendência de estabilização das áreas. Estabelecida as áreas de cada indivíduo foi determinada a média para cada uma das regiões, como também para machos e fêmeas.

Com o intuito de observar o efeito da sazonalidade no tamanho da área de moradia dos animais inseridos nas diferentes localidades amostradas, dividiu-se o período de estudo, em duas estações do ano, utilizando os dados de pluviosidade anual para cada região. Sendo assim para todas as áreas, ficou definido como sendo o período úmido os meses de novembro a abril e período de seca os meses de maio a outubro.

O teste de Mann-Whitney para duas amostras independentes e o teste de Wilcoxon para duas amostras relacionadas foi utilizado para as análises estatísticas envolvendo a variável área de vida dos animais e sua possível variação sazonal (distribuição não paramétrica comprovada pelo teste de normalidade Shapiro-Wilk, $p < 0,05$).

3-RESULTADOS

Na bacia do rio Paraná, dos 44 animais que iniciaram o estudo, somente 30 foram selecionados e formaram o banco de dados dos cervos para aquela região, entre esses animais 10 eram machos (6 no Complexo Cisalpina e 4 na região do rio Aguapeí) e 20 eram fêmeas (8 no Complexo Cisalpina e 12 na região do rio Aguapeí) (Tabela 1). Para a área de reintrodução, localizada na bacia do rio Mogi-Guaçú, dos 20 animais que foram capturados e aparelhados com transmissores em algum momento durante os dez anos de projeto, apenas nove deles (4 machos e 5 fêmeas) foram considerados nas análises (Tabela 2).

Tabela 1- Informações referentes aos animais da população natural, localizados na bacia do rio Paraná. Obtidas durante a capturada realizada entre os anos de 2000 e 2001. Onde P. = Perímetro. * Medidas adquiridas no momento da captura.

Identidade	Local	P. TORAX* cm	PESO* kg	IDADE* Captura	Captura		Situação ao final do estudo
					Data	Tipo	
Macho 01	Cisalpina	103	80	6,5 anos	20/12/2000	Net Gun	Ativo
Fêmea 01	Cisalpina	96	60	3 meses	20/12/2000	Bulldoging	Ativo
Macho 02	Cisalpina	60	60	1,5ano	20/12/2000	Bulldoging	Ativo
Fêmea 03	Cisalpina	100	90	4anos	21/12/2000	Bulldoging	Defeito no transmissor
Macho 03	Cisalpina	112	110	-	21/12/2000	Bulldoging	Morte desconhecida
Fêmea 04	Cisalpina	98	80	4anos	21/12/2000	Bulldoging	Ativo
Macho 04	Cisalpina	98	80	3anos	21/12/2000	Net Gun	Ativo
Fêmea 05	Cisalpina	96	70	3anos	21/12/2000	Bulldoging	Ativo
Macho 05	Cisalpina	107	-	2,5anos	16/1/2001	Net Gun	Ativo
Macho 06	Cisalpina	100	80	2anos	16/1/2001	Net Gun	Ativo
Fêmea 06	Cisalpina	104	100	6anos	16/1/2001	Bulldoging	Ativo
Fêmea 07	Cisalpina	100	80	5anos	16/1/2001	Bulldoging	Ativo
Fêmea 08	Cisalpina	94	60	2anos	16/1/2001	Bulldoging	Ativo
Fêmea 09	Cisalpina	93.5	80	3anos	16/1/2001	Bulldoging	Ativo
Fêmea 02	Aguapeí	107	115	-	12/4/2001	Bulldoging	Ativo
Fêmea 10	Aguapeí	109	90	9anos	11/4/2001	Bulldoging	Ativo
Fêmea 11	Aguapeí	100	80	5anos	11/4/2001	Bulldoging	Ativo
Fêmea 12	Aguapeí	109	90	6anos	11/4/2001	Bulldoging	Ativo
Macho 07	Aguapeí	108	110	5anos	12/4/2001	Net Gun	Ativo
Fêmea 13	Aguapeí	105	90	4anos	12/4/2001	Bulldoging	Ativo
Fêmea 14	Aguapeí	101	80	2,5anos	12/4/2001	Bulldoging	Ativo
Fêmea 15	Aguapeí	104	90	6anos	12/4/2001	Bulldoging	Ativo
Fêmea 16	Aguapeí	107	90	4anos	12/4/2001	Bulldoging	Ativo
Macho 08	Aguapeí	118	130	10anos	12/4/2001	Net Gun	Ativo
Macho 09	Aguapeí	105	110	5anos	13/4/2001	Net Gun	Ativo
Fêmea 17	Aguapeí	96	80	3anos	13/4/2001	Bulldoging	Ativo
Fêmea 18	Aguapeí	105	80	4anos	13/4/2001	Bulldoging	Ativo
Fêmea 19	Aguapeí	107	80	4anos	13/4/2001	Bulldoging	Ativo
Macho 10	Aguapeí	106	100	4anos	13/4/2001	Bulldoging	Caça
Fêmea 20	Aguapeí	97	70	3anos	13/4/2001	Bulldoging	Ativo

Tabela 2- Informações referentes aos animais localizados na área de reintrodução, bacia do rio Mogi-Guaçú, SP. Obtidas durante a reintrodução dos animais e três capturas que aconteceram em intervalos irregulares entre o período de 1998 a 2007. Onde P. = Perímetro. * Medidas adquiridas no momento da captura.

Identidade	Origem	P. TORAX*	PESO*	IDADE*	Captura			Situação ao final do estudo
					cm	kg	Captura	
Macho 11	Reintrodução	108	112,5	3 anos	07/7/1998	Bulldoging	1/12/1998	Morte 12/2005
Macho 12	Reintrodução	113	127	6 anos	02/10/1998	Bulldoging	2/12/1998	Perda sinal 12/2001
Fêmea 21	Reintrodução	98,5	94	4 anos	26/7/1998	Bulldoging	9/12/1998	Morte 08/2001
Fêmea 22	Reintrodução	106	90	9 anos	26/10/2006	Bulldoging	3/7/2001	Ativo
Fêmea 23	Local	99	80	4 anos	13/7/2004	Bulldoging		Ativo
Fêmea 24	Local	100	85	7.5 anos	26/10/2006	Bulldoging		Ativo
Fêmea 25	Local	95	70	4 anos	26/10/2006	Bulldoging		Morte 02/2008
Macho 13	Local	105	80	4 anos	26/10/2006	Net Gun		Ativo
Macho 14	Local	112	100	5 anos	26/10/2006	Net Gun		Perda sinal 11/2007

No total foram consideradas como válidas 3.669 localizações estimadas através de rádio telemetria, sendo 1.900 para a bacia do rio Paraná e 1.769 para região da bacia do rio Mogi-Guaçú. Nesta região, das 1.769 localizações, 1.183 foram consideradas para as análises, essa redução no número de localizações se deve a desconsideração dos dados obtidos para os animais reintroduzidos referente ao primeiro ano de reintrodução. Optamos por esse procedimento acreditando que um ano é um período razoável para o animal definir sua área de vida após ser solto em um local desconhecido por ele (SILVA, 2005), evitando assim superestimá-la na medida em que deixa de acrescentar locais utilizados pelo animal somente no período que o mesmo parte para explorar o ambiente.

Para os animais na área de reintrodução observou-se uma diferença significativa ($U=3,00$; $p=0,043$) no tamanho das áreas centrais entre machos e fêmeas, com média de $2,43 \pm 0,82 \text{ Km}^2$ e $0,94 \pm 0,76 \text{ Km}^2$, respectivamente (Figura 4). Comparando o tamanho da área núcleo entre os sexos para as mesmas estações, constatou-se que somente na estação seca ocorreu uma diferença significativa ($U=0,00$; $p=0,007$), sendo registrado para machos uma média de área núcleo duas vezes maior ($2,42 \pm 0,29 \text{ Km}^2$) em relação às médias exibidas pelas fêmeas ($1,04 \pm 0,41 \text{ Km}^2$) (Tabela 3). Já para os animais localizados na bacia do rio Paraná, o teste de Mann-Whitney, também demonstrou uma diferença significativa ($U=3,87$; $p<0,001$) na comparação do tamanho de área núcleo de machos ($n=10$) e fêmeas ($n=20$), com média de $4,38 \pm 2,36 \text{ km}^2$ e $1,43 \pm 0,79 \text{ km}^2$, respectivamente. Machos dessa região apresentaram uma área central de atividade ou núcleo quase três vezes maior, em relação às áreas das fêmeas (Figura 4). Verificou-se também que as áreas centrais dos machos foram significativamente maiores nas estações seca e chuvosa em ambos os anos (Quadro 1).

Quadro 1 – Resultados sumarizados para média (\bar{x}) e desvio padrão (DP) referente aos núcleos de atividade nas estações seca e chuvosa apresentados pelos animais monitorados nas duas áreas amostradas, região da bacia do rio Paraná (População Natural) e região da bacia do rio Mogi-Guaçú (Animais reintroduzidos e/ou nascido no local).

Animais	População Natural (n=30)		Reintrodução (n=9)	
	Estação seca MH 60% (Km ²)	chuvosa (Km ²)	Estação seca MH 60% (Km ²)	Estação chuvosa MH 60% (Km ²)
Machos	\bar{x} 2001 = 1,87 DP 2001 = 0,75 \bar{x} 2002 = 1,95 DP 2002 = 1,24	\bar{x} 2001 = 5,41 DP 2001 = 3,19 \bar{x} 2002 = 3,84 DP 2002 = 2,87	\bar{x} = 2,42 DP = 0,29	\bar{x} = 1,51 DP = 0,65
Fêmeas	\bar{x} 2001 = 0,83 DP 2001 = 0,51 \bar{x} 2002 = 0,40 DP 2002 = 0,29	\bar{x} 2001 = 1,82 DP 2001 = 1,42 \bar{x} 2002 = 0,95 DP 2002 = 0,64	\bar{x} = 1,04 DP = 0,41	\bar{x} = 0,89 DP = 0,44
Total	\bar{x} 2001 = 1,18 DP 2001 = 0,77 \bar{x} 2002 = 0,86 DP 2002 = 1,00	\bar{x} 2001 = 3,36 DP 2001 = 2,90 \bar{x} 2002 = 1,85 DP 2002 = 2,12	\bar{x} = 1,65 DP = 0,80	\bar{x} = 1,17 DP = 0,60

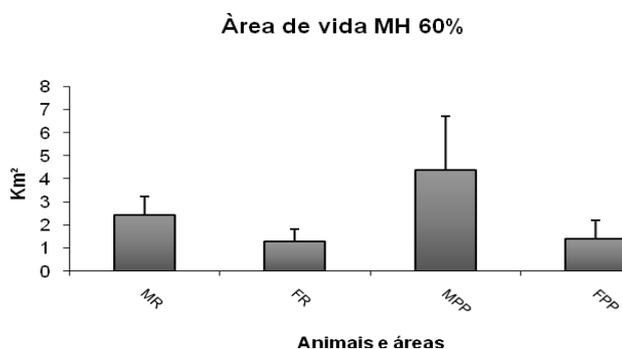


Figura 4 - Média e Desvio Padrão da área de vida estimada pelo método média harmônica (MH) com 60% das localizações espaciais para machos e fêmeas de cervo-do-pantanal localizados nas duas áreas do estudo, Estação ecológica do Jataí (área de reintrodução) e bacia do rio Paraná (Fazenda Cisalpina e rio Aguapeí) área da população natural. Sendo MR= Machos área de reintrodução; FR= Fêmeas área de reintrodução; MPP= Machos área de Porto Primavera; FPP= Fêmeas área de Porto Primavera.

Quando comparou-se as áreas núcleo para os mesmos animais considerando as estações seca e chuvosa, observou-se que os cervos da população natural, para os dois anos amostrados, apresentaram diferença no seu tamanho, sendo a média para a estação chuvosa maior do que a média na estação seca, sendo que no ano de 2002, uma diferença significativamente maior ($Z=3,45$; $p=0,0003$) foi observada em relação ao ano de 2001 ($Z=1,915$; $p=0,027$). Entretanto, na área de reintrodução, essa mesma comparação apresentou um resultado contrário, com a média da área central na estação seca maior do que a média encontrada para os animais durante a estação chuvosa ($Z=2,07$; $p=0,019$) (Figura 5).

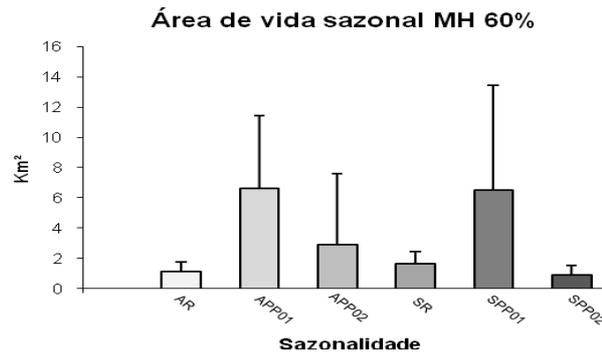


Figura 5 - Média da área de vida sazonal estimada pelo método média harmônica (MH) com 60% das localizações espaciais para cervos-do-pantanal localizados nas duas áreas do estudo: Estação Ecológica do Jataí (área de reintrodução) e bacia do Rio Paraná (Fazenda Cisalpina e Rio Aguapeí) área da população natural. Sendo AR= Estação chuvosa na área de reintrodução; APP01= Estação chuvosa Porto Primavera em 2001; APP02= Estação chuvosa Porto Primavera em 2002; SR= Estação seca na área de reintrodução; SPP01= Estação seca Porto Primavera em 2001; SPP02= Estação seca Porto Primavera em 2002.

Para os animais na região da bacia do rio Paraná entre os anos de 2001 e 2002 em se tratando do tamanho dos núcleos de atividade para a estação seca e chuvosa, verificou menor média para este último ano, sendo essa diferença significativa quando se comparou a estação seca para os dois anos ($Z=2,15$; $p=0,030$) (Figura 5). Para essa mesma região, analisando os sexos separadamente, nota-se que em geral os animais apresentaram uma retração no tamanho da área central de atividade para o ano de 2002 tanto para estação chuvosa, quanto para a estação seca, porém somente as fêmeas tiveram áreas núcleo significativamente menores ($Z=2,49$; $p=0,006$) para a estação seca deste ano quando comparado com a estação seca do ano anterior (Figura 6).

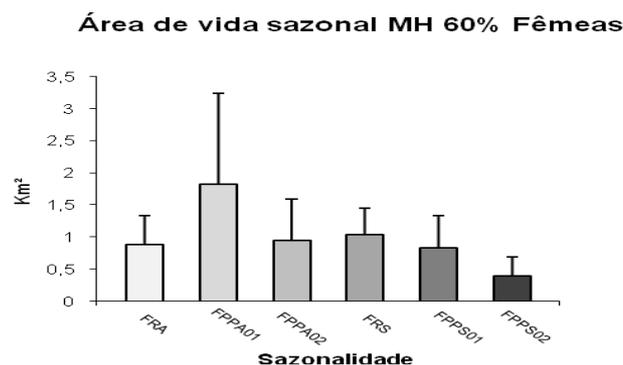


Figura 6 - Média da área de vida estimada pelo método média harmônica (MH) com 60% das localizações espaciais para fêmeas de cervo-do-pantanal localizados nas duas áreas do estudo: Estação Ecológica do Jataí (área de reintrodução) e bacia do Rio Paraná (Fazenda Cisalpina e Rio Aguapeí) área da população natural. Sendo FRA= Fêmeas área de reintrodução na estação chuvosa; FPPA01= Fêmeas Porto Primavera estação chuvosa de 2001; FPPA02= Fêmeas Porto Primavera estação chuvosa 2002; FRS= Fêmeas área de reintrodução na estação seca; FPPS01= Fêmeas Porto Primavera estação seca 2001; FPPS02= Fêmeas Porto Primavera estação seca 2002.

Comparando-se as áreas centrais dos animais localizados na região da bacia do rio Mogi-Guaçu com aquelas apresentadas pelos animais localizados na bacia do rio Paraná em relação à área de vida sazonal de acordo com as estações seca e chuvosa, observou-se significância estatística no que diz respeito à estação chuvosa para o ano de 2001 ($U = 31,00$; $p = 0,022$) e a estação seca referente ao ano de 2002 ($U = 53,00$; $p = 0,006$) (Figura 5). Utilizando este mesmo procedimento comparativo, porém com uma análise separada por sexos, constatou-se que os machos na bacia do rio Mogi-Guaçu apresentaram área de vida sazonal na estação chuvosa significativamente menor quando comparado com as áreas exibidas por machos de cervos-do-pantanal para esta mesma estação na região da bacia do rio Paraná para os anos de 2001 ($U = 3,00$; $p = 0,027$) e 2002 ($U = 6,00$; $p = 0,032$) (Figura 7). Fato este também observado quando comparou-se as áreas apresentadas pelas fêmeas durante a estação seca verificando que fêmeas do local de reintrodução tiveram áreas de vida significativamente maiores quando comparado com as áreas apresentadas pelas fêmeas da região da bacia do rio Paraná referente a estação seca do ano de 2002 ($U = 12,00$; $p = 0,05$) (Figura 6).

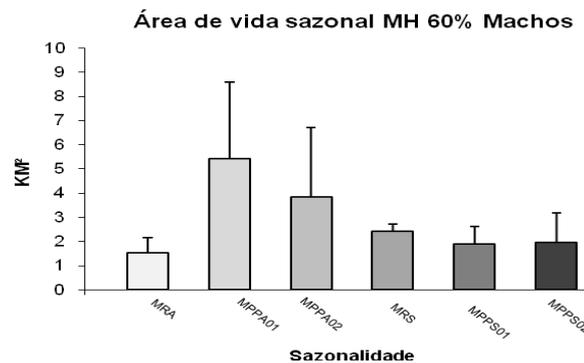


Figura 7 - Média da área de vida estimada pelo método média harmônica (MH) com 60% das localizações espaciais para machos de cervo-do-pantanal localizados nas duas áreas do estudo: Estação Ecológica do Jataí (área de reintrodução) e bacia do Rio Paraná (Fazenda Cisalpina e Rio Aguapeí) área da população natural. Sendo MRA= Machos área de reintrodução na estação chuvosa; MPPA01= Machos da área de Porto Primavera na estação chuvosa 2001; MPPA02= Machos da área de Porto Primavera na estação chuvosa 2002; MRS= Machos área de reintrodução na estação seca; MPPS01= Machos da área de Porto Primavera na estação seca 2001; MPPS02= Machos da área de Porto Primavera na estação seca 2002.

Os valores da área de vida sazonal calculada através do estimador Média Harmônica com 60% de distribuição das localizações espaciais para cervos-do-pantanal pertencentes à população natural e cervos da área de reintrodução estão representados abaixo nas tabelas 4 e 5.

Tabela 3 - Área de vida sazonal estimada calculada através do método Média Harmônica (MH) com 60 % das localizações obtidas para nove cervos-do-pantanal, acompanhados por um período mínimo de dez meses, na área de reintrodução localizada na bacia do rio Mogi-Guaçu, município de Luis Antônio, SP. Onde Reintrodução = animal reintroduzido e Local = animal nascido na área de reintrodução.

Animal	Origem	Chuvosa (km²)	Seca (km²)	Tempo de monitoramento (meses)
Macho 11	Reintrodução	1.80	2.73	11
Macho 12	Reintrodução	0.94	2.33	10
Fêmea 21	Reintrodução	1.08	1.39	12
Fêmea 22	Reintrodução	0.94	1.21	11
Fêmea 23	Local	0.36	0.39	10
Fêmea 24	Local	0.59	0.93	12
Fêmea 25	Local	1.50	1.30	12
Macho 13	Local	2.29	2.05	12
Macho 14	Local	1.00	2.55	10

Tabela 4 - Área de vida sazonal estimada, calculada através do método Média Harmônica (MH) com 60% das localizações obtidas, referente a trinta cervos-do-pantanal, localizados na região do Aguapeí (AG) e Complexo Cisalpina (CS), bacia do rio Paraná, durante os anos de 2000, dezembro e 2002, outubro. Nas diferentes épocas do ano.

Animal	Origem	Chuvosa 2001 (km²)	Seca 2001 (km²)	Chuvosa 2002 (km²)	Seca 2002 (km²)	Tempo de monitoramento (meses)
Fêmea 01	CS	2.77	1.28	0.87	0.25	23
Fêmea 05	CS	1.11	1.20	1.59	0.25	23
Fêmea 04	CS	2.42	1.07	1.38	1.34	23
Fêmea 07	CS	4.55	1.17	0.88	0.45	22
Fêmea 08	CS	0.30	0.50	0.61	0.22	22
Fêmea 06	CS	0.67	1.22	0.86	0.44	22
Fêmea 09	CS	0.76	1.03	0.46	0.51	22
Fêmea 03	CS	2.02	2.05	1.24	-	18
Fêmea 19	AG	-	0.50	0.61	0.57	19
Fêmea 15	AG	-	0.68	0.85	0.67	19
Fêmea 10	AG	-	0.29	0.5	0.26	19
Fêmea 12	AG	-	1.44	0.29	0.33	19
Fêmea 14	AG	-	0.25	0.48	0.06	19
Fêmea 02	AG	-	0.18	0.61	0.40	19
Fêmea 18	AG	-	0.39	0.81	0.67	19
Fêmea 16	AG	-	0.44	0.38	0.19	19
Fêmea 13	AG	-	0.31	3.04	0.29	19
Fêmea 17	AG	-	0.50	0.88	0.51	19
Fêmea 20	AG	-	0.80	0.71	0.21	19
Fêmea 11	AG	-	1.38	1.89	0.03	19
Macho 04	CS	5.94	2.34	9.64	3.38	23
Macho 02	CS	10.03	2.42	1.01	3.74	23

Animal	Origem	Chuvosa 2001 (km ²)	Seca 2001 (km ²)	Chuvosa 2002 (km ²)	Seca 2002 (km ²)	Tempo de monitoramento (meses)
Macho 01	CS	6.11	2.89	2.94	1.75	23
Macho 05	CS	2.15	1.51	0.41	1.14	22
Macho 06	CS	1.4	2.23	7.03	2.91	22
Macho 03	CS	6.84	1.14	-	-	12
Macho 07	AG		1.41	3.76	0.47	19
Macho 09	AG		2.82	2.91	1.47	19
Macho 08	AG		0.9	3.86	0.72	19
Macho 10	AG		1.02	3.03	-	13

4-DISCUSSÃO

Os resultados apresentados neste estudo demonstram que o fator sexo foi significativo para a média do tamanho da área de vida estimada para os animais de ambas as áreas do estudo, sendo maiores para machos do que para fêmeas. Essa característica também já foi observada para algumas espécies de cervídeos como, por exemplo, para o veado-da-cauda-branca (*Odocoileus virginianus*) (BEIER, MCCULLOUGH, 1990), o chital deer (*Axis axis*) (MOE, WEGGE, 1994), o corço (*Capreolus capreolus*), (TUFTO et al., 1996) e para o próprio cervo-do-pantanal (PINDER, 1999; PIOVEZAN, 2004), e pode ser reflexo das diferenças nas estratégias de utilização do ambiente por indivíduos de ambos os sexos. MIQUELLE et al. (1992) afirmaram que ambos os sexos de *Alaskan moose* (*Alces alces gigas*) escolhem ambientes diferenciados, os machos buscando áreas com maior disponibilidade de alimento e as fêmeas áreas com melhor qualidade de alimento e baixo risco de predação. CLUTTON-BROCK et al. (1987) consideram que as fêmeas necessitam de forragem de alta qualidade e bastante disponibilidade de água para suprir suas necessidades, especialmente durante a gestação e lactação. De forma semelhante ao que ocorre com as populações de *mule deer* (*Odocoileus hemionus crooki*) (RELYEA, LAWRENCE, DEMARAIS, 2000) e de espécies asiáticas como *Axis porcinus* (DHUNGEL, O'GARA, 1991) e *Muntiacus reevesi* (MCCULLOUGH et al., 2000).

Na bacia do rio Mogi-Guaçu, local de reintrodução dos animais, utilizando o estimador média harmônica com 95% de distribuição de utilização espacial, registrou-se para duas fêmeas, sendo uma delas reintroduzida, área de vida bem maior do que as apresentadas por outras fêmeas que compuseram o banco de amostra para essa região. Analisando a faixa etária de ambas as fêmeas, quatro anos de idade é considerado como a faixa de transição em que o animal mesmo já atingido o porte adulto, ainda está em processo de definição de sua área de vida, através de interações intra-específicas e escolha de

melhores locais para sua sobrevivência (RAMOS, 2004; SILVA, 2005). É possível também que fatores como a interação com animais domésticos, fogo ou mesmo a presença não detectada de filhotes estejam influenciando as áreas estimadas para estes animais.

PINDER (1994), na região da bacia do rio Paraná, observou maiores áreas para machos jovens do que para adultos e uma disposição contrária para fêmeas, sugerindo a hipótese de que o gênero “dispersor” da espécie seria o masculino. De acordo com os resultados do presente estudo, percebe-se essa mesma característica para machos jovens da amostra da população natural, ou seja, núcleos de atividade maiores do que os apresentados por machos adultos. Porém para os animais da região da área de reintrodução verificou-se uma disposição contrária, com fêmeas jovens apresentando áreas de vida maiores do que fêmeas adultas, além disso, quando comparadas com a área do único macho jovem da amostra, observou-se uma área de vida maior para essas fêmeas. O número de animais monitorados não é suficiente para inferir que também as fêmeas de cervo-do-pantanal podem desempenhar o papel de gênero “dispersor” para a espécie. Para isso seria necessária uma amostra representativa de animais em faixa etária jovem para ambos os sexos.

Considerando as singularidades de cada região amostrada, é de se esperar que a variação em tamanho das áreas de vida para os animais das diferentes localidades se deve parcialmente às características ambientais locais. Dessa forma, a área de vida em uma escala anual tende a ser maior ou menor, de acordo com as variações nas características do habitat. A comparação envolvendo área de vida sazonal entre as duas populações estudadas revelou um resultado significativo para a estação chuvosa de 2001 e a estação seca de 2002. Para o presente estudo a desproporção na dimensão entre as duas áreas amostradas repercute as diferenças relacionadas à extensão da planície de inundação. O fato de que, durante a cheia o cervo-do-pantanal precisa alcançar as áreas elevadas na borda da planície de inundação para se manter em terrenos em que a lâmina d’água esteja em níveis toleráveis, pode justificar maiores áreas de uso para os animais na região do rio Paraná durante essa estação, uma vez que geralmente nessa época, locais apropriadamente elevados estão associados aos locais mais distantes do rio, levando a deslocamentos maiores. Esta hipótese pode ser sustentada por PINDER (1999), que estudando uma população de cervos no rio Paraná, verificou, através de uma análise separada para cada local, valores médios de área de uso significativamente correlacionados com a distância média que os animais tiveram que se deslocar durante o período de cheia. Informações relatadas sobre deslocamentos sazonais da espécie no Pantanal também corroboram para ajudar a explicar as dimensões registradas para diferentes regiões em que a espécie ocorre. SCHALLER, VASCONCELLOS (1978) relataram para a região da baía Uberaba deslocamentos de até 50 km, ao passo que na região do Rio Negro TOMAS et al. (2001), observaram deslocamentos de até 20 km. É importante ressaltar que a extensão da área inundável na região do Rio Negro é menor do que a influenciada pelo rio Paraguai na região da baía

Uberaba-MT. Assim como ocorre em cervídeos de regiões temperadas (COMPTON et al., 1995), o cervo-do-pantanal apresenta deslocamentos direcionais em resposta a variação no ambiente (BECCACECI, 1994; MAURO et al., 1995; TOMAS et al., 2001).

Uma considerável retração no tamanho do núcleo de atividade para os animais da bacia do rio Paraná no ano de 2002 foi registrado. O enchimento da cota altimétrica (257m) em março de 2001, em consequência da formação do reservatório da usina hidrelétrica Sérgio Motta através do represamento das águas do Rio Paraná, teve como resultado a elevação no nível d'água e a supressão de habitats disponíveis. De acordo com PIOVEZAN (2004), a perda de ambiente favorável para a espécie através da inundação artificial promovida pelas cotas altimétricas, foram menores para os locais situados ao norte da bacia. O fato da região do rio Aguapéi e da fazenda Cisalpina estar localizado na porção menos suprimida pela inundação artificial, não exclui a possibilidade de estas áreas terem sido afetadas indiretamente pelo alagamento da cota 257m, visto que uma alteração perceptível no seu entorno foi constatado (RAMOS, 2004). Dessa forma um possível adensamento da população na bacia do Paraná em consequência de uma retração da área de vida exibida pelos animais no ano 2002, pode ajudar a justificar a divergência de valores encontrados para este mesmo ano e o ano de 2001, quando comparou-se os núcleos de atividade na estação seca e chuvosa dos animais da área de reintrodução com aqueles apresentados pelos cervos-do-pantanal na bacia do rio Paraná.

Neste estudo, para a população natural, as áreas ocupadas pelos animais na estação chuvosa foram maiores do que as ocupadas durante a estação seca. Esse padrão já foi reportado por alguns autores. PINDER (1999) e PIOVEZAN (2004) constataram para a região da bacia do rio Paraná que as áreas estabelecidas durante a cheia foram maiores do que as observadas na estação seca tanto para machos quanto para fêmeas. Para a bacia do rio Mogi-Guaçú, as áreas núcleo estimadas para os animais, apresentaram uma inversão na ordem de tamanho entre as estações, ou seja, a média na estação seca foi maior do que a média no período de chuva. Tal inversão pode estar relacionada com a dinâmica das características ambientais promovida pela sazonalidade.

Considerando a diversidade do ambiente de várzea e o comportamento alimentar do cervo-do-pantanal, na maior parte das vezes, as áreas estabelecidas devem variar de maneira inversamente proporcional à densidade local de recursos alimentares. Essa expectativa é também suportada por outros estudos envolvendo herbívoros em regiões onde os ambientes estão organizados em forma de mosaicos (FORD, 1983). SNADERSON (1966) sugere a existência de três fatores que podem estar relacionados a tamanho limitado de área de vida. São eles: (1) alta qualidade do ambiente, (2) mobilidade reduzida devido à presença de filhotes e (3) fatores sociais resultantes de densidade populacional. Na EEJ, o aumento no nível de alagamento nas áreas de várzea durante a estação chuvosa, parece influenciar o tamanho da área de vida do cervo-do-pantanal.

O conhecimento com base em verificações de campo, que no período chuvoso grande parte das várzeas da EEJ e áreas de várzeas adjacentes ao rio Mogi, ficam bastantes alagadas devido ao acúmulo d'água promovido pelas chuvas, dessa forma pode-se sugerir que nesse período ocorra grande perda de hábitat favorável para ocupação da espécie, uma vez que o nível d'água no interior da várzea atua como fator limitante no uso do espaço (SCHALLER, VASCONCELOS, 1978; BECCACECI, 1994; MAURO et al. 1995; TOMAS et al. 2001). Podendo estar relacionado também, com a oferta de alimento, sugerindo que os recursos alimentares estão em maior abundância devido ao acúmulo excessivo de água durante a estação chuvosa, tal efeito auxilia a vegetação em fase de sucessão disponibilizando fibras vegetais de alta digestibilidade (como brotos e rebrotos), bem como itens alimentares de alto valor nutricional (espécies arbóreas e arbustivas) e principalmente plantas aquáticas presentes na dieta da espécie (TOMAS, SALIS, 2000), sendo assim, grande parte dos itens alimentares que compõem a dieta do cervo-do-pantanal podem ser encontrados em áreas relativamente pequenas da planície fluvial.

O valor maior estimado para a área de vida durante a estação seca poderia estar relacionado à maior mobilidade desses animais devido à retração das águas, permitindo explorar partes das áreas de várzea que durante a estação chuvosa estavam inacessíveis. A possível restrição imposta para os animais situados na bacia do rio Mogi-Guaçú com relação à disponibilidade de hábitat na estação chuvosa, fazendo com que esses exibam um comportamento espacial diferente para esta estação, é de extrema importância para nortear ações que propõem principalmente o estabelecimento de corredores ecológicos, que permitam a conexão com potenciais áreas de várzea adjacentes situadas na bacia do rio Mogi-Guaçú, gerando assim subsídios para dispersão, implantação, sustentabilidade e formação de uma estrutura metapopulacional de cervos-do-pantanal em áreas de várzeas remanescentes no estado de São Paulo.

5-CONCLUSÃO

Mediante os resultados obtidos, concluímos que:

- A sazonalidade teve um efeito sobre as áreas de vida estimada para os animais de ambas as regiões estudadas, sendo que na área de reintrodução esse efeito foi inverso ao verificado na área da população natural;

6-REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AZARA, F. Apuntamientos para la historia natural de los cuadrúpedes del Paraguay y Rio de Plata. **Imprenta de la Viuda de Ibarra**, Madrid, v.1, p.1-389. 1902.

ANDRIOLO A., et al. Aerial line transect survey to estimate abundance of marsh deer (*Blastocerus dichotomus*, Illiger, 1815). *Braz Arch Biol Technol.* v. 48, p. 807–814. 2005.

BECCACECI, M. D. A census of marsh deer in Iberá Natural Reserve, its Argentine stronghold. **Oryx**, v.28, n. 2, p. 131-134. 1994.

BEIER, P.; MCCULLOUGH, D. R. **Factors influencing white-tailed deer activity patterns and habitat use.** 1990. 109f. *Wildlife Monographs.* 1990.

BOBEK, B. Summer food as the factor limiting roe deer population size. **Nature.** v. 268, p. 47- 49. July. 1977.

BODMER, R. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. **Journal of tropical Ecology.** v.6, n.2, p. 191-201. May. 1990.

BURT, W. H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, v.24, n. 3, p. 346-352. Aug., 1943.

CABRERA, A. Catalogo de los mamíferos de América del Sur. **Revista del museo argentino de ciencias naturales “Bernardino Rivadavia”.** Buenos Aires, v.4, p.309-732. 1961.

CARVALHO, P., et al. Ranging behaviour of translocated roe deer in a mediterranean habitat: seasonal and altitudinal influences on home range size and patterns of range use. **Mammalia.** New York, v. 72, p. 89-94. 2008.

COMPTON, B. B.; ZAGER, P.; SERVHEEN, G. Survival and mortality of translocated woodland caribou. **Wildlife Society Bulletin.** Autumn v. 23, n. 3, p.490-496. 1995.

CONSEMA. **Áreas Naturais do Estado de São Paulo.** São Paulo: CONSEMA, 1985.16p.

CRAWSHAW JR, P.G.; QUIGLEY, H.B. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. **Journal of Zoology.** v. 223, n. 3, p. 357-370. January. 1991.

CLUTTON-BROCK, T. H.; IASON, G. R.; GUINNESS, F. E. Sexual segregation and density related changes in habitat use in male and female red deer. **Journal of Zoology.** v. 211, p. 275–289. 1987.

DIMMICK, R. W., PELTON, M. R. Criteria of Sex and age.. In: BOOKHOUT, T. A. (Ed). **Research and management techniques for wildlife and habitats**. Allen Press, Kansas, 1996 . p. 169-208.

DHUNGEL, S.K.; O'GARA B.W. Ecology of the hog deer in Royal Chitwan National Park, Nepal. **Wildlife Monographs**. v.119, p.1-40. 1991.

DIXON, K. R.; CHAPMAN, J. A. Harmonic mean measure of animal activity areas. **Ecology**. Maryland. v. 61. p. 1040-1044. 1980.

DUARTE, J. M. B. A Technique for the capture of free-ranging marsh deer (*Blastocerus dichotomus*). **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**. v. 39, n. 4, p. 596–599. 2008.

EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. **Mammals of the neotropics: The central neotropics**. Chicago: The University of Chicago Press, v.3, 1999. 609p.

ESTADO DE SÃO PAULO. Fauna ameaçada no Estado de São Paulo. **Secretaria do Meio Ambiente**. São Paulo: SMA/CED. 1998. 56p.

FIGUEIRA, C. J. M. **Reintrodução do cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*): Uso de espaço e área de vida dos animais**. 2002. 79f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos-SP. 2002.

FIGUEIRA, C. J. M., et al. Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) reintroduction In the Jataí Ecological Station (Luís Antônio, SP): Spatial preferences. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 2, p. 263-270, May. 2005.

FONSECA, G. A. B., (orgs). **Livro Vermelho dos Mamíferos Brasileiros Ameaçados de Extinção**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 1994. 479p.

FORD, R.G. Home range in a patchy environment: optimal foraging predictions. **Am. Zool.** v.23, n.2, p.315-326. 1983.

HARRIS, S., et al. Home-range analysis using radio-tracking data: a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. **Mammal Rev.** Great Britam, v.20 n. 2-3. p.97-123. 1990.

HOFMAN, R.C.; PONCE DEL PRADO, C.F.; OTTE, K.C. Registrado de dos nuevas especies de mamíferos para el Perú, *Odocoileus dichotomus* (Illiger, 1811) y *Crysocyon brachyurus* (Illiger, 1811), con notas sobre su hábitat. **Revista Florestal del Perú**. v.5, p.61-81. 1976.

JACOB, A. A.; RUDRAN, R. Radiotelemetria em estudos populacionais. In: L. Cullen Jr.; C. Valladares-Padua, R. Rudran. (Eds). **Métodos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba, 2003. p. 284-342.

JUNGIUS, H. Status and distribution of threatened deer species in South America. In: **Report to the SSC/IUCN Deer Specialist Group. Reprinted from the World Wildlife Year book 1975-1976**. New York, 1976. p. 203-217.

KERNOHAN, B. J.; GITZEN, R. A.; MILLSPAUGH, J. J. In: **Radio Tracking and Animal Populations**. Analysis of animal Space Use and Movements, Academic Press. San Diego, p.125-167. 2001

KILGO, J. C.; LABISKY, R. F. Influence of forage quality on home range size of white-tailed deer. **Journal of Wildlife Research**, v.2, n.1, p. 25-29. 1997.

KLEIMAN, D. G. Reintroduction of captive mammals for conservation: guidelines for reintroducing endangered species into the wild. **BioScience**. v. 39, p. 152–161. 1989.

LEMES, M. R. S. **Relações intra e interespecíficas do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (ILLIGER, 1815) (MAMMALIA, CERVIDAE) na bacia do rio Paraná**. 2005. 103f. Dissertação (mestrado em zoologia – comportamento e biologia animal). Instituto de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2005.

MANLY, B., MCDONALD, L.; THOMAS, D. **Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies**. 5 Ed. London: Chapman & Hall, 1993. 177p.

MAURO, R. A., et al. Influência do habitat na densidade e distribuição de cervo (*Blastocerus dichotomus*) durante a estação seca, no Pantanal matogrossense. **Revista de biologia**. v.55, n.4, p. 745-751. 1995.

MCCULLOUGH, D.R; PEI, K.C.J; WANG, Y. Home range, activity patterns, and habitat relations of reeve's muntjacs in Taiwan. **Journal of Wildlife Management**, v.64, n.2, p.430-441. 2000.

MIQUELLE, D. G.; PEEK, J. M.; VAN BALLEMBERGHE, V. Sexual segregation in Alaskan moose. **Wildlife Monographs**. v. 122, p. 1–57. 1992.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2003. Lista nacional de espécies da fauna brasileira ameaçada de extinção. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port.sbt/index.cfm>. Acesso em: 23 de janeiro 2009.

MOE, S. R.; WEGGE, P. Spacing behaviour and habitat use of axis deer (*Axis axis*) in lowland Nepal. **Canadian Journal of Zoology**. v. 72, p. 1735–1744. 1994.

NICHOLSON, M.C.; BOWYER, R.T.; KIE, J.G. Habitat selection and survival of mule deer: tradeoffs associated with migration. **Journal of Mammalogy**. v.78, n.2, p.483-504. May. 1997.

NOGUEIRA-NETO, P. **A criação de animais indígenas vertebrados**. São Paulo: Tecnapis, 1973. 327p.

PIANKA, E. R. **Evolutionary Ecology**. 5th ed. New York, 486 p. 1994.

PINDER, L. Marsh deer seasonal movements and home range size. In: PINDER, L.; SEAL, U. (eds). **Cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus*: - Análise da Viabilidade de População e Habitat (PHVA)**. Botucatu: CESP. p. 121 - 127. 1994.

PINDER, L. Marsh deer seasonal movements and home range size. In: PINDER, L.; SEAL, U. S. (Eds.) **Cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* análise da Viabilidade de População e Habitat (PHVA)**. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group. Apple Valley. 1995. p.121-127.

PINDER, L. Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) ranging patterns in the Paraná river valley, Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v.41, n.2, p.39-48, VI.1999.

PIOVEZAN, U., (orgs). 2001. Caracterização das reações do cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) ao impacto causado pelo enchimento parcial do reservatório da usina Hidroelétrica Sérgio Mota (Porto Primavera), In: **O CERVO-DO-PANTANAL de Porto Primavera: resultado de dois anos de pesquisas**. Jaboticabal: FUNEP/CESP. Relatório técnico. n. 1. 2001^a.CD-ROM.

PIOVEZAN, U., (orgs). Estudo preliminar dos efeitos da inundação provocada pela UHE Sérgio Mota (Porto Primavera) na sobrevivência e na definição de áreas de moradia do Cervo-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*) nas proximidades da foz do rio do Peixe, Estado de São Paulo, Brasil. In: **O CERVO-DO-PANTANAL de Porto Primavera: 95 resultado de dois anos de pesquisas**. Jaboticabal: FUNEP/CESP. Relatório técnico. n.1. 2001b. CD-ROM.

PIOVEZAN, U. **História natural, área de vida, abundância de *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) e monitoramento de uma população à montante da hidrelétrica Sérgio Motta, rio Paraná, Brasil**. 2004. 117f. Tese (doutorado em ecologia) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, DF.2004.

RAMOS, H. G. C., et al. **Radiotelemetria de cervos-do-pantanal jovens: enfoque sobre a relação espacial materno-filial**. Jaboticabal. 2003. (Relatório final do projeto cervo-do-pantanal de porto primavera - 2001-2002).

RAMOS, H. G. C. **O ciclo do chifre do cervo-do-pantanal: Aspectos ecológicos e reprodutivos**. 2004. 117f. Dissertação (mestrado em medicina veterinária – reprodução animal). Faculdade de ciências agrárias e veterinárias. Universidade Estadual Paulista “Julio Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2004.

RELYA, R. A.; LAWRENCE, R. K.; DEMARAIS, S. Home range of desert mule deer: testing the body size and habitat-productivity hypotheses. **Journal of Wildlife Management** v. 64, P. 146-153. 2000.

RIBEIRO, A. Veados do Brasil segundo as coleções Rondon e de vários museus nacionais e estrangeiros. **Rev. do Museu Paulista**, v.11. p. 213-308. 1919.

SALTS, D. Reporting error measures in radio location by triangulation: a review. **Journ. Wild. Manag.** v.58, n.1, p. 181-184. January. 1994.

SAMUEL, M. D.; FULLER, M. R. Wildlife radiotelemetry. In: BOOKHOUT, T. A. (ed.) **Research and management techniques for wildlife and habitats**. Allen Press, Kansas, 1996. p.370-418.

SARGENT, R.A.; LABISKY, R.F. Home range of male white tailed deer in hunted and non hunted populations. **Proc. Annual Conference of Southeast Assoc.** Fish and Wildlife Agencies, v.49. p. 389-398. 1995.

SÃO PAULO – SMA. Fauna Ameaçada de extinção no Estado de São Paulo Vertebrados. Governo do Estado de São Paulo - **Secretaria do Meio Ambiente (SMA)**. São Paulo, 2009. 648p.

SCHALLER, G.B.; VASCONCELOS, J.M. A marsh deer census in Brazil. **Oryx**. v.14, p. 345-351. 1978.

SCHOENER, T. W. Sizes of feeding territories among birds. **Ecology**. Washington. v. 49, n.1, p.123-141. 1968.

SILVA, T. S. **Área de moradia de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) reintroduzidos e de suas crias**. 2005. 57f. (Trabalho de conclusão de curso). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal. Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal. 2005.

THORNBACK, J.; JENKINS, M. **The IUCN Mammal Red Data Book**. Parte II. Internat. Union Cons. Nature, Gland. 1982. 632p.

TOMAS, W. M. **Observações preliminares sobre a biologia do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1811) (Mammalia, Cervidae) no Pantanal de Poconé, MT**. 1986. 55f. (monografia trabalho conclusão de curso) Universidade Federal do Mato Grosso. Cuiabá, 1986.

TOMAS, W. M.; BECCACECI, M. D.; PINDER, L. Cervo-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*). In: DUARTE, J. M. B. (Ed.). **Biologia e conservação de cervídeos sul- americanos: *Blastocerus*, *Ozotoceros* e *Mazama***. FUNEP. Jaboticabal, 1997. p. 24-40.

TOMAS, W. M.; SALIS S. M. Diet of the marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) on the Pantanal wetland, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and environment**, Lisse. v. 35, n.3, p. 165-172. Dec.2000.

TOMAS, W. M., et al. Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) distribution as a function Floods in the Pantanal wetland, Brazil. **Studies on neotropical fauna and environment**. v.36, n.1, p. 9-13, April. 2001.

TURNER, F. B.; JENNRICH, R. I.; WEINTRAUB, J. D. Home ranges and The body size of lizards. **Ecology**. California. v.50, p. 1076-1081. September. 1969.

TUFTO, J.; ANDERSEN, R.; LINNELL, J. D.C. Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. **Journal of Animal Ecology**. v. 65, p. 715–724. 1996.

VAN DIERENDONCK M.C., WALLIS DE VRIES M. F. Ungulate reintroductions: experiences with the takhi or Przewalski horse (*Equus ferus przewalskii*) in Mongolia. **Conservation Biology**, v. 10, p. 728-740. 1996.

VOGLIOTTI, A. **História Natural de *Mazama bororo* (Artiodactyla; Cervidae) através de etnozologia, monitoramento fotográfico e rádio-telemetria**. 2003. 99f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas). Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". ESALQ. São Paulo, 2003.

WHITE, G. C.; GARROT, R. A. **Analysis of wildlife radio-tracking data**. Academic Press, San Diego, USA.1990.384p.

CAPÍTULO II

FIDELIDADE DE HABITAT E RELAÇÕES ESPACIAIS DAS ÁREAS NÚCLEO DE CERVOS-DO-PANTANAL (*Blastocerus dichotomus*) (ILLIGER, 1815), REINTRODUZIDOS E OU NASCIDOS NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE JATAÍ, BACIA DO RIO MOGI-GUAÇÚ, NORDESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO.

RESUMO

O cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) é o maior cervídeo da América do Sul, habitante das áreas inundáveis deste continente. Atualmente apresenta redução de suas populações encontrando-se ameaçado de extinção. As informações disponíveis sobre a espécie em vida livre são escassas e em sua maioria estão baseadas em observações aéreas. Através da técnica da rádio telemetria, neste estudo investigou-se para alguns cervos-do-pantanal reintroduzidos e ou nascidos, na região da Estação Ecológica de Jataí, bacia do rio Mogi-Guaçú, a fidelidade de habitat considerando a sobreposição das áreas de vida formadas pelos animais na estação chuvosa e seca, além disso, se prestou a uma análise das áreas núcleo exibidas pelos animais utilizando o estimador média harmônica (MH) com 60% e 30% de distribuição de utilização das localizações espaciais. Para a análise de fidelidade de habitat oito animais fizeram parte do banco de dados, sendo quatro machos e quatro fêmeas, para a fêmea F2, considerou-se dois anos de coleta de dados. Os resultados obtidos demonstram que ambos os sexos apresentam sobreposição de áreas de vida calculadas para as duas estações (chuvosa e seca), porém fêmeas manifestaram porcentagem de fidelidade de habitat significativamente maior ($\bar{x} = 55,64 \pm 15,38$ %) em relação a machos ($\bar{x} = 39,08 \pm 18,09$ %). A análise envolvendo as relações espaciais dos animais através da sobreposição de suas áreas núcleo, contou com dois anos de coleta de dados não consecutivos, no ano de 2000 apenas animais reintroduzidos totalizando três indivíduos fizeram parte da análise, no ano de 2007 cinco animais, sendo quatro nascidos no local e um reintroduzido, compuseram o banco de dados deste ano. Os animais monitorados em 2000 apresentaram sobreposição de suas áreas núcleos, sendo esta sobreposição mantida mesmo em concentração MH 30%. No ano de 2007 observou-se que dois animais sendo um macho e uma fêmea continuou sobrepondo suas áreas núcleo quando estimadas com concentração MH 30%.

Palavras-Chave: Cervo-do-pantanal, telemetria, fidelidade de habitat, sobreposição e área núcleo.

CHAPTER II

FIDELITY HABITAT AND SPACE RELATIONS OF THE CORE AREAS OF CERVOS-DO-PANTANAL (*Blastocerus dichotomus*) (ILLIGER, 1815), REINTRODUCED AND OR BEEN BORN IN THE ECOLOGICAL STATION OF JATAÍ, RIVER MOGI-GUAÇÚ BASIN, NORTHEAST OF THE STATE OF SÃO PAULO.

ABSTRACT

Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) is the largest deer of South America, inhabitants of the wetlands of this continent. Currently has reduced their populations are threatened with extinction. The information available about the species in the wild, are scarce and are mostly based on aerial observations. Through the use of radio telemetry, this study investigated for some deer reintroduced marsh and or born in the region of Ecological Station, River Basin Mogi-Guaçu, the habitat use considering the overlapping areas of life formed by the animals during the rainy season and dry, also lent itself to an analysis of the core areas exhibited by animals using the harmonic mean estimator with 60% and 30% distribution of use of spatial locations. To calculate the percentage of fidelity eight animals were part of the database being being considered two years of data for the female F2 (recaptured), the results show that both male and female habitat use with overlapping areas of life calculated for the two seasons (wet and dry), this value being significantly higher for females ($\bar{x} = 55,64 \pm 15,38 \%$) than for males ($\bar{x} = 39,08 \pm 18,09\%$). For the analysis involving the spatial relationships of the animals through the overlap of their core areas, were found two years, in 2000 only reintroduced animals ($n = 3$) were part of the analysis, in 2007 four of five animals born in the local and reintroduced composed the database this year. The animals monitored in 2000 had overlapping areas of their nuclei, which is maintained even overlap concentration MH 30%. In 2007 it was observed that only two animals, one male and one female, continued their overlapping core areas when estimated concentration with 30% MH.

Key words: Deer Marsh, telemetry, habitat use, overlap and core area

1-INTRODUÇÃO

As populações animais estão cada vez mais sendo impactadas pela ocupação de seus habitats. Isso tem culminado com a redução expressiva das áreas disponíveis para sua sobrevivência, levando a um conflito de interesses entre a manutenção da fauna e o desenvolvimento. Por outro lado, a crescente consciência de que é necessária a manutenção da biodiversidade leva a práticas ações de manejo que minimizem o impacto do desenvolvimento humano sobre a fauna.

A reintrodução de espécies da vida silvestre é uma estratégia com grande potencial para restaurar comunidades e ecossistemas naturais degradados pelas atividades antrópicas, buscando aproximá-los tanto quanto possível de suas condições naturais primitivas (STANLEY PRICE, 1989). Seu uso como ferramenta para a conservação (GRIFFITH et al. 1989), em consequência do crescente número de espécies ameaçadas tem proporcionado em conjunto com outras abordagens, uma estratégia importante no combate à corrente taxa de extinção (SCOTT CARPENTER, 1987; WEMMER, DERRICKSON, 1987; BROWN, 1988; KLEIMAN, 1989; SEDDON et al. 2007).

Embora a reintrodução de espécies simpátricas predominantes talvez tenha seu mérito científico, uma vez que pouco se conhece sobre a ecologia da espécie ameaçada como também o modelo mais eficiente para seu retorno a vida selvagem, KLEIMAN et al. (1994) sugerem que a reintrodução de espécies selvagens não se justifica quando não há nenhuma necessidade que vise o acréscimo no número de indivíduos, população e variabilidade genética de uma espécie.

Poucas reintroduções de mamíferos têm sido tentadas. Dentre esse baixo número de tentativas, poucas tiveram o resultado positivo de estabelecer populações viáveis (WEMMER, DERRICKSON, 1987; WOLF et al. 1996). O sucesso, incluindo o bisão americano (*Bison bison*), o bisão europeu (*Bison bonasus*) (CAMPBELL, 1980; CONWAY, 1980), o veado-da-cauda-branca (*Odocoileus virginianus*) (BLACKARD, 1971), o oryx árabe em Oman (STANLEY PRICE, 1989) e o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) (KLEIMAN, MALLINSON, 1998), demonstram o positivo impacto que essa técnica pode ter sobre populações de espécies ameaçadas (SEDDON et al. 2007).

Levando em consideração que a avaliação de seus resultados, em essência, dependente de uma avaliação ao longo do tempo (FISCHER, LINDENMAYER, 2000), SEDDON et al. (2007) sugerem que o sucesso desses programas será maior quando equipes multidisciplinares trabalhem em colaboração conjunta e também quando os resultados de análises comparativas e modelos experimentais forem combinados entre os estudos.

Para NILSEN (1988) e KLEIMAN (1989), reintrodução, em um significado mais amplo, pode ser considerada como a relocação e soltura de animais silvestres de qualquer origem, por razões conservacionistas ou ecológicas, em uma região dentro de sua área de ocorrência original, usualmente

onde a população natural tenha declinado acentuadamente ou mesmo desaparecido devido às catástrofes naturais e ou interferência humana, objetivando o reestabelecimento de populações em condições naturais (IUCN, 1998).

No caso do *Blastocerus dichotomus*, no ano de 1998, alguns cervos-do-pantanal procedentes da população de Porto Primavera, potencialmente condenados pela construção do reservatório da Usina Hidrelétrica “Sergio Motta”, foram reintroduzidos em áreas de várzeas remanescentes no Estado de São Paulo, especificamente na Fazenda Continental, município de Colômbia e na Estação Ecológica de Jataí, município de Luís Antônio (FIGUEIRA, 2002). Trata-se da primeira tentativa de reintrodução do animal registrada. Um programa para reintrodução no Uruguai vem sendo cogitado desde 1994, entretanto, devido à carência de informações científicas sobre o assunto, o PHVA (Análise de Viabilidade de População e Habitat) desenvolvido para espécie chamou a atenção para a necessidade de realização de projetos destinados a estudar a capacidade de adaptação e colonização dos ambientes por cervos-do-pantanal reintroduzidos.

O cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) é a maior espécie de cervídeo da América Latina e um dos maiores mamíferos brasileiros. Segundo DUARTE (1996), as fêmeas pesam por volta de 100 Kg e os machos aproximadamente 130 Kg, com uma altura média na cernelha de 1,3 m. Características anatômicas peculiares como a presença de membranas interdigitais em apoios do cervo-do-pantanal, cascos acentuadamente alongados e membros relativamente longos denotam uma adaptação da espécie a ambientes inundáveis e outros tipos de áreas úmidas da América do Sul (NOWAK, 1991; PINDER, 1996; TOMAS et al. 1997; WEMMER, 1998), apesar de estarem associados aos ambientes alagáveis, evitam áreas com profundidades superiores a 70 cm (BECCACECI, 1994; MAURO et al. 1995; TOMAS et al. 2001).

Atualmente a distribuição desta espécie no Brasil encontra-se bastante reduzida e fragmentada, constituindo-se de populações residuais ocorrendo principalmente no Pantanal brasileiro (Estado de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul), na região da Ilha do Bananal, Rio Araguaia (Estado de Mato Grosso e Tocantins), no Rio Guaporé (Estado de Rondônia) e nas várzeas remanescentes do Rio Paraná (Mato Grosso do Sul, Paraná e São Paulo) (TOMAS et al. 1997) (Figura 1). Contribuindo para sua inserção na lista brasileira (IBAMA, 2003) e internacional (IUCN, 2008), das espécies ameaçadas de extinção, na categoria vulnerável.



Figura 1- Área de ocorrência original e atual de cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) na América do Sul (Adaptado de Tomas et al., 1997).

Os principais motivos para aquisição desse status se devem a acentuada retração na sua área de ocorrência, fato esse relacionado à perda do hábitat em consequência de drenagem das várzeas para a expansão das áreas agrícolas, somado a caça predatória, transmissão de doenças introduzidas por bovinos e ultimamente devido à construção de grandes usinas hidrelétricas (PINDER, SEAL, 1995).

TOMAS et al. (1997), chamam a atenção para o caminho da extinção que a espécie vem trilhando no Estado de São Paulo. A última população significativa da espécie ocupava as várzeas do Rio Paraná entre as barragens de Jupia e Porto Primavera (SCHALLER, VASCONCELOS, 1978), sendo esta

última responsável pela formação de um reservatório de aproximadamente 200.000 ha, numa área constituída praticamente de várzea, cuja consequência foi o impacto direto sobre os cervos-do-pantanal residente nessa região (PIOVEZAN et al., 2001).

O conhecimento sobre o comportamento espacial de cervos-do-pantanal perante as alterações sazonais no ambiente promovida pelo regime de chuvas ainda é escasso. Segundo WHITE, GARROTT (1990), a tendência de um animal retornar para uma área que já foi num momento anterior ocupada por ele, ou permanecer no interior desta por um período de tempo prolongado define fidelidade de hábitat. Alguns estudos envolvendo uma variedade de espécies incluindo aves e mamíferos (GREENWOOD, HARVEY, 1982; SWITZER, 1993), verificaram que fidelidade de habitat geralmente esta associada com lugares de nidificação (MADSEN, SHINE, 1999), locais de dormitório (CLARK, GILLINGHAM, 1990), áreas de nascimento (SCHIECK, HANNON, 1989), áreas de forrageio (IRONS, 1998) e territórios (KITCHEN et al. 2000).

Em ungulados, fidelidade de hábitat tem sido predominantemente descrita em relação ao uso do espaço sazonal (SCHOEN, KIRCHHOFF, 1985; AYCRIGG, PORTER, 1997; J.-P.CRAMPE et al. 2007). Onde pequenas áreas sazonais refletem alta fidelidade no período da estação, enquanto a tendência de um animal retornar para uma área no mesmo período da estação ano após ano, revela alta fidelidade. Explicação para a prevalência de áreas de fidelidade inclui à familiaridade com os locais de distribuição dos recursos utilizados pela espécie, e o risco de predação de tal maneira que ambos aperfeiçoam a sobrevivência individual e o sucesso reprodutivo (GREENWOOD, 1980; SCHIECK, HANNON, 1989).

Movimentos sazonais e padrão de uso do espaço incluindo fidelidade de hábitat envolvendo herbívoros de grande porte localizados nas montanhas e regiões temperadas têm sido comumente atribuídas às variações de disponibilidade e qualidade de forragens como também o risco de predação (FRYXCELL et al. 1988; MYSTERUD et al. 2001).

Estudos relacionados à fidelidade a área de vida sazonal para o cervo-do-pantanal, dizem respeito a populações naturais estudadas na bacia do rio Paraná, verificando fidelidade de habitat para esses animais, sendo calculada através da porcentagem de sobreposição entre as áreas utilizadas pelos mesmos durante as estações seca e úmida (PIOVEZAN, 2004; LEMES, 2005). De acordo com TOMAS et al. (2001), a espécie pode ser observada em densidades relativamente altas durante os períodos de seca no Pantanal brasileiro, com várias fêmeas e machos concentrados em áreas reduzidas de habitats favoráveis.

Algumas informações sugerem a não formação de grupos numerosos e que os machos desta espécie não competem entre si pela formação de haréns (TOMAS, 1986; PINDER, 1999). Por outro lado, algumas observações indicam a ocorrência de comportamento agonístico entre animais desse sexo.

RAMOS (2004) observou uma menor constrição das áreas nucleares no uso do espaço utilizado pelos cervos-do-pantanal, definida com a concentração média harmônica entre 60 e 30% das coordenadas espaciais obtidas, sugerindo que possa haver territorialidade para machos a partir destes núcleos.

O cervo-do-pantanal é dependente do regime fluviométrico no ambiente onde vive. Considerar a particularidade de cada região e nesse sentido avaliar a organização espacial dos animais em diferentes condicionantes ambientais, promovida pela alternância da sazonalidade, é fundamental para subsidiar planos de manejo que visam à conservação da espécie. Dessa forma, o objetivo desse estudo foi verificar a fidelidade exibida pelos cervos-do-pantanal em relação à área de vida sazonal calculada para as estações seca e chuvosa. Além disso, observou-se a relação espacial para os animais marcados, analisando a sobreposição de suas áreas de vida.

2-MATERIAL E MÉTODOS

2.1-Área de estudo

A região na qual os animais foram reintroduzidos está situada no Nordeste do Estado de São Paulo, (município de Luís Antônio). A Estação Ecológica de Jataí (EEJ) é uma unidade de conservação administrada pelo Instituto Florestal de São Paulo, situada entre os paralelos 21° 33' e 21° 37' de latitude Sul e 47° 45' e 47° 51' de longitude Oeste, com uma área aproximada de 5.532 ha inserida no segundo maior domínio vegetacional brasileiro, o Cerrado, representando um dos maiores remanescentes deste tipo de ecossistema no Estado de São Paulo. Apresenta uma fauna diversificada que se utiliza também de sua área contígua, a Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA), com área total de ± 4.000 hectares, destinada a experimentos de silvicultura formados basicamente por culturas de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp., em vários estágios de desenvolvimento. Atualmente observa-se nesta área o desenvolvimento de gramíneas invasoras, como o gênero *Brachiaria*, algumas árvores isoladas de eucalipto e espécies de Cerrado em desenvolvimento.

As condições climáticas da região permitem classificá-la como pertencente ao clima Aw de Köppen (SETZER, 1966), ou Tropical do Brasil Central (NIMER, 1977), com as temperaturas mais elevadas ocorrendo no período de maior precipitação e as temperaturas mais baixas no período de menor precipitação (SANTOS, MOZETO, 1992). As maiores precipitações ocorrem nos meses de dezembro,

janeiro e fevereiro - o período chuvoso vai de novembro a abril - e as menores encontram-se nos meses de junho a agosto - o período seco vai de maio a outubro (SANTOS, MOZETO, 1992) (Figura 2).

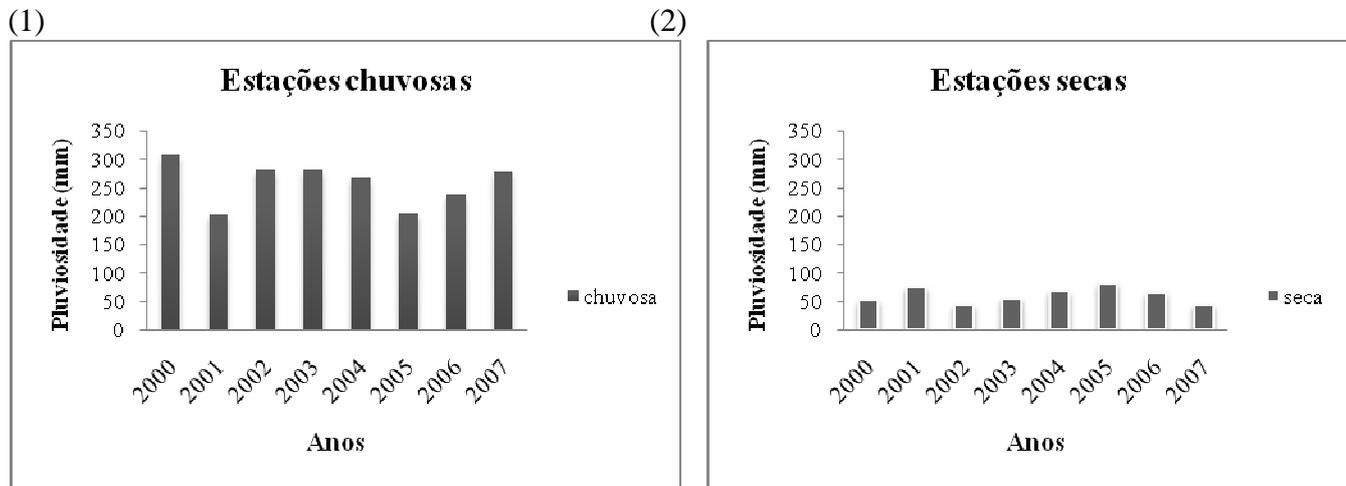


Figura 2- Pluviosidade média nas estações chuvosa (1) e seca (2) entre os anos de 2000 a 2007. Sendo os meses (janeiro, fevereiro, março, abril, novembro e dezembro) considerados para a estação chuvosa e os meses (maio, junho, julho, agosto, setembro e outubro) considerados para a estação seca.

Além dos ecossistemas terrestres compostos pelo Cerrado em estágio secundário, apresenta rico mosaico de ecossistemas aquáticos incluindo brejos, córregos, lagoas marginais e várzeas pertencentes ao Rio Mogi-Guaçu (CONSEMA, 1985).

As várzeas presentes dentro dos limites da EEJ possuem uma área total aproximada de 600 ha. Na vizinhança imediatamente a oeste desta, está localizada a várzea denominada “Capão-da-Cruz”, de propriedade particular, totalizando com as várzeas da EEJ uma área total aproximada de 2.049 ha com 86 km de perímetro, localizadas ao longo das margens do rio Mogi-Guaçu e córregos tributários, cercadas por mata ciliar sendo que nas fronteiras com as propriedades particulares do entorno, estão rodeadas por canaviais e outros campos de cultivos (Figura 3).

A EEJ foi compreendida como uma área com condições potencialmente favoráveis para a implementação do projeto de reintrodução, a partir de um detalhado estudo, capaz de determinar a possibilidade de sobrevivência da espécie *Blastocerus dichotomus* (FIGUEIRA, 2002).

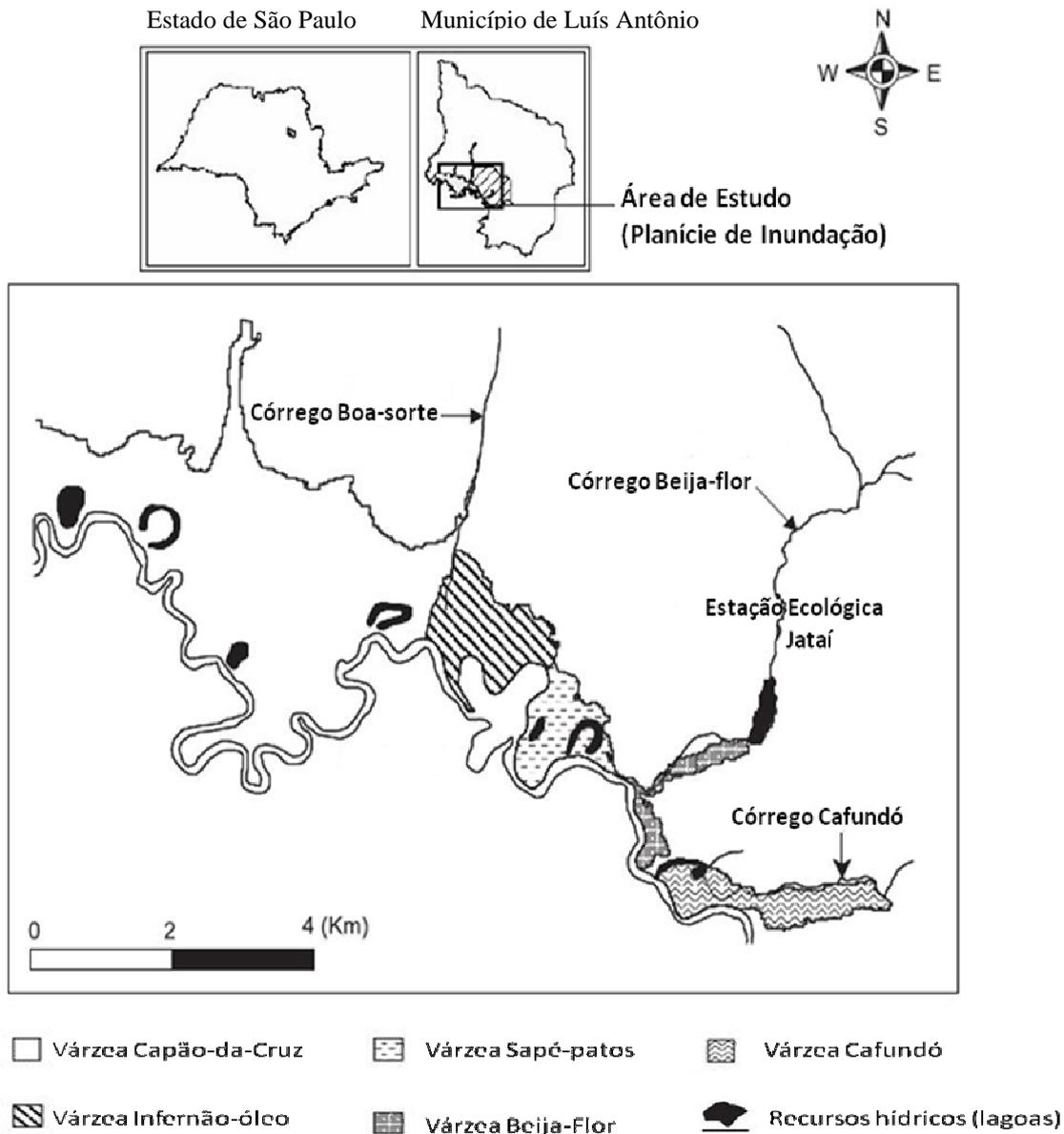


Figura 3 – Mapa representativo da área de estudo (Estação Ecológica Jataí), município de Luís Antônio, nordeste do estado de São Paulo. Extraído de Figueira (2005).

2.2-Captura e marcação dos animais

A marcação dos animais se deu em dois momentos diferentes. Primeiramente em dezembro de 1998 os animais selecionados para reintrodução (dois machos e três fêmeas) com testes sorológicos negativos para enfermidades parasitárias, foram trasladados da quarentena para a área destinatária. As solturas dos animais foram realizadas em pontos pré determinados nas várzeas considerando locais onde a presença de capões remanescentes de mata ciliar proporcionasse algum isolamento dos campos de

cultivo em redor (FIGUEIRA, 2002). No ano de 2001 no mês de Julho, mais três animais (duas fêmeas e um macho) foram soltos na EEJ, próximo ao local onde foram realizadas as outras solturas. Esses indivíduos receberam um colar rádio-transmissor (*Wildlife Materials inc., Carbondale, IL, USA*) previamente testados antes da soltura. Cada transmissor possui um peso total em torno de 300g, bateria com previsão de durabilidade de $\pm 2,5$ anos e uma frequência específica. Somado a isso possuem ainda um sensor de atividade e mortalidade que são emitidos conforme a movimentação dos transmissores. O pulso de mortalidade é ativado quando o colar permanece parado e inerte por um tempo superior a 4 horas.

Em julho de 2004 e outubro de 2006, novas capturas foram realizadas na área de estudo. A técnica de contenção manual ou *bulldoging* (DUARTE, 2008) foi eleita para a captura dos animais reintroduzidos, capturados em uma segunda ocasião, como também dos animais nascidos no local (descendentes de primeira ou segunda geração dos indivíduos fundadores). O método consiste em localizar o animal, com a utilização de um helicóptero, com quatro pessoas integrando a equipe, o piloto, o capturador, um auxiliar e o marcador. O capturador e o auxiliar, devem utilizar colete protetor e luvas de couro. A aeronave conduz o animal para uma área de vegetação mais densa ou com lâmina d'água entre 60 e 120 cm de profundidade. Esse ambiente dificulta a movimentação do animal, fazendo com que ele fique lento frente à perseguição e passível de ser contido, momento no qual o capturador se lança do helicóptero a uma altura entre dois e quatro metros, para lateral do animal, contendo parcialmente o indivíduo, até a chegada do auxiliar que se lança em seguida para ajudar na contenção física. O marcador desembarca logo depois e fica responsável pelo registro de informações (perímetro torácico, peso), coleta de materiais (amostra de sangue, ectoparasitas, pêlos e fezes) para posterior análise em laboratório e marcação dos animais, que consistiu na instalação de brinco transmissor (*Wildlife Materials*) provido de bateria solar, que teoricamente permitem monitoramento por toda a vida dos animais. Como o colar transmissor, o brinco também emite pulso de mortalidade quando imóvel por mais de 6 horas.

A utilização de arma de rede “net-gun” restringiu-se apenas aos machos adultos, demasiadamente fortes, com chifres desencapados ou que se encontrava em ambientes com ausência de lâmina d'água, fato este que inviabilizava os técnicos de saltarem do helicóptero. A duração total dos procedimentos de contenção, marcação e de soltura dos indivíduos raramente foi superior a quinze minutos.

Todos os animais capturados foram individualizados com brincos plásticos numerados (“Allflex”). Suas idades foram estimadas pelo exame da dentição, realizado sempre pela mesma pessoa (DIMMICK, PELTON, 1996).

2.3-Rádio telemetria

Após as solturas e capturas, os animais passaram a ser monitorados por radiotelemetria, sendo os sinais dos transmissores captados através de rádio-receptor modelo TR-2 (“Telonics”) com faixa de frequência entre 150.000 e 152.000 MHz em conjunto com antena direcional “H” (“Telonics”) e fones-de-ouvido modelo RH-1.

A localização dos animais se deu por meio de triangulações terrestres que aconteceram de duas a três vezes por semana, anotando o horário, o ângulo de origem do sinal em relação ao norte magnético (azimute) e a coordenada do ponto de coleta para cada azimute estimado (UTM). Para tanto foi utilizado, além do conjunto rádio-receptor/antena direcional/fones-de-ouvido, uma bússola com graduação de 2° (“Lensatic”) e um GPS modelo Etrex Legend 12 canais (“Garmim”).

Para a validação das localizações espaciais obtidas por triangulação, exigiu-se um mínimo de duas projeções, normalmente três, considerando aceitável um intervalo de tempo de até 20 minutos entre o primeiro e o último ângulo estimado. Triangulações apresentando ângulo de intersecção entre azimutes, inferior a 30° ou entre 150° e 210° foram consideradas pobres (SALTZ, 1994) sendo refeitas no mesmo dia ou descartadas. Excluiu-se as projeções cujos polígonos de erro associados foram equivalentes ou superiores a dois hectares (WHITE, GARROT, 1990).

Alguns rastreamentos terrestres, que consistem em aproximar dos transmissores, seguindo a maior intensidade do sinal a fim de avistar o indivíduo marcado, foram realizados esporadicamente. O banco de dados de localizações e informações foi utilizado para todas as análises de cada indivíduo.

2.4-Análise dos dados

Todas as informações foram digitadas, compondo bancos de dados para cada um dos animais. Os azimutes obtidos das triangulações foram corrigidos em -19°, para retirada do efeito da declinação magnética considerada para a região. Após análise de consistência, os dados gerados foram exportados para o software TRACKER 1.1 (*Camponotus AB and Radio Location Systems AB, 1994*), para obtenção da localização espacial dos animais, através do cruzamento das projeções. As localizações foram plotadas para o cálculo da área de vida dos indivíduos monitorados, além disso, uma análise visual das localizações foi feita utilizando imagens aéreas georeferenciadas do local de estudo.

Para as análises foram desconsiderados dados obtidos para os animais reintroduzidos referente ao primeiro semestre de reintrodução. Foi considerado que o período de seis meses é suficiente para que o animal passe a definir sua área de vida após ser solto em um local desconhecido por ele (SILVA, 2005), evitando assim superestimar a área de vida na medida em que deixa de acrescentar locais utilizados somente no período que o mesmo parte para explorar o ambiente.

2.5-Fidelidade

Dividiu-se o período de estudo, em duas estações do ano, utilizando os dados de pluviosidade anual para a região (SANTOS, MOZETO, 1992). Dessa forma as áreas de vida sazonal ficaram estabelecidas da seguinte forma, a estação seca compreendendo os meses de maio a outubro e a estação úmida, os outros seis meses que completam um ano.

Avaliou-se a fidelidade dos cervos em relação a sua área de moradia, considerando a sobreposição de áreas de vida sazonal ao longo do período de estudo, medindo a porcentagem de área sobreposta para as duas estações para o mesmo animal.

A fórmula utilizada para medição da porcentagem de fidelidade, para as duas estações sazonais (seca e úmida) foi:

$$Fid = \frac{Sobr}{Se - \frac{Sobr}{2} + Ag - \frac{Sobr}{2}} \cdot 1 \quad *$$

Onde:

Fid = Porcentagem de fidelidade;

Sobr = área de sobreposição;

Se = área estação seca (MH 90%);

Ag = área estação úmida (MH 90%);

* = Fórmula desenvolvida pelo autor e Andriolo;

Somente, foram considerados animais com no mínimo dez meses de monitoramento. Ficou definido o método média harmônica com 90% de distribuição de utilização das localizações para estimativa da área de vida sazonal dos animais, com o intuito de não se obter núcleos de atividade e sim apenas uma área de moradia contínua, visto que essa condicionante foi imprescindível para aplicação da fórmula.

2.6-Sobreposição das áreas núcleo

As análises referentes às relações espaciais das áreas núcleo de cervos-do-pantanal monitorados na área de estudo, foram divididas por ano, sendo os anos 2000 e 2007 considerados para as análises. Para o ano de 2000 a amostra foi composta somente por animais reintroduzidos, se tratando de uma fêmea (F1) e dois machos (M1 e M2). No ano de 2007, cinco animais sendo dois machos (M3, M4) e três fêmeas (F2, F3, F4) foram utilizados para as análises, quatro desses nasceram no local e apenas um é reintroduzido.

Obtidos os resultados de fidelidade, agrupou-se todas as estações (água e seca), em um período completo de monitoramento, uma vez que não há necessidade de avaliar as áreas de moradia dos indivíduos separadamente para cada estação do ano. Para cada indivíduo foi calculado uma área núcleo através do estimador média harmônica com 60% de distribuição de utilização, considerando as observações de RAMOS (2004), que observou uma menor constrição das áreas nucleares no uso do espaço utilizado pelos cervos, definida com a concentração média harmônica entre 60 e 30% das coordenadas espaciais obtidas. Feitas essas considerações, avaliou-se as relações espaciais entre as áreas núcleos dos animais monitorados para o mesmo ano, ou seja, o ano comum em que os animais tiveram suas localizações espaciais registradas.

A escolha do estimador média harmônica, do tipo não-paramétrico, para o cálculo das áreas de uso dos indivíduos parte do pressuposto de que, por não possuir bases probabilísticas (não é o valor real, mas tem um erro associado e também estimável), este método de análise é mais adequado aos objetivos do presente estudo e com 90 e 60% da distribuição de utilização, não a necessidade de ajustar para cada indivíduo o tamanho das células do grid, pois a área núcleo formada fica restrita a localização de maior frequência dos animais (DIXON, CHAPMAN, 1980 *apud* JACOB, RUDRAN, 2003).

3-RESULTADOS

3.1- Fidelidade

A morte de alguns animais e perda de equipamento transmissor de outros impossibilitou que grande parte dos animais monitorados completasse o período mínimo de monitoramento previamente estabelecido.

Oito animais formaram o banco de dados para avaliação da fidelidade. No total foram consideradas como válidas 921 localizações, com média de $11,11 \pm 0,928$ meses de monitoramento através de rádio telemetria durante os anos de 1999, 2000, 2001 e 2007.

O método média harmônica com 90% das localizações utilizadas para estimar a área de vida dos cervos-do-pantanal na área de estudo, revelou para estes animais na estação úmida uma média de $5,12 \pm 2,48 \text{ km}^2$ e para a estação seca uma média de $6,17 \pm 4,08 \text{ Km}^2$ (Quadro 1).

Quadro 1 - Informações referentes aos animais monitorados na Estação Ecológica de Jataí, município de Luis Antônio – SP. Durante os anos que compreende o período de estudo (2000, 2001 e 2007). Onde * = informações adquiridas no momento da captura.

Animal	Origem	IDADE* captura	Area Total MH 60% (Km ²)	Estação Úmida		Sobreposição (Km ²)	% Fidelidade
				MH 90% (Km ²)			
M1	Reintroduzido	6 anos	1.37	4.54	3.47	2.79	53.45
M2	Reintroduzido	3 anos	3.22	9.29	9.53	6.65	54.64
F1	Reintroduzido	4 anos	1.61	7.87	3.28	2.51	29.05
F4	Reintroduzido	9 anos	1.63	3.03	4.25	2.87	65.08
F2	Local	1 ano	2.73	6.04	7.71	5.51	66.87
F2	Local	7,5 anos	0.93	1.77	2.95	1.71	56.81
F3	Local	4 anos	1.76	6.28	3.81	3.8	60.41
M3	Local	4 anos	2.91	4.55	5.19	2.26	30.21
M4	Local	5 anos	2.21	2.72	15.31	2.72	17.77

Todos os animais monitorados apresentaram valor de porcentagem de fidelidade em relação a sua área de vida sazonal, a média apresentada pelos animais foi de $48,25 \pm 17,83$ % de fidelidade. O teste de Mann Whitney revelou diferença significativa ($U = 1,71$; $p = 0,043$) em relação a porcentagem de fidelidade para os diferentes sexos. Com fêmeas apresentando média de $55,64 \pm 15,38$ % de fidelidade e machos apresentando média de $39,08 \pm 18,09$ % de fidelidade (Figura 4).

Gráfico Fidelidade de Habitat

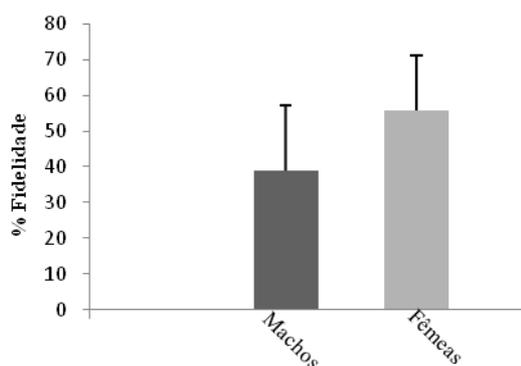


Figura 4- Média e desvio padrão da porcentagem de fidelidade calculada para os diferentes gêneros monitorados durante o período de estudo na Estação Ecológica de Jataí.

Os machos M1 e M2, ambos reintroduzidos exibiram maior taxa de fidelidade em comparação com os machos M3 e M4, ambos nascidos no local. A fêmea F1, reintroduzida apresentou a menor % de fidelidade dentre as fêmeas monitoradas. Já a fêmea F4 com 65,08% de fidelidade, apresentou um dos maiores índices exibido pelos animais (Figura 5).

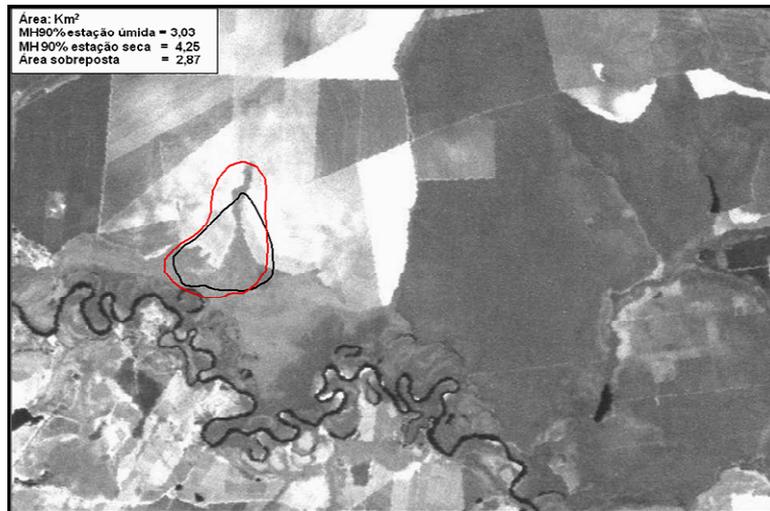


Figura 5- Ilustração da relação espacial para a fêmea F4 no ano de 2007, através do cálculo das áreas de vida sazonais estimadas pelo método Média Harmônica (MH), com 90% de distribuição de utilização. Núcleo circulado em preto refere-se à estação úmida, em vermelho refere-se à estação seca.

Considerado o mais velho da amostra esse animal foi visualizado acompanhado de um filhote no fim da estação úmida em março de 2007.

O macho M4 foi o animal com menor porcentagem de fidelidade 17,77 %, pelo fato deste animal exibir deslocamentos maiores para a estação seca, sua área de vida sazonal para esta estação foi bem maior do que a apresentada para a estação úmida.

A fêmea F3 com um índice de fidelidade de 60,41% utilizou durante a estação úmida uma porção particular da várzea não visitada por ela durante a estação seca. Esse local é caracterizado por ser uma extensão da várzea que adentra as áreas utilizadas para o plantio da cana. Sendo um remanescente estreito com aspecto de um filete (± 150 a 400 m de largura e ± 2200 m de comprimento), sua margem é constituída por mata estacional semidecídua, cujo interior é úmido o suficiente para tornar saliente uma vegetação higrófila, caracterizada por plantas aquáticas e outros vegetais toleráveis a essa condição (Figura 6).

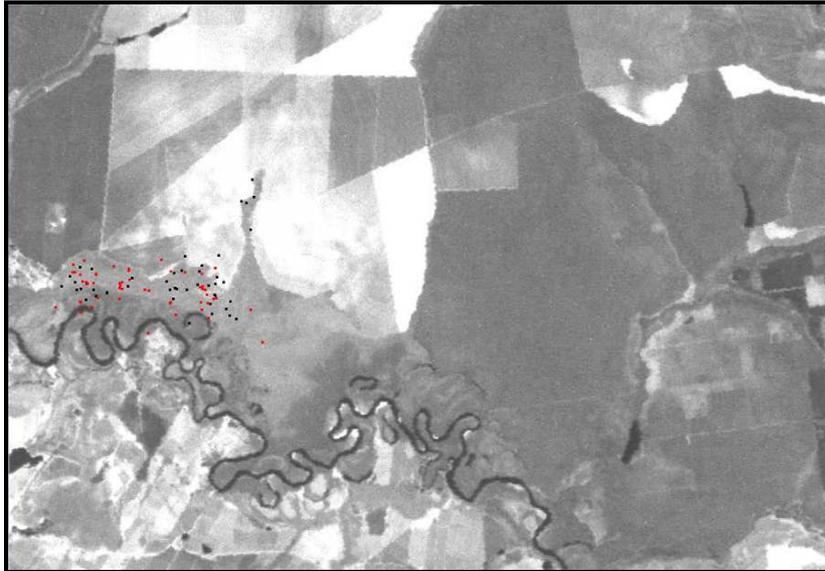


Figura 6- Distribuição espacial das localizações obtidas por triangulação para a fêmea F3. Pontos em preto (estação úmida), pontos em vermelho (estação seca).

A porcentagem de fidelidade para fêmea F2 no ano de 2001 foi de 66,87% e no ano de 2007 foi de 56,81%. Comparando a porcentagem de fidelidade para esse mesmo animal durante a mesma estação em anos diferentes, verificou-se para a estação úmida de 2001 e 2007 uma porcentagem de fidelidade igual a 27,61% e para a estação seca destes mesmos anos uma porcentagem de fidelidade igual a 18,18% (Figura 7).

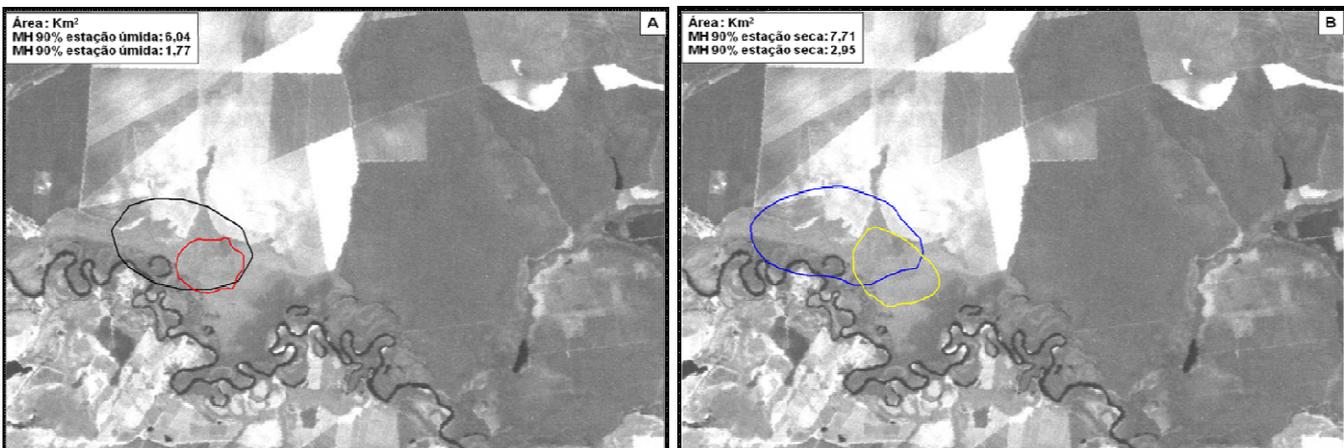


Figura 7- Ilustração da área de vida calculada pelo estimador Média Harmônica (MH) com 90% de distribuição de utilização para a fêmea F2. A) Núcleo circulado em preto representa a área calculada para a estação úmida de 2001, núcleo circulado em vermelho representa a área calculada para a estação úmida de 2007. B) Núcleo circulado em azul representa a área calculada para a estação seca de 2001, núcleo circulado em amarelo representa a área calculada para a estação seca de 2007.

Aplicando a mesma comparação envolvendo a estação seca de 1999 e 2000 para o macho M2, constatou-se uma porcentagem de fidelidade igual a 83,22% (Figura 8).

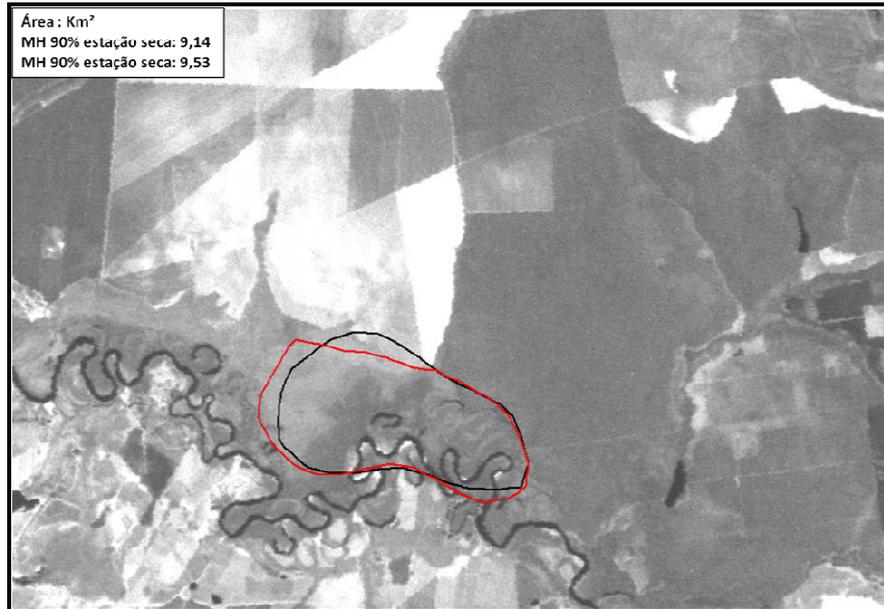


Figura 8- Ilustração da área de vida calculada pelo estimador Média Harmônica (MH) com 90 % de distribuição de utilização para o macho M2. Núcleo circulado em preto representa a área calculada para a estação seca de 1999, núcleo circulado em vermelho representa a área calculada para a estação seca de 2000.

3.2 – Sobreposição das áreas núcleo

O estimador média harmônica com 60% de distribuição de utilização das localizações espaciais revelou para os indivíduos monitorados no ano de 2000, uma sobreposição de suas áreas centrais de atividade, visto que o animal M2 sobrepôs quase por completo os núcleos de atividade do M1 e da F1. A área sobreposta comum para os três núcleos de atividade abrange 81,02% da área central do M1, 34,47% da área central do M2 e 69,38% da área central da F1. A sobreposição dos núcleos de atividade do M1 e M2 foi calculada em 1,32 Km², abrangendo respectivamente 96,35 % e 40,99 % dos núcleos de moradia do primeiro e segundo animais. Já a sobreposição das áreas centrais do M2 e da F1 foi calculada em 1,51 km², abrangendo respectivamente 46,89% e 94,37 % dos núcleos de atividade do M2 e da F1. Para os indivíduos M1 e F1 a sobreposição da área de vida com MH 60% foi a mesma em comum para os três animais, calculada em 1,11Km² (Figura 9).



Figura 9- Relação espacial das áreas núcleo estimada pelo método Média Harmônica (MH) com 60% de distribuição de utilização para os indivíduos M1 (Contorno Preto), M2 (Contorno Azul) e F1 (Contorno Vermelho) monitorados durante o ano de 2000 na Estação Ecológica de Jataí.

Considerando o cálculo da área central de atividade através do estimador média harmônica com 30% das localizações espaciais, observou-se que os três animais ainda continuam sobrepondo uma área comum para os seus núcleos de atividade. Calculado em $0,30 \text{ Km}^2$, representando 28,25% do núcleo de atividade do M2, 46,88% do núcleo de atividade do M1 e 47,62% do núcleo de atividade da F1 (Figura 10).

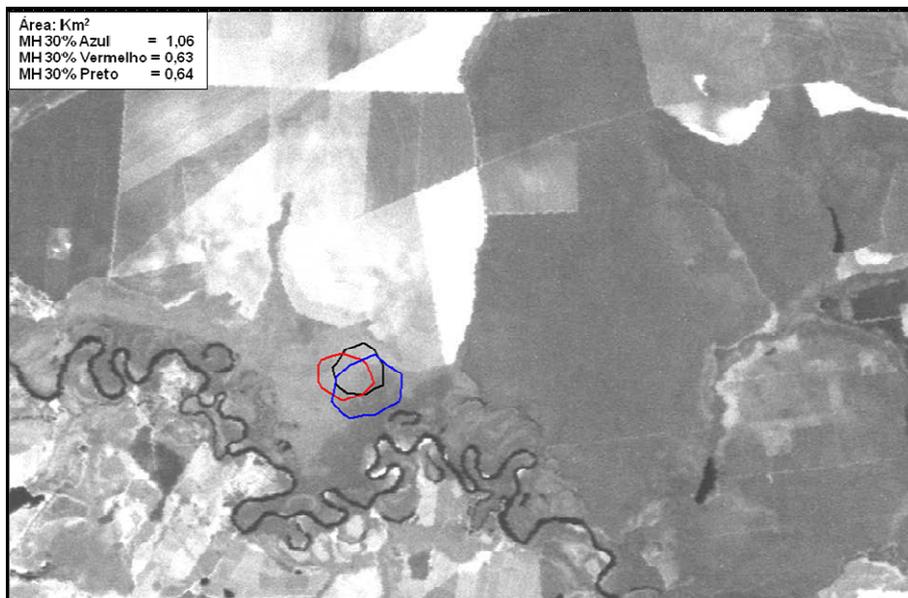


Figura 10- Relação espacial das áreas núcleo estimada pelo método Média Harmônica (MH) com 30% de distribuição de utilização para os indivíduos M1 (Contorno Preto), M2 (Contorno Azul) e F1 (Contorno Vermelho) monitorados durante o ano de 2000 na Estação Ecológica de Jataí.

Para os animais monitorados no ano de 2007, verificou-se que o macho M3 formou dois núcleos de atividade, o primeiro núcleo calculado em $0,84 \text{ Km}^2$ foi totalmente abrangido pela área de vida

central do M4 calculada em 2,21 Km², representando 25,8% do núcleo deste animal. O segundo núcleo calculado em 2,07 Km² sobrepôs quase que completamente um dos dois núcleos formado pela fêmea F3, abrangendo 97,33 % do mesmo. Essa mesma fêmea apresentou um segundo núcleo medindo 0,88 Km², sobrepondo uma área de 0,26 Km² com o núcleo de atividade formado pela fêmea F4, representando 15,94% do núcleo desta fêmea e 29,61% do núcleo da fêmea F3.

A fêmea F2 exibiu uma área núcleo de 0,93 Km², este animal sobrepôs parte deste núcleo com outros dois indivíduos. A área de sobreposição em comum com o macho M4 representou 23,27% da área núcleo deste macho e 55,13% do núcleo desta fêmea. Já com o macho M3 a área sobreposta calculada em 0,22 Km², significou 26,13% do núcleo deste macho e 23,70% do núcleo desta fêmea. Observou-se também que essa mesma área de sobreposição foi comum para os três animais, sendo que para o indivíduo M4 representou 10% do seu núcleo de atividade (Figura 11).

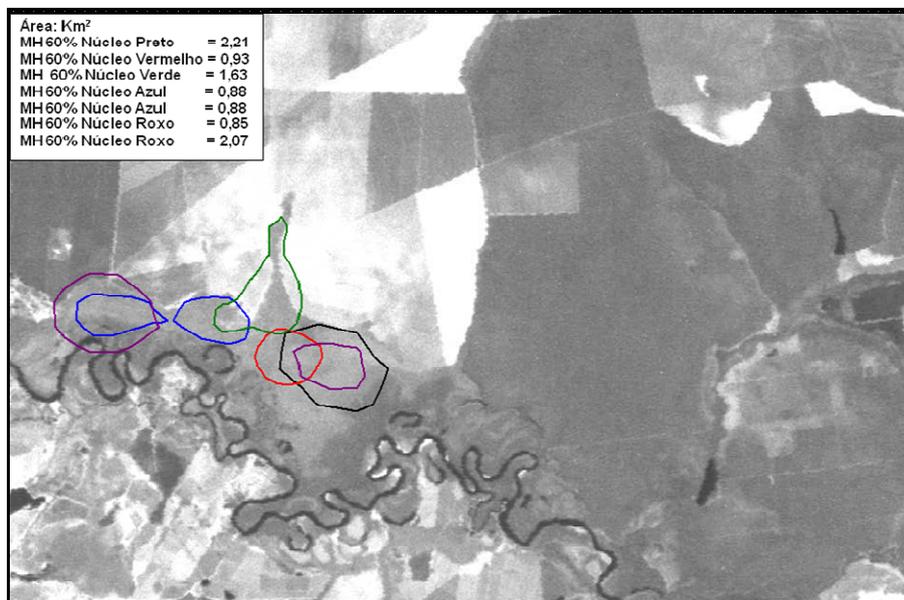


Figura 11- Relação espacial das áreas núcleo estimada pelo método Média Harmônica (MH) com 60% de distribuição de utilização para os indivíduos M3 (Contorno Violeta), M4 (Contorno Preto), F2 (Contorno Vermelho), F3 (Contorno Azul) e F4 (Contorno Verde) monitorados durante o ano de 2007 na Estação Ecológica do Jataí.

Não houve registros de sobreposição para os núcleos de atividade das fêmeas F2 e F3, como também para os núcleos das fêmeas F2 e F4. Considerando o cálculo da área central de atividade através do estimador média harmônica com 30% das localizações espaciais, observou-se que somente os indivíduos M3 e F3 continuam sobrepondo seus núcleos, representando 65,70% do núcleo do primeiro indivíduo e 83,69% do núcleo do segundo (Figura 12).

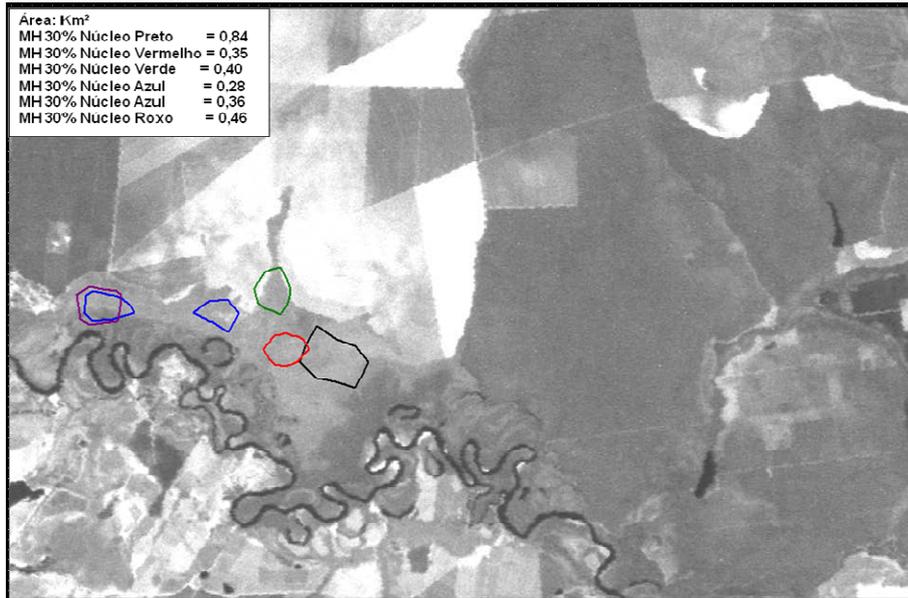


Figura 12- Relação espacial das áreas núcleo estimada pelo método Média Harmônica (MH) com 30% de distribuição de utilização para os indivíduos M3 (Contorno Violeta), M4 (Contorno Preto), F2 (Contorno Vermelho), F3 (Contorno Azul) e F4 (Contorno Verde) monitorados durante o ano de 2007 na Estação Ecológica do Jataí.

4- DISCUSSÃO

4-1- Fidelidade

O fato de os animais monitorados terem apresentado um valor maior que zero para a porcentagem de fidelidade, denota de certa forma uma sobreposição mínima das áreas sazonais exibida para cada animal. Este padrão de comportamento é de grande importância para os indivíduos, uma vez que a busca por outra localidade com disponibilidade desconhecida de recurso é pouco interessante, sobretudo numa situação em que a quantidade de áreas favoráveis encontra-se reduzida (WHITE, GARROT, 1990; MANLY, 1993).

LEMES (2005) estudando aspectos de fidelidade de cervos-do-pantanal monitorados na bacia do rio Paraná, verificou uma alta fidelidade espacial para esses animais, sendo que tanto machos quanto fêmeas mantiveram especialmente as mesmas áreas ao longo das diferentes estações do ano, apresentando respectivamente média de 96,70% e 95,05% de fidelidade em relação as áreas de vida sazonais calculadas durante o período de estudo. O fato de este autor ter estabelecido graus categóricos de porcentagem de fidelidade que não levava em consideração o tamanho da área de sobreposição, mas sim uma mínima intersecção das áreas de vida sazonais, pode ajudar a explicar a diferença dos valores de porcentagem de

fidelidade exibidos por esses animais, quando comparado com os resultados observados para os animais monitorados na região do presente estudo.

PIOVEZAN (2004) através de um estudo envolvendo fêmeas da espécie *Blastocerus dichotomus* em quatro localidades a montante da Usina Hidrelétrica Sergio Motta no rio Paraná, divisa do estado de São Paulo com Mato Grosso do Sul, relacionando a sobreposição entre áreas ocupadas durante uma mesma estação em anos diferentes, observou maior taxa de fidelidade, como também maior sobreposição na estação cheia para os animais das regiões ao norte, enquanto as fêmeas na região ao sul exibiram menores taxa de fidelidade e maior sobreposição durante a estação seca. Para esse autor as diferenças observadas para as duas regiões podem estar relacionadas à maior taxa de inundação verificada para as áreas localizadas ao sul, refletindo na diferença entre as opções de recursos disponíveis para os animais em cada local estudado, de modo que a fidelidade poderia estar ocorrendo com maior frequência onde ainda é possível retornar para as áreas já conhecidas.

Similar comportamento tem sido descrito para algumas espécies de cervídeos. WITTMER et al. (2006) observaram para caribou (*Rangifer tarandus caribou*), uma alta fidelidade entre anos para o verão, esses animais reduziram seu padrão de deslocamento para evitar o contato com seu potencial predador uma vez que nessa estação estão mais vulneráveis a predação do que em relação ao inverno, quando os mesmos se encontram localizados explorando áreas fora do alcance de seu principal predador. Este resultado é consistente com a hipótese de que a fidelidade sazonal representa uma estratégia para evitar a predação. Porém esses mesmos autores aconselham que outros fatores podem estar influenciando a fidelidade de área. Corroborando com essa idéia, FRYXELL et al. (1988) e KIE et al. (2002) sugerem que a distribuição espacial dos ungulados reflete a relação custo-benefício (trade-offs) associados com a despesa de energia, o risco de predação e a disponibilidade e distribuição dos recursos.

Para o presente estudo a fidelidade sazonal diferiu significativamente para os diferentes sexos, com fêmeas de cervo-do-pantanal exibindo média de porcentagem de fidelidade maior do que os machos. KING, BROOKS (2003) estudando ovinos selvagens da espécie *Ovis gmelini* localizados na Reserva Nacional da Fauna, parte sul do “Massif central”, centro-sul da França, observaram uma forte evidência entre os sexos a partir do quarto ano de vida, sugerindo uma divergência no padrão de migração, com machos estendendo seu alcance de migração na medida em que se aventuram a procura de novas áreas de pastagem, se deslocando além das áreas utilizadas pelo seu grupo, enquanto fêmeas se tornam amplamente sedentárias exibindo praticamente o mesmo padrão de migração.

Características como estas podem estar relacionadas com a qualidade dos recursos disponíveis na área, visto que as fêmeas necessitam de forragem de alta qualidade e bastante disponibilidade de água para suprir suas necessidades, em particular durante a gestação e lactação (BROCK et al. 1987), corroborando com as observações de MIQUELLE et al. (1992), que afirmaram que ambos os sexos

escolhem ambientes diferenciados, os machos buscando áreas com maior disponibilidade de alimento e as fêmeas áreas com melhor qualidade de alimento e baixo risco de predação.

Para a EEJ, a fêmea F4 reintroduzida é considerada o animal mais velho do grupo estudado, foi o indivíduo com um dos maiores índices de porcentagem de fidelidade para os animais da amostra. Além da idade, o fato de a mesma ter sido observada acompanhada de um filhote durante o período de estudo, pode ter influenciado seu padrão de deslocamento fazendo com que esse animal exibisse alta fidelidade em relação às áreas calculadas para as duas estações.

A alta fidelidade à área de vida sazonal apresentada pela fêmea F2 no ano de 2001 fornece uma sustentação adicional para esta suposição. Nessa ocasião esse animal era jovem quando capturado (idade estimada, 14 meses), considerando as observações de RAMOS (2003), os dados obtidos para esse mesmo ano, possivelmente, representa ainda um período no qual o animal se encontrava na área de vida materna antes de dispersar, podendo estar refletindo as mesmas características no uso do espaço apresentado por sua mãe, justificando os valores baixos de porcentagem de fidelidade encontrados para a fêmea F2 quando comparou-se a estação seca entre o ano de 2001 e 2007 e a estação úmida entre esses mesmos anos.

A reprodução para as fêmeas de mamíferos é energeticamente dispendiosa e a demanda por recursos de alta qualidade pode influenciar um conjunto de comportamentos e o uso de habitats. A lactação em ungulados geralmente excede a gravidez em requerimentos energéticos e normalmente a necessidade de se obter forragem de melhor qualidade também pode influenciar o uso de habitat por fêmeas durante essa fase (OFTEDAL, 1985). Além disso, filhotes de ungulados são particularmente vulneráveis à predação e as fêmeas podem algumas vezes ser forçadas a escolher entre os benefícios de otimizar a nutrição ou de tentar minimizar os riscos de predação.

Onça-parda (*Puma concolor*) é considerada um predador natural do cervo-do-pantanal (LEMES, 2005) e a presença confirmada desse felino na região da EEJ (MANTOVANI, 2001; MIOTTO et al. 2007) pode sugerir uma possível interação ecológica entre essas duas espécies, podendo estar influenciando o comportamento espacial dos cervos-do-pantanal dessa região. Apesar de não ter sido constatada nenhuma predação de cervo-do-pantanal por onça-parda para a área de estudo, foi observado uma situação de perseguição e fuga envolvendo indivíduos dessas duas espécies (KENA FERREIRA DA SILVA, comunicação pessoal). Futuros estudos são necessários para investigar com mais detalhes os possíveis efeitos desta interação “presa-predador” em relação a esses animais na EEJ.

Outro valor que merece destaque foi a maior porcentagem de fidelidade apresentada para machos reintroduzidos quando comparados com machos nascidos no local. Por se tratar de reintrodução, possivelmente a falta de co-específicos no local de soltura, somado ao processo de exploração e aprendizagem pelo qual esses animais passam frente à nova área, sugerindo uma atividade exploratória

mais ativa e prolongada, ocupando as várzeas de maneira intensa, pode estar refletindo este resultado, uma vez que características de comportamento social tornam-se importantes quando há aumento de densidade (PIOVEZAN, 2004).

4-2 Sobreposição das áreas núcleo

A análise das relações espaciais para os animais monitorados no ano de 2000 revelou uma alta sobreposição de suas áreas núcleo, mantendo-se sobrepostas mesmo quando estimadas com concentração MH 30%. Através da simulação de localização, observou-se que esses animais utilizaram áreas sobrepostas em comum durante a mesma época de monitoramento, principalmente nos meses que compõem a estação úmida, porém com uma frequência variada. Apesar da área núcleo do macho M2 abranger quase que completamente as áreas dos indivíduos M1 e F1, esses dois animais foram observados sobrepondo suas áreas núcleo em comum em um mesmo momento ou intervalo de tempo com maior frequência, confirmando o valor elevado calculado para porcentagem de sobreposição de suas áreas núcleo. Uma vez que somente animais reintroduzidos foram analisados nesse período, provavelmente os altos valores de sobreposição de áreas núcleo observados para esse ano, sejam em consequência da associação do comportamento exploratório apresentado pelos mesmos, como também, as restrições impostas pelo próprio tamanho das várzeas existentes (FIGUEIRA, 2002).

Para o ano de 2007, uma avaliação conjunta das áreas núcleo dos animais monitorados revelou que as fêmeas praticamente não sobrepuseram seus núcleos de atividade, apesar da fêmea F3 e F4 apresentarem sobreposição envolvendo parte de suas áreas núcleo. Este fato foi confirmado pela ausência de sobreposição num mesmo intervalo de tempo quando se utilizou a simulação de localização. LEMES (2005), através de um estudo com radiotelemetria, na bacia do rio Paraná, região do Aguapeí considerada pelo autor uma região com densidade alta de cervos-do-pantanal, observou para duas fêmeas marcada relação espacial com sobreposição quase que total das áreas núcleo estimada com concentrações MH 60%. Porém verificou que estes animais utilizaram as áreas em comum em momentos diferentes. Características como esta pode representar uma organização sócio-espacial rígida para fêmeas da espécie, contradizendo as observações de PIOVEZAN (2004) em estudo com cervos-do-pantanal a montante da Usina Hidrelétrica “Sergio Motta”, rio Paraná-Brasil, onde este autor sugeriu uma maior sobrevivência de fêmeas associado a uma maior facilidade deste gênero em deixarem suas áreas originais em resposta ao enchimento artificial, através de grandes deslocamentos.

Para a EEJ, utilizando o método de simulação de localização, observou-se que os machos M3 e M4 utilizaram a área sobreposta de seus núcleos num mesmo período de monitoramento, além disso, verificou-se que a área núcleo do indivíduo M4 calculada com concentração MH 30% foi utilizada com frequência por ambos os animais em um mesmo momento, caracterizando uma possível tolerância do macho M4 em relação à presença do macho M3. Faixas etárias diferentes com o indivíduo M4 sendo mais velho pode ter influenciado essa condição de interação. Segundo PINDER (1992), machos jovens desproporcionais em tamanho dificilmente desafiam os dominantes e geralmente estes indivíduos considerados sub-adultos são tolerados pelos mais velhos. RAMOS (2004) durante monitoramentos de cervos-do-pantanal em cativeiro, observou que machos sub-adultos com chifres em estágio de velame não apresentavam comportamento de ameaça em relação aos animais dominantes, provavelmente devido aos níveis androgênicos que estão baixos nesta fase e que são fundamentais para as disputas territoriais e manifestação de comportamentos típicos deste gênero (GARCIA et. al., 2001).

LEMES (2005) monitorando cervos-do-pantanal na bacia do rio Paraná com rádio-telemetria demonstrou através da sobreposição da área núcleo de machos e fêmeas que, as áreas das fêmeas estavam contidas totais ou quase na sua totalidade nas áreas dos machos. O que só é possível pelo resultado observado de que as áreas núcleo das fêmeas foram menores do que as dos machos. Dessa forma, este autor considerou que os acasalamentos acontecem com maior frequência nas áreas núcleos em razão das fêmeas ocuparem os locais com melhores qualidades de alimento, deduzindo a possibilidade de interpretação das sobreposições de áreas de vida relacionada à estratégia de acasalamento, levando a crer que o que poderia ser fidelidade à fêmea, na verdade resulta de uma fidelidade ao espaço. Essa observação corrobora com os registros de localização envolvendo o macho M4 e as fêmeas monitoradas para o presente estudo. Estimando a área núcleo deste macho com concentração MH 30% verificou-se que o mesmo não sobrepôs este núcleo com nenhuma fêmea, entretanto através da simulação de localização constatou-se a presença destas fêmeas em momentos diferentes utilizando esta área núcleo em um mesmo período com esse macho. Fortalecendo a idéia de que apesar de machos de cervo-do-pantanal não competirem por haréns, estes defendem seus territórios e investigam quanto ao estro, periodicamente, as fêmeas que interpolam a área de moradia com a sua. Quando detecta fêmea sexualmente receptiva, o macho tenta defendê-la até a cópula e procura outra fêmea em seguida (TOMÁS et al., 1997).

O tamanho verificado para as áreas utilizadas pelos animais conforme as categorias de núcleos definidas pela Média Harmônica (MH) revelaram menor constrição das áreas nucleares no uso do espaço utilizado pelos animais definida com concentração MH com 30% das coordenadas espaciais obtidas. Para essa concentração somente o macho M3 e a fêmea F3 continuaram sobrepondo suas áreas núcleo, podendo verificar uma alta interação entre esses dois animais utilizando o mesmo núcleo em

comum em um mesmo período de monitoramento. RAMOS (2004) observou uma menor constrição no uso do espaço para as áreas nucleares definida com concentração média harmônica entre 60 e 30% das coordenadas espaciais obtidas para cervos-do-pantanal na bacia do rio Paraná, como também maior presença de fêmeas dispersa pelos núcleos de atividade dos animais. Além disso, analisando as intersecções, observou-se que apesar dos machos compartilharem consideráveis porções de suas áreas de vida com outros machos, esse compartilhamento, na grande maioria, não aconteceu entre os núcleos de maior concentração das localizações espaciais, sugerindo a hipótese de que possa haver territorialidade para machos a partir destes núcleos.

Para o presente estudo a avaliação conjunta das áreas núcleo estimada com MH 30% para as fêmeas monitoradas revelou a ausência de sobreposição. Territorialidade em cervídeos é observada praticamente para todas as espécies, não havendo na literatura nenhum registro de espécie considerada não territorialista. Este comportamento já foi observado para o veado campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) (MERINO et al. 1997) e para machos adultos de cervo-do-pantanal (TOMAS et al. 1997; DUARTE, comunicação pessoal). Entre os cervídeos brasileiros apenas *Ozotoceros bezoarticus* e *Blastocerus dichotomus* apresentam glândulas vestibulares na face interna dos orifícios nasais. Tais glândulas podem servir como características de reconhecimento individual e sugerem a possibilidade de realização de comportamento territorial (PINDER, GROSSE, 1991). O resultado obtido para o atual trabalho, não permite estabelecer com clareza um possível comportamento territorialista manifestada por fêmeas da espécie *Blastocerus dichotomus*, para isso faz-se necessário uma abordagem sistemática relacionada ao uso do espaço para maiores conclusões a cerca desse comportamento.

5- CONCLUSÕES

Para este estudo, considerando os objetivos delineados, a metodologia utilizada e os resultados obtidos, pode-se concluir que:

- (1) A sobreposição de áreas de vida sazonal revelou fidelidade de habitat para os animais monitorados na EEJ, com fêmeas apresentando maior porcentagem de fidelidade do que machos.
- (2) Os valores baixos de porcentagem de fidelidade encontrados para a fêmea F2 quando se comparou a estação seca entre o ano de 2001 e 2007 e a estação úmida entre esses mesmos anos, provavelmente esta relacionado a mudanças no uso do espaço, proporcionada pelo comportamento dispersor que

esse animal manifestou após atingir sua maturidade, na medida em que o mesmo passa a explorar novas áreas diferentes da utilizada pela sua mãe.

(3) A análise das relações espaciais para os animais monitorados na EEJ revelou tolerância entre animais do sexo masculino em diferentes estágios de chifre, com animais compartilhando em um mesmo momento áreas núcleo com concentração MH 30%.

6- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AYCRIGG, J.A.; PORTER, W. F. Socio espacial dynamics of white-tailed deer in the central Adirondack mountains, New York. **Journal of Mammalogy**, n. 78, p. 468-482. 1997.

BECCACECI, M. D. A census of marsh deer in Iberá Natural Reserve, its Argentine stronghold. **Oryx**, v.28, n. 2, p. 131-134. 1994.

BLACKARD, J. **Restoration of white-tailed deer in the Southwestern United States**. 1971. 167f. M.S. thesis. Unpubl. Louisiana State University. Baton Rouge, Louisiana. 1971.

BROWN, D. E. Return of the natives: The challenge and the hope of species reintroduction. **Wilderness**, n. 52, v. 183, p. 40-52. 1988.

CAMPBELL, S. Is reintroduction a realistic goal? In: SOULÉ, M. E.; WILCOX, B. A. (eds.), **Conservation Biology**. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA. P. 263-269. 1980.

CLARK, D.L.; GILLINGHAM, J.C. Sleep site fidelity in two Puerto Rican lizards. **Animal Behaviour**, n. 39, p. 1138–1148. 1990.

CLUTTON-BROCK, T.H. et al. Early development and population dynamics in red deer. I. Density-dependent effects on juvenile survival. **Journal of Animal Ecology**, n. 56, p. 53-67. 1997.

CONSEMA. **Áreas Naturais do Estado de São Paulo**. São Paulo: CONSEMA, 1985.16p.

CONWAY, W. G. An overview of captive propagation. In: M. E. SOULÉ, B. A. WILCOX, (eds.), **Conservation Biology**. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA. p.199-208. 1980.

CRAMPE, J.P.; BON, R.; GÉRARD, J.F.; SERRANO, E.; CAENS, P.; FLORENCE, E. AND GONZALEZ, G. Site fidelity, migratory behaviour and spatial organisation of female izardes (*Rupicapra pyrenaica*) in the Pyrenees National Park, France. **Can. J. Zool.** v.85. p. 16–25. 2007.

DIMMICK, R. W., PELTON, M. R. Criteria of Sex and age. In: BOOKHOUT, T. A. (Ed). **Research and management techniques for wildlife and habitats**. Allen Press, Kansas, p. 169-208. 1996.

DIXON, K. R.; CHAPMAN, J. A. Harmonic mean measure of animal activity areas. **Ecology**. Maryland. v. 61. p. 1040-1044. 1980.

DUARTE, J. M. B. **Guia de identificação de cervídeos brasileiros**. FUNEP/UNESP, Jaboticabal, 1996. 14p.

DUARTE, J. M. B.; TORRES, H. A. Translocação em cervos-do-pantanal: uma opção de manejo? In: **Relatório final do projeto cervo-do-pantanal de Porto Primavera**. UNESP, Jaboticabal, 2003.

DUARTE, J. M. B. A Technique for the capture of free-ranging marsh deer (*Blastocerus dichotomus*). **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**. v. 39, n. 4, p. 596–599. 2008.

FIGUEIRA, C. J. M. **Reintrodução de Cervos-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*): uso do espaço e área de vida dos animais**. 2002. 66f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) PPG-ERN, São Carlos, 2002.

FISCHER, J.; D. B. LINDENMAYER. An assessment of the published results of animal relocations. **Biological Conservation**, n. 96, p.1–11. 2000.

FRYXELL, J. M., GREEVER, J.; SINCLAIR, A. R. E. Why are migratory ungulates so abundant? **Am. Nat.**, v.131, p. 781–798. 1988.

GARCIA, J. M. et al. Avaliação de alguns parâmetros da situação reprodutiva da população de cervo do pantanal da área do reservatório da usina de porto primavera. In: **O CERVO-DO-PANTANAL de Porto Primavera: resultado de dois anos de pesquisas**. Jaboticabal: FUNEP/CESP, Relatório técnico. CDROM vol. 1. 2001.

GREENWOOD PJ Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. **Animal Behaviour**, n. 28, p. 1140–1162. 1980.

GREENWOOD P. J.; HARVEY P. H. The natal and breeding dispersal of birds. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, n. 13, p. 1-21. 1982.

GRIFFITH, B. et al. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. **Science**, n. 245, p. 477-480. 1989.

IBAMA, Lista nacional das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. In: MMA 03/03. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (1987) **Translocation of living organisms: introductions, re-introductions and re-stocking**. IUCN position statement. Gland, Switzerland. 2003.

- IRONS, D. B. Foraging area fidelity of individual seabirds in relation to tidal cycles and flock feeding. **Ecology**, n. 79, p. 647–655. 1998.
- IUCN (World Conservation Union). **Guidelines for reintroductions**. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, United Kingdom. 1998.
- IUCN. (2008). 2008 Red List of Threatened species. www.redlist.org. (acesso em 20/02/2010).
- JACOB, A. A.; RUDRAN, R. Radiotelemetria em estudos populacionais. In: **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. CULLEN JR.; RUDRAN, VALLADARES-PADUA (Ed.), Curitiba. 2003. 667p.
- KIE, J.G. et al. Landscape heterogeneity at differing scales: effects on spatial distribution of mule deer. **Ecology**, n. 83, v. p. 530–544. 2002.
- KITCHEN, A. M.; GESE, E. M.; SCHAUSTER, E. R. Long-term spatial stability in coyote (*Canis latrans*) home ranges in south-eastern Colorado. **Can. J. Zool.** n. 78, p. 458-464. 2000.
- KLEIMAN, D. G. Reintroduction of captive mammals for conservation. **BioScience**, v.39, n. 3. p. 152-161. 1989.
- KLEIMAN, D. G.; MALLINSON, J. J. C. Recovery and management committees for lion tamarins: partnerships in conservation planning and implementation. **Conservation Biology**, v. 12, p. 27–38. 1998.
- LEMES, M. R. S. **Relações intra e interespecíficas do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (ILLIGER, 1815) (MAMMALIA, CERVIDAE) na bacia do rio Paraná**. 2005. 103f. Dissertação (mestrado em zoologia – comportamento e biologia animal). Instituto de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2005.
- MADSEN, T. et al. Restoration of an inbred adder population. **Nature**, v. 402, p. 34–35. 1999.
- MANLY, B. F. J.; MACDONALD L. L.; THOMAS, D. L. **Resource selection by animals-Statistical design and analysis for field studies**. Chapman & Hall. London. GB. 1993. xiii, 177 p.
- MANTOVANI, J. E. **Telemetria convencional e via satélite na determinação das áreas de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do estado de São Paulo**. 2001. 118 f. Tese de Doutorado (Pós graduação em Ecologia e Recursos Naturais). Centro de Ciência Biológica e da Saúde. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2001.
- MAURO, R. A., et al. Influência do habitat na densidade e distribuição de cervo(*Blastocerus dichotomus*) durante a estação seca, no Pantanal matogrossense. **Revista de biologia**. v.55, n.4, p. 745-751. 1995.

MERINO, M. L. et al. Veado campeiro (*Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus 1758): Distribuição, história natural, ecologia e conservação. In: DUARTE, J. M. B. (Ed.). **Biologia e conservação dos cervídeos Sul-Americanos**. Fundação de Estudos e Pesquisas em Agronomia, Medicina Veterinária e Zootecnia, Jaboticabal, São Paulo, Brasil, p. 42-58.1997.

MIOTTO, R. A. et al. Determination of the minimum population size of pumas (*Puma concolor*) through faecal DNA analysis in two protected Cerrado areas in the Brazilian southeast. **Biotropica**, v. 39, p. 647-654. 2007.

MIQUELLE, D. G.; PEEK, J. M.; VAN BALLEMBERGHE. Sexual segregation in Alaskan moose. **Wildlife Monographs**. v. 122, p. 1–57. 1992.

MYSTERUD, A. et al. Nonlinear effects of large-scale climatic variability on wild and domestic herbivores. **Nature**, v. 410, p. 1096–1099. 2001.

NIELSEN, L. Definitions, considerations, and guidelines for translocation of wild animals. In: NIELSEN, L.; BROWN, R. D. **Translocation of wild Animals**. Wiscosin Humane Society, Milwaukee. p. 12-49. 1988.

NIMER, E. Clima. In: **Geografia do Brasil - Região Nordeste**. Vol. 3, IBGE. Rio de Janeiro. p.51-89. 1977.

NOWAK, R.M. **Mammals of the world**. 5.ed. Baltimore: The John's Hopkins University Press, 1991. 1629p.

OFTEDAL, O.T. Pregnancy and lactation. In: HUDSON, R. J; WHITE, R. G. (eds.). **Bioenergetics of wild herbivores**. CRC Press, Boca Raton, Florida. p. 21 5-238. 1985.

PINDER, L., A. GROSSE. *Blastocerus dichotomus*. **Mammalian Species**, 380: 1-4. 1991.

PINDER, L. Comportamento social e reprodutivo do veado campeiro e catingueiro. **An. Etol.**, Jaboticabal, v.10, p.167-173, 1992.

PINDER, L. Marsh deer seasonal movements and home range size. In: PINDER, L.; SEAL, U. (eds). **Cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus*: - Análise da Viabilidade de População e Habitat (PHVA)**. Botucatu: CESP. p. 121 - 127. 1994.

PINDER, L. Marsh deer *Blastocerus dichotomus* population estimate in the Paraná River, Brazil. **Biological Conservation**, v. 75, n. 1, p.87-89. 1996.

PINDER, L. Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) ranging patterns in the Paraná river valley, Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v.41, n.2, p.39-48, VI. 1999.

PIOVEZAN, U., (orgs). 2001. Caracterização das reações do cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) ao impacto causado pelo enchimento parcial do reservatório da usina Hidroelétrica Sérgio Mota (Porto Primavera), In: **O CERVO-DO-PANTANAL de Porto Primavera: resultado de dois anos de pesquisas**. Jaboticabal: FUNEP/CESP. Relatório técnico. n. 1. 2001^a.CD-ROM.

PIOVEZAN, U. **História natural, área de vida, abundância de *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) e monitoramento de uma população à montante da hidrelétrica Sérgio Motta, rio Paraná, Brasil**. 2004. 117f. Tese (doutorado em ecologia) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, DF.2004.

RAMOS, H. G. C., et al. **Radiotelemetria de cervos-do-pantanal jovens: enfoque sobre a relação espacial materno-filial**. (Relatório final do projeto cervo-do-pantanal de porto primavera - 2001-2002). Jaboticabal. 2003.

RAMOS, H. G. C. **O ciclo do chifre do cervo-do-pantanal: Aspectos ecológicos e reprodutivos**. 2004. 117f. Dissertação (mestrado em medicina veterinária – reprodução animal). Faculdade de ciências agrárias e veterinárias. Universidade Estadual Paulista “Julio Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2004.

RUTH K.; STEPHEN P. B. Survival and Spatial Fidelity of Mousons: The Effect of Location, Age, and Sex. **American Statistical Association and the International Biometric Society Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 8, n. 4, p. 486–513. 2003.

SALTS, D. Reporting error measures in radio location by triangulation: a review. **Journ. Wildl. Manag.** v.58, n.1, p. 181-184. Jan. 1994.

SANTOS, J. E., MOZETTO, A. A. Programa de análise de ecossistemas e monitoramento ambiental: Estação Ecológica de Jataí (Luis Antonio, SP). **Ecologia de áreas alagáveis da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu**. Projeto Jataí. São Carlos, PPG-ERN/UFSCAR, 1992. 59p.

SCHALLER, G. B.; VASCONCELOS, J. M. A marsh deer census in Brazil. **Oryx**. v.14, p. 345-351. 1978.

SCHIECK, J.O.; HANNON, S. J. Breeding site fidelity in willow ptarmigan: the influence of previous reproductive success and familiarity with partner and territory. **Oecologia**, v. 81, p. 465-472. 1989.

SCHOEN, J.W.; KIRCHHOFF, M. D. Seasonal distribution and home-range patterns of Sitka black-tailed deer on Admiralty Island, southeast Alaska. **J. Wildl. Manag.** v. 49, p. 96-103. 1985.

SCOTT, J. M.; CARPENTER, J. W. Release of captive-reared or translocated endangered birds: what do we need to know? **Auk**, v. 104, p. 544-545. 1987.

SEDDON, P. J., D. P.; ARMSTRONG; R. F. MALONEY. Developing the science of reintroduction biology. **Conservation Biology**, v. 21, p. 303– 312. 2007.

SETZER, J. **Atlas Climático e Ecológico do Estado de São Paulo**. Ed. Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Uruguai em colaboração com as centrais elétricas de SP. (CESP). São Paulo. p 35-39. 1966.

SILVA, T. S. **Área de moradia de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) reintroduzidos e de suas crias**. 2005. 57f. Trabalho de conclusão de curso. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal. Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal. 2005.

STANLEY PRICE, M.R. **Animal re-introductions: The Arabian Oryx in Oman**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. p. 291. 1989.

SWITZER, P. V. Site fidelity in predictable and unpredictable habitats. **Evol. Ecol.**, v. 7, p. 533-555. 1993.

TOMAS, W. M. **Observações preliminares sobre a biologia do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1811) (Mammalia, Cervidae) no Pantanal de Poconé, MT**. 1986. 55f. monografia, Universidade Federal do Mato Grosso. Cuiabá, 1986.

TOMAS, W. M.; BECCACECI, M. D.; PINDER, L. Cervo-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*). In: DUARTE, J. M. B. (Ed.). **Biologia e conservação de cervídeos sul- americanos: *Blastocerus, Ozotoceros e Mazama***. FUNEP. Jaboticabal, p. 24-40.1997.

TOMAS, W. M., et al. Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) distribution as a function Floods in the Pantanal wetland, Brazil. **Studies on neotropical fauna and environment**. v.36, n.1, p. 9-13, April. 2001.

WEMMER, C.; DERRICKSON, S. Reintroduction: The zoobiologist's dream - prospects and problems of reintroducing captive-bred wildlife. **Annual conference proceedings of the American Association of Zoological Parks and Aquariums**. p.48-65. 1987.

WEMMER, C. **Status Survey and Conservation Action Plan: Deer**. IUCN/SSC Deer Specialist Group, Oxford. p.107. 1998.

WHITE, G. C.; GARROT, R. A. **Analysis of wildlife radio-tracking data**. Academic Press, San Diego, USA. p. 384. 1990.

WITTMER H. U.; MCLELLAN B. N.; HOVEY F. W. Factors in Xuencing variation in site Wdelity of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in southeastern British Columbia. **Can. J. Zool.**, v. 84, p.537– 545. 2006.

ANEXOS

Anexo 1- Etapas do processo de captura pelo método *Bulldoging* (DUARTE, 2008) e Net Gun. No topo, equipe formada para a execução dos métodos e o momento do início da perseguição ao animal. No centro, momento no qual o capturador se lança para contenção do animal. Na base, a contenção física do animal até a chegada da equipe de apoio, também a ilustração da arma Net Gun e a captura utilizando esse método.



Anexo 2- Ilustração do processo de manuseio do animal após ser capturado. No topo, as etapas de aparelhamento do animal e coleta de materiais para análise laboratorial. Na base, os transmissores utilizados para o monitoramento com rádio-telemetria, sendo representados pelo brinco solar transmissor e colares transmissores.



Anexo 3- Ilustração do processo de monitoramento através da rádio-telemetria. No topo, representação da coleta de dados por meio terrestre e fluvial. Na base, representação do monitoramento aéreo.



Anexo 4- Ilustração do dimorfismo sexual para a espécie *Blastocerus dichotomus* (Cervo-do-pantanal). Animal sem chifre representa a fêmea e animal com chifre, representa o macho.



Anexo 5- Resumo informativo, referente ao histórico dos animais monitorados na Estação Ecológica de Jataí, durante os anos de 1998 a 2007. Onde RI = Reintroduzidos; NL = Nascido no local.

Nome	Sexo	RI ou NL	Condição
Preta	Fêmea	RI – Dezembro 1998	Morte (05/1999)
Suzi	Fêmea	RI – Dezembro 1998	Morte (03/1999)
Talismã (F1)	Fêmea	RI – Dezembro 1998	Morte (08/2001)
Dirceu (M1)	Macho	RI – Dezembro 1998	Perda de sinal (10/2000)
Zé Eduardo (M2)	Macho	RI – Dezembro 1998	Perda de sinal (11/2000)
Silas	Macho	RI – Julho 2001	Perda de sinal (10/2001)
Chris	Fêmea	RI – 07/2001; recapturada 07/2007	Vivo – Monitorado
Julia (F4)	Fêmea	RI – 07/2001; recapturada 07/2004, 10/2006	Perda de sinal (11/2007)
Allyson	Fêmea	NL – captura 13/07/2004	Perda de sinal (02/2005)
Lori	Fêmea	NL – captura 13/07/2004	Perda de sinal (09/2004)
Thomas (M3)	Macho	NL – captura 26/10/2006	Vivo – monitorado
Eveline	Fêmea	NL – captura 13/07/2004	Perda de sinal (09/2004)
Andrea (F2)	Fêmea	NL – captura 2000; 2004; 2006	Vivo – Monitorado
Bruna (F3)	Fêmea	NL – captura 26/10/2006	Morte (03/2008)
Marco Aurelio	Macho	NL – captura 26/10/2006	Morte (07/2007)
Artur	Macho	NL – captura 26/10/2006	Morte (03/2007)
Josinaldo	Macho	NL – captura 26/10/2006	Perda de sinal (01/2007)
Kena	Macho	NL – captura 26/10/2006	Perda de sinal (03/2007)
André	Macho	NL – captura 23/07/2007	Vivo – Monitorado
Elias	Macho	NL – captura 23/07/2007	Perda de sinal (02/2008)
Almir (M4)	Macho	NL – captura 26/10/2006	Perda de sinal (10/2007)

Anexo 6- Gráficos representativos dos índices pluviométricos na região da Estação Ecológica de Jataí, município de Luis Antonio – SP. Entre os anos de 2000 a 2007.

