**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Engenharia Nuclear na Agricultura**

**Uso do espaço e seleção de hábitat pelo Mico-Leão-da-Cara-Preta
(*Leontopithecus caissara*)**

Alexandre Túlio Amaral Nascimento

**Dissertação apresentada para obtenção
do título de Mestre em Ecologia Aplicada**

**Piracicaba
2008**

Alexandre Túlio Amaral Nascimento
Biólogo

**Uso do espaço e seleção de hábitat pelo Mico-Leão-da-Cara-Preta
(*Leontopithecus caissara*)**

Orientadora:
Prof^a Dra. **ELIANA REIKO MATUSHIMA**

**Dissertação apresentada para obtenção
do título de Mestre em Ecologia Aplicada**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Nascimento, Alexandre Túlio Amaral

Uso do espaço e seleção de habitat pelo Mico-Leão-da-Cara-Preta (*Leontopithecus caissara*) / Alexandre Túlio Amaral Nascimento. - - Piracicaba, 2008.
120 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, 2008.
Bibliografia.

1. Ecologia animal 2. Ecologia de populações 3. Habitat – seleção 4. Mico-leão I.Título

CDD 636.982
N244m

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

**Piracicaba
2008**

Dedico este trabalho à minha mais que amada família: Ângela, Janaína e Cíntia...

... e àqueles que tentam com sincero empenho e bondade.

“A urgência de fazer sempre tem me impressionado. Não basta saber fazer, precisamos aplicar. Não basta estar disposto, precisamos fazer”

Leonardo Da Vinci

AGRADECIMENTOS

Esta dissertação se insere em um esforço coletivo, multidisciplinar, de anos de pesquisas e esforços. Portanto, lembrar de todos é uma missão complicada e certamente alguns nomes ficarão de fora desses agradecimentos. Deixo claro que isso não diminui, de forma alguma, minha gratidão a todos que contribuíram em alguma das fases desse projeto.

Ao me lembrar de três ou quatro anos atrás, quando delineamos a fase de nosso trabalho que inclui as pesquisas aqui apresentadas, o primeiro nome que me vem à cabeça é o da Lucia. Muito mais que colega de trabalho, minha companheira de sonhos e ideais, com quem aprendo, profissional e emocionalmente, a cada dia. Sua presença em minha jornada é um grande presente! A você minha querida, minha mais sincera gratidão...

Agradeço aos meus amigos e assistentes de campo: Natanael, Toninho e Luiz. Por todos os perrengues, pelo pão com sardinha e cebola no dia a dia de campo, por dividirem todas as alegrias e desafios durante todos esses anos trabalhando juntos... À Camila, que veio somar tanto ao nosso time e que segurou tanto a onda de tudo nesses últimos meses, quando me ausentei para escrever esta dissertação. Sem a dedicação, companheirismo e amizade de vocês eu não teria chegado até aqui. Este trabalho é nosso!

Meus colegas e amigos do IPÊ são minhas fontes de inspiração. Com vocês me tornei profissional e pude desenvolver meu interesse pela conservação e pela ecologia aplicada às questões do mundo real. Sou grato a todos, sem exceção, por sermos o grupo que somos. Tenho muito orgulho de fazer parte de um time tão bacana, com princípios e valores tão do bem! A todos vocês agradeço por contribuírem, direta ou indiretamente, para meu trabalho e minha formação. Faltará espaço para falar de todos, mas não posso deixar de agradecer especialmente ao Beto, grande amigo e colega de site, por estar sempre presente e pelo exemplo de determinação e de garra. À Karlota, Gê e Fê Rosseto, amigos queridos, que me fortalecem e incentivam, e que sempre colaboraram em tudo. À Fê Zimbres, Gislaine, Jefelson, Fê Mineiro, Tiago Anavilhanas

e Ruas, que sempre foram meus amigos e que cresceram profissionalmente comigo. Agradeço ao Edu Ditt, Gracinha e Cristi pelos conselhos, pelas dicas e por serem minhas referências profissionais e pessoais em tantos aspectos. À Andrea pela amizade e pela torcida de sempre. Às meninas da ADM e do CBBC, em especial à Renata, por facilitarem tanto a nossa vida, especialmente nos assuntos financeiros e burocráticos. Ao Claudio e a Suzana pela confiança, pela postura sempre construtiva, por me abrirem portas e por me ensinarem sobre tantas coisas. À Fabiana Prado, que embora não mais no IPÊ, foi quem me recebeu para um estágio, em 1999, iniciando toda essa bela história.

Minha família é o alicerce de tudo que sou. Vocês são meu porto seguro e fonte inesgotável de entusiasmo, garra, alegria e coragem. Obrigado a todos pela torcida e por estarem sempre presentes, mesmo que geograficamente distantes. Agradeço as minhas irmãs, Janaína e Cíntia, pela cumplicidade e amizade. Agradeço especialmente à minha mãe, Ângela, por ter se tornado tão fã do trabalho e profissão que escolhi, por ser tão compreensiva e parceira, e pelos afagos de longe.

Meus amigos sempre me incentivaram, aconselharam e apoiaram. Sou grato a todos por fazerem parte da minha vida! Os amigos do mestrado tornaram mais agradáveis os dias em Piracicaba, em especial a Dileia e Bruno, que dividiram o tempo e as cervejas... Agradeço ao Marcelo, Bárbara e Thales, pela companhia e por tornarem mais leves os dias que passei imerso na redação deste trabalho. Ao Japa, Alê, e Laila, pela alegria e por quebrarem, estrategicamente, a rotina desses dias de imersão. Aos meus amigos de BH, em especial ao Rômulo e Paula, por se fazerem presentes, pela torcida em tudo que faço e por cobrarem sempre minha presença na “butequiçe” de Belo Horizonte.

Algumas pessoas, embora nem tão presentes durante essa fase do mestrado, contribuíram bastante para minha formação. Ao Paulo De Marco e Fabiano Melo agradeço pelo exemplo, incentivo e por saber que posso contar com a orientação e amizade de vocês. À Regiane Romanini e Adressa Coelho, agradeço pelos primeiros passos juntos no mundo da primatologia e por serem amigas presentes, que torcem e contribuem com meu trabalho.

Agradeço à Matu, minha orientadora, pela confiança e respeito e por ser sempre tão solícita. Ao Luciano e Claudio, por participarem do meu comitê de orientação e por contribuírem com críticas e sugestões construtivas.

Ao Paulo Henrique Popó, Karla, Beto e Camila pela leitura crítica e construtiva dos primeiros manuscritos deste trabalho.

À Fê Kilandra, por ter revisado meu texto e corrigido os erros do meu português.

Ao Pedro PP pela tradução dos resumos.

Ao IBAMA – nas pessoas da Guadalupe e Eliel – por apoiar as iniciativas do IPÊ na região do Superagui e Ariri, facilitando os aspectos burocráticos do nosso trabalho.

A Maria Rodeano, do Parco Zoo Punta Verde – Itália, por ter se tornado ao longo dos anos mais que financiadora do nosso trabalho, dividindo não só as conquistas, mas também os desafios, e passando a sonhar e a realizar conosco. Agradeço ao demais financiadores do projeto: Margot Marsh Biodiversity Foundation, Whitley Fund for Nature, Lion Tamarin Brazilian Fund e ao Programa Espécies Ameaçadas (Fundação Biodiversitas & CEPAN – Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste).

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	11
LISTA DE TABELAS.....	13
RESUMO.....	15
ABSTRACT.....	16
1 INTRODUÇÃO.....	17
1.1 Ecologia Aplicada à Conservação da Biodiversidade.....	17
1.2 O Mico-Leão-da-Cara-Preta (<i>Leontopithecus caissara</i> LORINI E PERSSON, 1990, Callitrichidae, Primates).....	19
1.3 Estado da Arte – a situação do Mico-Leão-da-Cara-Preta quase 20 anos após sua descrição pela ciência.....	22
1.4 Objetivos e Estrutura do Trabalho.....	25
1.5 Área de Estudo.....	26
1.5.1 Caracterização Geral.....	26
1.5.2 Clima.....	29
1.5.3 Vegetação.....	29
Referências.....	30
2 USO DO ESPAÇO PELO MICO-LEÃO-DA-CARA-PRETA (<i>Leontopithecus caissara</i>) – ÁREA DE VIDA, SÍTIOS DE PERNOITE E ROTAS DIRÁRIAS.....	34
Resumo.....	34
Abstract.....	34
2.1 Introdução.....	35
2.2 Metodologia.....	38
2.2.1 Fonte dos Dados Utilizados.....	38
2.2.1.1 Identificação, captura e habituação – grupos continentais.....	39
2.2.1.2 Coleta e tratamento dos dados – grupos continentais.....	42
2.2.1.3 Grupos Insulares.....	44

2.2.2	Análise dos Dados.....	44
2.2.2.1	Área de uso.....	44
2.2.2.2	Sobreposição.....	48
2.2.2.3	Sítios de Pernoite.....	48
2.2.2.4	Rotas Diárias.....	48
2.2.2.5	Sazonalidade.....	49
2.3	Resultados.....	49
2.3.1	Grupo Fernanda.....	49
2.3.2	Grupo Bina.....	57
2.3.3	Sobreposição.....	62
2.3.4	Sazonalidade.....	66
2.3.5	Comparação dos grupos continentais com grupos insulares de <i>L. caissara</i>	66
2.4	Discussão.....	68
2.4.1	Métodos de Estimativa da Área de Uso.....	68
2.4.2	Grandes Áreas de Uso.....	70
2.4.3	Sobreposição entre as Áreas dos Grupos Estudados.....	73
2.4.4	Estrutura Social e Eventos Ecológicos Determinando Uso do Espaço.....	74
2.4.5	O Uso do Espaço pelo Mico-Leão-da-Cara-Preta.....	75
2.5	Considerações Finais.....	78
	Referências.....	79
3	SELEÇÃO DO HÁBITAT PELO MICO-LEÃO-DA-CARA-PRETA (<i>Leontopithecus caissara</i>).....	83
	Resumo.....	83
	Abstract.....	83
3.1	Introdução.....	84
3.2	Metodologia.....	87
3.2.1	Fonte dos Dados Utilizados.....	88

3.2.2	Tratamento dos dados – uso e disponibilidade do hábitat.....	89
3.2.3	Teste de Seleção do Hábitat.....	90
3.2.4	Estimativa da Capacidade Suporte (K).....	91
3.3	Resultados.....	93
3.3.1	Seleção do Hábitat.....	93
3.3.1.1	Continente.....	93
3.3.1.2	Ilha do Superagui.....	99
3.3.2	Capacidade Suporte (K).....	104
3.3.2.1	Continente.....	104
3.3.2.2	Ilha.....	105
3.4	Discussão.....	105
3.4.1	Seleção de Hábitat por Grupos Continentais de <i>L. caissara</i>	106
3.4.2	Seleção de Hábitat por Grupos Insulares de <i>L. caissara</i>	112
3.4.3	Capacidade Suporte (K).....	114
3.5	Considerações Finais.....	115
	Referências.....	117

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Diagrama sistêmico ou modelo conceitual do “Programa para Conservação do Mico-Leão-da-Cara-Preta” (diagrama dinâmico modificado e adequado ao longo dos anos de trabalho).....	24
Figura 2 – Contribuição deste estudo para as ações do “Programa para Conservação do Mico-Leão-da-Cara-Preta”.....	25
Figura 3 – Localização da área de estudo.....	27
Figura 4 – Animal com rádio colar: Fernanda do Grupo de mesmo nome	41
Figura 5 – Desenho esquemático de uma rota diária	43
Figura 6 – Polígono Convexo Mínimo resultante dos primeiros 12 meses de coleta de dados do Grupo Fernanda	50
Figura 7 – Área de uso estimada por Kernel (h fixo = 100) para os primeiros 12 meses de dados do Grupo Fernanda	51
Figura 8 – Comparação entre áreas de uso do Grupo Fernanda (12 meses) pelos métodos Polígono Convexo Mínimo e Polígonos Mensais Dissolvidos ..	52
Figura 9 – Comparação entre as áreas de uso resultantes das três metodologias empregadas na análise de 19 meses de dados do Grupo Fernanda	53
Figura 10 – Área de uso acumulativa do Grupo Fernanda ao longo dos 19 meses de estudo	54
Figura 11 – Intensidade de uso e Polígono Convexo Mínimo dos sítios de pernoite do Grupo Fernanda (12 meses)	55
Figura 12 – Intensidade de uso e polígono convexo mínimo dos sítios de pernoite do Grupo Fernanda (19 meses)	55
Figura 13 – Rotas diárias do Grupo Fernanda ao longo dos 19 meses de estudo ...	57
Figura 14 – Polígono Convexo Mínimo resultante de 12 meses de coleta de dados do Grupo Bina	58
Figura 15 – Área de uso do Grupo Bina resultante da análise pelo estimador Kernel (h fixo = 100)	58
Figura 16 – Comparação entre áreas de uso do Grupo Bina pelos métodos Polígono Convexo Mínimo e Polígonos Mensais Dissolvidos	59
Figura 17 – Área de uso acumulativa do Grupo Bina ao longo dos 12 meses de estudo	60

Figura 18 – Intensidade de uso e polígono convexo mínimo dos sítios de pernoite do Grupo Bina	61
Figura 19 – Rotas diárias do Grupo Bina.....	62
Figura 20 – Sobreposição espacial das áreas de uso dos grupos estudados pelo método PCM	63
Figura 21 – Sobreposição espacial das áreas de uso dos grupos estudados pelo método Kernel	64
Figura 22 – Sobreposição temporal das áreas de uso dos grupos estudados (PCM dos meses de amostragem simultânea dos grupos).....	65
Figura 23 – Localização dos grupos estudados na região continental do Ariri e na Ilha do Superagui	86
Figura 24 – Sobreposição dos pontos amostrais às classes vegetacionais que compõem as áreas de uso do Grupo Fernanda, estimativas por PCM e Kernel.....	94
Figura 25 – Sobreposição dos pontos amostrais às classes vegetacionais que compõem a área de uso do Grupo Bina, estimativas por PCM e Kernel.....	96
Figura 26 – Sobreposição dos pontos amostrais às classes vegetacionais que compõem as áreas de uso estimadas por PCM e Kernel para o Grupo A100	
Figura 27 – Sobreposição dos pontos amostrais às classes vegetacionais que compõem as áreas de uso estimadas por PCM e Kernel para o Grupo B102	

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Fonte e origem dos dados utilizados de grupos de <i>L. caissara</i> na Ilha do Superagui.....	44
Tabela 2 – Sumário das estimativas do tamanho da área de uso do Grupo Fernanda.....	50
Tabela 3 – Sítios de pernoite para 12 meses de dados do Grupo Fernanda	56
Tabela 4 – Sítios de pernoite para 19 meses de dados do Grupo Fernanda	56
Tabela 5 – Sítios de pernoite do Grupo Bina	61
Tabela 6 – Sobreposição entre as áreas de uso dos grupos de estudo pelos métodos PCM e Kernel	62
Tabela 7 – Sobreposição dos PCMs dos meses de Abril e Julho de 2006 entre os grupos estudados.....	66
Tabela 8 – Comparação dos resultados dos grupos continentais com grupos estudados na Ilha do Superagui	66
Tabela 9 – Comparação entre os métodos utilizados para estimativa da área de uso dos grupos continentais estudados	69
Tabela 10 – Comparação dos valores de densidade populacional e estimativas da área de uso das quatro espécies de micos-leões.....	70
Tabela 11 - Resultados do teste qui-quadrado (X^2) para hipótese de uso proporcional à disponibilidade do habitat contido na área de vida, estimada por Kernel e PCM, para cada um dos grupos estudados.	93
Tabela 12 – Disponibilidade (área em ha) e uso do habitat (n° de pontos) com suas respectivas percentagens, e índice de seleção obtido pela razão entre uso e disponibilidade dos tipos de habitat na área de vida estimada por PCM e Kernel para o Grupo Fernanda.....	95
Tabela 13 – Testes qui-quadrado (X^2) para seleção do habitat pelo Grupo Fernanda	95
Tabela 14 – Disponibilidade (área em ha) e uso do habitat (n° de pontos) com suas respectivas percentagens, e índice de seleção obtido pela razão entre uso e disponibilidade dos tipos de habitat na área de vida estimada por PCM e Kernel para o Grupo Bina.....	97
Tabela 15 – Teste qui-quadrado (X^2) para seleção do habitat pelo Grupo Bina	97
Tabela 16 – Classes vegetacionais e sítios de pernoite utilizados pelos animais do Grupo Fernanda	98

Tabela 17 – Classes vegetacionais e sítios de pernoite utilizados pelos animais do Grupo Bina	99
Tabela 18 – Disponibilidade (área em ha) e uso do hábitat (n° de pontos) com suas respectivas percentagens, e Índice de Seleção obtido pela razão entre uso e disponibilidade dos tipos de hábitat na área de vida estimada por PCM e Kernel para o Grupo A	101
Tabela 19 – Teste qui-quadrado (X^2) para seleção de hábitat pelo Grupo A	101
Tabela 20 – Área em hectares (ha), número de pontos e respectivos percentuais para as classes vegetacionais contidas na área de uso do Grupo B	103
Tabela 21 – Teste qui-quadrado (X^2) para seleção de hábitat pelo Grupo B	103
Tabela 22 – Estimativas da capacidade suporte (K) para <i>L. caissara</i> – a coluna K não considera o índice de seleção do hábitat; a coluna K*índice, por sua vez, apresenta os valores ajustados por esse índice.....	104
Tabela 23 – Estimativa da Capacidade Suporte (K) para região continental de ocorrência e áreas <i>potenciais para manejo conservacionista de L. caissara</i>	104
Tabela 24 – Estimativa da Capacidade Suporte (K) para Ilha do Superagui	105
Tabela 25 – Comparação entre os tipos de hábitat (classes de vegetação) de acordo com sua ordem de disponibilidade e uso obtidos pelos estimadores de área de vida PCM e Kernel para o Grupo Fernanda	107
Tabela 26 – Comparação entre os tipos de hábitat (classes de vegetação) de acordo com sua ordem de disponibilidade e uso obtidos pelos estimadores de área de vida PCM (significância de h_0) e Kernel para o Grupo Bina	107
Tabela 27 – Comparação entre os tipos de hábitat (classes de vegetação) de acordo com sua ordem de disponibilidade e uso obtidos pelos estimadores de área de vida PCM e Kernel para o Grupo A	114
Tabela 28 – Comparação entre os tipos de hábitat (classes de vegetação) de acordo com sua ordem de disponibilidade e uso obtidos pelos estimadores de área de vida PCM e Kernel para o Grupo B	114

RESUMO

Uso do espaço e seleção de hábitat pelo Mico-Leão-da-Cara-Preta (*Leontopithecus caissara*)

Comprometida com a compreensão da relação entre hábitat e uso do espaço pelo mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*), esta dissertação se norteia por três perguntas: Diferenças de hábitat entre ilha e continente influenciam o tamanho da área de vida? Há predileção da espécie por alguma classe de vegetação dentro da área de uso? Qual a capacidade suporte em sua área de ocorrência continental, bem como nas áreas potenciais para seu manejo conservacionista? Na tentativa de elucidar essas questões esta dissertação se divide em três capítulos. O primeiro contextualiza o trabalho e a apresenta o estado atual de conhecimento de *L. caissara*. Os capítulos segundo e terceiro concernem às questões centrais do trabalho – uso e seleção do hábitat pelo mico-leão-da-cara-preta. No capítulo dois apresentamos o uso do espaço pela espécie em sua região continental de ocorrência e comparamos os resultados obtidos com as informações disponíveis para a Ilha do Superagui. No capítulo três tratamos da seleção do hábitat por grupos insulares e continentais de *L. caissara* e estimamos a capacidade suporte para a espécie considerando seus limites de ocorrência e as áreas passíveis de receber animais em situação de manejo. Ao final desses capítulos apresentamos algumas considerações e recomendações para pesquisa e conservação do mico-leão-da-cara-preta. A preocupação com uma postura crítica e construtiva acerca das metodologias de estudos e análises sobre uso do espaço por espécies animais é transversal aos assuntos tratados ao longo de todo o trabalho. Os resultados apresentados confirmam as grandes áreas de vida de *L. caissara*, as quais parecem ser compensadas energeticamente pela incorporação de novas áreas e abandono de outras ao longo do tempo. Os tipos de habitats mais intensamente utilizadas pelos mico-leão-da-cara-preta intercalaram áreas de floresta madura e em clímax edáfico com áreas antropizadas em sucessão, ambos habitats sobre pouco desnível altimétrico. A capacidade suporte estimada é aparentemente incapaz de sustentar uma população viável e ressalta a urgência de pesquisas genéticas que colaborem para a compreensão do histórico ecológico/evolutivo de *L. caissara*. Potenciais translocações com vistas ao aumento populacional devem considerar as amplas áreas de vida, a espacialidade dinâmica, a relação uso/disponibilidade do hábitat e as diferenças entre ilha e continente.

Palavras-chave: *Leontopithecus caissara*; Mico-leão-da-cara-preta; Uso do espaço; Área de vida; Área de uso; Seleção do hábitat; Capacidade suporte; Ecologia; Biologia da Conservação

ABSTRACT

Space use and habitat selection by the Black-faced Lion Tamarin (*Leontopithecus caissara*)

This dissertation focuses on the interaction between habitat and space use by the black-faced lion tamarin (*Leontopithecus caissara*). We seek to answer three questions: 1) Do differences in vegetation between insular and continental habitats influence how the species use the space? 2) Does the species prefer a specific type of vegetation within its home-range? 3) What is the carrying capacity of the continental distribution and which are areas for potential conservation management? The first chapter of this dissertation relates the subjects discussed and introduces what is known about *L. caissara*. The second and third chapters develop the central questions of the research: the use and selection of habitat by the black-faced lion tamarin. In Chapter Two, we introduce space use by the species in its continental distribution and compare the results with data from Superagui Island. In Chapter Three, we address habitat selection by insular and continental groups of *L. caissara* and estimate the carrying capacity for the species given its distribution and areas potentially able to receive animals in a management context. The conclusion of each chapter presents considerations and recommendations for research and conservation. The study methods and analyses of space use aim to be critical and constructive and are relevant to the topics addressed throughout the text. The results presented confirm that the large home-ranges of *L. caissara* undergo dynamic turnovers, with some areas being abandoned and others incorporated throughout the year. The habitat types most intensively used by tamarins include areas of mature and forest mixed with areas of anthropic succession, both occurring at low altitudes. The estimated carrying capacity is apparently insufficient to maintain a viable population and highlights the importance of genetic studies that incorporate the ecological/evolutionary history of the species. Potential translocations meant to increase population size should consider the large home-ranges, dynamic spatial structure, relation of habitat use/availability and the differences between island and continent.

Keywords: *Leontopithecus caissara*; Black-faced lion tamarin; Space use; Home range, Habitat selection, Carrying capacity, Ecology, Conservation Biology

1 INTRODUÇÃO

1.1 Ecologia Aplicada à Conservação da Biodiversidade

A maior parte da biodiversidade do planeta se concentra em uma área relativamente pequena da superfície da Terra (ORIANI; GROOM, 2006). As implicações disso são enormes e têm levado a comunidade conservacionista a um esforço global para decidir quais lugares do planeta devem ser prioritariamente protegidos. A classificação dos *hotspots* de biodiversidade (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004) têm tido destaque como estratégia de conservação. Esta classificação aponta os 34 biomas do globo com maior diversidade numérica de espécies, níveis de endemismo e taxas de destruição de hábitat. A Floresta Atlântica, em virtude de sua riqueza biológica e níveis de ameaça, foi apontada como um desses *hotspots* mundiais.

O histórico de devastação da Floresta Atlântica teve início com a chegada dos portugueses e sua colonização de exploração, há 500 anos (DEAN, 1996). Desde então, vemos uma história de completa displicência ambiental com diferentes ciclos de exploração e ocupação, que culminam no cenário atual, no qual mais de 60% da população e quase 70% do PIB nacional estão concentrados sobre a região originalmente coberta pelo bioma (CONSERVATION INTERNATIONAL – CI BRASIL et al., 2000). Conseqüentemente, a floresta original foi quase completamente destruída restando menos de 8% de sua extensão original. Seus remanescentes florestais são hoje pequenos, extremamente fragmentados, concentrados em áreas serranas e sofrem intensa pressão antrópica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE, 2002).

O futuro da Floresta Atlântica, considerada uma das quatro áreas prioritárias para conservação mundial (MYERS et al., 2000) depende de nossa habilidade em manejar os conflitos de interesses nessa região marcada pela forte pressão antrópica e complexidade das relações sócio-econômicas. Podemos definir essa habilidade como a capacidade de conciliar manutenção da biodiversidade e integridade dos ecossistemas com desenvolvimento/produktividade econômica, manutenção da identidade cultural e

busca por equidade social (BROSAN, D. M.; GROOM, M. J., 2006). O desafio é grande, requer discussão e ação que transcendam os limites das ciências biológicas ou naturais. Deixemos, portanto, as demais ciências com interface ambiental para focarmos na Ecologia, entendendo ser de maior valia sua contribuição para a solução da problemática de perda da biodiversidade, em especial das espécies ameaçadas.

O potencial da Ecologia para resolver problemas ligados à conservação divide os autores mais otimistas em duas linhas teóricas; os que crêem na abordagem bottom-up (a qual enfoca casos específicos e espera que destes estudos de caso emirjam explicações teóricas) e os que defendem a eficácia da abordagem top-down (que recorre a teorias mais amplas para identificar casualidades em situações particulares) (KITCHER, 1985; SHRADER-FRECHETTE; McCOY, 1993).

Ambas perspectivas podem ser igualmente eficientes e úteis, pois se complementam possibilitando o avanço da produção do conhecimento e teorias em Ecologia (SCARANO, 2006). O manejo integrado de espécies ameaçadas (e da paisagem fragmentada na qual a grande maioria delas se apresenta) oferece bons exemplos de coragem, criatividade e aplicação de princípios e teorias ecológicas à prática da conservação da biodiversidade. Este trabalho, antepasso ao manejo conservacionista *sensu stricto*, vislumbra embasar cenários de translocação e movimentação de animais, caso isso venha a ser necessário para *Leontopithecus caissara*.

L. caissara, o mico-leão-da-cara-preta, é uma das espécies de primata mais endêmica (de distribuição geográfica restrita) e rara (baixa abundância local) do mundo. Além disso, esta espécie apresenta uma realidade ecológica bastante interessante e peculiar por estar altamente restrita a áreas de baixada em meio a um contínuo florestal que acena para uma possibilidade evolutiva não realizada. Assim, para o eventual manejo desta espécie faz-se necessário percorrer várias etapas de pesquisas que vão desde informações biológicas (p.ex.: dieta, tamanho de área de uso, estimativa populacional, caracterização genética, etc) àquelas que inter-relacionam estas informações (p.ex.: a relação entre tamanho da área de vida e o hábitat disponível).

Após 18 anos da descoberta do Mico-Leão-da-Cara-Preta pela ciência, várias destas etapas foram cumpridas e passos importantes e definitivos foram dados para conservação desta espécie, de sua floresta única e da diversidade cultural das comunidades humanas que lhe são simpátricas. Este estudo se soma a esse histórico de esforços, buscando avançar na compreensão da história natural da espécie, no conhecimento da relação entre hábitat e uso do espaço e nos métodos de análise de dados espaciais de territorialidade.

1.2 O Mico-Leão-da-Cara-Preta (*Leontopithecus caissara* LORINI E PERSSON, 1990, Callitrichidae, Primates)

O gênero *Leontopithecus*, família Callitrichidae, é composto por quatro espécies de primatas popularmente conhecidos como micos-leões: *L. caissara* (mico-leão-da-cara-preta), *L. chrysomelas* (mico-leão-da-cara-dourada), *L. chrysopygus* (mico-leão-preto) e *L. rosalia* (mico-leão-dourado). Endêmicos das terras baixas da Floresta Atlântica brasileira (RYLANDS, 1996; RYLANDS, KIERULFF; PINTO, 2002) os micos-leões são espécies bandeiras de programas integrados de conservação que têm alcançado conquistas importantes nas regiões onde ocorrem, representando histórias de sucesso no mundo da conservação (RAMBALDI et al., 2002; HOLST et al., 2006). Tal qual o urso Panda na China, o Orangotango na Indonésia e os Lêmures em Madagascar, os Micos-Leões têm sido os embaixadores internacionais da Floresta Atlântica brasileira.

O mico-leão-da-cara-preta foi a última espécie do gênero a ser oficialmente descrita pela ciência (LORINI; PERSSON, 1990), surpreendendo primatólogos e reforçando ao mundo o quanto nossa biodiversidade é pouco conhecida. *L. caissara* ocupa o limite sul da distribuição dos calitriquídeos (RYLANDS; KIERULFF; PINTO, 2002) com status de espécie criticamente ameaçada na *Red List of Threatened Species* (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION NATURE - IUCN, 2007) e figura na Lista das Espécies Brasileiras Ameaçadas de Extinção (INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA, 2003). Até o final do ano de 2007, *L. caissara* também era listado entre os 25 primatas mais seriamente ameaçados

no mundo (MITTERMEIR et al., 2006), pesquisas e ações integradas de conservação, em longo prazo, fizeram com que o mico-leão-da-cara-preta deixasse esta lista. A vulnerabilidade resulta, principalmente, de seu pequeno tamanho populacional e restrita distribuição geográfica (RYLANDS; KIERULFF; PINTO, 2002).

Desde sua descrição, em 1990, teve início uma história de esforços e ações pela conservação do mico-leão-da-cara-preta e seu hábitat. Pesquisadores de instituições governamentais e principalmente não governamentais se dedicaram em busca de informações que embasassem ações efetivas de conservação. Por conseguinte, ao longo dos anos, várias pesquisas sobre a biologia e ecologia da espécie uniram-se a outros campos da ciência, como a Educação Ambiental, Medicina Veterinária, Biologia Marinha, Sociologia e Economia em um programa de conservação pautado nos princípios e práticas da Biologia da Conservação (MEFFE; CARROLL; GROOM, 2006).

Datam de 1994 os primeiros estudos com *L. caissara*, realizados pelas mesmas pesquisadoras que descreveram a espécie. Lorini e Persson (1994) estimaram 260 indivíduos na natureza em uma distribuição restrita a cerca de 300km² na região sul de São Paulo e norte do Paraná. Estes indivíduos estariam divididos em duas subpopulações: insular, localizada na Ilha do Superagüi, Guaraqueçaba, PR; e continental, localizada na Região do Ariri, Cananéia, SP e regiões do Rio dos Patos e Sebuí, Guaraqueçaba, PR. Assim, desde as primeiras informações populacionais acessadas era notório o mico-leão-da-cara-preta como criticamente ameaçado de extinção. Naquele momento se fez necessário a obtenção de novas informações básicas sobre sua biologia e ecologia com intuito de se criar e planejar estratégias de conservação.

Em 1995 o IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas deu início aos seus esforços pela conservação do mico-leão-da-cara-preta e da região onde ele ocorre, acessando as primeiras informações de hábitos alimentares e comportamentais da espécie (VALLADARES-PADUA; PRADO, 1996). Prado (1999) descreve a ecologia alimentar, o uso do espaço e tempo de um grupo de micos na Ilha do Superagüi. Dando continuidade ao trabalho de PRADO (1999), outros dois grupos de *L. caissara* foram

monitorados pelo IPÊ na Ilha do Superagüi entre os anos de 2000 e 2002 (PRADO, dados não publicados).

Em 2003 uma nova estimativa populacional realizada na Ilha do Superagüi apontou uma densidade de 1,66 indivíduos/km², aproximadamente 183 indivíduos. Os dados obtidos por Transecção Linear e analisados por Distance Sampling foram extrapolados para a região continental resultando em uma estimativa total de 400 indivíduos na natureza (AMARAL; PRADO; VALLADARES-PADUA, 2003; SCHMIDLIN, 2004). Este mesmo estudo inferiu como capacidade suporte da ilha cerca de 270 indivíduos, ressaltando a emergência de ações de manejo conservacionista devido a proximidade quantitativa da população com o limite estimado.

No que se refere à distribuição geográfica, novos empenhos foram realizados para verificar os limites de ocorrência do mico-leão-da-cara-preta. Rodrigues (1998) sugeriu a ocorrência da espécie também nas proximidades da vila de Itapitangui, estado de São Paulo. Porém, um novo levantamento realizado apenas na porção paulista da distribuição da espécie, verificou os limites norte de sua distribuição e apontou sua ocorrência somente na região da planície do Ariri, município de Cananéia, remetendo à distribuição originalmente descrita por Lorini e Persson (1994) (PRADO; VALLADARES-PADUA; AMARAL, 2003).

Entre 2002 e 2004 as pesquisas com a espécie avançaram para saúde populacional e para qualidade e disponibilidade de hábitat. Schmidlin (2004) constatou que ilha e continente apresentam habitats distintos. Tal constatação deu origem a esta dissertação de mestrado e ao início das pesquisas com a espécie na sua região continental de ocorrência, visto que todas as informações de história natural (a exceção é a sua distribuição geográfica) advinham, até então, da Ilha do Superagui.

1.3 Estado da Arte – a situação do Mico-Leão-da-Cara-Preta quase 20 anos após sua descrição pela ciência

O histórico apresentado acima nos mostra que apesar de ocorrer no maior remanescente de Floresta Atlântica, *L. caissara* tem distribuição bastante restrita a áreas de planície costeira do sul de São Paulo e norte do Paraná. O tamanho total da população e a densidade demográfica são também muito baixos e os grupos familiares destes micos-leões requerem grandes áreas para composição de seu território. Vemos, pois, um cenário no qual a única espécie de *Leontopithecus* que ocorre em área mais contínua e em melhor estado de conservação apresenta maiores exigências ambientais que as demais que estão restritas a fragmentos florestais em áreas que sofreram maior perturbação antrópica.

A extração ilegal de madeira, palmito (*Euterpe edulis*) e caxeta (*Tabebuia cassinoides*) aliada à caça e a especulação imobiliária são as ameaças mais frequentes a que o mico-leão-da-cara-preta está exposto, sobretudo na porção paulista da região continental de sua ocorrência. A região apresenta extensas áreas de cobertura florestal contínua na divisa dos estados de São Paulo e Paraná. Muitas destas áreas não estão integradas às políticas regionais de conservação, o que permite tanto a ocupação por grileiros quanto facilita a exploração ilegal da floresta por grupos organizados vindos de fora (NASCIMENTO; SCHMIDLIN; VALLADARES-PADUA, 2007).

No que tange as comunidades locais, cabe ressaltar a falta de oportunidade e o despreparo em lidar com as restrições decorrentes de viver em áreas de relevância ambiental, que frequentemente resulta na exploração ilegal da floresta. Logo, numa das áreas que detêm a maior biodiversidade do mundo, contraditoriamente, as pessoas têm de conviver com o legado ambiental da falta de oportunidade e da miséria. O turismo mal planejado e a desarticulação entre as diferentes esferas das agências ambientais são também uma ameaça à espécie e ao patrimônio socioambiental comum a toda sua área de ocorrência (NASCIMENTO; SCHMIDLIN; VALLADARES-PADUA, 2007).

Nos últimos anos esforços decorrentes de projetos, em longo prazo, de ONGs, agências governamentais e das comunidades locais têm gerado resultados relevantes e

eficazes. Exemplos desse avanço nas estratégias de conservação da região de ocorrência do mico-leão-da-cara-preta são os Conselhos Consultivos das Áreas de Proteção Ambiental (APAs) de Guaraqueçaba, Cananéia-Iguape-Peruíbe e do Parque Nacional do Superagui. Esses conselhos, por atuarem de forma participativa, vêm sendo replicados por unidades de conservação de todo Brasil e se destacam pela busca de uma governança mais descentralizada e democrática, na qual todos os atores sociais têm direito de voz na gestão dos conflitos e busca por práticas e alternativas sustentáveis de desenvolvimento.

A aquisição de conhecimento aprofundado acerca da espécie (ver 1.2), figura como uma ação das mais relevantes no que concerne à conservação do mico-leão-da-cara-preta. Permitindo, em 2005, simulações de viabilidade da população e do hábitat (PHVA) embasadas, pela primeira vez, em dados consistentes em mais de 10 anos de pesquisas. Os esforços para conservação do mico-leão-da-cara-preta e seu hábitat podem agora ser guiados por um plano de ações conservacionistas, o mais importante resultado deste workshop de PHVA (HOLST et al., 2006).

Há ainda muito a ser feito pela conservação do mico-leão-da-cara-preta e de sua exuberante e única floresta. Os avanços recentes nos permitem acenar para um futuro otimista e promissor para *L. caissara*, para um dos maiores remanescente de planície litorânea costeira, e para as comunidades caiçaras, detentoras diretas de todo esse patrimônio.

Por fim, cabe ressaltar o reconhecido esforço da ONG IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas, cuja contribuição para a formatação do atual histórico sobre a espécie foi de extremo préstimo. Há 12 anos o IPÊ vem implementando o “Programa para Conservação do Mico-Leão-da-Cara-Preta” norteado por três metas: i) mudar o status de espécie criticamente ameaçada de extinção através da implementação de um programa de manejo integrado e adaptativo; ii) manter qualidade e quantidade de hábitat suficiente para a manutenção da espécie em longo prazo e iii) utilizar a espécie como “bandeira” por meio de um programa amplo de educação ambiental aliado ao desenvolvimento de práticas econômicas sustentáveis. Os distintos projetos

socioambientais que compõem este programa, ilustrados pela Figura 1, desenvolvem ações com intuito de minimizar e reverter ameaças diretas e indiretas que o impeçam de atingir sua condição alvo: população e hábitat do mico-leão-da-cara-preta viáveis em longo prazo.

Figura 1 – Diagrama sistêmico ou modelo conceitual do “Programa para Conservação do Mico-Leão-da-Cara-Preta” (diagrama dinâmico modificado e adequado ao longo dos anos de trabalho)

Esta dissertação contribui para conservação do mico-leão-da-cara-preta e seu hábitat à medida que preenche lacunas de informação e traz ganho de conhecimento ecológico/evolutivo de *L. caissara*, conforme ilustrado pela Figura 2.

Figura 2 – Contribuição deste estudo para as ações do “Programa para Conservação do Mico-Leão-da-Cara-Preta”

1.4 Objetivos e Estrutura do Trabalho

Comprometido com a compreensão da relação entre hábitat e uso do espaço por *L. caissara*, este estudo busca elucidar as seguintes perguntas: Diferenças de hábitat entre ilha e continente influenciam o tamanho da área de vida de *L. caissara*? Há predileção da espécie por alguma classe de vegetação dentro da área de uso? Essa predileção é diferente entre as populações insulares e continentais? Qual a capacidade suporte para a espécie em sua área de ocorrência continental, bem como nas áreas potenciais para seu manejo conservacionista? Assim, tratamos de questões pertinentes para o delineamento de ações de manejo conservacionista e para o melhor entendimento da história natural do mico-leão-da-cara-preta. Buscamos ainda, sempre

que possível, apresentar uma postura crítica e construtiva acerca das metodologias de estudos e análises sobre uso do espaço por espécies animais.

Na tentativa de elucidar as questões acima, esta dissertação se divide em dois capítulos de trabalho. O capítulo “Uso do Espaço” (capítulo dois) que apresenta o estudo inédito de dois grupos de micos-leões no continente e compara os resultados obtidos com informações disponíveis para Ilha do Superagui. E, o capítulo “Seleção de Hábitat” (capítulo três), desenvolvido sobre a hipótese de que dentro da área de uso diferentes tipos de hábitat são utilizados distintamente. Ao final de cada capítulo apresentamos ainda algumas considerações e recomendações para pesquisas e conservação do mico-leão-da-cara-preta.

1.5 Área de Estudo

1.5.1 Caracterização Geral

Este estudo trata de grupos de micos-leões na região do Ariri e na Ilha do Superagui (Figura 3). Os dados de *L. caissara* na região continental do Ariri foram coletados durante a prática de campo deste trabalho, o que nos possibilitou maior domínio e exploração dos mesmos. Os dados dos grupos insulares foram acessados pelo banco de dados do “Programa para Conservação do Mico-Leão-da-Cara-Preta” (IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas).

Figura 3 – Localização da área de estudo

Até o início da década de 1950 a região insular e continental eram separadas apenas por um canal na região do Varadouro (Figura 3). Relatos históricos (VIEIRA DOS SANTOS¹, 1850; ROCHA POMBO², 1929 apud VIVEKANANDA, 2001) mostram o quanto a baía de Paranaguá atraiu a atenção dos primeiros colonizadores nos idos de 1532. Esses mesmos relatos indicam que era através do Varadouro que as pequenas canoas e embarcações dos colonos de São Vicente tinham acesso ao imenso lagamar. Assim, a Ilha do Superagüi é considerada ilha artificial, pois era ligada por um istmo ao

¹ VIEIRA DOS SANTOS, A. **Memória Histórica da Cidade de Paranaguá e seu Município**. Curitiba: Museu Paranaense, 1850.

² ROCHA POMBO. **História do Paraná**: resumo didático. 2. ed. São Paulo: Melhoramentos, 1929.

continente, notadamente com a área que faz divisa com o estado de São Paulo, à região do Ariri (Figura 3).

Segundo Vivekananda³ (1967 apud VIVEKANANDA, 2001) a ampliação do Canal do Varadouro foi motivada por sua localização geograficamente estratégica e de relevância econômica. Os trabalhos iniciais datam da época imperial e foram mãos escravas que os começaram, orientados apenas pela curiosidade ou pelo instinto dos feitores de fazendas. Porém, a efetiva ampliação do canal e o isolamento entre a ilha e o continente só se concretizaram em 1953, através da execução do projeto do engenheiro Pedro Viriato Parigot de Souza (VIVEKANANDA, 2001). Assim, há 60 anos havia contato entre as populações de animais silvestres terrestres entre ilha e continente.

Na unidade de paisagem do mico-leão-da-cara-preta encontramos categorias de Unidade de Conservação (UCs) de Proteção Integral e de Uso Sustentável (Vivekananda, 2001). As unidades de Proteção Integral são o Parque Nacional do Superagüi, o Parque Estadual de Jacupiranga (SP) e a Estação Ecológica de Guaraqueçaba (PR). As UCs de Uso Sustentável são a Área de Proteção Ambiental (APA) Federal de Guaraqueçaba, APA Federal de Cananéia – Iguape – Peruíbe, APA Estadual de Guaraqueçaba (PR) e Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) do Pinheiro e Pinheirinho (PR) (VIVEKANANDA, 2001; SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DO PARANÁ – SEMA, 2006). Além dessas, no final de 2007 foi proposta a criação de um mosaico de UCs para região sul do estado de São Paulo.

Este considerável número de UCs se deve ao fato dessa região ser considerada um dos cinco ecossistemas costeiros mais notáveis do Globo Terrestre (RODERJAN; KUNIYOSHI, 1988), sendo detentora de uma das maiores porcentagens de cobertura florestal do Estado do Paraná (JASTER, 1995; VIVEKANANDA, 2001), que abriga inúmeros exemplares de fauna e flora endêmicos e muitos em perigo ou criticamente ameaçados de extinção (MIKICH; BERNILS, 2004).

³ VIVEKANANDA, S. **Visite o Litoral Paranaense**. Curitiba: Lítero-Técnica, 1967.

1.5.2 Clima

Segundo a classificação de Köppen a área de estudo possui o tipo climático Cfa, caracterizado como subtropical úmido mesotérmico, com verão quente. O mês mais frio apresenta temperatura média inferior a 18°C, o mais quente apresenta temperatura média superior a 22°C. As geadas praticamente não ocorrem até aproximadamente 60m de altitude, as precipitações são regulares todos os meses, não havendo estação seca definida (INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONOMICO E SOCIAL – IPARDES, 2001).

1.5.3 Vegetação

O ecossistema da região de estudo é composto de Floresta Atlântica costeira (RODERJAN; KUNIOSHIKO, 1988; RODERJAN et al., 2002). Schmidlin (2004) distinguiu 15 classes vegetacionais na unidade de paisagem do mico-leão-da-cara-preta, das quais apenas sete são comuns entre ilha e o continente. O continente apresenta 12 classes distintas, sendo cinco exclusivas; a ilha apresenta 11 classes de vegetação, sendo quatro exclusivas. De modo geral, a floresta no continente é mais desenvolvida, com altura das árvores e número de estratos maiores. O dossel é contínuo, sendo interrompido apenas por clareiras de queda de árvores, ou por áreas antropizadas, diferentemente da ilha, que intercalam formações vegetais nos cordões e intercordões litorâneos, ainda bem evidentes (RODERJAN; KUNIOSHIKO, 1988; SCHMIDLIN, 2004). Segundo Schmidlin (2004) a origem dessas diferenças está relacionada principalmente a características edáficas, tendo a ilha uma maior influência marinha que o continente, que por sua vez apresenta porções de aluviões e coluviões.

Esse estudo usa a classificação de Schmidlin (2004) para aprofundar a compreensão ecológica de *L. caissara* e verificar se a diferença de padrões vegetacionais tem efeito sobre padrões ecológicos de uso do espaço pela espécie. As 15 classes apresentadas pela autora são listadas abaixo:

1. Formação Pioneira com Influência Marinha – Herbáceo-Arbustiva

2. Formação Pioneira com Influência Marinha – Arbustivo-Arbórea
3. Formação Pioneira com Influência Marinha – Arbórea
4. Formação Pioneira com Influência Flúviomarinha – Alta
5. Formação Pioneira com Influência Flúviomarinha – Baixa
6. Formação Pioneira com Influência Flúvio-Lacustre – Herbáceo-Arbustivo
7. Formação Pioneira com Influência Flúvio-Lacustre – Arbóreo
8. Floresta Ombrófila Densa Aluvial
9. Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas em Solos Hidromórficos
10. Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas em Solos Não-Hidromórficos
11. Floresta Ombrófila Densa Submontana
12. Vegetação Secundária – Estágio Inicial de Desenvolvimento
13. Vegetação Secundária – Estágio Intermediário de Desenvolvimento
14. Vegetação Alterada
15. Áreas Antropizadas

Referências

AMARAL, A.T.N.; PRADO, F.; VALLADARES-PADUA, C.B. Estimativa do tamanho populacional de micos-leões-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) na ilha de Superagüi, Guaraqueçaba, PR, Brasil. In: Simpósio Sobre Micos-Leões, 3., 2003, **SIMPÓSIO SOBRE MICOS-LEÕES**, 3.,2003. Rio de Janeiro, **Livro de resumos...**, Teresópolis, Rio de Janeiro, 2003. p. 64.

BROSNAN, D.M.; GROOM, M.J. The integration of conservation science and policy. In: GROOM, M.J.; MEFFE, G.K.; CARROLL, C.R. (Ed.). **Principles of conservation biology** 3rd ed. Massachusetts: Sinauer, 2006. chap. 17 p. 625-659.

CONSERVATION INTERNACIONAL (CI) BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS (IPÊ), SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO, SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DE MINAS GERAIS. **Avaliação e ações de prioritárias para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2000. 46 p.

DEAN, W. **A Ferro e fogo**: a história da devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995-2000**. São Paulo, 2002. Relatório final. 1 CD ROM.

HOLST, B.; MÉDICI, E.P.; MARINO-FILHO, O.J.; KLEIMAN, D.; LEUS, K; PISSINATTI, A.; VIVEKANANDA, G.; BALLOU, J.D.; TRAYLOR-HOLZER, K.; RABOY, B.; PASSOS, F.; VLEESCHOUWER, K.; MONTENEGRO, M.M. Lion tamarin population and habitat viability assessment workshop 2005, **Final report lion tamarin phva workshop**. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN, USA. 2006. Disponível em <<http://www.cbsgeurope.eu/cms/showpage.asp?nodeid=49586>> Acesso em: 31 jan. 2008.

IUCN – THE WORLD CONSERVATION UNION. **2007 IUCN Red list of threatened species**. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>> Acesso em: 31 jan. 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. Anexo a Instrução Normativa nº 3, de 27 de maio de 2003, do Ministério do Meio Ambiente, **Lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção 2003**. Disponível em <<http://www.ibama.gov.br/fauna/downloads/lista%20spp.pdf>> Acesso em: 31 jan. 2008

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONOMICO E SOCIAL – IPARDES. **Zoneamento da APA de Guaraqueçaba**. Curitiba, 2001, 146 p. Disponível em <<http://www.ipardes.gov.br>> Acesso em: 31 jan. 2008.

JASTER, B.C. **Análise estrutural de algumas comunidades florestais no litoral do estado do Paraná, na área de domínio da Floresta Ombrófila Densa – Floresta Atlântica**. 1995. 116 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Geor-August de Göttingen, Alemanha, 1995.

KITCHER, P. Two approaches to explanation. **Journal of Philosophy**, New York, v.82, n. 11, p. 632-639, Nov., 1985.

LORINI, M.L.; PERSSON, V.G. Uma nova espécie de *Leontopithecus* Lesson, 1840, do sul do Brasil (Primates, Callitrichidae). **Boletim do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, nova sér., Zoologia v.338, p.1-14, 1990.

LORINI, M. L.; PERSSON, V. G. Status and field research on *Leontopithecus caissara*: the Black-faced lion tamarin Project. **Neotropical Primates**, Washington, v.2 (suppl.), p. 52-55, Dec., 1994.

MEFFE, G.K; CARROLL, C.R.; GROOM, M.J. What is conservation biology? In: ROOM, M.J.; MEFFE, G.K.; CARROLL, C.R. (Ed.). **Principles of conservation biology** 3rd ed. Massachusetts: Sinauer, 2006. chap. 1, p. 3-25.

MIKICH, S.B.; BÉRNILS, R.S. **Livro vermelho da fauna ameaçada do estado do Paraná**. Curitiba, PR. Editora IAP – Instituto Ambiental do Paraná. 2004. 764 p.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots revisited**: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Cidade do México, México. Cemex, 2004. 391 p.

MITTERMEIER, R.A.; VALLADARES-PADUA, C.; RYLANDS, A.B.; EUDEY, A.A.; BUTYNSKI, T.M.; GANZTHORN, J.V.; KORMOS, R.; AGUIAR, J.M.; WALKER, S. Primates in Peril: the world's 25 most endangered primates 2004-2006. **Primate Conservation**, Washington, v. 20, p. 1-28, 2006.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A. B.; KENTO, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853–858, Feb., 2000.

NASCIMENTO, A.T.A.; SCHMIDLIN, L.A.J.; VALLADARES-PADUA, C.B. Principais ameaças ao mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara* Lorini e Persson, 1990, Callitrichidae, Primates) e seu hábitat. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PRIMATOLOGIA, 12, 2007, Belo Horizonte, 2007. **Anais...** Belo Horizonte, 2007. 1 CD ROM.

ORIAN, G.H.; GROOM, M.J. Global biodiversity patterns and processes. In: GROOM, M.J.; MEFFE, G.K.; CARROL, R. (Ed.). **Principles of conservation biology** 3rd ed. Massachusetts: Sinauer, 2006. chap. 2, p. 27-62.

PRADO, F. **Ecologia, comportamento e conservação do mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) no Parque Nacional do Superagüi, Guaraqueçaba, Paraná**. 1999. 69 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Botucatu, 1999.

PRADO, F.; VALLADARES-PADUA, C.B.; AMARAL, A.T.N. Levantamento populacional de mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) no Estado de São Paulo, Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE MICOS-LEÕES, 3., 2003, **Livro de resumos...** Teresópolis, Rio de Janeiro, 2003. p. 65.

RAMBALDI, D.M.; KLEIMAN, D.G.; MALLINSON, J.J.C.; DIETZ, L.A.; PADUA, S.M. The role of nongovernmental organizations and the international committee for the conservation and management of *Leontopithecus* in lion tamarin conservation. In: KLEIMAN, D.G., RYLANDS, A.B. (Ed.) **Lion Tamarins**: Biology and conservation. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 2002. chap. 3, p. 71-94.

RODERJAN, C.V.; KUNIYOSHI, Y.S. Macrozoneamento Florístico da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba – APA – Guaraqueçaba. Curitiba: FUPEF, 1988. 53 p. (Série técnica ,15)

RODERJAN, C.V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y.S. HATCSHBACH, G.G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. **Ciência e Meio Ambiente**, Curitiba, n. 24, jan/jun, 2002, p. 75-92.

RODRIGUES, M. G. **Análise do status de conservação das unidades da paisagem do complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananéia-Guaraqueçaba.** 1998. 100 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

RYLANDS, A.B. Habitat and the evolution of social and reproductive behavior in Callitrichidae. **American Journal of Primatology**, Hoboken, v. 38, n. 1, p. 5-18, 1996, (special issue).

RYLANDS, A.B.; KIERULFF, M.C.M.; PINTO, L.P. de S. Distribution and status of lion tamarins. In: KLEIMAN, D.G., RYLANDS, A.B. (Ed.) **Lion Tamarins: Biology and conservation.** Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 2002. cap. 2, p. 42-70.

SCARANO, F.R. Prioridades para conservação: a linha tênue que separa teorias e dogmas. In: ROCHA, C.F.D; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. (Ed.) **Biologia da Conservação: essências.** São Carlos: Rima, 2006. cap. 1, p. 23-39.

SCHMIDLIN, L.A.J. **Análise da disponibilidade de hábitat para o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990) e identificação de áreas preferenciais para o manejo da espécie por técnicas de geoprocessamento.** 2004. 90 p. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DO PARANÁ - SEMA. Unidades de conservação no estado do Paraná. Disponível em http://www.pr.gov.br/meioambiente/iap/bio_ucs.shtml> Acesso em 14 de maio de 2006.

SHRADER-FRECHETTE, K.S.; MCCOY, E.D. **Method in ecology: strategies for conservation.** Cambridge: Cambridge University Press, 1993. 328 p.

VALLADARES-PADUA, C.B.; PRADO, F. Notes on the natural history of the black-faced lion tamarin *Leontopithecus caissara*. **Dodo Journal of the Jersey Wildlife Preservation Trust**, Jersey, v. 32, p. 123-125, 1996.

VIVEKANANDA, G. **Parque Nacional do Superagui: a presença humana e os objetivos de conservação.** 2001. 115 p. Dissertação (Mestrado em Conservação da Natureza – Setor de Ciências Agrárias) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

2 USO DO ESPAÇO PELO MICO-LEÃO-DA-CARA-PRETA (*Leontopithecus caissara*) – ÁREA DE USO, TERRITÓRIO, SÍTIOS DE PERNOITE E ROTAS DIRÁRIAS

Resumo

Este estudo se propõe avançar na compreensão do uso do espaço por *L. caissara* através da pesquisa pioneira da espécie em sua região continental de ocorrência e da comparação dos resultados obtidos com informações disponíveis para a Ilha de Superagui. Entre agosto de 2005 e março de 2007 coletamos dados de dois grupos de micos-leões na região do Ariri, Cananéia, SP, perfazendo um total de 19 e 12 meses, respectivamente, para os grupos Fernanda e Bina. Utilizamos três estimadores de área de uso – Polígono Convexo Mínimo (PCM), Kernel e Polígonos Mensais Dissolvidos, os quais resultaram, respectivamente, em uma área de vida média de 345, 297,5 e 282 hectares para 12 meses de trabalho. O método Polígonos Mensais Dissolvidos, utilizado pela primeira vez neste estudo, se mostrou uma alternativa eficiente, simples e replicável para resolvermos o problema dos vazios deixados pelo PCM. Os grupos estudados apresentam uma sobreposição espacial quase que total de suas áreas. Entretanto, a sobreposição temporal foi quase inexistente, revelando a partição temporal de recursos como importante estratégia para redução da competição intraespecífica. Os grupos alvo deste estudo apresentaram uma área de uso 25,57% maior que a média das áreas estimadas pelo método PCM para cinco grupos já estudados na Ilha do Superagui. Os grupos continentais também utilizaram maior quantidade e variedade de sítios de pernoite. As rotas diárias médias, todavia, são 41,14% maiores para os grupos já estudados na ilha do Superagui. Isso se deve, provavelmente, a ausência de efeito do período mais quente e mais frio sobre os grupos estudados neste trabalho, resultando em menor necessidade de maiores deslocamentos para alocação de recursos alimentares. Os resultados confirmam as grandes áreas de vida de *L. caissara*, as quais parecem ser compensadas energeticamente pela incorporação de novas áreas e abandono de outras ao longo do tempo. A ausência do macho alfa foi crítica para identidade espacial e manutenção da área de uso para um dos grupos estudados. Ao final deste artigo propomos algumas pesquisas pertinentes ao avanço da compreensão ecológica da espécie e dos campos da ecologia teórica e aplicada.

Abstract

This study aims to further the understanding of space use by *L. caissara* through pioneering research on the species in its continental distribution and comparison of these results with data from Superagui Island. Between August 2005 and March 2007, we collected data from two groups of tamarins in Ariri, Cananéia municipality, São Paulo State. Total time investment was of 19 and 12 months for groups denominated Fernanda and Bina, respectively. We used three area-use estimators: Minimum Convex Polygon (MCP), Kernel and Monthly Dissolved Polygons. These resulted, respectively,

in home-ranges of 345, 297.5 and 282 hectares for the 12-month duration of the study. The Monthly Dissolved Polygon method, used for the first time in this study, was shown to be an efficient, simple and replicable alternative that resolved problems of empty space incurred by MCP. The study groups showed a spatial overlap almost equaling their respective home-ranges. However, temporal overlap was almost non-existent, indicating that partition of resources is an important strategy for reduction of intraspecific competition. The target groups showed a MCP home-range 25.57% larger than the average for five groups already studied on the island of Superagui. Continental groups also used a greater quantity and variability of overnight shelters. The mean daily routes traveled, however, were 41.14% larger in the Superagui groups. This is likely due to the absence of the effect of seasonality during this study, resulting in less need for long dispersal for acquisition of food resources. Results confirm that there exist large home-ranges in *L. caissara*. These appear to be compensated dynamically by the incorporation of some areas and the abandonment of others. The absence of an alpha male was critical for the spatial identity and maintenance of the home-range for one of the groups studied. The conclusion of this article proposes some pertinent research to advance the understanding of the species' ecology and the fields of theoretical and applied ecology.

2.1 Introdução

Entender a relação entre hábitat e uso do espaço é um dos mais importantes passos ao avanço no campo da compreensão biológica, provendo significativos *insights* sobre o modo de acasalamento/reprodução, organização/interação social, identificação de recursos limitantes e componentes importantes do hábitat (POWELL, 2000).

Variações de hábitat estão fortemente relacionadas à distribuição dos calitriquídeos, bem como à evolução dos seus comportamentos sociais e reprodutivos. Nesse contexto, as espécies de *Leontopithecus* evoluíram ecologicamente para explorar florestas maduras, ocupando o nicho dos predadores/frugívoros. Esse traço bionômico – alimentar-se de frutas e presas – é uma importante força de seleção natural, que direcionou adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais, sendo um fator decisivo para a organização social e o uso do espaço pelos micos-leões (RYLANDS, 1996).

Para três das quatro espécies do gênero (*L. caissara*, *L. chrysomelas* e *L. rosalia*) esse processo ecológico/evolutivo teve como cenário áreas de planície costeira do Brasil. A exceção é *L. chrysopygus*, incidente em áreas de Floresta Atlântica de interior no

estado de São Paulo. Entretanto, *L. chrysomelas*, *L. chrysopygus* e *L. rosalia*, assim como a maioria dos calitriquídeos – em especial os da Floresta Atlântica, vêm sendo estudados em áreas fortemente alteradas pelas atividades humanas. Ambientes diferentes dos quais seus comportamentos sociais e reprodutivos se desenvolveram (RYLANDS, 1996). Das quatro espécies do gênero, *L. caissara* é a que apresenta condições de hábitat que remetem ao cenário natural evolutivo, o que representa uma oportunidade única para compreensão ecológica e de história natural do gênero.

Até o presente, é sabido que os micos-leões apresentam uma das maiores áreas de uso dos primatas do Novo Mundo (RYLANDS, 1996), e que *L. caissara* é a espécie de *Leontopithecus* que detém a maior das áreas de vida e que ocupa o limite sul de distribuição dos calitriquídeos (PRADO, 1999; RYLANDS; KIERULFF; PINTO, 2002).

Entretanto, as informações disponíveis sobre a espécie advêm da Ilha do Superagui, e para esclarecer se de fato o mico-leão-da-cara-preta apresenta amplas áreas de vida faz-se necessário o estudo de grupos continentais. Compreender o porquê dessas grandes áreas requer comparação entre ilha e continente e para ir além, lançando luz à compreensão da história natural do gênero, é preciso um olhar amplo sobre as distintas realidades sobre as quais as espécies de micos-leões se apresentam.

Para investigar a utilização do espaço por uma espécie é necessário quantificar e interpretar sua área de uso e eventual territorialidade. Conceitos distintos e complementares que concorrem à percepção da história natural com vistas a estratégias de conservação mais adequadas.

Área de uso foi originalmente definida por Burt (1943) como “a área percorrida por um indivíduo em suas atividades normais de forrageio, acasalamento e cuidado da prole. Saídas ocasionais dessa área, talvez de natureza exploratória, não devem ser consideradas como parte da área de uso”. As controvérsias acerca do que seriam “atividades normais” e “saídas exploratórias”, além de evidenciarem a dificuldade inerente em se definir os limites da área de vida, impulsionaram avanços na compreensão sobre o uso do espaço. Embora esse conceito continue sendo utilizado nos dias de hoje, as abordagens atuais têm progredido ao tratá-lo de forma menos

estática, trabalhando área de uso como uma proporção da trajetória do animal, no tempo e no espaço, perpassada num determinado período (AEBISCHER; ROBERTSON; KENWARD, 1993; ROBERTSON, et al., 1998).

As razões pelas quais um animal estabelece e mantém uma área de uso relacionam-se com a “teoria do forrageamento ótimo”⁴ (MacARTHUR; PIANKA, 1966 apud BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006, p. 282). Nesse sentido, a familiaridade com determinada área é tratada como fator chave que leva a mais vantagens que desvantagens em termos de aptidão e estratégia evolutiva (os benefícios excedem os custos) (STAMPS, 1995). Todavia, em espécies com áreas de uso muito grandes (como parece ser o caso de *L. caissara*) e com porções raramente visitadas, o benefício da familiaridade com a área se torna menos evidente (POWELL, 2000).

Território, por sua vez, é definido como áreas de uso exclusivo ou prioritário dentro da área de vida. O território pode ser toda a área de uso do animal ou apenas parte dela (BURT, 1943). Teoricamente, um animal deve ser territorialista apenas quando a produtividade de um recurso limitante apresenta uma abundância intermediária. Muitas pesquisas têm demonstrado que pássaros nectarinos (CARPENTER; MacMILLEN, 1976), roedores (OSTFELD, 1986; IMS, 1987) e mamíferos carnívoros (PALOMARES, 1994; ROGERS, 1987) têm um grau de comportamento territorial dependente da produtividade e disponibilidade de alimento.

Cabe ressaltar, entretanto, que em se tratando de primatas, a maioria das espécies apresenta uma dieta variada e deve-se incorporar a esse raciocínio a variação na oferta dos itens que compõem essa dieta. Segundo essa lógica, por ocorrer em áreas sobre clímax florestal, com variedade de recursos alimentares e sobre menor efeito sazonal que as demais espécies de micos-leões, *L. caissara* pode apresentar grandes áreas de uso e territorialidade mais discreta que suas espécies congêneres.

⁴ A teoria prediz uma relação custo benefício na qual deve ser maximizada a energia e minimizado o tempo despendido na obtenção de alimento. Originalmente estabelecida para compreensão da relação predador-presa, a teoria de forrageamento ótimo sofreu avanços e hoje acredita-se que o benefício para um animal reside na sua capacidade de gerenciar a necessidade de adquirir comida e evitar predação.

É sobre a luz dessas teorias e conceitos que se situa este trabalho. Seu propósito é avançar na compreensão do uso do espaço por *L. caissara* através do estudo de dois grupos de micos-leões em sua região continental de ocorrência (região do Ariri, município de Cananéia/SP – ver Figura 3, cap. 1) e da comparação dos resultados obtidos com as informações disponíveis para a Ilha de Superagui.

Além disso, buscamos contribuir para o avanço das análises de dados de uso do espaço, apresentando um aperfeiçoamento do tradicional método Polígono Convexo Mínimo (MOHR, 1947; HAYNE, 1949) através da dissolução de polígonos constituídos em diferentes períodos amostrais.

2.2 Metodologia

2.2.1 Fonte dos Dados Utilizados

Este trabalho é pioneiro na obtenção de dados de ecologia do *L. caissara* em sua porção continental de ocorrência, haja vista, que até então todas as informações provinham da Ilha do Superagui. Trabalhamos com dois grupos de micos-leões (Grupo Fernanda e Grupo Bina) na região do Ariri (ver Figura 3, sessão 1.5.1, cap.1), onde se encontra a porção mais significativa da população continental da espécie. Os dados foram obtidos entre agosto de 2005 e março de 2007 durante o trabalho de campo deste estudo de mestrado.

Para fins comparativos entre as populações insular e continental de *L. caissara*, utilizamos resultados apresentados por Prado (1999), Schmidlin (2004) e dados provenientes de estudos realizados pelo IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas nos anos de 1999 e 2000.

2.2.1.1 Identificação, captura e habituação – grupos continentais

A captura de micos na porção continental – região do Ariri, Cananéia/SP (Figura 3, cap. 1) – foi extremamente difícil. Essa dificuldade inicial se deu devido a nossa inexperiência de trabalho na região continental, pois embora a equipe de campo contasse com uma média de cinco anos de trabalhos com a espécie, o continente nos era estranho e desconhecido, com terreno mais brejoso, rios mais numerosos, assim como os cursos d'água e vegetação mais alta e densa contrastando com a realidade da Ilha do Superagui.

Os esforços para identificação e captura de um grupo de micos-leões-da-cara-preta na região do Ariri se iniciaram no segundo semestre de 2004. A captura do primeiro grupo de estudo (Grupo Fernanda) datou de 27 de janeiro de 2005, após quase cinco meses de extensas campanhas de campo. Nesta ocasião o Grupo Fernanda era composto por quatro indivíduos: um macho adulto que recebeu o rádio colar, uma fêmea adulta, uma fêmea jovem e um filhote.

A metodologia de captura empregada neste estudo é semelhante à apresentada por Valladares-Padua (1993). Uma vez identificado o grupo, buscamos conhecer alguns dos ocos utilizados por ele como sítios de pernoite⁵. Após a identificação de um oco seguro para captura dos animais, sem nos esquecer da segurança dos profissionais envolvidos, dividimos os esforços de campo entre o monitoramento vespertino destes pontos e a busca do grupo estudado até a efetivação da captura.

Para a realização da captura um dos assistentes de campo sobe até o oco da árvore e retira os animais com o auxílio de luvas de couro e um saco de pano, enquanto duas pessoas da equipe estão preparadas na base da árvore para receber os animais. A equipe procede então com a pesagem, medição, sexagem e colocação do rádio transmissor em um ou dois dos indivíduos (adultos ou sub-adultos), dependendo no número de animais do grupo. Novas capturas são feitas periodicamente para a troca dos rádio transmissores.

⁵ *Leontopithecus* apresentam o distinto hábito de utilizarem ocos de árvores como abrigos noturnos (COIMBRA-FILHO, 1978).

A partir da primeira captura passamos a ter a rádio-telemetria (JACOB; RUDRAN, 2003) como importante aliado para encontrar e monitorar os animais em campo, e demos início ao processo de habituação do grupo, de modo que a posterior coleta de dados não sofresse interferência de nossa presença (CULLEN JR.; VALLADARES-PADUA, 1997).

No mês de Abril de 2005 conseguíamos acompanhar o grupo durante todo o seu período diário de atividades. Porém, no dia 04 de maio de 2005, dois dias antes do que havíamos planejado para iniciarmos a coleta sistemática de dados de uso do espaço, o animal que carregava o rádio colar foi encontrado morto. A causa da morte é desconhecida, entretanto suspeitamos que o animal tenha sido predado. Devido a isso, imediatamente iniciamos novo esforço de captura desse mesmo grupo. Como os abrigos noturnos utilizados já eram conhecidos adotamos a estratégia de monitoramento vespertino dos ocos utilizados com maior frequência durante aquele período. Subdividimos a equipe para monitorar um número maior de árvores e no dia 07 de maio de 2005 realizamos a recaptura do grupo, então composto por uma fêmea adulta, uma fêmea jovem e um filhote. A fêmea adulta (Fernanda) foi o indivíduo que passou utilizar o rádio-transmissor.

Figura 4 – Animal com rádio colar: Fernanda do Grupo de mesmo nome

Após a morte do macho alfa o Grupo Fernanda se mostrou mais arisco e já não conseguíamos acompanhá-los durante todo o seu período diário de atividades. Essa alteração comportamental decorreu da provável predação que levou à morte o macho alfa. Optamos pela continuidade do processo de habituação, até reconquistar a confiança do grupo e ter a certeza de que nossa presença não interferiria no cotidiano dos animais.

Em julho de 2005 conseguíamos, novamente, acompanhar os animais do Grupo Fernanda desde o momento da saída do sítio de pernoite pela manhã até o fim da tarde, quando encontravam novamente outro abrigo noturno. Em agosto de 2005 demos início à coleta sistemática dos dados do Grupo Fernanda, a qual se estendeu até fevereiro de 2007, totalizando 19 meses de coleta de dados.

Para o Grupo Fernanda realizamos dois blocos de análises: o primeiro compreendido nos primeiros 12 meses (intervalo temporal normalmente adotado em estudos de uso

do espaço) e o segundo considerando os 19 meses de coleta acerca do grupo. Este procedimento tornou capaz nossa detecção de maiores mudanças no “mapa” cognitivo desses animais, possibilitando nos observar variações da área de uso devidas às questões sociais e composição deste grupo de micos-leões.

Durante o monitoramento e coleta de dados concentramos nossas atenções nos encontros entre grupos de micos-leões-da-cara-preta para identificar o segundo grupo a ser estudado. Havia dois grupos vizinhos ao Fernanda. Capturamos o segundo grupo em região vicinal ao Grupo Fernanda em 28 de outubro de 2005. Nesta ocasião o macho adulto do grupo recebeu o rádio collar. O grupo, nomeado Bina, era composto por mais uma fêmea adulta e um filhote macho.

Por haver maior familiaridade com a área continental, após um ano de trabalhos exaustivos, a captura do Grupo Bina ocorreu de forma mais eficaz e menos demorada. Imediatamente, após a captura, demos início ao processo de habituação do Grupo Bina que se estendeu até o mês de março de 2006. A coleta sistemática de dados desse grupo se iniciou em abril de 2006 durando até março de 2007, totalizando 12 meses.

2.2.1.2 Coleta e tratamento dos dados – grupos continentais

Para registrar o percurso diário utilizamos um sistema de marcação com fitas coloridas, visto que o funcionamento de aparelhos GPS (*Global Positioning System*) na região do Ariri (Cananéia/SP) é bastante dificultado pela fraca cobertura de sinais de satélites, pois a região é uma planície cercada de montanhas (Figura 3, cap.1). A Figura 5 ilustra a forma como as fitas foram colocadas em seqüência a partir do sítio de pernoite matinal em que se encontrava o grupo estudado. Nas fitas anotávamos a cada 20 minutos um ponto de coleta. Para fins de localização da rota de movimentação dos animais na floresta, anotamos em fitas intermediárias números em ordem crescente (Figura 5).

Figura 5 – Desenho esquemático de uma rota diária

Após três dias consecutivos de monitoramento, as fitas eram retiradas e os dados diários anotados em planilha de campo. Utilizamos uma bússola para a tomada do azimute magnético⁶ e trena para medir a distância de uma fita a outra.

Das planilhas de campo os dados foram passados para arquivo digital, no qual os azimutes magnéticos foram corrigidos em relação à Declinação Magnética. Isso significa que os ângulos tomados com a bússola foram ajustados da sua referência ao Norte Magnético para o Norte Verdadeiro. Isto se fez necessário porque o Norte apontado pela bússola (Pólo Magnético) não corresponde ao norte geográfico.

Corrigido o Norte Magnético para o Norte Verdadeiro, transformamos Norte Verdadeiro para o Norte de Quadícula, que considera as linhas de uma carta topográfica. Essas

⁶ Azimute é o ângulo plano horizontal entre uma direção especificada (nesse caso, a fita da rota do mico) e a direção Norte. Esse ângulo é computado no sentido horário, a partir da direção norte (FRIEDMANN, 2003).

linhas raramente coincidem com a direção do Norte Verdadeiro, e o ajuste é feito com base na carta topográfica utilizada para as análises⁷ (FRIEDMANN, 2003).

Depois de corrigidos, os azimutes foram inseridos em ambiente SIG (Sistema de Informações Geográficas) e junto com suas respectivas distâncias, deram origem às rotas diárias dos dois grupos de micos estudados (grupos Fernanda e Bina). Essas rotas foram georeferenciadas pelas coordenadas tomadas em GPS dos sítios de pernoite utilizados.

2.2.1.3 Grupos Insulares

Para fins comparativos, os resultados obtidos a partir dos dados coletados serão comparados às informações de uso do espaço por grupos de *L. caissara* na Ilha do Superagui (Tabela 1). Os grupos insulares estudados por Prado (1999), Schmidlin (2004) e Prado dados não publicados também tiveram suas coordenadas geográficas registradas de 20 em 20 minutos durante todo o período diário de atividades dos animais, variando de três a cinco dias de coleta sistemática de dados por mês.

Tabela 1 – Fonte e origem dos dados utilizados de grupos de *L. caissara* na Ilha do Superagui

2.2.2 Análise dos Dados

2.2.2.1 Área de uso

Neste trabalho optamos pelo uso de três estimadores em análises de área de uso: o Polígono Convexo Mínimo, Kernel e Polígonos Mensais Dissolvidos. Este último método está sendo usado pela primeira vez neste estudo, em um trabalho sobre área de uso

⁷ No quadriculado do sistema de coordenadas UTM (sistema utilizado como base para as análises de dados do mico-leão-da-cara-preta), esta diferença pode ser de até + ou – 1 grau (FRIEDMANN, 2003).

em primatas. A seguir explico em maiores detalhes a lógica e o histórico de cada um destes métodos, os quais foram implementados neste trabalho pela extensão *Animal Movement Analysis*, no programa Arcview 3.3, (HOOGE; EICHENLAUB, 1997).

Polígono Convexo Mínimo (PCM)

O Polígono Convexo Mínimo (PCM) é o método mais antigo e comum de estimar a área de uso de uma espécie (MOHR, 1947; HAYNE, 1949). Consiste na conexão de todos os pontos extremos observados, de modo a formar o menor polígono possível sem admitir concavidades. Olhando o polígono resultante vemos apenas os limites da área de uso, visto que o método acaba por ignorar o interior dessa área. O PCM é simples, fácil de ser desenhado e não considera nenhuma distribuição estatística (POWELL, 2000; JACOB; RUDRAN, 2003).

Kernel

O estimador de Kernel para áreas de uso utiliza um grupo particular de funções de probabilidade de densidade, chamadas de “kernels” representadas graficamente por pequenos morros arredondados, associados a cada uma das localizações amostradas (WORTON, 1989). A partir da combinação das funções (kernels) de cada localização, obtém-se a estimativa (semelhante a um relevo) da real função de densidade da distribuição de utilização, sendo esta estimativa equivalente à média de todos os kernels que nele se sobrepõem. Com o auxílio de um grid, se pode descrever contornos de probabilidade de densidade e estimar a área de uso se baseando na porcentagem desejada da distribuição de utilização (POWELL, 2000; JACOB; RUDRAN, 2003).

Considerado o melhor estimador disponível para áreas de uso, a grande vantagem dos estimadores de kernel está em reunir o caráter probabilístico com uma abordagem não paramétrica. Não ficando, desta forma, preso às premissas de distribuições paramétricas que pressupõem um formato rígido para os contornos de área de uso, tão

pouco é afetado pelo posicionamento e tamanho de grids para a estimativa de centros de atividade e distribuições de utilização (POWELL, 2000; JACOB; RUDRAN, 2003).

A largura da base do kernel é o aspecto mais importante deste estimador (SILVERMAN⁸, 1986 apud JACOB; RUDRAN, 2003). Descrita pela variável h e sendo também chamada de fator ou parâmetro de suavização do kernel, a largura da base irá determinar o grau de detalhamento da estimativa de densidade, assemelhando-se a relevos mais acidentados para baixos valores e relevos mais suaves para altos valores de h (WORTON, 1989). Estimativas com kernels de base estreita enfatizam centros de atividade e o detalhamento de seu uso, porém são mais sensíveis a erros nas estimativas de localização e tendem a formar contornos disjuntos da distribuição de utilização. Kernels com bases mais largas enfatizam o contorno geral, sendo menos sensíveis a erros de localização. Porém, tendem a suprimir os detalhes da distribuição de densidade (POWELL, 2000).

A forma mais acurada de escolha do h ideal é através do processo de “validação cruzada de quadrados mínimos” (Least Squares Cross Validation - LSCV). Este procedimento consiste na utilização de uma função $M(h)$ para estimar o valor de LSCV para o qual a discrepância entre a estimativa do kernel e a real função de densidade da distribuição de utilização seja a mínima possível (SEAMAN; POWELL, 1996).

De acordo com a utilização de um ou mais valores de h , o estimador kernel pode ser dividido em duas categorias: o fixo e o adaptativo. No kernel fixo, o valor escolhido de h mantém-se por toda a distribuição de utilização, suavizando por igual o volume de densidade. Já no estimador adaptativo, o valor escolhido de h varia de forma inversamente proporcional à densidade de localizações, promovendo um maior grau de suavização em áreas com menor concentração de localizações (WORTON, 1989). Seaman e Powell (1996) demonstram que o kernel fixo com validação cruzada (LSCV) produz estimativas mais acuradas, contrariando a intuição que diz que o estimador adaptativo é mais eficiente.

⁸ SILVERMAN, B. W. **Density estimators for statistics and data analysis**. London: Chapman & Hall. 1986.

Neste trabalho adotamos o valor de $h = 100$, o mesmo adotado por Schmidlin (2004) após realizar análises de validação cruzada para identificar o melhor fator de suavização para *L. caissara*. Utilizando os dados dos grupos continentais, realizamos análises com fatores de suavização menores e maiores para testar a eficiência desse valor de h (100) para análises de dados do mico-leão-da-cara-preta. O fator de suavização 100 foi de fato o que delineou um contorno de probabilidades que melhor se ajustou à variação das densidades e não superestimou a área utilizada pelos grupos de micos estudados. O kernel utilizado neste estudo (kernel fixo) manteve o mesmo valor de h para a suavização de toda a área de distribuição dos dados analisados.

Polígonos Mensais Dissolvidos

Este método foi desenvolvido de forma experimental durante as análises de dados deste estudo e está sendo utilizado pela primeira vez para análises do tamanho da área de vida de *L. caissara*. O método surgiu do intuito de corrigirmos as largas áreas de pouco ou nenhum uso inclusas na estimativa gerada pelo PCM único, resultante dos dados de todo o período de pesquisa para os grupos de micos-leões estudados. Esses grandes vazios presentes em análises por PCM, resultantes da sua susceptibilidade a outliers (pontos extremos), vêm recebendo várias críticas (JACOB; RUDRAN, 2003; POWELL, 2000). Na tentativa de reduzir esse efeito, outros esforços já foram empreendidos, como os métodos de inclusão de concavidades (STICKEL, 1954; HARVEY; BARBOUR, 1965; VOIGHT; TINLINE, 1980) e a exclusão progressiva de pontos mais extremos (KENWARD, 1987). Estes métodos, todavia, carecem de objetividade e não podem ser generalizados (JACOB; RUDRAN, 2003).

A dissolução dos polígonos mensais, desenvolvida neste trabalho, é um modo simples e inovador de excluirmos os vazios deixados pelo PCM sem termos de excluir nenhum dos pontos de ocorrência utilizados para estimar a área de uso. O método pode ser aplicado a qualquer conjunto de coordenadas geográficas (pontos de uso do espaço) que possam ser agrupadas em diferentes períodos de coleta de dados (como semanas, meses ou estações).

Para fins didáticos, a aplicação deste método pode ser dividida em três etapas: i) estimativa do PCM de cada mês ou período de estudo; ii) união dos PCMs, e iii) dissolução dos PCMs. Este procedimento foi desenvolvido com as ferramentas “merge themes” e “dissolve features”, disponíveis no ícone “geoprocessing” do programa Arcview 3.3.

2.2.2.2 Sobreposição

Realizamos análises da sobreposição espacial e temporal da área de uso dos grupos continentais pelos métodos PCM e Kernel. Espacialmente, observamos a sobreposição das áreas de uso resultantes do total de pontos obtidos entre Abril e Fevereiro de 2007, período de coleta simultânea de dados dos grupos Fernanda e Bina. Temporalmente, observamos a sobreposição da área de uso entre os grupos mês a mês, considerando-se o referido período em que a coleta de dados coincide.

2.2.2.3 Sítios de Pernoite

Os sítios de pernoite utilizados pelos grupos Fernanda e Bina foram agrupados em quatro tipos: oco, bromélia, palmeira indaiá e cupinzeiro. Para cada um destes verificamos a proporção de disponibilidade e intensidade de uso.

2.2.2.4 Rotas Diárias

Por meio da transformação dos pontos coletados em rotas diárias de movimentação obtemos as distâncias diárias percorridas. Os resultados apresentados equivalem à média total dos dias de campo para os grupos Fernanda (56 dias) e Bina (36 dias). Para essas estimativas assumimos que os animais se movem em linha reta de um ponto ao próximo.

2.2.2.5 Sazonalidade – período de maiores e menores temperaturas durante o estudo

As informações climáticas para as análises de sazonalidade foram obtidas junto ao Instituto Agronômico de São Paulo – IAC, estação climatológica de Cananéia. Dividimos o período de estudo dos dois grupos continentais em duas estações de acordo com a temperatura média diária, considerando-se as datas em que os dados foram coletados em campo. Posteriormente verificamos se houve diferença no tamanho da área de uso formada pelos PCM dos meses mais quentes e mais frios.

Para o grupo Fernanda, as variâncias foram heterogêneas, por isso realizamos um teste t para variâncias heterogêneas. Em ambos os grupos, utilizamos teste t para variáveis independentes para verificar a possível diferença do tamanho da área de uso entre os meses mais frios e mais quentes.

2.3 Resultados

2.3.1 Grupo Fernanda

Para o grupo Fernanda, completamos um total de 56 dias de coleta de dados, perfazendo aproximadamente 504 horas de observação ao longo de 19 meses de trabalho.

Entre maio de 2005 e outubro de 2006 esse grupo manteve a mesma composição: uma fêmea adulta alfa e dois filhotes de diferentes gerações. Em outubro de 2006 esta composição se alterou com a entrada de um macho no grupo para formar um casal reprodutivo com a fêmea jovem. Cabe lembrar que a fêmea adulta (Fernanda) e o dois filhotes perderam o macho alfa do grupo em maio de 2005 (ver sessão 2.2.1.1).

Área de Uso

Conforme mencionado no item 2.2.1.1, para o Grupo Fernanda realizamos dois blocos de análises dos dados. O primeiro bloco com os 12 primeiros meses (agosto de 2005 a julho de 2006); e o segundo bloco com o total de 19 meses (agosto de 2005 a fevereiro de 2007). Os resultados apresentados refletem, respectivamente, um esforço amostral de 36 e 56 dias de campo.

A Tabela 2 apresenta as estimativas da área de uso do Grupo Fernanda pelas diferentes metodologias empregadas para os dois períodos de análises (12 e 19 meses).

Tabela 2 – Sumário das estimativas do tamanho da área de uso do Grupo Fernanda

Conforme ilustrado pela Figura 6, a análise dos primeiros 12 meses de dados do Grupo Fernanda pelo método PCM resulta em uma área de vida de 369 hectares. Esta área engloba pontos extremos e com alguns vazios em seu interior.

Figura 6 – Polígono Convexo Mínimo resultante dos primeiros 12 meses de coleta de dados do Grupo Fernanda

Para o mesmo bloco de dados, o estimador Kernel resulta em uma área de 318 hectares. Conforme ilustrado pela Figura 7, este valor corresponde à área na qual se distribui 95% dos pontos de uso do espaço. Se considerarmos porcentagens menores teremos estimativas de áreas proporcionalmente menores e mais intensamente utilizadas.

Figura 7 – Área de uso estimada por Kernel (h fixo = 100) para os primeiros 12 meses de dados do Grupo Fernanda

A dissolução dos polígonos convexos mínimos dos primeiros 12 meses de dados do Grupo Fernanda (Figura 8) resulta em uma área de 313 hectares. Este método apresentou uma estimativa parecida com a obtida por Kernel e 56 hectares (15,18%) menor que aquela resultante por PCM.

Figura 8 - Comparação entre áreas de uso do Grupo Fernanda (12 meses) pelos métodos Polígono Convexo Mínimo e Polígonos Mensais Dissolvidos

Para o total de 19 meses de coleta de dados do Grupo Fernanda as análises por PCM resultam em uma área de 1.025 hectares. Esta, todavia, apresenta grandes vazios não utilizados em seu interior. Quando excluímos esses vazios dissolvendo os polígonos desses 19 meses, observamos uma redução de 41,27% da área, então estimada em 602 hectares. A área resultante do Kernel, por sua vez, foi de 558 hectares, valor semelhante ao obtido com a dissolução dos polígonos mensais. A Figura 9 apresenta a estimativa para os 19 meses de trabalho com o Grupo Fernanda pelos três métodos de análises empregados.

Figura 9 – Comparação entre as áreas de uso resultantes das três metodologias empregadas na análise de 19 meses de dados do Grupo Fernanda

O gráfico da Figura 10 apresenta a área acumulada a cada mês ao longo dos 19 meses de estudo do Grupo Fernanda. O gráfico chama a atenção para dois eventos ecológicos que refletiram nos maiores aumentos da área desses animais: a presença de outro grupo de micos-leões na mesma área e a entrada de um macho alfa no grupo. Esses resultados estão, provavelmente, relacionados à ausência de um macho alfa no Grupo Fernanda, o que tornou o uso do espaço por esses animais mais susceptível a eventos ecológicos.

Figura 10 – Área de uso acumulativa do Grupo Fernanda ao longo dos 19 meses de estudo

Sítios de Pernoite

As figuras 11 e 12 localizam os sítios de pernoite na área de vida estimada por PCM para 12 e 19 meses de pesquisas com o Grupo Fernanda, respectivamente. Em ambas as situações os abrigos noturnos são mais frequentes no interior da área de uso desses animais. As figuras apresentam o tamanho da área de uso estimada por PCM a partir da localização dos locais de pernoite. O tamanho dos círculos equivale à intensidade de uso desses abrigos.

Figura 11 – Intensidade de uso e Polígono Convexo Mínimo dos sítios de pernoite do Grupo Fernanda (12 meses)

Figura 12 - Intensidade de uso e polígono convexo mínimo dos sítios de pernoite do Grupo Fernanda (19 meses)

A Tabela 3 quantifica os tipos de sítios utilizados durante os primeiros 12 meses de coleta de dados do Grupo Fernanda, apresentando a intensidade de uso dos mesmos. Nesse período, os animais utilizaram 28 abrigos noturnos em 49 ocasiões.

Tabela 3 – Sítios de pernoite para 12 meses de dados do Grupo Fernanda

A rectangular area that has been completely blacked out, indicating that the content of the table has been redacted.

A Tabela 4, por sua vez, quantifica os sítios utilizados durante o total de 19 meses de trabalho, esse número aumenta 75% em relação ao observado em 12 meses, passando a um total de 49 abrigos utilizados 76 vezes.

Tabela 4 – Sítios de pernoite para 19 meses de dados do Grupo Fernanda

A rectangular area that has been completely blacked out, indicating that the content of the table has been redacted.

Rotas Diárias

A média da rota diária para o Grupo Fernanda foi de 1.289,38 metros considerando-se 12 meses e 1.336,94 metros considerando-se 19 meses. O gráfico da Figura 13 apresenta as distâncias percorridas em cada um dos três dias de coleta de dados mensais ao longo do estudo.

Figura 13 – Rotas diárias do Grupo Fernanda ao longo dos 19 meses de estudo

2.3.2 Grupo Bina

Para o Grupo Bina completamos um total de 36 dias de coleta de dados, perfazendo aproximadamente 324 horas de observação ao longo de 12 meses de trabalho.

Desde sua primeira captura em 28 de outubro de 2005 até novembro de 2006 esse grupo manteve a mesma composição: um casal alfa e um filhote macho. Em novembro de 2006 essa composição foi alterada com o nascimento de dois filhotes, um macho e uma fêmea.

Área de Uso

Para o Grupo Bina realizamos um bloco único de análises (pelos três métodos utilizados: PCM, Kernel e PCMs Dissolvidos) contemplando o período total de 12 meses de coleta de dados. A Figura 14 apresenta a área de uso estimada em 321 hectares pelo método PCM.

Figura 14 – Polígono Convexo Mínimo resultante de 12 meses de coleta de dados do Grupo Bina

O estimador Kernel resultou em uma área de 277 hectares para o Grupo Bina. Conforme ilustrado pela Figura 15 este valor corresponde à área na qual se distribui 95% dos pontos de uso do espaço. Se considerarmos porcentagens menores teremos estimativas de áreas cada vez menores e mais intensamente utilizadas.

Figura 15 – Área de uso do Grupo Bina resultante da análise pelo estimador Kernel (h fixo = 100)

Obtemos uma área de 251 hectares quando dissolvemos os polígonos convexos mínimos dos 12 meses de dados do Grupo Bina. Conforme ilustrado pela Figura 16, este método reduziu os vazios do PCM único em 21,80%.

Figura 16 – Comparação entre áreas de uso do Grupo Bina pelos métodos Polígono Convexo Mínimo e Polígonos Mensais Dissolvidos

Assim como observamos para 19 meses de dados obtidos para o Grupo Fernanda (Figura 10), o tamanho da área de vida do Grupo Bina não se estabiliza ao durante o período de 12 meses de estudo (Figura 17).

Figura 17 – Área de uso acumulativa do Grupo Bina ao longo dos 12 meses de estudo

Sítios de Pernoite

A Figura 18 localiza os sítios de pernoite na área de vida estimada por PCM para o Grupo Bina. Observamos que os abrigos noturnos são mais frequentes no interior da área de uso desses animais, cabendo lembrar que o mesmo padrão esteve presente no Grupo Fernanda. O tamanho dos círculos equivale à intensidade de uso desses abrigos. A figura apresenta ainda o tamanho da área de uso estimada a partir da localização dos locais de pernoite por PCM.

Figura 18 – Intensidade de uso e polígono convexo mínimo dos sítios de pernoite do Grupo Bina

A Tabela 5 quantifica os sítios de pernoite utilizados pelo Grupo Bina. Os animais utilizaram 37 locais de abrigo em 50 ocasiões distintas.

Tabela 5 – Sítios de pernoite do Grupo Bina

Tipo de Sítio	Quantidade	%	Altura média (m)	Intensidade de Uso	Intens. Uso/Qtde
Indaiá	16,00	43,24	11,06	21,00	1,31
Bromélia	13,00	35,14	11,25	18,00	1,38
Oco	8,00	21,62	10,67	11,00	1,38
Total	37,00	100,00	10,99	50,00	1,35

Rotas Diárias

A média da rota diária para o Grupo Bina foi de 1.289,09 metros, valor muito próximo do obtido para 12 meses do Grupo Fernanda. O gráfico da Figura 19 apresenta as distâncias percorridas em cada um dos três dias de coleta de dados mensais ao longo do estudo do uso do espaço por esses animais.

Figura 19 – Rotas diárias do Grupo Bina

2.3.3 Sobreposição

Quando consideramos as áreas obtidas por PCM observamos uma sobreposição de 98,10% da área do Grupo Bina sobre o Grupo Fernanda, que por sua vez sobrepõe 31,73% de sua área com os animais do Grupo Bina. Quando realizamos o mesmo procedimento com as áreas estimadas por Kernel, a sobreposição diminui para 54% para o Grupo Bina e se mantém em 32% para o Grupo Fernanda. A Tabela 6 apresenta esses valores de sobreposição entre esses dois grupos de micos-leões durante o período de coleta simultânea de dados desses animais: abril de 2006 a fevereiro de 2007.

Tabela 6 - Sobreposição entre as áreas de uso dos grupos de estudo pelos métodos PCM e Kernel

--

A Figura 20 apresenta as áreas de uso obtidas por PCM para o período de em que os grupos Fernanda e Bina foram estudados simultaneamente. Segundo este método a área do Grupo Bina está quase que completamente inserida sobre a área do Grupo Fernanda.

Figura 20 – Sobreposição espacial das áreas de uso dos grupos estudados pelo método PCM

Observamos uma menor sobreposição espacial da área do Grupo Bina sobre a área do Grupo Fernanda quando consideramos as áreas obtidas pelo estimador Kernel. Conforme ilustrado na Figura 21, os valores de sobreposição são os mesmos quando

consideramos a área estimada com 95% e 50% dos pontos de uso do espaço pelos dois grupos em questão.

Figura 21 – Sobreposição espacial das áreas de uso dos grupos estudados pelo método Kernel

Ao verificarmos a sobreposição mês a mês durante o período de pesquisas simultâneas com os grupos continentais verificamos que em apenas dois meses (abril e julho de 2006) os animais sobrepõem uma pequena porção de sua área. A Figura 22 ilustra as

áreas desses animais em cada um dos meses considerados, mostrando a ausência de sobreposição temporal. A Tabela 7 apresenta os valores de sobreposição nos meses de abril e julho de 2006.

Figura 22 – Sobreposição temporal das áreas de uso dos grupos estudados (PCM dos meses de amostragem simultânea dos grupos)

Tabela 7 – Sobreposição dos PCMs dos meses de Abril e Julho de 2006 entre os grupos estudados

No que se refere aos sítios de pernoite, quatro foram sobrepostos pelos grupos, representado 8,16% dos sítios do Grupo Fernanda (19 meses) e 10,81% dos locais de abrigo utilizados pelo Grupo Bina. Cabe ressaltar que os dois grupos nunca utilizaram os mesmos sítios em um mesmo mês de coleta de dados.

2.3.4 Sazonalidade

Não houve diferença entre o tamanho das áreas de uso dos meses mais frios e mais quentes para os dois grupos estudados (Grupo Fernanda: $t = -1,73$; $gl = 12$; $p = 0,11$ e para o Grupo Bina: $t = 0,86$; $gl = 10$; $p = 0,41$; teste t independente por grupos).

2.3.5 Comparação dos grupos continentais com grupos insulares de *L. caissara*

A Tabela 8 apresenta os grupos de *L. caissara* estudados em sua área de uso. O valor médio da área de uso dos grupos continentais é de 345 hectares ($N=2$) e para os insulares de 256,80 ($N=5$), ambas estimativas realizadas por PCM. Segundo este método, os dois grupos estudados no continente apresentaram uma área 25,57% maior que a média dos cinco grupos já estudados na Ilha do Superagui.

Tabela 8 – Comparação dos resultados dos grupos continentais com grupos estudados na Ilha do Superagui

Para os grupos insulares, o número de sítios de pernoites utilizados está disponível em Prado (1999) e Prado dados não publicados (Tabela 8). Para um desses grupos Prado observou 16 sítios de pernoite, 100% deles ocos de árvores. Para outro grupo insular autora apresenta 15 sítios, dos quais 86,7% são ocos. Os grupos continentais utilizaram maior quantidade e variedade de sítios de pernoite, sendo a maior parte destes palmeiras indaiás (*Attalea dubia*) (ver sessões 2.3.1 e 2.3.2).

Essa diferença entre quantidade e qualidade de sítios de pernoite deve-se, provavelmente, as variações de hábitat entre ilha e continente. Uma vez que não dispomos de informações sobre a disponibilidade desses sítios na ilha e no continente, não podemos inferir sobre seleção e/ou predileção por um determinado tipo de abrigo em detrimento de outro. Todavia, o conhecimento empírico e a experiência em campo nos permitem afirmar que palmeiras indaiás (*Attalea dubia*) são menos frequentes na Ilha do Superagui. Acreditamos que a disponibilidade de bromélias e ocos de árvores não difira entre ilha e continente. Levantamos ainda a hipótese de que a maior variedade e quantidade de abrigos noturnos no continente possa estar relacionada a maior pressão de predação a qual *L. caissara* pode estar sujeita nessa região.

As rotas diárias médias dos grupos estudados na Ilha do Superagui são 41,14% maiores que a dos dois grupos do Ariri. Esta observação é inesperada, visto que as áreas de uso levemente maiores dos dois grupos continentais pressupõe um maior deslocamento. Esse resultado pode ser interpretado como um sinal de que os animais estudados tenham familiaridade com suas grandes áreas de uso. A ausência de efeito do período mais quente e mais frio durante o estudo sobre o tamanho das áreas pelos grupos continentais também indicam uma menor necessidade de maiores deslocamentos para alocação de recursos alimentares. As menores rotas diárias no continente podem, ainda, estar relacionadas à menor defesa territorial desses animais.

Schimidlin (2004) chama a atenção para a diferença no formato das áreas de uso dos grupos A e B em relação aos demais grupos estudados na Ilha do Superagui. A autora observou que a área utilizada por estes animais acompanha os cordões arenosos que definem a formação florestal naquela porção da ilha, resultando em áreas mais

retangulares de vida. Assim como os demais grupos estudados na ilha, os dois grupos estudados no continente tiveram uma forma mais circular de suas áreas.

Outra diferença observada entre ilha e continente decorre da experiência de nossa equipe de campo nas duas regiões de estudo. Durante os oito anos de trabalho do IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas com grupos de micos-leões na ilha não houve nenhum registro de predação. Durante a realização deste trabalho, em três anos de pesquisas na região continental, tivemos um animal morto, possivelmente predado (ver sessão 2.2.1.1). Além deste, durante o trabalho de campo, observamos duas situações na qual uma jaguatirica (*Felis pardalis*) estava à espreita dos micos em um oco que até então era comumente utilizado pelo Grupo Fernanda. Após esse evento, nunca mais tivemos registros dos animais utilizando aquele sítio de pernoite.

2.4 Discussão

2.4.1 Métodos de Estimativa da Área de Uso

Os métodos utilizados para estimar o tamanho da área de uso – Polígono Convexo Mínimo, Kernel e Polígonos Mensais Dissolvidos, resultaram, respectivamente, em uma área de vida média de 345, 297,5 e 282 hectares para os dados coletados durante 12 meses de trabalho com os grupos alvo Fernanda e Bina. Como esperado, o método PCM resultou em áreas maiores para os dois grupos estudados (Tabela 9), chegando a ser quase o dobro (45,56%) da área estimada por kernel para 19 meses de dados do Grupo Fernanda. As análises por PCM foram convenientes por sua simplicidade, entretanto falharam ao produzir estimativas que incluíram grandes vazios nos polígonos gerados, resultando em tamanhos de áreas de vida pouco condizentes com a realidade observada.

Tabela 9 – Comparação entre os métodos utilizados para estimativa da área de uso dos grupos continentais estudados

As análises por Kernel e PCMs Dissolvidos produziram estimativas do tamanho da área de uso semelhantes (Tabela 9), mostrando que a dissolução dos polígonos convexos mensais (PCMS Dissolvidos) é uma alternativa eficiente para exclusão dos vazios deixados dentro do PCM. Sua vantagem está na ausência de necessidade de estabelecer parâmetros para as análises, como os fatores de suavização (h) do Kernel. Acreditamos que a dissolução dos polígonos seja um modo inovador de avançarmos nas análises de uso do espaço e territorialidade de forma simples, replicável e compatível com os recursos (softwares) atualmente disponíveis.

Considerando-se a diferença entre intensidade de uso e importância biológica da área para a espécie estudada (POWELL, 2000), as estimativas por kernel foram úteis para visualizarmos que os dois grupos utilizaram mais intensamente algumas áreas dentro dos limites de sua área de uso⁹. Esse padrão de uso do espaço também foi observado por Prado (1999) para um grupo de micos-leões estudados na Ilha do Superagui.

Embora seja considerado um dos melhores estimadores de área de uso, o kernel apresentou limitações que seriam comuns a qualquer outro estimador empregado. Os estimadores de área de uso pressupõem independência estatística entre localizações consecutivas na amostra, e acabam por ignorar a própria natureza da variável sendo medida, já que animais normalmente se movem de maneira não aleatória. Assim, o caráter de sequência temporal da amostra é desconsiderado, menosprezando informações de importante significado biológico (JACOB; RUDRAN, 2003; POWELL, 2000).

⁹ O uso diferenciado do hábitat dentro da área de uso é tratado no capítulo 3 desta dissertação.

2.4.2 Grandes Áreas de Uso

Antes de interpretarmos os resultados é importante lembrar um detalhe que pode fazer diferença na compreensão do uso do espaço por *L. caissara*: a espécie se distribui sobre hábitat contínuo, e o isolamento marcante para sua população foi o alargamento de um canal marítimo que isolou sua população em uma porção insular e continental (ver sessão 1.5.1, cap. 1). Essa realidade é distinta da situação da maioria das espécies estudadas na Floresta Atlântica, as quais se apresentam sobre fragmentos florestais em paisagens dominadas por mosaicos das mais diferentes alterações antrópicas.

Um primeiro olhar sobre os resultados apresentados deixa claro que estamos tratando de uma espécie que apresenta amplas áreas de vida. O tamanho médio da área de uso dos sete grupos já estudados, considerando-se ilha e continente, gira em torno de 300 hectares. Esta é a maior área de uso do gênero (Tabela 10), possivelmente a maior dos calitriquídeos. Entretanto, o tamanho do território de *L. caissara* parece não ser proporcional às grandes áreas de uso que apresenta.

Tabela 10 – Comparação dos valores de densidade populacional e estimativas da área de uso das quatro espécies de micos-leões

Com grandes áreas de uso e baixa densidade populacional, apesar das limitações de custo benefício, esperávamos que os grupos estudados apresentassem rotas maiores,

proporcionalmente a suas áreas e densidades. Os resultados, todavia, mostram que a rota diária de *L. caissara* não é maior que a observada nas demais espécies de micos-leões (Tabela 10).

Esse dinamismo espacial da área de uso pode ser visualizado nas figuras apresentadas e principalmente nos gráficos das figuras 10 e 17, nos quais o tamanho da área de uso dos grupos não se estabiliza durante os 19 meses de estudo do Grupo Fernanda e 12 meses do Grupo Bina. Assim, vimos que mensalmente novas áreas foram acrescidas nas áreas de vida desses animais.

Podemos levantar algumas hipóteses para explicar as grandes áreas utilizadas pelos micos-leões-da-cara-preta. Uma primeira explicação pode estar no fato de *L. caissara* ocorrer em uma área mais contínua e em melhor estado de conservação, com mais competidores, predadores e oferta de recursos que suas espécies congêneres. As demais espécies de micos-leões estão em ambientes com recursos limitantes, tais como espaço e alimento, apresentando áreas de uso menores e menos dinâmicas no tempo e no espaço. As diferenças entre localidades podem ser definitivas para que possamos entender diferenças demográficas e de uso do espaço pelas diversas populações de micos-leões (Tabela 10). Essa visão comparativa pode nos ajudar a compreender as tendências adaptativas selecionadas para características sociais, reprodutivas e demográficas em *Leontopithecus*.

Uma segunda explicação para grandes áreas de uso pode estar na forte correlação negativa entre tamanho da área de uso e densidade populacional (CHIVERS, 1969; KIERULFF et al., 2002a). A Tabela 10 apresenta dados de densidade populacional e tamanho da área utilizada por várias populações de micos-leões, mostrando comparativamente que *L. caissara* apresenta a menor densidade populacional e a maior área de uso do seu gênero. Grupos translocados de *L. rosalia* de *L. chrysopygus* para áreas antes não habitadas pelas espécies representam as seguintes maiores áreas do gênero. As menores áreas de uso e maiores densidades populacionais são apresentadas por *L. rosalia* na Reserva Biológica de Poço das Antas e *L. chrysomelas* na Estação Experimental de Lemos Maia. Densidades populacionais e áreas de uso

são intermediárias na Reserva Biológica União, para *L. rosalia*, e no Parque Estadual Morro do Diabo, para *L. chrysopygus* (Tabela 10).

Essa relação inversa entre densidade populacional e área de uso parece ser válida para *Leontopithecus*, devendo ser considerada nas estratégias de conservação destas espécies. Esta constatação se faz útil para nos lembrar que a melhor compreensão da relação entre características demográficas e ecológicas podem ser mais profundamente exploradas em estudos de meta-análise, contribuindo para o conhecimento da história natural e conservação desses taxa. Este tipo de estudo pode, por exemplo, apontar densidades adequadas e compatíveis com programas de translocação e reintrodução, estratégias adotadas no manejo conservacionista de *L. rosalia* e *L. chrysopygus* (KIERULFF et al., 2002b; OLIVEIRA, 2002; MARTNS, 2004).

Outra explicação para grandes áreas de vida está na relação entre tamanho corporal e necessidades metabólicas. A relação positiva entre tamanho corporal e área de uso foi tratada em vários trabalhos sobre uso do espaço por espécies animais (McNAB, 1963; SCHOENER, 1968; TURNER, 1969; MILTON; MAY, 1976). As espécies de micos-leões apresentam o maior tamanho corporal e áreas de uso dos calitriquídeos. São também marcadamente predadores frugívoros de florestas maduras (RYLANDS, 1996). Diferenças no tamanho da área de uso de espécies congêneres estão relacionadas a diferenças nas necessidades metabólicas, sendo que animais especialistas têm uma área de uso maior que generalistas de um tamanho corporal equivalente (HARVEY; CLUTTON-BROCK, 1981). Assim, uma terceira hipótese seria que *L. caissara* apresenta maiores áreas de uso por ser mais especialista que as demais espécies de micos-leões.

Prado (1999) observou que os componentes principais da dieta de um grupo de *L. caissara* na Ilha do Superagui foram muito semelhantes aos das demais espécies de micos-leões. A autora ressalta, entretanto, a diferença nas quantidades de espécies consumidas, tendo *L. caissara* utilizado menos espécies vegetais em sua dieta (N=30) que *L. rosalia* (N=49) e *L. chrysopygus* (N=47). Esta observação corrobora com a

possibilidade de *L. caissara* ser mais especialista que os demais micos-leões, apresentando maiores áreas de uso e exigências.

Essa condição remete a Rylands (1996) e sua teoria sobre o *Leontopithecus* ao comparar o comportamento social e reprodutivo dos gêneros da família Callitrichidae. Seria, portanto, *L. caissara* a espécie do gênero que ainda se mantém mais próximo das condições evolutivas que levaram a especiação e distribuição dos micos-leões às florestas maduras e de pouco desnível altitudinal (RYLANDS, 1996). As demais espécies estiveram especialmente sujeitas às pressões de seleção trazidas pela perda massiva de hábitat e consequentes alterações de processos ecológicos. Esta realidade fez com que maioria das informações sobre o gênero fossem obtidas em paisagens compostas por um mosaico de florestas sobre diferentes estágios sucessionais permeadas por agricultura e pastagem, acabando por revelar a flexibilidade ecológica e comportamental conhecida para o gênero (PERES, 1986; VALLADARES-PADUA, 1993, 1997; RYLANDS; KIERULFF; PINTO, 2002). Em suma, esse processo mais massivo de fragmentação e perda de hábitat gerou adensamento das populações remanescentes, diminuição do tamanho da área de uso e maior territorialidade para três das quatro espécies de micos-leões.

2.4.3 Sobreposição entre as Áreas dos Grupos Estudados

Ainda que as áreas sobrepostas pelos os grupos estudados difiram entre as análises por PCM e Kernel (figuras 20 e 21), observamos uma grande sobreposição espacial das áreas de vida dos dois grupos. Uma provável razão para essa grande tolerância espacial pode estar no fato desses grupos serem aparentados. Vislumbrando que a área utilizada reflete um mapa cognitivo dos animais (STAMPS, 1995), grupos que apresentam indivíduos que compuseram uma mesma unidade familiar no passado, podem sobrepor grandes áreas por terem mapas cognitivos semelhantes. Essa suposição surgiu durante a coleta de dados em campo, quando algumas vezes pudemos observar os dois grupos bastantes próximos um do outro, sem apresentar, entretanto, nenhum comportamento de defesa do território. Porém, outras tantas vezes,

estes grupos defenderam o território quando notada a presença de grupos vizinhos estranhos ao estudo.

A ampla sobreposição espacial (figuras 20 e 21) e a discreta sobreposição temporal (Figura 22) entre as áreas dos grupos estudados sugerem a partição temporal dos recursos como estratégia para reduzir a competição intra-específica. Essa estratégia parece condizer com o uso mais intenso do interior da área de vida e com o tamanho dessas áreas. Entretanto, é importante ressaltar que esta realidade ecológica faz sentido, em termos de aptidão evolutiva, em áreas de hábitat satisfatório e com disponibilidade suficiente de alimentos.

No que concerne aos sítios de pernoite, conforme apresentado, os dois grupos sobrepuseram apenas quatro sítios de pernoite (8,16% para o Grupo Fernanda e 10,81% para o Grupo Bina) e nunca utilizaram os sítios sobrepostos nos mesmos meses. Essa observação corrobora com a hipótese de maior permissividade espacial das áreas de vida e uma maior partição temporal no uso dos recursos disponíveis nessas áreas.

2.4.4 Estrutura Social e Eventos Ecológicos Determinando Uso do Espaço

Para o Grupo Fernanda, o histórico dos acontecimentos ecológicos durante os 19 meses de coleta dos dados foram claramente refletidos sobre os resultados apresentados. Conforme descrito na sessão 2.2.1.1, o macho alfa desse grupo morreu no início do estudo, antes do início da coleta sistemática de dados. A área de uso deste grupo se apresentou mais dinâmica no espaço e no tempo, tendo sido influenciada, principalmente, por dois eventos: i) a presença de outro grupo de micos-leões, composto de seis indivíduos, na área ocupada nos primeiros meses de coleta de dados, e ii) o ingresso de um macho no grupo que constitui um casal alfa com a fêmea jovem (ver Figura 10).

O sistema de acasalamento e interação social pareceu ser crítico para a fidelidade do Grupo Fernanda a sua área de uso. A ausência de um macho alfa em uma estrutura

familiar de uma fêmea adulta e dois filhotes de distintas gerações fez com que a territorialidade (acesso exclusivo a determinadas áreas e manutenção da área de uso ao longo do tempo) se apresentasse sujeita a eventos ecológicos e sociais. Para os animais do Grupo Fernanda, essas características sociais que culminaram no uso mais dinâmico do espaço teriam levado também a uma menor defesa do território, visto que o custo de defesa é maior em áreas novas que em áreas familiares (EASON; HANNON¹⁰, 1994; STAMPS¹¹, 1994 apud STAMPS, 1995).

O segundo grupo estudado, Grupo Bina – no qual a composição do casal alfa se manteve durante todo o estudo – apresentou uma área de uso mais definida no espaço e menos sujeita a eventos ecológicos como a pressão de grupos vizinhos. A área de uso desse grupo foi um pouco menor que a do Grupo Fernanda e os pontos amostrados a cada 20 minutos durante a coleta de dados revelam o uso mais uniforme do espaço e sem tantos vazios na área de uso resultante das análises por PCM (ver Figuras 6, 9 e 14). Faz-se interessante mencionar que após a conclusão da coleta sistemática de dados, o Grupo Bina continuou a ser monitorado com o objetivo de estudarmos o processo de dispersão e formação de novos grupos. Até o mês de Outubro de 2007, quando o jovem adulto que utilizava o rádio colar dispersou, o grupo utilizava a mesma área de uso apresentada neste estudo.

2.4.5 O Uso do Espaço pelo Mico-Leão-da-Cara-Preta

Kierulff e colaboradores (2002a), em uma revisão ecológica e comportamental do gênero, apontam que os micos-leões podem apresentar dois padrões contrários de área de vida: i) gastam a maior parte do tempo patrulhando os limites da área de uso ou ii) ocupando áreas mais centrais. Os resultados apresentados na sessão três deste capítulo mostram que os dois grupos de micos estudados no Ariri concentraram suas

¹⁰ EASON, P.; HANNON, S. J. New birds on the block: new neighbors increase defensive costs for territorial male willow ptarmigan. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 107, p. 242-249, 1994.

¹¹ STAMPS, J. A. Territorial behavior: testing assumptions. **Advances in the Study of Behavior**, v. 23, p. 173-232, 1994.

atividades no centro de suas áreas de vida. A maior intensidade de uso de áreas centrais também foi observada por Prado (1999) na Ilha do Superagui.

O uso mais intenso do centro da área de vida foi apresentado por Kierulff (2000) para micos-leões-dourados na Reserva Biologia (REBIO) União. A autora relaciona esse padrão de área de uso e territorialidade com a ausência de grupos nativos na REBIO União, fazendo com que os grupos translocados de *L. rosalia* se apresentem sobre baixa densidade populacional e com as maiores áreas de uso da espécie¹² (Tabela 10), despendendo mais tempo no centro, exibindo pouca defesa territorial e patrulhamento das bordas do território (KIERULFF, 2000). Na Reserva Biológica de Poço das Antas, com alta densidade populacional de *L. rosalia*, vemos uma situação oposta, na qual os grupos de micos-leões-dourados apresentam as menores áreas de uso do gênero (Tabela 10) e demandam bastante tempo patrulhando os limites da área de uso e defendendo seu território (DIETZ et al., 1997).

Os resultados aqui apresentados remetem ao observado por Kierulff (2000) para *L. rosalia*. Os grupos nativos de *L. caissara* também se apresentam sobre baixa densidade populacional, com grandes áreas de vida mais intensamente utilizadas no seu centro. Essa constatação nos leva a compreender o mico-leão-da-cara-preta como uma espécie em situação de não adensamento populacional, sendo o tamanho de sua área de uso e territorialidade mais influenciados por condições ambientais, sociais e relações interespecíficas que pela competição intra-específica.

Para compreendermos o porquê dessa flexibilidade entre as espécies de micos-leões devemos nos remeter a introdução deste capítulo, lembrando que um território deve ser economicamente defensável e que a existência de recursos limitantes sejam os principais condicionantes da presença de comportamentos territoriais (CARPENTER; MacMILLEN, 1976; OSTFELD, 1986; IMS, 1987; PALOMARES, 1994; ROGERS, 1987).

¹² Resultados semelhantes foram observados para *L. chrysopygus*, quando grupos translocados para Fazenda Mosquito (que também não apresentava populações nativas de micos-leões) apresentaram áreas de uso maiores que as conhecidas até então para a espécie (Tabela 10) (MARTINS, 2004).

Segundo esse raciocínio, as espécies deveriam apresentar menores áreas de uso em hábitat mais produtivos com recursos necessários bem distribuídos que em hábitats menos produtivos. Se os recursos são escassos e não podem ser encontrados em uma área pequena, então o animal pode exibir uma territorialidade incompleta, mantendo acesso exclusivo apenas a algumas partes de sua área de uso com os mais importantes recursos (HIXON, 1982). Assim, a territorialidade não é uma característica inerente à espécie ou ao gênero, podendo variar entre regiões e situações ecológicas (POWELL, 2000).

Apesar da relação predominante entre territorialidade e defesa por recursos limitantes, essa defesa tem sido raramente quantificada de modo padrão e comparável entre os diversos taxa. Em estudos com primatas, a quantificação e comparação da territorialidade podem ser feitas pela proporção de comportamentos agonísticos e de defesa de território (vocalizações características, posições de alerta e marcação odorífera, por exemplo) entre distintas populações da mesma espécie e entre táxons relacionados. Essa visão comparativa pode ser de grande valia para compreensão do uso do espaço, gerando *insights* sobre as estratégias ecológicas empregadas pelas espécies investigadas.

Os resultados obtidos com o estudo dos dois grupos continentais somam-se ao conhecimento disponível para a Ilha do Superagui, revelando o mico-leão-da-cara-preta como uma espécie na qual o hábitat produtivo parece levar a uma maior flexibilidade espacial da área de uso ao longo do tempo e a uma territorialidade mais discreta. Esta parece ser a hipótese mais coerente para compreendermos o uso do espaço por *L. caissara*. Logo, esse dinamismo espacial seria chave para as grandes áreas de uso que a espécie apresenta.

Desta forma a compreensão de como o *L. caissara* utiliza o espaço parece ser mais complexa que a relação entre tamanho da área de uso, disponibilidade de recursos e gasto energético. Precisamos considerar o ambiente no qual a espécie se distribui e fazer uso do conhecimento disponível para as espécies a ela relacionadas, obtendo uma visão mais realista de sua ecologia e história natural. Assim, vemos uma espécie

habitando ambientes produtivos, apresentando grandes áreas de vida que parecem ser compensadas energeticamente por uma espacialidade mais dinâmica, através da incorporação de novas áreas e abandono de outras ao longo do tempo.

Além disso, os resultados observados sugerem que a manutenção da área de uso e comportamento territorial são estratégias ecológicas e evolutivas relacionadas com a estrutura social e reprodutiva. Nesse sentido, a territorialidade e identidade espacial de grupos de *L. caissara* parecem depender da integridade desses núcleos familiares, nos quais a presença do casal alfa parece ser crítico.

2.5 Considerações Finais

Durante anos trabalhando com o mico-leão-da-cara-preta uma das questões que mais tem me instigado é o tamanho da área de vida desses animais em uma floresta abundante em recursos. Este estudo mostrou que a diferença de hábitat entre ilha e continente não resulta em áreas menores e confirma *L. caissara* como a espécie com a maior área de uso dos calitriquídeos. Confirmado este aspecto, a realização deste estudo trouxe também alguma luz para minha curiosidade, à medida que me fez perceber que o uso do espaço por *L. caissara* é mais dinâmico do que eu supunha. Neste quebra-cabeça ecológico, emoldurado pelo hábitat, não podemos esquecer as particularidades da espécie em relação a suas congêneres, tais como características demográficas e particularidades geográficas e vegetacionais.

Este estudo aponta algumas pesquisas pertinentes para o avanço na compreensão ecológica do mico-leão-da-cara-preta: i) Avaliar a disponibilidade de sítios de pernoite na porção continental e insular; ii) Verificar se a pressão de predação para a espécie difere entre ilha e continente; iii) Investigar a ecologia alimentar da população continental da espécie.

Outra pesquisa que nos parece relevante, vai além do âmbito da espécie alvo deste trabalho e de encontro ao progresso da ecologia teórica e aplicada: trata-se da determinação dos fatores determinantes do uso do espaço em táxons relacionados. O

gênero *Leontopithecus*, dentre os mais conhecidos e estudados grupos de primatas, apresenta uma situação oportuna para estes estudos. O uso do espaço pode ser contraposto, por exemplo, com características populacionais/demográficas (tamanho, densidade, sobrevivência, mortalidade), ambientais (área disponível, características do hábitat e da paisagem, histórico de perturbações), bionômicas (tamanho corporal, taxas metabólicas, dieta) e etológicas (comportamentos sociais, reprodutivos, agonísticos).

Cabe ainda ressaltar a importância estudos de uso de espaço por outras espécies de primatas e mamíferos na região de ocorrência de *L. caissara* para compararmos resultados obtidos nesta área com estudos realizados para espécies congêneres em paisagens mais fragmentadas.

Referências

- AEBISCHER, N.J.; ROBERTSON, P.A.; KENWARD, R.E. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. **Ecology**, Washington, v. 74, n. 5, p.1313-1325, Jul., 1993.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecology**: from individuals to ecosystems. 4th ed., Oxford: Blackwell Publishing, 2006. p. 282.
- BURT, W.H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 24, n. 3, p. 346-352, Aug., 1943.
- CARPENTER, F.L.; MacMILLEN, R.E. Threshold model of feeding territoriality and test with a Hawaiian honeycreeper. **Science**, Washington, v. 194, n. 4265, p. 634-642, Nov. 1976.
- CHIVERS, D.J. On the daily behaviour and spacing of howling monkeys groups. **Folia Primatologica**, London, v. 10, n.1, p. 48-102, 1969.
- CULLEN JÚNIOR, L.; VALLADARES-PADUA, C.B. Métodos para estudos de ecologia, manejo e conservação de primatas na natureza. In: VALLADARES-PADUA, C. B.; BODMER, R. (Ed.). **Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil**, Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 1997. cap. 15, p. 239-269.
- DIETZ, J.M.; BAKER, A.J.; MIGLIORETTI, D. Seasonal variation in reproduction, juvenile growth and adult body mass in golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, Hoboken, v. 34, n. 2, p. 115-132, 1994.

DIETZ, J.M.; SOUZA, S.N. de; BILLERBECK, R. Population dynamics of golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Una Reserve, Brazil. **Dodo Journal of the Wildlife Preservation Trusts**, Jersey, v. 32, p. 115-122, 1996.

DIETZ, J.M.; PERES, C.A.; PINDER, L. Foraging ecology and use of space in golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, Hoboken, v. 41, p. 282-305, 1997.

FRIEDMANN, R.M.P. **Fundamentos de orientação: cartografia e navegação terrestre**. Curitiba: Ed. Pro Books, 2003. 365 p.

HARVEY, M.J; BARBOUR, R.W. Home range of *Microtus ochrogaster* as determined by modified minimum area method. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 46, n.3, p.398-402, Ago., 1965.

HARVEY, P.H.; CLUTTON-BROCK, T.H. Primate home-range size and metabolic needs. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, Heidelberg, v. 8, n. 2, p. 151-155, Abr., 1981.

HAYNE, D.W. Calculation of size of home range. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 30, n.1, p. 1-18, Fev., 1949.

HIXON, M.A. Energy maximizers and time minimizers: Theory and reality. **American Naturalist**, Chicago, v. 119, n. 4, p. 510-530, Abr., 1982.

HOOGE, P.N.; EICHENLAUB, B. **Animal movement extension to arcview**. Versão 1.1, computer program, Alaska Science Center - Biological Science Office, Geological Survey, Anchorage, 1997.

IMS, R.A. Male spacing systems in microtine rodents. **American Naturalist**, Chicago, v. 130, n. 4, p. 475-484, Out, 1987.

JACOB, A.A.; RUDRAN, R. Radiotelemetria em estudos populacionais. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C.B. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, 2003. cap. 12, p. 285-342.

KENWARD, R.E. **Wildlife radio tagging**. London: Academic Press, 1987. 307 p.

KIERULFF, M.C.M. **Ecology and behavior of translocated groups of golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*)**. 2000. 350 p. Thesis (PhD in Biology), University of Cambridge, Cambridge, 2000.

KIERULFF, M.C.M.; RABOY, B.E.; OLIVEIRA, P.P. de; MILLER, K.; PASSOS, F.C.; PRADO, F. Behavioral ecology of lion tamarins. In: KLEIMAN, D.G.; RYLANDS, A.B. (Ed.). **Lion Tamarins: Biology and conservation**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 2002a. cap. 7 p. 157-187.

KIERULFF, M.C.M.; OLIVEIRA, P.P. de; BECK, B.B.; MARTINS, A. Reintroduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins. In: KLEIMAN, D.G.; RYLANDS, A.B. (Ed.). **Lion Tamarins: Biology and conservation**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 2002b. cap. 12 p. 271-282.

MARTINS, C.S. **Conservação do mico-leão preto (*Leontopithecus chrysopygus*): três tipos de manejo avaliados através da ecologia e comportamento**. 2004. 155 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

McNAB, B. K. Bioenergetics and the determination of home range size. **American Naturalist**, Chicago, v.97, p. 133-140, Mai-Jun, 1963.

MILTON, K.; MAY, M. L. Body weight, diet and home range area in primates. **Nature**, London, v. 259, p. 459-462, Feb., 1976.

MOHR, C.O. Table of equivalent populations of North American small mammals. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 37, n.1, p. 223-249, Jan., 1947.

OLIVEIRA, P. P. de. **Ecologia alimentar, dieta e área de uso de micos-leões-dourados translocados e sua relação com a distribuição espacial e temporal de recursos alimentares na Reserva Biológica União, RJ**. 2002. 234 p. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

OSTFELD, R.S. Territoriality and mating system of California voles. **The Journal of Animal Ecology**, London, v. 55, n.2, p. 691-706, Jun., 1986.

PALOMARES, F. Site fidelity and effects of body mass on home-range size of Egyptian mongooses. **Canadian Journal of Zoology**, Toronto, v. 72, n. 3, p. 465-469, Mar, 1994.

PARANHOS, K.M. **Estimativas populacionais para espécies raras: o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) como modelo**. 2006. 53 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

POWELL, R.A. Animal home range and territories and home range estimators. In: BOITANI, L.; FULLER, T.K. (Ed.). **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences**. New York: Columbia University Press, 2000. cap. 3, p. 65-110.

PRADO, F. **Ecologia, comportamento e conservação do mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) no Parque Nacional do Superagüi, Guaraqueçaba, Paraná**. 1999. 69 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Botucatu, 1999.

RABOY, B.E.; DIETZ, J.M. Diet, foraging, and use of space in wild golden-headed lion tamarins. **American Journal of Primatology**, Hoboken, v.63, p. 1-15, Mai, 2004.

ROBERTSON, P.A.; AEBISCHER, N.J.; KENWARD, R.E.; HANSKI, I.K.; WILLIAMS, N.P. Simulation and Jack-knifing assessment of home-range indices based on underlying trajectories. **Journal of Applied Ecology**, London, v.35, n. 6, p. 928-940, Dez., 1998.

ROGERS, L.L. Effects of food supply and kinship on social behavior, movements, and population growth of Black bears in northeastern Minnesota. **Wildlife Monographs**, Bethesda, v. 97, p. 1-72, Jan., 1987.

RYLANDS, A.B. Habitat and the evolution of social and reproductive behavior in Callitrichidae. **American Journal of Primatology**, Hoboken, v. 38, n. 1, p. 5-18, 1996, (special issue).

RYLANDS, A.B.; KIERULFF, M.C.M.; PINTO, L.P. de S. Distribution and status of lion tamarins. In: KLEIMAN, D.G.; RYLANDS, A.B. (Ed.). **Lion Tamarins: Biology and Conservation**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 2002. cap. 2, p.42-70.

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

SCHMIDLIN, L.A.J. **Análise da disponibilidade de habitat para o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990) e identificação de áreas preferenciais para o manejo da espécie por técnicas de geoprocessamento**. 2004. 90 p. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

SEAMAN, D.E.; POWELL, R.A. An evaluation of the accuracy of kernel density for animal home range analysis. **Ecology**, Washington, v. 77, n. 7, p. 2075-2085, Oct. 1996.

STAMPS, J. Motor learning and the value of familiar space. **The American Naturalist**, Chicago, v. 146, n. 5, p. 41-58, Jul. 1995.

STICKEL, L.F. A comparison of certain methods of measuring ranges of small mammals. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 35, n.1, p. 1-15, Fev., 1954.

TURNER, F. B.; JENNRICH, R. I.; WEINTRAUB, J. D. Home range and body size of lizards. **Ecology**, Washington, v. 50, p. 1076-1081, Nov., 1969.

VALLADARES-PADUA, C.B. **The ecology, behavior and conservation of the black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*, Mikan, 1823)**. 1993. 182 p. Thesis – (PhD in Philosophy) – Universidade da Florida, Florida, 1993.

VOIGT, D.R.; TINLINE, R.R. Strategies for analyzing radio tracking data. In: AMLANER JR., C.J.; MacDONALD, D.W. (Ed). **A handbook on biotelemetry and radio tracking**. Oxford: Pergamon Press, 1980. p. 387-4040.

WORTON, B.J. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. **Ecology**, Washington, v. 70, n. 1, p. 164-168, Feb. 1989.

3 SELEÇÃO DO HÁBITAT PELO MICO-LEÃO-DA-CARA-PRETA (*Leontopithecus caissara*)

Resumo

Este estudo investiga a seleção de hábitat por *Leontopithecus caissara* em suas populações insular e continental. Trabalhamos a hipótese de que dentro da área de vida diferentes tipos de hábitat são utilizados distintamente. Estimamos em ambiente SIG as proporções de disponibilidade e utilização por Polígono Convexo Mínimo (PCM) e Kernel. Além disso, refinamos estimativas de capacidade suporte (K) e geramos pela primeira vez esses valores para o continente com dados provenientes da própria região. A relação entre uso e disponibilidade diferiu entre as estimativas por PCM e Kernel, mostrando o quanto estudos de seleção do hábitat baseados nessa relação podem ser vulneráveis aos métodos utilizados para estimar área de uso. Os quatro grupos amostrados – exceto um deles quando teve sua área estimada por kernel – apresentaram uso desproporcional à disponibilidade do hábitat ($X^2 < 0,001$). Os tipos de habitats mais intensamente utilizados intercalaram áreas de floresta madura e em clímax edáfico com áreas antropizadas em sucessão. A constatação que *L. caissara* seleciona negativamente áreas submontanas se faz útil para compreendermos sua distribuição restrita a áreas de planície próximas à cota zero do nível do mar. Os resultados obtidos corroboram para a descrição dos micos-leões como os calitriquídeos de Floresta Atlântica madura, com pouco desnível altitudinal e que apresentam flexibilidade ao uso do hábitat. A capacidade suporte nos limites conhecidos de distribuição da espécie está em cerca de 700 indivíduos. Esse limite populacional pode chegar a aproximadamente 1.500 indivíduos quando consideramos áreas potenciais para manejo conservacionista. Esses tamanhos populacionais são aparentemente incapazes de manter uma população viável na natureza e ressaltam a urgência de pesquisas genéticas que colaborem para a compreensão do histórico ecológico/evolutivo de *L. caissara*. Potenciais translocações com vistas ao aumento populacional devem considerar as diferenças de hábitat entre ilha e continente, a seleção da espécie por áreas de baixada e sua flexibilidade ecológica no uso do hábitat.

Abstract

This study investigated habitat selection by *Leontopithecus caissara* in insular and continental populations. We tested the hypothesis that within the home-range, distinct habitats are used differently. We estimated the proportions of habitat availability and habitat use using GIS with the Minimum Convex Polygon (MCP) and Kernel methods. In addition, we refined estimates of carrying capacity (K) and generated these values for continental populations for the first time with data from the region. The

relationship between the availability and use of habitat differed between MCP and Kernel estimates, suggesting that habitat-selection studies can be vulnerable to the methods used to estimate home-range. The four groups sampled showed habitat use disproportional to habitat availability ($X^2 < 0.001$), except for one when home-range was calculated using Kernel. The habitat types most intensively used were a mix of mature forest and anthropically altered successional areas. The observation that *L. caissara* avoided mountainous regions sheds light on its restricted distribution in coastal low-elevation plain areas. Results confirm the description of lion tamarins as callitrichids of mature Atlantic Forest, with little altitude variation and flexible habitat use. The support capacity of the known distribution of the species is approximately 700 individuals. This limit reaches 1500 when considering potential areas for conservation management. These population sizes are apparently incapable of supporting a viable natural population, which highlights the urgency of genetic research to understand the ecological/evolutionary history of *L. caissara*. Potential translocations to increase population size should consider the habitat differences between island and continent, the selection of lowland areas and flexibility in habitat-use.

3.1 Introdução

O mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) está criticamente ameaçado de extinção (IUCN, 2007) devido a seu reduzido tamanho populacional de aproximadamente 400 indivíduos na natureza (AMARAL; PRADO; VALLADARES-PADUA, 2003) e sua distribuição geográfica restrita a menos de 300 km² entre o sul de São Paulo e norte do Paraná (LORINI; PERSSON, 1994; PRADO; VALLADARES-PADUA; AMARAL, 2003; SCHMIDLIN, 2004). Esforços para obter a viabilidade da espécie e seu hábitat vêm se desenvolvendo em um programa de conservação (ver cap.1, sessão 1.3), no qual estão previstas pesquisas e ações de manejo conservacionista (HOLST, 2006). Estas ações, para serem postas em prática, pressupõem conhecimento da utilização dos diferentes tipos de hábitat pela espécie. Este estudo busca preencher essa lacuna de conhecimento, investigando a seleção de hábitat por *L. caissara* em suas populações insular e continental.

A palavra hábitat pode apresentar dois possíveis usos. O primeiro remete aos dicionários, que definem hábitat como local de vida de espécies animais, ou tecnicamente, os recursos e condições necessárias para sua ocorrência. O segundo uso, amplamente utilizado pela literatura que trata de vida selvagem, define hábitat

como o conjunto das distintas coberturas vegetacionais sobre as quais uma determinada espécie terrestre se distribui (GARSHELIS, 2000).

Neste trabalho, utilizamos o segundo conceito apresentado. Portanto, quando nos referirmos a “uso do hábitat” estaremos tratando do uso das diferentes classes de vegetação descritas para *L. caissara* em sua área de ocorrência e nas áreas passíveis de receber animais em situação de manejo conservacionista¹³.

Quando utilizarmos o termo seleção, por sua vez, estaremos nos referindo ao processo por meio do qual os indivíduos de determinada espécie utilizam, não pelo acaso, uma fração dos habitats que lhe são disponíveis (FRETWELL, LUCAS, 1970; HOLT, 1985; PULLIAM, 1988; MORRIS, 2003). Assim, neste estudo, quando mencionarmos “seleção de hábitat”, estaremos nos referindo ao uso diferencial dos tipos de hábitat (classes de vegetação) disponíveis para o mico-leão-da-cara-preta. Ainda, ao avaliarmos a seleção de hábitat mensuraremos a preferência relativa dos diferentes habitats passíveis de utilização por *L. caissara* na região continental do Ariri e na Ilha do Superagui.

Nesse contexto, compreender como populações selvagens selecionam o hábitat é interesse primário em ecologia aplicada e teórica (RHODES et al., 2005). Através desse conhecimento se pode avaliar a relação entre a população investigada e tipos de hábitat, servindo como orientação para ações de manejo e conservação, tanto do hábitat como da população (GARSHELIS, 2000; MATTHIOPOULOS, 2003; VALLADARES-PADUA; MARTINS; RUDRAN, 2003).

Com esse intuito de adquirir conhecimento ecológico aplicado à conservação, este capítulo busca dar um passo adiante na compreensão da relação entre hábitat e uso do espaço por *L. caissara*, transpondo as questões tratadas no capítulo anterior desta dissertação. Trabalhamos a hipótese de que dentro da área de uso diferentes tipos de hábitat são utilizados distintamente. Para testar essa proposição investigamos a relação

¹³ A classificação do hábitat de *L. caissara* é apresentada por Schmidlin em sua dissertação de mestrado, defendida no programa de Manejo Florestal da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, no ano de 2004, sobre o título “Análise e Disponibilidade de Hábitat para o Mico-Leão-da-Cara-Preta (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990) e Identificação de Áreas Preferenciais para Manejo Conservacionista da Espécie por Técnicas de Geoprocessamento”.

entre uso e disponibilidade dos tipos de hábitat para *L. caissara* na região continental do Ariri e na Ilha do Superagui (Figura 23). Utilizamos para as análises proporções de uso do espaço estimadas por PCM e Kernel a fim de proporcionar uma reflexão crítica acerca dos mesmos e da implicação do seu uso na obtenção de subsídios úteis para conservação.

Figura 23 – Localização dos grupos estudados na região continental do Ariri e na Ilha do Superagui

Uma vez que dispomos de informações inéditas de uso do espaço pelo mico-leão-da-cara-preta em sua porção continental de ocorrência, este estudo também se propõe a aperfeiçoar as estimativas de capacidade suporte (K) e a gerar, pela primeira vez, esses valores para o continente com dados provenientes da própria região. Estas estimativas de capacidade suporte representam o número máximo de micos-leões passíveis de ocupar os ambientes da ilha e do continente. O conhecimento desses

limites populacionais é relevante para definirmos cenários de manejo conservacionista e trabalharmos acerca da meta dos esforços de conservação e pesquisas com o mico-leão-da-cara-preta: população e hábitat viável em longo prazo (ver figuras 1 e 2, sessão 1.3, cap. 1).

3.2 Metodologia

Três métodos têm sido empregados para avaliar seleção de hábitat. O primeiro deles se baseia em dados de uso e disponibilidade, o segundo compara características de habitats sabidamente utilizados (locais de abrigo e alimentação, por exemplo) com aqueles pouco ou raramente visitados e o terceiro utiliza dados demográficos e comportamentais em diferentes habitats utilizados por determinada espécie (GARSHELIS, 2000). Adotamos neste trabalho o método baseado em uso e disponibilidade, comumente mais empregado.

Esses métodos estão sujeitos a vieses e problemas de amostragens e análise dos dados. Outras controvérsias acerca dos trabalhos de seleção do hábitat questionam o quanto o pesquisador consegue discernir seleção ou preferência com base em observações de uso do hábitat, e que esta seleção, percebida ou real, esteja relacionada com aptidão ecológica e conseqüente crescimento populacional (GARSHELIS, 2000).

Cientes dessas questões temos como pressupostos deste estudo os seguintes aspectos: i) diferentes tipologias vegetacionais são estáveis ao longo tempo, ii) as áreas obtidas por Kernel e Polígono Convexo Mínimo (cap. 2) são representativas da área de vida dos grupos analisados, e iii) os registros a cada 20 minutos convertidos para coordenadas geográficas são escolhas independentes do hábitat dentro da área de uso.

Para elucidar os pontos supracitados, nos cabe discorrer um pouco mais sobre os tópicos, possibilitando uma análise mais crítica ao leitor deste trabalho. No que se refere à quantificação das classes de vegetação (ou tipos de hábitat) utilizadas nas

análises que apresentamos, estas provêm dos resultados apresentados por Schmidlin (2004). A autora utilizou informações acumuladas pelo IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas em mais de oito anos de pesquisas com *L. caissara*, técnicas de geoprocessamento, SIG e coleta de dados fitossociológicos em campo para qualificar e quantificar o hábitat do mico-leão-da-cara-preta.

O kernel e Polígonos Convexos Mínimos (PCM), conforme apresentados e discutidos no capítulo anterior, aduzem estimativas da área de vida com distintos graus de robustez (o kernel produz estimativas mais concisas e o PCM resulta em áreas maiores devido aos vazios internos ao polígono). Os resultados da relação entre uso e disponibilidade do hábitat, em kernel e PCM, serão entrecruzados a fim de proporcionar uma reflexão crítica acerca dos mesmos e da implicação do seu uso na obtenção de informações úteis para conservação.

Quanto ao pressuposto de amostras independentes registradas a cada 20 minutos, apesar de não fazer sentido ecológico, fez-se necessário para que nossos dados satisfizessem premissas estatísticas e de análises. Já mencionamos essa questão na discussão do capítulo anterior (sessão 2.4.1, cap.2), todavia ressaltamos aqui que este parece ser o aspecto mais crítico das controvérsias acerca dos estudos de uso do espaço, bem como o ponto chave para os avanços em pesquisas ecológicas de relevante aplicabilidade ao manejo e conservação de espécies e seus habitats.

3.2.1 Fonte dos Dados Utilizados

Para testar a relação entre disponibilidade e intensidade de uso do hábitat trabalhamos com dados de quatro grupos de micos-leões-da-cara-preta, dois na região continental do Ariri e dois na Ilha do Superagui (ver Figura 23). Os dados dos grupos continentais (grupos Fernanda e Bina) foram obtidos durante o trabalho de campo desta dissertação; os dados dos grupos insulares (grupos A e B), por sua vez, provêm dos resultados apresentados por Schmidlin (2004).

Os métodos de coleta e tratamento dos dados de área de uso dos grupos continentais são apresentados no capítulo 2 deste trabalho. Os procedimentos adotados para investigar a relação entre disponibilidade e intensidade de uso do hábitat são descritos a seguir.

3.2.2 Tratamento dos dados – uso e disponibilidade do hábitat

Para cada um dos grupos relacionamos a disponibilidade com a intensidade de uso de cada classe vegetacional contida dentro da área de vida resultante das análises por PCM e Kernel. Optamos por apresentar uma análise comparativa, na qual o Kernel se mostra mais conciso e robusto por não apresentar os espaços vazios deixados nas análises pelo PCM¹⁴.

As coordenadas geográficas dos grupos estudados e os mapas temáticos de disponibilidade e qualidade do hábitat para *L. caissara* (SCHMIDLIN, 2004¹⁵) constituíram o panorama base para verificarmos a relação entre disponibilidade e uso do hábitat.

Em ambiente SIG sobrepusemos as coordenadas tomadas durante o estudo de uso do espaço pelos grupos de micos-leões aos mapas temáticos de disponibilidade de hábitat da ilha e continente. Deste modo contabilizamos o número de pontos da espécie em cada tipo de vegetação e a quantidade em hectares de cada uma delas dentro da área de uso estimada por PCM e Kernel. A partir dessa contagem, calculamos percentuais de uso e disponibilidade do hábitat.

¹⁴ No Capítulo 2 apresentamos detalhadamente os métodos Polígono Convexo Mínimo, Kernel e Polígonos Mensais Dissolvidos. Levantamos também as vantagens e desvantagens de cada um dos métodos ao apresentar e discutir os resultados obtidos por cada um deles.

¹⁵ Schmidlin (2004) distinguiu 15 classes vegetacionais na unidade de paisagem do mico-leão-da-cara-preta em seu estudo de disponibilidade de hábitat. O continente apresenta 13 classes distintas, sendo cinco exclusivas; a ilha apresenta 11 classes de vegetação, sendo quatro exclusivas. Das 15 tipologias identificadas, sete são comuns entre ilha e continente. No presente estudo as três subcategorias de mangue apresentadas pela autora foram agrupadas em uma única classe “Manguezal”. As classes apresentadas por Schmidlin (2004) são listadas no Capítulo 1, na sessão 1.5.3, quando caracterizamos a vegetação da área de estudo.

3.2.3 Teste de Seleção do Hábitat

Uma vez que as medidas das proporções de disponibilidade e utilização foram estimadas, a seleção dentro dos tipos de hábitat (classes vegetacionais) pôde ser testada. Para esse fim, utilizamos o teste qui-quadrado (X^2), o método mais utilizado para análise comparativa entre as proporções de uso/disponibilidade de hábitat (JACOB; RUDRAN, 2003; GARSHELIS, 2000). A hipótese nula de uso proporcional à disponibilidade foi testada pelo conjunto dos tipos de hábitat componentes da área de uso (resultante do PCM e Kernel) de cada um dos grupos. Posteriormente verificamos o uso observado e esperado de cada tipo de hábitat. Essa relação também foi testada para os sítios de pernoite dos dois grupos estudados no Ariri.

Deste modo, verificamos se a distribuição das localizações observadas dos quatro grupos de micos-leões diferiu do que seria esperado em amostras de igual tamanho tomadas aleatoriamente nas áreas estudadas. Uma vez notada a presença de seleção de hábitat, identificamos quais deles foram significativamente selecionados, observando os valores de X^2 encontrados para as classes de vegetação e categorizando-os de acordo com aqueles selecionados positivamente (hábitat preferidos, “+”), não selecionados (ausência de seleção de hábitat, “=”) e selecionados negativamente (hábitat evitados, “-”).

Testamos a razão entre o uso e a disponibilidade das classes de hábitat para o montante dos dados dos grupos continentais, visto que não houve diferença entre o tamanho das áreas de uso nos meses mais frios e mais quentes do período de estudo (sessão 2.3.4, cap. 2). Assim, consideramos que a disponibilidade de recursos nas classes de vegetação disponíveis para esses animais se manteve constante durante o período de estudo (MANLY; McDONALD; THOMAS, 1993).

O índice de seleção de hábitat foi obtido pela divisão das proporções da intensidade de uso pela disponibilidade de cada uma das classes de vegetação dentro dos limites da área de uso. Esse procedimento foi útil para visualizarmos a relação uso/disponibilidade, para classificação dos tipos de hábitat de acordo com sua

intensidade de uso e realizar os cálculos de capacidade suporte (K) por classe de vegetação.

Por fim, cabe ressaltar que as medidas apresentadas de utilização e de disponibilidade de cada classe vegetacional são proporções do total observado para os grupos estudados no continente e na ilha. As últimas posições no índice de seleção não significam necessariamente que determinado tipo de hábitat esteja sendo ativamente evitado e nem que suas utilizações, embora em pequenas proporções, não tenham importância para sobrevivência e reprodução de *L. caissara* (JACOB; RUDRAN, 2003; GARSHELIS, 2000).

3.2.4 Estimativa da Capacidade Suporte (K)

Testada a relação entre disponibilidade e uso do hábitat para grupos continentais e insulares pudemos também gerar estimativas mais refinadas dos valores de capacidade suporte (K) dentro e fora dos limites de ocorrência de *L. caissara*. Para este fim, ajustamos cada tipo de hábitat da ilha, continente e áreas potenciais para manejo com o índice de preferência apresentado pelos grupos estudados. Embora cientes de que esses tipos de hábitats são variáveis dependentes entre si, tanto pelo seu uso como por sua disponibilidade, a constatação de uso desproporcional à disponibilidade acena para a utilidade das estimativas de K diferenciados pelos índices de seleção que encontramos. Esse procedimento nos possibilita, por exemplo, trabalhar com uma margem do número máximo de indivíduos passíveis de ocupar cada ambiente considerado (distribuição – ilha e continente, e áreas potenciais de manejo).

Os valores de K foram estimados para cada classe de vegetação encontrada nas regiões insular e continental de *L. caissara*. Essas estimativas foram realizadas a partir dos valores do total disponível de cada tipo de hábitat, do tamanho médio das áreas de uso, dos valores de sobreposição destas áreas e do índice de preferência do hábitat. Para os cálculos consideramos valores de área de uso e sobreposição por Kernel, uma

vez que estas são mais robustas e apresentam valores mais realistas que as expressas pelo PCM.

Para tanto, utilizamos a fórmula $K = \sum (D_{cv} * I_{cv}) / (A-S)$, na qual K é a estimativa total de capacidade suporte (calculada separadamente para a região continental de distribuição, para as áreas continentais potenciais para manejo e para a Ilha do Superagui); D_{cv} é a área total disponível para cada classe de vegetação; I_{cv} é o índice de preferência observado para cada classe de vegetação; A é o valor da área de uso; e S o valor de sobreposição entre as áreas de uso de grupos vizinhos. O resultado desta fórmula, multiplicado pelo número médio de indivíduos por grupo, resulta na estimativa do número de indivíduos que podem ocupar cada área analisada.

Para gerar estimativas de K da região continental com dados da própria região, e refinar as estimativas do número de micos-leões passíveis de ocupar a Ilha do Superagui, utilizamos como tamanho da área de uso a média dos dois grupos estudados no Ariri e dos cinco grupos já estudados na ilha (ver Tabela 8, sessão 2.3.5, cap. 2). A disponibilidade de cada uma das classes vegetacionais da ilha e do continente foi obtida em ambiente SIG a partir dos mapas temáticos produzidos por Schmidlin (2004). Os valores de sobreposição utilizados, para continente e ilha, são aqueles observados pelo método Kernel para os dois grupos continentais (ver sessão 2.3.3, cap. 2), visto que não há valores de sobreposição e estudos simultâneos de grupos insulares¹⁶. O número médio de indivíduos por grupo utilizado foi de 4,5 indivíduos (AMARAL; PRADO; VALLADARES-PADUA, 2003). O índice de preferência do hábitat foi obtido pela média dos índices observados para os grupos continentais e insulares.

¹⁶ Schmidlin (2004) apresenta uma sobreposição espacial média de 68% para os grupos A e B estudados em Superagui, entretanto o Grupo A foi estudado em 2000 e o Grupo B entre setembro de 2001 e julho de 2002.

3.3 Resultados

3.3.1 Seleção do Hábitat

Com exceção do Grupo Bina - quando teve sua área estimada por kernel, os grupos estudados no continente e na ilha usaram diferenciadamente os habitats contidos em suas áreas de vida. A Tabela 11 sumariza os resultados do teste qui-quadrado para relação uso e disponibilidade de habitat a partir da área de uso estimada por PCM e Kernel.

Tabela 11 - Resultados do teste qui-quadrado (X^2) para hipótese de uso proporcional à disponibilidade do habitat contido na área de vida, estimada por Kernel e PCM, para cada um dos grupos estudados.

3.3.1.1 Continente

Grupo Fernanda

A Figura 24 apresenta a sobreposição dos pontos de uso do espaço pelo Grupo Fernanda sobre as classes de habitat disponíveis dentro dos limites da área de vida estimada por PCM e Kernel.

Figura 24 – Sobreposição dos pontos amostrais às classes vegetacionais que compõem as áreas de uso do Grupo Fernanda, estimativas por PCM e Kernel

Os valores obtidos pelo cruzamento dos dados de uso e disponibilidade do hábitat para o Grupo Fernanda são apresentados na Tabela 12. Destacamos o fato de mais da metade da área (64,59% por PCM e 55,56% por Kernel) desses animais se encontrar sobre classes de floresta submontana (“Floresta Submontana” e “Floresta Submontana acima de 40 metros”).

A Tabela 12 também apresenta os índices de preferência por PCM e Kernel, obtidos pela razão das proporções da intensidade de uso e disponibilidade para cada uma das classes disponíveis. A ordem de intensidade de uso dos tipos de hábitat difere de acordo com os índices obtidos pela disponibilidade no polígono e no Kernel.

Tabela 12 – Disponibilidade (área em ha) e uso do hábitat (n° de pontos) com suas respectivas percentagens, e índice de seleção obtido pela razão entre uso e disponibilidade dos tipos de hábitat na área de vida estimada por PCM e Kernel para o Grupo Fernanda

Grupo Fernanda - Disponibilidade (Área em ha), Uso (N° de Pontos) e Índice de Seleção do Hábitat (razão entre % de uso pela % disponibilidade por PCM e Kernel)										
Classes de Vegetação	PCM					Kernel				
	Área (ha)	%	N° de Pontos	%	Índice	Área (ha)	%	N° de Pontos	%	Índice
Brejos, Várzeas e Caxetais	6,00	0,59	18,00	1,09	1,86 (1°)	2,00	0,36	18,00	1,10	3,07 (1°)
Vegetação Secundária Intermediária	69,00	6,73	178,00	10,77	1,60 (2°)	50,00	8,96	178,00	10,88	1,21 (2°)
Floresta das Terras Baixas Não-Hidromórficas	141,00	13,76	303,00	18,33	1,33 (3°)	99,00	17,74	299,00	18,28	1,03 (4°)
Area Antropizada	4,00	0,39	8,00	0,48	1,24 (4°)	4,00	0,72	8,00	0,49	0,68 (7°)
Vegetação Alterada	111,00	10,83	205,00	12,40	1,15 (5°)	69,00	12,37	203,00	12,41	1,00 (5°)
Floresta Submontana	505,00	49,27	794,00	48,03	0,97 (6°)	256,00	45,88	788,00	48,17	1,05 (3°)
Floresta das Terras Baixas Hidromórficas	32,00	3,12	50,00	3,02	0,97 (6°)	24,00	4,30	50,00	3,06	0,71 (6°)
Floresta Submontana (acima de 40 m)	157,00	15,32	97,00	5,87	0,38 (7°)	54,00	9,68	92,00	5,62	0,58 (8°)
Total	1025,00	100,00	1653,00	100,00	-	558,00	100,00	1636,00	100,00	-

A Tabela 13, por sua vez, mostra que para o Grupo Fernanda o uso não foi proporcional à disponibilidade do hábitat ($p < 0,001$ para X^2 a partir do PCM e Kernel), havendo classes de vegetação selecionadas positivamente, negativamente e outras na qual não observamos presença de seleção (respectivamente os sinais de +, - e = apresentados na tabela). A quantidade de pontos observados difere do que seria esperado se o uso fosse proporcional à disponibilidade das classes dentro da área de vida estimada por PCM e Kernel.

Tabela 13 – Testes qui-quadrado (X^2) para seleção do hábitat pelo Grupo Fernanda

Grupo Fernanda - Seleção do Hábitat									
Tipo de Hábitat	PCM				Kernel				
	% Hábitat	Pts Observ.	Pts Esperado	X²	% Hábitat	Pts Observ.	Pts Esperado	X²	
Brejos, Várzeas e Caxetais	0,59	18,00	9,68	7,16 +	0,36	18,00	5,86	25,12 +	
Vegetação Secundária Intermediária	6,73	178,00	111,28	40,01 +	8,96	178,00	146,59	6,73 +	
Floresta das Terras Baixas Não-Hidromórficas	13,76	303,00	227,39	25,14 +	17,74	299,00	290,26	0,26 =	
Area Antropizada	0,39	8,00	6,45	0,37 =	0,72	8,00	11,73	1,18 -	
Vegetação Alterada	10,83	205,00	179,01	3,77 =	12,37	203,00	202,30	0,00 =	
Floresta Submontana	49,27	794,00	814,40	0,51 -	45,88	788,00	750,57	1,87 +	
Floresta das Terras Baixas Hidromórficas	3,12	50,00	51,61	0,05 -	4,30	50,00	70,37	5,89 -	
Floresta Submontana (acima de 40 m)	15,32	97,00	253,19	96,35 -	9,68	92,00	158,32	27,78 -	
Total	100,00	1653,00	1653,00	173,37	100,00	1636,00	1636,00	68,84	
gl = 7; p < 0,001									

gl = 7; $p < 0,001$

Grupo Bina

A sobreposição das coordenadas de uso do espaço pelo Grupo Bina às classes de vegetação presentes na área de vida obtida pelo PCM e Kernel são apresentadas pela Figura 25.

Figura 25 – Sobreposição dos pontos amostrais às classes vegetacionais que compõem a área de uso do Grupo Bina, estimativas por PCM e Kernel

A sobreposição, em ambiente SIG, dos pontos de avistamento desses animais aos tipos de habitat passíveis de uso resultou nas proporções de utilização e disponibilidade por PCM e Kernel apresentadas pela Tabela 14. Ressaltamos que, assim como no Grupo Fernanda, mais da metade da área do Grupo Bina (67,87% por PCM e 69,31% por Kernel) é composta de Floresta Submontana e Floresta Submontana acima de 40 metros de altitude.

A Tabela 14 também apresenta o índice de seleção pelo Grupo Bina dos habitats disponíveis em sua área de vida. Assim como para o Grupo Fernanda, a ordem de intensidade de uso dos tipos de habitat difere de acordo com os índices obtidos pela disponibilidade no polígono e no Kernel.

Tabela 14 – Disponibilidade (área em ha) e uso do hábitat (n° de pontos) com suas respectivas percentagens, e índice de seleção obtido pela razão entre uso e disponibilidade dos tipos de hábitat na área de vida estimada por PCM e Kernel para o Grupo Bina

Grupo Bina - Disponibilidade (Área em ha), Uso (N° de Pontos) e Índice de Seleção do Hábitat (razão entre % de uso pela % disponibilidade por PCM e Kernel)										
Classes de Vegetação	PCM					Kernel				
	Área (ha)	%	N° de Pontos	%	Índice	Área(ha)	%	N° de Pontos	%	Índice
Brejos, Várzeas e Caxetais	3,28	1,02	14,00	1,31	1,29 (1°)	3,00	1,08	14,00	1,33	1,22 (1°)
Vegetação Alterada	39,43	12,27	168,00	15,77	1,29 (1°)	36,00	13,00	168,00	15,91	1,22 (1°)
Floresta Submontana	199,65	62,13	660,00	61,97	1,00 (2°)	178,00	64,26	655,00	62,03	0,97 (3°)
Vegetação Secundária Intermediária	26,78	8,33	82,00	7,70	0,92 (3°)	22,00	7,94	81,00	7,67	0,97 (3°)
Area Antropizada	4,47	1,39	13,00	1,22	0,88 (4°)	4,00	1,44	13,00	1,23	0,85 (6°)
Floresta das Terras Baixas Hidromórficas	5,68	1,77	16,00	1,50	0,85 (5°)	3,00	1,08	16,00	1,52	1,40 (2°)
Floresta das Terras Baixas Não-Hidromórficas	23,62	7,35	65,00	6,10	0,83 (6°)	17,00	6,14	62,00	5,87	0,96 (4°)
Floresta Submontana (acima de 40 m)	18,45	5,74	47,00	4,41	0,77 (7°)	14,00	5,05	47,00	4,45	0,88 (5°)
Total	321,36	100,00	1.065,00	100,00	-	277,00	100,00	1.056,00	100,00	-

O teste qui-quadrado, transcrito na Tabela 15, revelou diferentes resultados para o Grupo Bina quando realizado a partir dos dados da área de uso por PCM e por Kernel, havendo nível de significância do teste por PCM. A hipótese de proporcionalidade entre uso e disponibilidade do hábitat pode ou não ser refutada, de acordo com o método de estimativa da área de uso. Esse resultado destaca o quanto análises da relação uso/disponibilidade do hábitat são vulneráveis aos métodos utilizados para estimar tamanho de área de vida.

Tabela 15 – Teste qui-quadrado (X^2) para seleção do hábitat pelo Grupo Bina

Grupo Bina - Seleção do Hábitat									
Tipo de Hábitat	PCM*				Kernel**				X^2
	% Hábitat	Pts Observ	Pts Esperado	X^2	% Hábitat	Pts Observ	Pts Esperado	X^2	
Area Antropizada	1,39	13,00	14,80	0,22 =	1,44	13,00	15,25	0,33 -	
Floresta Submontana	62,13	660,00	661,64	0,00 =	64,26	655,00	678,58	0,82 -	
Floresta das Terras Baixas Hidromórficas	1,77	16,00	18,82	0,42 =	1,08	16,00	11,44	1,82 +	
Floresta das Terras Baixas Não-Hidromórficas	7,35	65,00	78,28	2,25 -	6,14	62,00	64,81	0,12 =	
Brejos, Várzeas e Caxetais	1,02	14,00	10,87	0,90 +	1,08	14,00	11,44	0,57 +	
Floresta Submontana (acima de 40 m)	5,74	47,00	61,14	3,27 -	5,05	47,00	53,37	0,76 -	
Vegetação Alterada	12,27	168,00	130,69	10,65 +	13,00	168,00	137,24	6,89 +	
Vegetação Secundária Intermediária	8,33	82,00	88,76	0,52 -	7,94	81,00	83,87	0,10 =	
Total	100,00	1065,00	1065,00	18,24	100,00	1056,00	1056,00	11,42	

* $X^2 = 18,24$; gl = 7; $p < 0,05$ (hipótese nula de proporcionalidade entre uso e disponibilidade do hábitat é rejeitada)

** $X^2 = 11,42$; gl = 7; $p = 0,15$ (não é possível rejeitar a hipótese nula de proporcionalidade entre uso e disponibilidade do hábitat)

Sítios de Pernoite

A proporção entre os sítios de pernoite utilizados e a disponibilidade das classes vegetacionais pôde ser testada para os grupos continentais Fernanda e Bina. Cabe

lembrar que estes grupos foram objetos de estudo desta dissertação, o que nos dá posse sobre os dados e maior liberdade de tratar e explorá-los. Para os grupos insulares essa análise não foi possível, visto que não dispomos dos dados brutos, mais de resultados apresentados por outros estudos realizados.

Para o Grupo Fernanda a ocorrência de sítios de pernoite foi proporcional à disponibilidade das classes de vegetação contidas na área de uso estimada por Kernel ($X^2 = 0,70$; gl = 4; p = 0,93) e por PCM ($X^2 = 1,98$; gl = 4; p = 0,75). Cinco das oito tipologias vegetacionais (89,25% da área passível de uso por Kernel e 83,71% da área do PCM) contidas na área de vida apresentaram sítios de pernoite utilizados por esses animais. As áreas de “Floresta Submontana” apresentaram 51% (N=25) desses sítios (Tabela 16), entretanto esta intensidade de uso acompanha a disponibilidade deste tipo de hábitat que representa quase 50% do total da área do Grupo Fernanda (45,88% do Kernel e 49,27% do PCM). Cabe evidenciar que as áreas de “Brejos, Várzeas e Caxetais”, selecionadas positivamente por esse grupo de micos-leões, não apresentou nenhum sítio de pernoite utilizado.

Tabela 16 – Classes vegetacionais e sítios de pernoite utilizados pelos animais do Grupo Fernanda

O Grupo Bina utilizou sítios de pernoite em seis das oito classes vegetacionais contidas em sua área de vida (97,47% da área de uso estimada por Kernel e 97,59% da estimada por PCM). Os animais desse grupo utilizaram mais intensamente sítios de pernoite em áreas de “Vegetação Alterada” (Tabela 17) e selecionaram negativamente áreas de “Floresta Submontana” como locais de abrigo noturno ($X^2 = 20,07$; gl = 5; p < 0,01 por PCM e $X^2 = 21,72$; gl = 5; p < 0,001 por Kernel).

Tabela 17 – Classes vegetacionais e sítios de pernoite utilizados pelos animais do Grupo Bina

Conforme exposto, quando consideramos todos os pontos tomados em campo e realizamos o teste de nulidade da hipótese com os valores de disponibilidade obtidos por Kernel, não verificamos o uso diferenciado do hábitat pelos animais do Grupo Bina (Tabela 15). Entretanto, ao considerarmos apenas as coordenadas dos sítios de pernoite verificamos que as classes vegetacionais são utilizadas distintamente em ambas as disponibilidades estimadas por PCM e Kernel.

3.3.1.2 Ilha do Superagui¹⁷

Os resultados apresentados para os dois grupos insulares A e B foram obtidos a partir de meta-análises¹⁸ dos dados apresentados por Schmidlin (2004). Nesses dois grupos verificamos que o uso do hábitat não foi proporcional à disponibilidade das classes de hábitat contidas na área de vida obtida por PCM e Kernel. Ao contrário do observado para os grupos continentais, as classes mais intensamente utilizadas (“Floresta das Terras Baixas” e “Restinga Arbórea”) são também aquelas predominantes nas áreas de vida desses grupos.

¹⁷ Os “layouts” utilizados para confecção dos mapas dessa sessão foram gentilmente cedidos por Lucia Agathe Juliana Schmidlin. As tabelas apresentadas foram confeccionadas a partir dos resultados apresentados em Schmidlin (2004).

¹⁸ Meta-análise trata-se, etimologicamente, da realização de uma análise de análises, sendo assim a releitura de informações disponíveis na literatura corrente, utilizando-as em novos tratamentos que visam responder questões associadas àqueles dados (PEREIRA, 1996).

Grupo A

A Figura 26 apresenta os resultados obtidos por Schmidlin (2004) para o grupo estudado no sul da Ilha de Superagui em meados do ano de 2000.

Figura 26 – Sobreposição dos pontos amostrais às classes vegetacionais que compõem as áreas de uso estimadas por PCM e Kernel para o Grupo A

A Tabela 18 expõe as proporções de uso e disponibilidade para o Grupo A, bem como o índice de seleção obtido pela razão entre a porcentagem do número de pontos e área das classes no PCM e Kernel. As classes de vegetação “Brejo”, “Restinga Herbácea” e “Manguezais”, embora presentes nas áreas estimadas, não foram utilizadas pelos animais do Grupo A. Quatro das sete classes presentes nos limites das áreas de uso

foram utilizadas, equivalendo respectivamente a 94,65% e 92,86% das áreas por PCM e Kernel.

A Tabela 18 também apresenta o índice de seleção do hábitat, o qual apresentou a mesma ordem de preferência pelos métodos PCM e Kernel, havendo uma maior relação uso e disponibilidade para as áreas de “Floresta das Terras Baixas” e “Restinga Arbórea”.

Tabela 18 – Disponibilidade (área em ha) e uso do hábitat (n° de pontos) com suas respectivas percentagens, e Índice de Seleção obtido pela razão entre uso e disponibilidade dos tipos de hábitat na área de vida estimada por PCM e Kernel para o Grupo A

Grupo A - Disponibilidade (Área em ha), Uso (N° de Pontos) e Índice de Seleção do Hábitat (razão entre % de uso pela % disponibilidade por PCM e Kernel)										
Classes de Vegetação	PCM					Kernel				
	Área (ha)	%	N° de Pontos	%	Índice	Área (ha)	%	N° de Pontos	%	Índice
Floresta das Terras Baixas	64,70	28,14	157,00	37,47	1,33 (1°)	57,10	26,82	155,00	37,44	1,40 (1°)
Restinga Arbórea	94,20	40,97	177,00	42,24	1,03 (2°)	87,70	41,19	175,00	42,27	1,03 (2°)
Restinga Arbustiva	46,00	20,01	80,00	19,09	0,95 (3°)	42,20	19,82	79,00	19,08	0,96 (3°)
Várzeas/Caxetais	12,70	5,52	5,00	1,19	0,22 (4°)	10,70	5,03	5,00	1,21	0,24 (4°)
Total	217,60	94,65	419,00	100,00	-	212,90	92,86	414,00	100,00	-

O teste de uso proporcional à disponibilidade do hábitat pelos animais do Grupo A (Tabela 19) resultou em uso diferenciado das classes, sendo as áreas de “Floresta das Terras Baixas” e “Restingas Arbóreas” selecionadas positivamente e as áreas de “Várzeas/Caxetais” negativamente.

Tabela 19 – Teste qui-quadrado (X^2) para seleção de hábitat pelo Grupo A

Grupo B

A Sobreposição dos pontos de uso do espaço às classes de vegetação contidas na área observada por Schmidlin (2004) é apresentada na Figura 27.

Figura 27 – Sobreposição dos pontos amostrais às classes vegetacionais que compõem as áreas de uso estimadas por PCM e Kernel para o Grupo B

A Tabela 20 apresenta as proporções de uso e disponibilidade para o Grupo B, bem como o índice obtido pela razão entre a percentagem do número de pontos pelas classes de vegetação. Tanto o Grupo A quanto o Grupo B utilizaram quatro das sete classes disponíveis na sua área de vida estimada por PCM e Kernel, representando aproximadamente 98% da área. Os demais 2% são “Manguezais”, “Restinga Herbácea” e “Várzeas e Caxetais”.

O índice de preferência do hábitat, também apresentado pela Tabela 20, mostra uma maior relação entre uso e disponibilidade para as áreas de “Floresta das Terras Baixas” e “Restinga Arbórea” pelos animais do Grupo B. Estas classes, as mais abundantes na área dos grupos estudados na Ilha do Superagui, também foram mais intensamente utilizadas pelos animais do Grupo A. Quando observamos a ordem de “preferência” apresentada pelos índices obtidos por PCM e kernel, verificamos que as “Florestas das Terras Baixas” e “Restingas Arbóreas” invertem a primeira posição, de acordo com o método de estimativa do tamanho da área de vida.

Tabela 20 – Área em hectares (ha), número de pontos e respectivos percentuais para as classes vegetacionais contidas na área de uso do Grupo B

Grupo B - Disponibilidade (Área em ha), Uso (N° de Pontos) e Índice de Seleção do Hábitat (razão entre % de uso pela % disponibilidade por PCM e Kernel)										
Classes de Vegetação	PCM					Kernel				
	Área (ha)	%	N° de Pontos	%	Índice	Área (ha)	%	N° de Pontos	%	Índice
Restinga Arbórea	53,40	34,68	233,00	40,03	1,15 (1°)	64,22	39,57	232,00	40,14	1,01 (2°)
Floresta das Terras Baixas	50,60	32,86	203,00	34,88	1,06 (2°)	48,38	29,81	201,00	34,78	1,17 (1°)
Restinga Arbustiva	39,80	25,84	140,00	24,05	0,93 (3°)	39,61	24,40	139,00	24,05	0,99 (3°)
Brejo	8,60	5,58	6,00	1,03	0,18 (4°)	7,42	4,57	6,00	1,04	0,23 (4°)
Total	152,40	98,96	582,00	100,00	-	159,63	98,36	578,00	100,00	-

O teste de uso proporcional à disponibilidade do hábitat pelos animais do Grupo B (Tabela 21) resultou em uso diferenciado das classes, sendo as áreas de “Floresta das Terras Baixas” e “Restingas Arbóreas” selecionadas positivamente e as áreas de “Restingas Arbustivas”, “Brejos”, “Várzeas e Caxetais” negativamente. Esse mesmo padrão foi notado para o Grupo A.

Tabela 21 – Teste qui-quadrado (X^2) para seleção de hábitat pelo Grupo B

Grupo B - Seleção do Hábitat									
Tipo de Hábitat	PCM				Kernel				
	% Hábitat	Pts Observ.	Pts Esperado	X^2	% Hábitat	Pts Observ.	Pts Esperado	X^2	
Restinga Arbórea	34,68	233,00	201,81	4,82 +	39,57	232,00	228,73	0,05 +	
Floresta das Terras Baixas	32,86	203,00	191,23	0,72 +	29,81	201,00	172,30	4,78 +	
Restinga Arbustiva	25,84	140,00	150,41	0,72 -	24,40	139,00	141,06	0,03 -	
Brejo	5,58	6,00	32,50	21,61 -	4,57	6,00	26,41	15,77 -	
Várzeas/Caxetais	0,97	0,00	5,67	5,67 -	1,48	0,00	8,56	8,56 -	
Restinga Herbácea	0,00	0,00	0,00	0,00 =	0,03	0,00	0,18	0,18 =	
Manguezais	0,06	0,00	0,38	0,38 =	0,13	0,00	0,77	0,77 =	
Total	100,00	582,00	582,00	33,92	100,00	578,00	578,00	30,14	

gl = 6; $p < 0,001$

3.3.2 Capacidade Suporte (K)

Os valores estimados de K variam de 676 a 713 indivíduos passíveis de ocupar os limites de distribuição descritos para *L. caissara*. Quando consideramos áreas vicinais à distribuição continental tidas como potenciais para o manejo conservacionista por Schmidlin (2004) este valor pode dobrar, variando de 1.386 a 1.477 indivíduos na natureza. A Tabela 22 compara os valores de K obtidos sem e com o ajuste pelo índice de seleção ($K^*Índice$), os quais se diferem em 6,17%.

Tabela 22 – Estimativas da capacidade suporte (K) para *L. caissara* – a coluna K não considera o índice de seleção do hábitat; a coluna $K^*Índice$, por sua vez, apresenta os valores ajustados por esse índice

Região	Área (ha)	K	$K^*Índice$
Continente - distribuição	10.427,92	277	292
Ilha do Superagui	13.000,89	400	422
Tota distribuição	23.428,81	676	713
Continente - potencial	26.723,08	709	763
Total distribuição + potencial	50.151,89	1386	1477

$$K = (D_{total} / (A-S)) * n^{\circ} \text{ médio de indiv. por grupo}$$

$$K^*Índice = \sum [(D_{cv} * I_{cv}) / (A-S)] * n^{\circ} \text{ médio de indiv. por grupo}$$

3.3.2.1 Continente

A Tabela 23 apresenta a estimativa da capacidade suporte da região continental de ocorrência e de áreas consideradas potenciais para o manejo conservacionista do mico-leão-da-cara-preta. Para estes cálculos não consideramos a classe vegetacional “Manguezal”, visto que a mesma não é utilizada por *L. caissara*.

Tabela 23 – Estimativa da Capacidade Suporte (K) para região continental de ocorrência e áreas potenciais para manejo conservacionista de *L. caissara*

3.3.2.2 Ilha

A Tabela 24 apresenta a estimativa da capacidade suporte da Ilha do Superagui, obtida pela média da área de uso de cinco grupos já estudados (ver Tabela 8, sessão 2.3.5 do cap. 2).

Tabela 24 – Estimativa da Capacidade Suporte (K) para Ilha do Superagui

3.4 Discussão

A aparente simplicidade na determinação da relação entre disponibilidade e uso do hábitat esconde controvérsias e problemas (sessão 3.2). Portanto, se faz importante ressaltar alguns aspectos que o leitor deve manter em mente para uma interpretação crítica e construtiva dos resultados: i) pesquisador e espécie pesquisada têm cognições distintas e nosso olhar investigativo nunca será capaz de enxergar com os olhos da espécie o que realmente ela prefere; ii) uso e disponibilidade de hábitat não estão inevitavelmente ligados; iii) uso diferenciado (ou seleção) do hábitat não implica, necessariamente, em maior aptidão ecológica da população estudada sobre os habitats selecionados.

3.4.1 Seleção de Hábitat por Grupos Continentais de *L. caissara*

Para os grupos continentais a relação entre uso e disponibilidade diferiu entre as estimativas por PCM e Kernel (figuras 24, 25 e tabelas 12 a 15). Essa diferença se fez marcante para o Grupo Bina ao verificarmos que a hipótese nula de uso proporcional à disponibilidade das classes de vegetação pôde ser aceita quando testada sobre a área de vida estimada por Kernel e rejeitada por aquela resultante do PCM (Tabela 15). A ordem de preferência apresentada pelo índice de seleção, obtido através da relação da percentagem de uso pela percentagem de disponibilidade, também variou para os dois grupos quando consideramos as áreas estimadas por PCM e Kernel (tabelas 12 e 14).

Esses resultados sugerem que a relação entre uso e disponibilidade dos habitats contidos nas áreas de vida é dependente do método pelas quais estas foram estimadas. O PCM, por resultar em áreas maiores que englobam vazios deixados pela união de pontos extremos, é mais conservador. O Kernel é um método mais robusto, à medida que gera áreas menores e exclui pontos de utilização extremos e mais isolados. Acreditamos, assim, que os valores de disponibilidade estimados por Kernel para cada tipo de vegetação, e consequentemente a sua relação com a intensidade de uso, sejam mais representativos da realidade vivenciada em campo.

As tabelas 25 e 26 apresentam a ordem de uso e disponibilidade dos tipos de habitat contidos nas áreas de vida estimadas por PCM e Kernel para os grupos Fernanda e Bina, respectivamente. A ordem de disponibilidade é baseada na área disponível em hectares para cada variável de habitat e a ordem de uso baseia-se no índice de seleção das tabelas 12 e 14.

Para o Grupo Fernanda as classes mais intensamente utilizadas foram “Brejos, Várzeas e Caxetais” e “Vegetação Secundária Intermediária”, independentemente das análises a partir da estimativa por PCM ou Kernel (Tabela 25).

Tabela 25 – Comparação entre os tipos de hábitat (classes de vegetação) de acordo com sua ordem de disponibilidade e uso obtidos pelos estimadores de área de vida PCM e Kernel para o Grupo Fernanda

A large black rectangular box redacting the content of Tabela 25.

Para o Grupo Bina, independentemente das análises a partir da estimativa por PCM ou Kernel, as áreas de “Brejos, Várzeas e Caxetais” e “Vegetação Alterada” foram mais intensamente utilizadas as (Tabela 26).

Tabela 26 – Comparação entre os tipos de hábitat (classes de vegetação) de acordo com sua ordem de disponibilidade e uso obtidos pelos estimadores de área de vida PCM (significância de h_0) e Kernel para o Grupo Bina

A large black rectangular box redacting the content of Tabela 26.

As áreas de “Brejos, Várzeas e Caxetais”, as mais intensamente utilizadas pelos dois grupos continentais, se apresentam entre os hábitats menos disponíveis para esses animais (tabelas 25 e 26), sendo possível que a seleção por este hábitat seja apenas aparente. Entretanto, áreas alagadiças suportam as maiores densidades de micro

hábitats apreciados para forrageamento de insetos por micos-leões (DIETZ; PERES; PINDER, 1997; OLIVEIRA, 2002). Insetos são também importantes recursos na dieta de *L. caissara* (PRADO, 1999). Entretanto, para chegarmos a interpretações conclusivas, se faz necessário conhecer melhor a dieta de *L. caissara* na região continental e verificar se essas áreas – “Brejos, Várzeas e Caxetais” – apresentam significativamente maior disponibilidade de insetos e presas animais que os demais habitats.

Essas áreas brejosas e de várzeas são esparsamente distribuídas como pequenas manchas na paisagem continental de *L. caissara*. O padrão de distribuição e a preferência dos grupos continentais por esses “patches” de habitat, caso realmente ofereçam maior abundância de presas, ajudam a compreender as amplas áreas de vida (tratadas no capítulo 2) observadas para o mico-leão-da-cara-preta.

Cabe ainda ressaltar que quando analisamos a proporcionalidade de uso e disponibilidade para os tipos de habitat considerando apenas os sítios de pernoite, verificamos que essas áreas de “Brejos, Várzeas e Caxetais” não apresentam nenhum sítio (ocos, indaiás ou bromélias) utilizado pelos grupos Fernanda e Bina (tabelas 16 e 17). Isso pode resultar da distribuição mais agregada das espécies vegetais nessas áreas, o que acaba por não favorecer a presença de palmeiras indaiás (*Attalea dubia*). Outro aspecto é o micro clima úmido que não favorece a presença de árvores com porte maior e a formação de ocos naturais. A experiência em campo também permite inferir que as bromélias apresentam menor porte nestas áreas que nos habitats circundantes. Essas observações, embora necessitem ser mensuradas e testadas, corroboram a hipótese de relevância dos brejos e várzeas como local de oferta de insetos para *L. caissara*.

Schmidlin (2004) prediz uma possível seleção de áreas de “Floresta Aluvial” por *L. caissara* em sua área de ocorrência continental. Os resultados encontrados neste trabalho estão de acordo com a observação da autora no que se refere à preferência por terras baixas, entretanto, nas áreas dos dois grupos continentais a classe vegetacional “Floresta Aluvial” não se encontrava presente. Porém, entende-se que

“Brejos, Várzeas e Caxetais” (formações pioneiras de influência fluvio-lacustre) seriam as vegetações que potencialmente antecedem a “Floresta Aluvial” (SCHMIDLIN, comunicação pessoal). Essas áreas brejosas e alagadiças, presentes dentro da área dos grupos estudados, foram utilizadas diferencialmente, correspondendo à predição da autora.

Além dos alagadiços de brejos e várzeas, os resultados indicam a seleção de áreas de “Vegetação Secundária Intermediária” e “Vegetação Alterada” pelos animais do Grupo Fernanda e Bina. Essa seleção por áreas alteradas em um ambiente heterogêneo, contínuo e com grandes áreas de floresta madura corrobora para a flexibilidade descrita para o gênero para variações no hábitat (PERES, 1986; VALLADARES-PADUA, 1993, 1997; RYLANDS; KIERULFF; PINTO, 2002). Essa oportunidade única de inferir sobre flexibilidade ecológica e verificar a seleção dessas áreas de vegetação alterada e em estágio intermediário de desenvolvimento só pôde ser verificada para os grupos continentais, visto que estas classes estavam ausentes das áreas de vida dos grupos estudados na Ilha do Superagüi.

Essa flexibilidade observada pela seleção de áreas maduras e alteradas ajuda a compreender as respostas do gênero *Leontopithecus* às pressões evolutivas sofridas recentemente. Apesar de apresentadas como espécies que evoluíram ecologicamente para explorar florestas maduras (RYLANDS, 1993, 1996), a grande maioria das populações de micos-leões se encontra sobre áreas de floresta secundária em diferentes estágios sucessionais. Se ainda existe alguma população do gênero que pode estar mais próxima do contínuo florestal sobre o qual evoluiu, essa população é a continental de *L. caissara*, que quando estudada neste trabalho também apresentou flexibilidade na seleção do seu hábitat.

Flexibilidade ecológica e comportamental é de grande importância para a sobrevivência de espécies em um mundo sobre constantes mudanças. Isso ajuda a entender como os micos-leões, endêmicos da Floresta Atlântica, resistiram ao processo histórico de degradação, transformação e perda de hábitat ao qual foram sujeitos (ver sessão 1.1, cap.1). Essa flexibilidade também ajuda perceber o sucesso do programa de manejo de

L. rosalia (KIERULFF, 2000; KIERULFF et al., 2002; OLIVEIRA, 2002), que associado a ações de educação, extensão ambiental e manejo do hábitat, tornou possível a mudança do status de conservação da categoria de criticamente ameaçada para espécie ameaçada.

Outro resultado que chama a atenção é a seleção negativa das áreas de “Floresta Submontana acima de 40 metros” e a ausência de seleção da “Floresta Submontana”. Os grupos insulares estudados não oferecem a oportunidade de avaliar a seleção desses habitats, uma vez que estas classes de vegetação só têm representatividade na região continental de ocorrência de *L. caissara*. Visando melhor compreender a maior curiosidade acerca do mico-leão-da-cara-preta (por que a espécie se restringe às áreas de baixada em meio a um contínuo florestal), este trabalho propositalmente buscou por grupos de micos-leões no continente em áreas que nos possibilitassem monitoramento de igual intensidade sobre áreas de planície e de encosta.

Com a análise dos dados, observamos que mesmo sendo as formações predominantes nas áreas de vida dos grupos continentais estudados, essas áreas submontanas, especialmente acima de 40 metros, foram proporcionalmente menos visitadas para as atividades diárias desses animais. Este resultado remete à realidade vivenciada em campo durante a coleta de dados, na qual notamos que os animais recuavam aos primeiros desníveis de altitude, ainda na base das encostas. Entretanto, é importante lembrar que uso diferenciado ou seleção é diferente de importância, e que essas áreas submontanas dispõem de locais de abrigo e forrageio, sendo hábitat permeável à espécie e importantes na constituição de suas áreas de uso, tendo visto sua predominância (mais de 60%) nas áreas de vida dos grupos monitorados.

Nesse contexto cabe salientar que quando avaliamos a relação entre uso dos sítios de pernoite e disponibilidade dos tipos de hábitat, verificamos que para o Grupo Fernanda o uso dos sítios de pernoite foi proporcional a disponibilidade dos tipos de hábitat ($p \geq 0,75$). Para o Grupo Bina, todavia, observamos menor uso que o esperado de sítios de pernoite em áreas submontanas ($p < 0,01$).

Os resultados encontrados ajudam a compreender a restrição de *L. caissara* às áreas de baixada, estando seus limites de distribuição restritos a áreas próximas do mar, com desníveis altitudinais próximos da cota zero da costa (ver Figura 3, cap. 1). Nesse ponto, é válido lembrar que o gênero *Leontopithecus* é primordialmente associado a vegetações sobre pouco desnível altitudinal e em clímax florestal (PERES, 1986; RYLANDS, 1993, 1996; ALBERNAZ, 1997; RYLANDS; KIERULFF; PINTO, 2002). Porém, conforme já colocamos, a maioria das populações do gênero dispõe de ambientes fragmentados e alterados, nos quais áreas de baixada e pouco desnível altitudinal somam as maiores perdas, restando como remanescentes mais significativos de Floresta Atlântica aquelas áreas serranas e montanhosas mais distantes da costa atlântica brasileira (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE, 2002).

A análise da seleção do ambiente por animais que não dispõem de alternativas a não ser ocupar o que restou de vegetação original é inviável. Neste sentido, *L. caissara* é a espécie mais apta a contribuir para compreensão da ecologia evolutiva do gênero, à medida que ocorre em áreas de floresta contínua. Neste contínuo ainda estão disponíveis amplas áreas de planície costeira e vegetações sobre os vários desníveis altitudinais de encosta, indo desde a cota zero de altitude até os pontos mais elevados da Serra do Mar. Assim, para o mico-leão-da-cara-preta foi possível testar a preferência por áreas de floresta madura, de pouco desnível altitudinal e de baixada, corroborando os padrões originalmente descritos para o gênero.

No tocante a tolerância altitudinal, o conhecimento atual do gênero aponta mais uma vez para sua flexibilidade ecológica, com registros de *L. chrysopygus* (mico-leão-preto) a mais de 900 metros de altitude na região da Serra da Paranapiacaba (RÖHE; ANTUNES; TÓFOLI, 2003). No contexto das particularidades da ampla área de cobertura do gênero, que vai da costa norte do Paraná à costa sul da Bahia, é importante enfatizar que *L. caissara* é a espécie que ocupa a menor variação altitudinal, onde a floresta muda mais próximo do nível do mar com variações fitofisionômicas já no início das encostas (SCHMIDLIN, 2004). Essa mudança muito abrupta das características bióticas e abióticas da floresta talvez seja o caminho para

compreendermos a restrita distribuição descrita para *L. caissara* a áreas de planície costeira rodeadas de montanhas e serras entre o sul de São Paulo e norte do Paraná. As áreas geográficas onde se encontram as demais espécies do gênero estão em latitudes mais ao norte, onde florestas submontanas começam a se desenvolver aos 100m de altitude (IBGE, 1992).

Cabe ainda ressaltar que potenciais translocações com vistas ao aumento populacional do mico-leão-da-cara-preta devem considerar a seleção da espécie por áreas de baixada e sua flexibilidade ecológica no uso do hábitat. Nesse contexto, os cenários de manejo devem ponderar a origem e destino dos animais, lembrando que indivíduos da ilha não têm oportunidade de experimentar áreas submontanas, podendo apresentar ainda menor tolerância aos primeiros desníveis altitudinais que indivíduos continentais.

3.4.2 Seleção de Hábitat por Grupos Insulares de *L. caissara*

A disposição dos pontos de uso dos grupos insulares (figuras 26 e 27) nos permite detectar um padrão distinto do observado no continente (figuras 24 e 25). De modo geral, a floresta no continente é mais desenvolvida, com altura das árvores e número de estratos maior. O dossel é contínuo, sendo interrompido apenas por clareiras de queda de árvores, ou por áreas antropizadas, diferentemente da ilha, que intercalam formações vegetais nos cordões e intercordões litorâneos, ainda bem evidentes (RODERJAN; KUNIOSHIKO, 1988; SCHMIDLIN, 2004).

Para os dois grupos insulares A e B pudemos notar que os pontos de uso acompanharam claramente esses cordões litorâneos, se sobrepondo a seis das 11 classes distintas de vegetação na ilha. Apenas duas dessas seis classes foram mais intensamente utilizadas, concentrando aproximadamente 77% dos pontos de avistamento: a “Floresta das Terras Baixas” e as áreas de “Restinga Arbórea”. A relação “nº de pontos/área” - representada pelo índice de seleção (tabelas 18 e 20) – mostra a maior intensidade de uso dessas classes pelos grupos insulares A e B.

A “Floresta das Terras Baixas” é uma formação que está relacionada às regiões de planície (até 20 m de altitude) (IBGE, 1992; RODERJAN et al., 2002). Segundo Roderjan e colaboradores (2002) e Schmidlin (2004) estas são áreas florestais clímax da Ilha do Superagui, onde a floresta é maior e mais fechada. Nossos resultados também apontam a “Restinga Arbórea” como importante formação para *L. caissara*, cobrindo 21% da área insular de ocorrência da espécie. Segundo Schmidlin (2004), essas áreas estão em processo de sucessão secundária devido a ações antrópicas realizadas há cerca de 20 anos e que por se desenvolverem sobre Espodossolos e Neossolos Quartzarênicos têm recuperação mais lenta que as formações sobre solos mais desenvolvidos distantes do mar.

As tabelas 27 e 28 apresentam a ordem de uso e disponibilidade dos tipos de hábitat contidos nas áreas de vida estimadas por PCM e Kernel para os grupos A e B, respectivamente. A ordem de disponibilidade é baseada na área disponível em hectares para cada variável de hábitat e a ordem de uso baseia-se no índice de seleção das tabelas 18 e 20. Os dois grupos insulares apontaram um padrão nítido de seleção pelas florestas das terras baixas e restingas arbóreas, as quais constituem as formações vegetacionais mais maduras da Ilha do Superagui (SCHMIDLIN, 2004). Esses resultados também corroboram a descrição do gênero como animais de florestas maduras sobre baixo desnível altitudinal e com flexibilidade de hábitat (PERES, 1986; RYLANDS, 1993, 1996; VALLADARES-PADUA, 1993, 1997; RYLANDS; KIERULFF; PINTO, 2002). Cabe lembrar que ao contrário do observado para os grupos continentais, esses hábitats selecionados na ilha são também os mais abundantes nas áreas de vida dos dois grupos avaliados.

Tabela 27 – Comparação entre os tipos de hábitat (classes de vegetação) de acordo com sua ordem de disponibilidade e uso obtidos pelos estimadores de área de vida PCM e Kernel para o Grupo A

A large black rectangular box redacting the content of Tabela 27.

Tabela 28 – Comparação entre os tipos de hábitat (classes de vegetação) de acordo com sua ordem de disponibilidade e uso obtidos pelos estimadores de área de vida PCM e Kernel para o Grupo B

A large black rectangular box redacting the content of Tabela 28.

3.4.3 Capacidade Suporte (K)

Os valores de K com e sem o índice de seleção diferem pouco, ficando em cerca de 700 indivíduos nos limites conhecidos de distribuição. As áreas vicinais à distribuição de *L. caissara* adequadas a receber animais em situação de manejo conservacionista – identificadas por Schmidlin (2004) – totalizam mais de 26.000 hectares. Nesse cenário se faz possível um incremento populacional que pode chegar a 763 indivíduos (tabelas 22 e 23), representando o dobro da capacidade estimada nos limites de distribuição

conhecidos para a espécie. Vale, todavia, salientar que essas estimativas de K estão sujeitos à flexibilidade ecológica conhecida para os micos-leões e ratificada neste estudo.

Esses limites populacionais são aparentemente incapazes de manter uma população viável na natureza e ressaltam a urgência de pesquisas genéticas que colaborem para a compreensão do histórico ecológico/evolutivo de *L. caissara*. Neste sentido, se faz importante apontar entre as possibilidades da espécie já ter existido sobre tamanhos populacionais maiores ou se ela se manteve evolutivamente com baixa densidade populacional e distribuição restrita.

3.5 Considerações Finais

Os grupos amostrados de *L. caissara* apresentaram, tanto na ilha como no continente, uso desproporcional à disponibilidade do hábitat. Os tipos de hábitats mais intensamente utilizadas intercalaram áreas de floresta madura e em clímax edáfico (“Floresta das Terras Baixas”, “Restinga Arbórea” e “Brejos, Várzeas e Caxetais”) com áreas antropizadas em sucessão (“Vegetação Secundária Intermediária” e “Vegetação Alterada”); indicando plasticidade ecológica de *L. caissara* que vai de encontro à apresentada pelas espécies de micos-leões em hábitats mais fragmentados e alterados.

Deste modo, os resultados obtidos neste estudo corroboram para a descrição dos micos-leões como os calitriquídeos de Floresta Atlântica madura, com pouco desnível altitudinal (RYLANDS, 1993, 1996) e que apresentam flexibilidade ao uso do hábitat (PERES, 1986; VALLADARES-PADUA, 1993, 1997; RYLANDS; KIERULFF; PINTO, 2002).

A comprovação de que *L. caissara* seleciona negativamente áreas submontanas acima de 40 metros de altitude é peça chave que se soma ao quebra-cabeça da compreensão do porquê a espécie se restringe a áreas de planície, não ocupando maiores desníveis altimétricos.

Essa constatação deu origem às pesquisas em andamento com as populações continentais que sucederam às apresentadas nesta dissertação. Desde Agosto de 2007 temos buscado verificar a influência altitudinal sobre a ocorrência de *L. caissara*. Os resultados estarão disponíveis em meados de 2009 e serão úteis para refinarmos estimativas populacionais e limites de distribuição do mico-leão-da-cara-preta.

Neste estudo verificamos a seleção de macro hábitat por *L. caissara* em suas porções insular e continental de ocorrência. Estudos futuros podem também aprofundar na compreensão de seleção de micro hábitat, mensurando sítios específicos que levem à seleção dos macros hábitats aqui selecionados.

Mencionemos ainda que os estudos que abordam seleção de hábitat pelas demais espécies de micos-leões diferem deste por classificarem o hábitat disponível e utilizado em um número menor categorias, as quais se resumem a áreas mais ou menos úmidas ou com maiores e menores desníveis de altitude (VALLADARES-PADUA, 1993; DIETZ et al., 1994; OLIVEIRA, 2002; RABOY; CHRISTMAN; DIETZ, 2004). Este estudo pôde verificar a relação entre uso e disponibilidade com mais detalhes à medida que se valeu do trabalho realizado por Schmidlin (2004) que classifica o hábitat para a espécie em 15 padrões vegetacionais distintos.

Visto o detalhamento da classificação de hábitat empregada neste estudo, observamos que *L. caissara* se mantém em um ecossistema constituído por vários ambientes que são marginais à Floresta Atlântica *sensu stricto* (brejos, várzeas, restingas e mangues). Esse bioma está entre os quatro com maior prioridade de conservação dentre os 34 *hotspots* do planeta (MYRES et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004). Entretanto, Myers et al. (2000) não faz menção a estes ambientes marginais que compõem o complexo vegetacional atlântico.

Este estudo ratifica a argumentação de Scarano (2006) de que em termos de conservação o complexo vegetacional atlântico deve ser visto como um todo e não apenas como a mata atlântica *sensu stricto*. É sobre este complexo de hábitats que se mantém uma biodiversidade ainda incalculável (com inúmeras espécies endêmicas e criticamente ameaçadas), que interage ecologicamente revelando processos e funções

de um ecossistema único. É interessante olhar por outro prisma, e ver, por exemplo, que os ajustes ecológicos e fisiológicos de *L. caissara* a estes ambientes méxicos expressam uma valiosa riqueza genética, tão interessante quanto seu alto endemismo¹⁹.

Referências

ALBERNAZ, A.L.K.M. Home range size and habitat use in the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*). **International Journal of Primatology**, New York, v. 18, n. 6, p. 877-887, Dec., 1997.

AMARAL, A.T.N.; PRADO, F.; VALLADARES-PADUA, C.B. Estimativa do tamanho populacional de micos-leões-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) na ilha de Superagüi, Guaraqueçaba, PR, Brasil. In: Simpósio Sobre Micos-Leões, 3., 2003, **SIMPÓSIO SOBRE MICOS-LEÕES**, 3. 2003. Teresópolis, **Livro de resumos...** Teresópolis, Rio de Janeiro, 2003, p. 64.

DIETZ, J.M.; BAKER, A.J.; MIGLIORETTI, D. Seasonal variation in reproduction, juvenile growth and adult body mass in golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, Hoboken, v. 34, p. 115-132, 1994.

DIETZ, J.M.; PERES, C.A.; PINDER, L. Foraging ecology and use of space in golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, Hoboken, v. 41, p. 282-305, 1997.

FRETWELL, S.D.; LUCAS JR., H.L. On territorial behavior and others factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. **Acta Biotheoretica**, Amsterdam, v. 19, n. 1, p. 16-36, Mar., 1969.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995-2000**. São Paulo, 2002. Relatório final. 1 CD ROM.

GARSHELIS, D.L. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. In: BOITANI, L.; FULLER, T.K. (Ed.). **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences**. New York: Columbia University Press, 2000. chap. 4 p. 111-164.

¹⁹ Como exemplos desses ajustes podemos nos lembrar da baixa disponibilidade de oxigênio dos solos brejosos, que por sua vez podem ser chave para fornecer as apreciadas presas de *L. caissara*, ou ainda, o rigor climático e nutricional oferecido pelas variações das restingas sobre as quais a espécie se encontra, principalmente na Ilha do Superagui.

HOLST, B.; MÉDICI, E.P.; MARINO-FILHO, O.J.; KLEIMAN, D.; LEUS, K.; PISSINATTI, A.; VIVEKANANDA, G.; BALLOU, J.D.; TRAYLOR-HOLZER, K.; RABOY, B.; PASSOS, F.; VLEESCHOUWER, K.; MONTENEGRO, M.M. **Lion Tamarin Population and Habitat Viability Assessment Workshop 2005, final report**. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN, USA. 2006. Disponível em <http://www.cbsgeurope.eu/cms/showpage.asp?nodeid=49586> Acessado em: 31 jan. 2008.

HOLT, R.D. Population dynamics in two-patch environments: some anomalous consequences of an optimal habitat distribution. **Theoretical Population Biology**, Amsterdam, v. 28, n. 2, p. 181-208, 1985.

IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro, 1992. 91p. (Série Manuais Técnicos em Geociências, 1).

IUCN – THE WORLD CONSERVATION UNION. **2007 IUCN Red list of threatened species**. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>> Acesso em: 31 jan. 2008.

JACOB, A.A.; RUDRAN, R. Radiotelemetria em estudos populacionais. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C.B. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, 2003. cap. 12, p. 285-342.

KIERULFF, M.C.M. **Ecology and behavior of translocated groups of golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*)**. 2000. 350 p. Thesis (Ph.D. in Biology) – Cambridge, University of Cambridge, 2000.

KIERULFF, M.C.M.; OLIVEIRA, P.P. de; BECK, B.B.; MARTINS, A. Reintroduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins. In: KLEIMAN, D.G.; RYLANDS, A.B. (Ed.). **Lion Tamarins: Biology and Conservation**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 2002. chap. 12, p. 271-282.

LORINI, M.L.; PERSSON, V.G. Status and field research on *Leontopithecus caissara*: the Black-faced lion tamarin Project. **Neotropical Primates**, Washington, v.2 (suppl.), p. 52-55, Dec., 1994.

MANLY, B.F.; McDONALD, L.L.; THOMAS, D.L. **Resource selection by animals**. Statistical design and analysis for field studies. London: Chapman & Hall, 1993, p 240.

MATTHIOPOULOS, J. The use of space by animals as a function of accessibility and preference. **Ecological Modelling**, London, v. 159, n.2-3, p. 239-268, Jan., 2003.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Washington, DC: Cemex, 2004. 392 p.

MORRIS, D.W. Toward and ecological synthesis: a case for habitat selection. **Oecologia**, Berlin, v. 136, n. 1, p. 1-13, Jun., 2003.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENTO, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v.403, p.853-858, Feb., 2000.

OLIVEIRA, P.P. de. **Ecologia alimentar, dieta e área de uso de micos-leões-dourados translocados e sua relação com a distribuição espacial e temporal de recursos alimentares na Reserva Biológica União, RJ**. 2002. 234 p. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

PEREIRA, M.C.M. **Elementos de meta-análise**. 1996. 65 p. Dissertação (Mestrado em Estatística) – Universidade de Brasília, Brasília, 1996.

PERES, C.A. Golden lion tamarin project II: ranging patterns and habitat selection in golden lion tamarins *Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766 (Callithrichidae, Primates). In: MELLO, M.T.de (Ed.). **A primatologia no Brasil**, 2, 1986. Campinas: Sociedade Brasileira de Primatologia, 1986, p. 223-233.

PRADO, F.; VALLADARES-PADUA, C.B.; AMARAL, A.T.N. Levantamento populacional de mico-leão-de-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) no Estado de São Paulo, Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE MICOS-LEÕES, 3., 2003, In: **SIMPÓSIO SOBRE MICOS-LEÕES**, 3., 2003 Teresópolis **Livro de resumos...** Teresópolis, Rio de Janeiro, 2003. p. 65.

PULLIAM, H.R. Sources, sinks, and population regulation. **American Naturalist**, Chicago, v. 132, n. 5, p. 652-661, Nov., 1988.

RABOY, B.E.; CHRISTMAN, M.C.; DIETZ, J.M. The use of degraded and shade cocoa forest by endangered golden lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas*. **Oryx**, Cambridge, v.38, n. 1, p. 75-83, Jan., 2004.

RHODES, J.R.; McALPINE, C.A.; LUNNEY, D.; POSSINGHAM, H.P. A espacially explicit habitat selection model incorporating home range behavior. **Ecology**, Washington, v. 86, n. 5, p. 1199-1205, May, 2005.

RODERJAN, C.V.; KUNIYOSHI, Y.S. Macrozoneamento Florístico da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba – APA – Guaraqueçaba. Curitiba: FUPEF, 1988. 53 p. (Série técnica ,15)

RODERJAN, C.V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y.S. HATCSHBACH, G.G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. **Ciência e Meio Ambiente**, Curitiba, n. 24, jan/jun, 2002, p. 75-92.

RÖHE, F.; ANTUNES, A.P.; TÓFOLI. The discovery of a new population of black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*) in the Serra de Paranapiacaba, São Paulo, Brazil. **Neotropical Primates**, Washington, v. 11, n. 2, p. 75-76, Aug., 2003.

RYLANDS, A.B. The ecology of the lion tamarin, *Leontopithecus*: some intrageneric differences and comparisons with other callitrichids. In: RYLANDS, A. B. (Ed).

Marmosets and tamarins: systematic, behaviour, and ecology. Oxford: Oxford University Press, 1993. cap 14, p. 296-313.

RYLANDS, A.B. Habitat and the evolution of social and reproductive behavior in Callitrichidae. **American Journal of Primatology**, Hoboken, v. 38, n. 1, p. 5-18, 1996, (special issue).

RYLANDS, A.B.; KIERULFF, M.C.M.; PINTO, L.P. de S. Distribution and status of lion tamarins. In: KLEIMAN, D.G., RYLANDS, A.B. (Ed.) **Lion Tamarins: Biology and conservation.** Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 2002. cap. 2, p. 42-70.

SCARANO, F.R. Prioridades para conservação: a linha tênue que separa teorias e dogmas. In: ROCHA, C.F.D; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. (Ed.) **Biologia da Conservação: essências.** São Carlos: Rima, 2006. cap. 1, p. 23-39.

SCHMIDLIN, L.A.J. **Análise da disponibilidade de habitat para o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990) e identificação de áreas preferenciais para o manejo da espécie por técnicas de geoprocessamento.** 2004. 90 p. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

VALLADARES-PADUA, C.B. **The ecology, behavior and conservation of the black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*, Mikan, 1823).** 1993. 182 p. Thesis – (PhD in Philosophy) – Universidade da Florida, Florida, 1993.

VALLADARES-PADUA, C.B. Habitat analysis for the metapopulation conservation of black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*, MIKAN, 1823). In: SOUZA, M.B.C.; MENEZES, A.A.L. (Ed.). **A Primatologia no Brasil**, 6, 1997. Natal: EDUFRN/SBP, 1997. p. 13-26.

VALLADARES-PADUA, C.B.; MARTINS, C.S.; RUDRAN, R. Manejo integrado de espécies ameaçadas. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C.B. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Curitiba: Ed. UFPR, 2003. cap. 24 p. 647-665.