Marco Antonio Monteiro Granzinolli

**Levantamento, área de vida, uso e seleção
de hábitat de Falconiformes na região
central do Estado de São Paulo**

**São Paulo
2009**

Marco Antonio Monteiro Granzinolli

**Levantamento, área de vida, uso e seleção
de hábitat de Falconiformes na região
central do Estado de São Paulo**

Tese apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo,
para obtenção de Título de Doutor em
Ciências, na Área de Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. José Carlos
Motta-Junior.

**São Paulo
2009**

Granzinolli, Marco Antonio Monteiro

Levantamento, área de vida, uso e seleção de hábitat de Falconiformes na região central do Estado de São Paulo.

224 páginas

Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia.

1. Levantamento 2. Uso de Hábitat 3. Falconiformes I. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof. Dr. José Carlos Motta Junior

Orientador

Aos meus pais Murilo (*in memoriam*) e Aparecida,
e a minha filha, Laura,
pelo amor e lição de vida.

"Como dizia minha avó, feliz é o bicho que come bicho."

Ranulpho Johann

"De fato, não fracassei ao tentar, cerca de 10.000 vezes,
desenvolvi um acumulador.
Simplesmente, encontrei 10.000 maneiras que não funcionam."

Thomas Edison

"Você pode recorrer ao feiticeiro ou curandeiro para que ele desfaça o feitiço
que causa sua anemia perniciosa ou tomar vitamina B-12.
Se quiser salvar seu filho da poliomielite pode rezar ou vacinar.
Se está interessado em saber o sexo da criança antes do nascimento
pode contar as oscilações do chumbo na linha de prumo –
esquerda e direita um menino, para frente e para trás uma menina,
ou, talvez, seja o contrário – mas elas acertarão em média
apenas uma em duas vezes.
Se quiser uma precisão real, neste caso 99 %,
Tente amniocentese e ultra-som.
Tente a ciência."

Carl Sagan

Agradecimentos

Este trabalho é resultado da colaboração e do esforço de uma equipe que começou a ser formada desde a idéia do projeto. Aos poucos, por amizade, curiosidade, profissionalismo, afinidade e necessidade, esta foi crescendo, crescendo e felizmente (mesmo que diminua) dá sinais que não vai se “desfazer” por aqui. Sozinho não seria possível, não mesmo!

Como em qualquer elaboração de lista (aniversário, casamento, agradecimento...) corremos o risco de esquecer alguém importante, desde já peço desculpas pelo esquecimento.

Sou sinceramente grato, em especial:

Ao prof. **José Carlos Motta Junior**, pela orientação, incentivo, ensinamentos, amizade e principalmente pela confiança depositada, não só neste trabalho, mas também no dia-a-dia, que certamente contribuiu muito para a minha formação.

À **FAPESP**, pela bolsa concedida (processo 04/13820-7) e pelo financiamento do Projeto de Auxílio Individual à Pesquisa (processo 05/34451-0), fundamentais para o desenvolvimento desta tese.

À **Fundação O Boticário de Proteção a Natureza** pelo auxílio financeiro (processo 0652_20051) concedido em 2005.

À **Idea Wild e Neotropical Grassland Conservancy** pela doação de alguns rádio-transmissores.

Ao **Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGE-USP)**, em especial a Prof^a **Astrid Kleinert** pelo apoio e infraestrutura disponibilizada.

Ao **Instituto Florestal de São Paulo**, por permitir o trabalho na Estação Ecológica de Itirapina (processo SMA-COTEC 40.701/2005) e pela logística.

Ao **CEMAVE/ICMBio**, pela licença de captura e anilhamento (processo SNA-1236), pelas anilhas fornecidas. Em especial, aos funcionários **Raquel Lacerda**, **Getúlio Freitas**, **Roberta** e **Flávia** pela eficiência com as licenças, relatórios e apoio constante.

À **SELVA** (Sociedade Ecológica Verde e Amarelo), em especial a **Cristina Oka** pelo suporte logístico junto a Fundação O Boticário.

Ao amigo **Ricardo Garcia Pereira** pelo convívio, “brigas”, discussões científicas, ensinamentos, persistência, companheirismo e pela ajuda incondicional nas capturas, valeu “irmão”!

Ao **Fábio Barros e Angel Leal** pela ajuda de campo em grande parte do trabalho, pela paciência e amizade, valeu “crianças”.

Ao **Dr. Rod Kavanagh** do New South Wales States Forest (Sidney – Austrália) por ter me apresentado à rádio-telemetria, por ter me ensinado “truques” que não se encontram em nenhum livro, pela discussão prévia do projeto e pelo incentivo constante.

Ao **Miltinho** e ao **Hilton**, meus companheiros na classificação da imagem de satélite, fundamentais tanto no laboratório quanto nas validações e checagem em campo, valeu companheiros!!!

Ao **Leandro** pela ajuda indispensável na edição final dos mapas e por “quebrar-a-cabeça” com as “fórmulas” para análise de disponibilidade de diferentes habitats no ArcGis.

Ao pessoal do laboratório de Citogenética de Vertebrados do Instituto de Biociências da USP, **Fábio Raposo, Patrícia Hassato e Priscila Gonçalves** pela sexagem dos indivíduos.

À **Kátia Ferraz** pela ajuda fundamental com as análises de área de vida no Animal Moviment, usadas nos relatórios.

Aos profs. **David Winkler e Harry Greene** (Cornell University - USA) por me receberem no programa sanduíche, disponibilizarem seus laboratórios e pelas discussões.

À Dra. **Kelly Zamudio** pela ajuda com a papelada e burocracia antes e durante o estágio sanduíche, pelo apoio e informações em Cornell.

Ao prof. **Jean Paul Metzger** por disponibilizar o Laboratório de Ecologia da Paisagem e pela “indicação” da SELVA.

Aos diretores, **Chico, Cláudio e Honório** e todos os funcionários das Estações Ecológica e Experimental de Itirapina, em especial ao **Clóvis, Eduardo, Gilson, Helena, D. Isabel, Major, Zé Hernane, Sr. Dito, Sr. Luiz, Sr. Tico, Tidim**, pela pronta disposição em ajudar, pelas informações fundamentais e pelo apoio constante.

À **D. Isabel**, por sempre arranjar e “brigar” por uma vaga no alojamento, por cuidar das “iscas” na nossa ausência, pelas conversas, pelo cuidado com o alojamento e por nos aturar durante dois anos.

Ao **Gilson** pelos inúmeros socorros (atoleiros, areia, quebras, rodas arrancadas...) independente da hora, do dia, chuva ou sol e pela enorme disposição em ajudar.

Ao **Eduardo** por “perder” horas e horas comigo no desenvolvimento, nos testes, nas adaptações e construção das armadilhas.

Ao pessoal da **oficina do Manduca, Gustavo, Carlim, Juninho** por sempre dar um jeitinho nos carros, pelas informações e pelo interesse no trabalho.

Aos “estagiários” **Juarez Cabral, Arthur Macarrão, Eduardo Alexandrino e Ariádne Carvalho**, pela ajuda de campo.

À todos os proprietários e administradores de sítios e fazenda que permitiram o acesso em suas propriedades e pelas informações. Em especial, agradeço ao **Sr. Waldomiro** e **Sr. Napolitono** (Escarpa), **Sr. Frederico** (Escarpa II), **Sr. Tonho** (Sta Maria da Fábrica), **Nélson** (Alegria), **Milton** (Morro Frio), **Sr. Geraldo** (Bianchini), **Mauro** (LS), **Waldir** (Sta Rita), **Sr. Luiz** (Liberdade), **Sr. Paulo** (Encantado), **Sr. Zé** (Morro Pelado).

Aos colegas de alojamento em Itirapina, **Alexander, Angel, Carlos, Fábio, Gisele, Hipólito, Jane, Leila, Leonardo, Marina, Mieko, Ricardo, Sebastián, Sylene, Therys**, e aos professores do curso de campo anual da Unicamp, **Fernando Martins, Flávio e Tamashiro** pelas risadas, conversas, por aturarem os pintinhos (iscas) piando e por tornarem mais agradáveis os dias no alojamento.

Aos professores do Departamento de Ecologia pelas conversas, apoio e incentivo. Em especial ao prof. **Sérgio Tadeu** pelos “reparos” no receptor de rádio-telemetria.

Ao prof. **Márcio Martins** pelo empréstimo da Brasília nas primeiras campanhas, do laboratório na fase final de redação e pelo incentivo constante.

Ao amigo **Robson** pelo empréstimo da foto da capa.

Aos funcionários do Departamento de Ecologia, **Bernadete, Dalva, Lenilda, Luís Maurício, Patrícia, PC, Socorro e Wellington** pelo apoio e colaboração.

Aos colegas que passaram ou ainda estão no Laboratório de Ecologia de Aves: **Kika, Mieko, Gisele, Fábio, Maura, Marina Mackenzie, Lucas, Laura** pelas discussões, bate-papos, convivência, cafés providenciais (sono, estresse, a coisa não andava).

Aos amigos **Adriana, Bruno, Diego, Giovano, Gisele, Glauco, Grazi, Hilton, Hipólito, Kika, Leandro, Marina, Marcelo, Miltinho, Paki, Ricardo, Ricardo Pereira, Robson, Rubão, Samantha, Sidney**, pelos momentos fundamentais de descontração, papo-furado, cervejas, pizzas, almoços, cafés.... e pelo incentivo e apoio constante.

À **Cínthia** pelo apoio, atenção, paciência, carinho e convívio.

Aos meus **irmãos, Gilmar, Gérson, Gilda e Cássio**, pelo incentivo e apoio incondicional em todas as etapas da minha vida.

Aos meus **pais, Murilo** (*in memoriam*) e **Aparecida**, pelo amor, carinho, apoio incondicional em todas as minhas escolhas e por me ensinarem a ser “alguém”.

Índice

Resumo	1
Abstract.....	3
I - Apresentação	5
Referências Bibliográficas	10
II - CAPÍTULO 1 - Uso e ocupação do solo no entorno da Estação Ecológica de Itirapina	
Resumo	14
Abstract.....	15
1 - Introdução	16
2 – Material e Métodos	20
2.1 - Área de Estudo	20
2.2 - Elaboração do Mapa de Uso e Cobertura do Solo	22
2.3 - Composição e Estrutura da Paisagem	24
2.4 - Zonas de Amortecimento da Estação Ecológica de Itirapina	27
3 - Resultados.....	28
4 - Discussão	50
5 - Referências Bibliográficas	57
III - CAPÍTULO 2 - Eficiência de captura de aves de rapina em áreas abertas da região central do Estado de São Paulo	
Resumo	65
Abstract.....	66
1 - Introdução	67
2 – Material e Métodos	70
2.1 - Área de Estudo	70
2.2 – Capturas	70
3 - Resultados.....	75
3.1 – Capturas por armadilhas <i>bal-chatri</i>	75
3.2 – Atratividade das iscas nas armadilhas <i>bal-chatri</i>	76
3.3 – Capturas por armadilhas <i>goshawk</i>	78

3.2 – Atratividade das iscas nas armadilhas <i>goshawk</i>	82
4 – Discussão.....	82
5 – Considerações e Implicações da Captura.....	89
6 - Referências Bibliográficas	93
Anexo do capítulo 2.....	97

IV - CAPÍTULO 3 - Área de vida e uso de hábitat de três espécies de aves de rapina na região central do Estado de São Paulo

Resumo	99
Abstract.....	100
1 - Introdução.....	101
2 – Material e Métodos	106
2.1 - Área de Estudo	106
2.2 - Capturas.....	106
2.3 – Determinação da área de vida	107
2.4 – Uso e seleção de hábitat	108
3 – Resultados	109
3.1 – Área de vida.....	109
3.2 – Uso e seleção de hábitat	126
4 – Discussão.....	134
5 – Referência Bibliográficas	146

V - CAPÍTULO 4 - Uso e seleção de hábitat por Falconiformes na região central do Estado de São Paulo

Resumo	158
Abstract.....	159
1 – Introdução	160
2 – Material e Métodos	164
2.1 - Área de Estudo	164
2.2 – Levantamento das aves de rapina diurnas.....	164
2.3 – Comparação da composição de espécies com outras localidades	167
2.4 – Uso e seleção de hábitat	168
3 - Resultados.....	172

3.1 – Levantamento das aves de rapina diurnas	172
3.2 – Comparação da composição de espécies com outras localidades	175
3.3 – Uso e seleção de hábitat	177
4 - Discussão	191
5 - Referências Bibliográficas	206
Anexo do capítulo 4.....	219

VI - CAPÍTULO 5 - Considerações Finais

Considerações Finais	221
----------------------------	-----

RESUMO

As aves de rapina, assim como os outros grupos animais, não estão distribuídas de maneira uniforme nos diferentes habitats que compõem a paisagem terrestre. Conhecer e entender os fatores (e as implicações) que levam as espécies a “escolher” um determinado habitat é questão essencial nos estudos de ecologia. Esse tema ganha ainda mais importância não só pela escassez de informações sobre a ecologia e história natural das aves de rapina na região Neotropical, mas também, pelo atual cenário de alteração dos habitats. Estes são modificados rapidamente sem que haja um conhecimento básico da relação espécie/habitat e dos efeitos provocadas por tais alterações. Dessa maneira, a presente tese teve como objetivo principal verificar o uso e a seleção de habitat por aves de rapina diurnas em uma paisagem heterogênea (151. 866 ha) na região central do Estado de São Paulo (22° 15' S; 47° 49' W), onde a Estação Ecológica de Itirapina (EEI) foi considerada como área núcleo. Ainda, foi também alvo desse estudo estimar a área de vida de três espécies de rapineiros (*Falco femoralis*, *Rupornis magnirostris* e *Heterospizias meridionalis*) por meio de rádio-telemetria; verificar a eficiência de captura das aves de rapina frente a dois tipos de armadilhas, *bal-chatri* e *goshawk*; e elaborar um mapa de uso/ocupação do solo da área em questão, bem como analisar a paisagem no entorno da EEI. Entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007 foram registradas 19 espécies de Falconiformes (Pandionidae n =1, Falconidae n = 5, Accipitridae n = 13) em uma paisagem essencialmente ocupada por monoculturas (cana-de-açúcar 22 %, laranja 14 %, eucalipto 13 %) e pastagens (21%). A riqueza média dos Falconiformes em áreas de monoculturas foi de 4,6 espécies e nas áreas naturais 10,3. A composição de espécies da taxocenose se mostrou mais relacionada às outras de área abertas sob influência do Cerrado. Um total de 48 indivíduos, pertencentes a cinco espécies, foram capturados pelos dois tipos de armadilhas. O sucesso de captura geral foi de 15,3 % (n = 33) para a armadilha *bal-chatri* e de 1 captura a cada 11,8 dias (8,5 %) para *goshawk trap* (n = 15). Implicações e limitações referentes à captura das aves de rapinas em áreas abertas foram também discutidas. A média da área de vida pelo método Kernel adaptativo

(KA) 95 % foi de 1.329 ± 780 ha para *F. femoralis*, 129 ± 140 ha para *R. magnirostris* e de 1.883 ha para o indivíduo de *H. meridionalis*. A média da área de vida de *F. femoralis* foi 2,8 maior em áreas alteradas quando comparada a áreas naturais. De maneira geral, a qualidade do hábitat parece ter influenciado nos diferentes valores de requerimento de área apresentado pelos indivíduos e, também, na seleção/rejeição dos diferentes hábitats. Na maioria dos casos, as monoculturas foram rejeitadas, enquanto as áreas naturais foram selecionadas pelas aves de rapina. Cana-de-açúcar foi rejeitada por todas as aves de rapina. O único ambiente alterado utilizado em maior proporção que o esperado foi pastagem, selecionada por quatro das 10 espécies analisadas. Em contrapartida, três espécies evitaram este hábitat. Este é o primeiro estudo a avaliar a seleção de hábitat por Falconiformes no Brasil e demonstra que o intensivo incremento de áreas para agricultura pode afetar negativamente até mesmo as espécies mais abundantes e generalistas, contrário a algumas generalizações da literatura. A interação entre estrutura do hábitat, disponibilidade de presas, morfologia e comportamento de caça parece explicar tanto o tamanho da área de vida requerida quanto a utilização diferenciada dos diferentes tipos de hábitats.

Palavras-chave: Falconiformes, aves de rapina, análise da paisagem, uso de hábitat, seleção de hábitat, área de vida, Itirapina.

ABSTRACT

Survey, home range, habitat use and selection of the Falconiformes in the central region of the state of São Paulo

Raptors, similarly to other animal groups, are not randomly distributed in the different habitats in the terrestrial landscape. Knowing and understanding the factors (and implications) influencing these species to "chose" a certain habitat are essential in ecological studies. This subject has become even more important not only because of the lack of information on the ecology and natural history of raptors of the Neotropics, but also because of current scenario of habitat changes. Areas are being rapidly modified without a basic knowledge of the species/habitat relationship and the effects it may cause. Thus, the main goal of this thesis was to examine habitat use and selection by diurnal birds of prey in a heterogeneous landscape (151.866 ha) in the central region of state of São Paulo (22° 15' S; 47° 49' W), where the Estação Ecológica de Itirapina (EEI) was considered the central area. Also, this study aimed at estimating the home range size of three raptor species (*Falco femoralis*, *Rupornis magnirostris* and *Heterospizias meridionalis*) through radio-telemetry; examining the efficiency of capture of birds of prey using two types of traps, *bal-chatri* and *goshawk*; and mapping land use/occupation of the study area and making the landscape analysis around the EEI. Between September 2005 and February 2007, 19 species of Falconiformes (Pandionidae n = 1, Falconidae n = 5, Accipitridae n = 13) were observed in a landscape basically occupied by monocultures (sugar cane 22 %, orange 14 %, eucalyptus 13 %) and pastures (21 %). The average richness of Falconiformes in areas occupied by a monoculture was 4,6 species and 10,3 in natural areas. The species composition of the assemblage was more similar to those of other open areas influenced by Cerrado. Forty-eight individuals from five species were captured in the two types of traps. The general capture success was 15.3 % (n = 33) for the *bal-chatri* trap and 1 capture every 11,8 days (8,5 %) for the *goshawk trap* (n = 15). Implications and limitations of the capture of birds of preys in the areas were also discussed. The average home range obtained with the 95 % adaptive Kernel method (AK 95%) was 1.329 ± 780 ha for *F. femoralis*,

129 ± 140 ha for *R. magnirostris* and 1.883 ha for the individual of *H. meridionalis*. The average home range of *F. femoralis* was 2.8 higher in altered areas when compared to natural ones. In general, habitat quality seems to have influenced the different values of home range requirement of individuals, and also, in the selection/rejection of the different habitats. In most cases, monocultures were rejected, while natural areas were selected by raptors. Sugar cane plantations were rejected by all raptors. The only altered habitat used more than expected was pastures, selected by four of ten species analyzed. However, three species avoided this habitat. This is the first study to evaluate habitat selection by Falconiformes in Brazil and demonstrate that the increase of areas for agriculture may negatively affect even the most abundant and generalist species, contrary to some generalizations described in the literature. The interaction among the habitat structure, prey availability, morphology and hunting behavior seems to explain home range size requirements as well as the differential use of the various types of habitats.

Key-words: Falconiformes, raptors, landscape analysis, habitat use, habitat selection, home range, Itirapina.

Apresentação

Apesar de outros grupos de aves predarem outros animais, tanto invertebrados quanto vertebrados, o termo rapina (= rouba, tira) é essencialmente aplicado ao grupo das corujas (aves de rapina noturnas) e ao grupo formado pelas águias, gaviões, falcões e abutres (aves de rapina diurnas). De maneira geral, as aves de rapina diurnas foram inseridas ao longo do tempo em uma única ordem, Falconiformes (*e.g.* Brown & Amadon, 1968; Stresemann & Amadon, 1979). No entanto, principalmente nas últimas duas décadas várias mudanças foram sugeridas e dividiram o grupo em duas, três ou mesmo quatro ordens (ver Johnsgard, 1990; del Hoyo *et al.*, 1994; Wink, 2000; Ferguson-Lees & Christie, 2001; Brito, 2008).

A ausência de consenso na sistemática das aves de rapina diurnas, independente da abordagem utilizada (*e.g.* anatomia, morfologia externa, voz, plumagem, ecologia, DNA) ocorre principalmente com as sete espécies de urubus e condores das Américas, com a águia pescadora (*Pandion haliaetus*), com o serpentário africano (*Sagittarius serpentarius*) e com o grupo dos caracarás, gêneros *Phalcoboenus*, *Caracara*, *Daptrius* e *Milvago* (ver Feduccia, 1980; Johnsgard, 1990; Sybley & Monroe, 1990; del Hoyo *et al.*, 1994; Wink, 2000; Ferguson-Lees & Christie, 2001; Livezey & Zuzi, 2007; Brito, 2008). Logo, o número de ordens, infraordens ou subordens, famílias e espécies dos “tradicionais Falconiformes” pode variar. Considerando a classificação apresentada por del Hoyo *et al.* (1994), porém, excluindo-se a família Cathartidae (ver Ligon, 1967; Ferguson-Lees & Christie, 2001; Livezey & Zuzi, 2007; Brito, 2008) a ordem Falconiformes é representada por 300 espécies e quatro famílias (Pandionidae, Sagittariidae, Falconidae e Accipitridae).

Entre os Falconiformes, Accipitridae é a maior e mais diversa família, representada por 237 espécies, seguida pela Falconidae com 61 espécies (Johnsgard, 1990; del Hoyo *et al.*, 1994). Pandionidae e Sagittariidae são famílias formadas por gêneros e espécies monotípicas, *Pandion haliaetus* e *Sagittarius serpentarius*, respectivamente. Exceção feita à família Sagittariidae, endêmica do continente africano (Ferguson-Lees & Christie, 2001), todas as demais famílias são encontradas no Brasil. Das 66 espécies de Falconiformes que ocorrem em território brasileiro, 45 pertencem a família Accipitridae, 20 a família Falconidae e, por fim, a

águia-pescadora é a representante da família Pandionidae (CBRO, 2008). O gênero *Buteo* (n = 7) é o mais diverso no Brasil, seguido por *Leucopternis*, *Falco* e *Micrastur*, estes com seis espécies cada (CBRO, 2008).

Esta alta diversidade de espécies promove uma ampla heterogeneidade adaptativa e morfológica dentro do grupo. Quanto ao tamanho, por exemplo, há espécies de pequeno porte, como *Accipiter erythropus* (75 g), e outras de grande porte, como *Aegyps monachus* com massa de 12.500 g (del Hoyo *et al.*, 1994). Esta variação de tamanho, entre outras coisas, resulta em um maior ou menor gasto energético com o voo. Os Accipitridae de médio e grande porte, por exemplo, possuem as asas longas e largas (Craighead & Craighead, 1956; Brown & Amadon, 1968), que permitem aos indivíduos o uso de correntes térmicas e de vento, possibilitando vôos do tipo planado, contribuindo assim, para a redução dos gastos energéticos (Foster, 1955; Tyne & Berger, 1976).

A alta heterogeneidade das aves de rapinas diurnas também gera implicações e influencia na biologia e na ecologia do grupo. Quanto à dieta, por exemplo, o tipo de alimento consumido pode variar desde pequenos artrópodes até mamíferos de médio/grande porte. Há espécies especialistas em carniça (*e.g.* abutres), peixes (*e.g.* *Pandion haliaetus*), aves (*e.g.* maioria dos falcões), roedores (*e.g.* *Elanus leucurus*), vespas e abelhas (*e.g.* *Ibycter americanus*). Por outro lado, há espécies que se alimentam de uma ampla gama de itens, como é o caso de *Caracara plancus*, que inclui carniça, vários grupos de artrópodes, anfíbios, répteis, aves e até mesmo frutos em sua dieta (del Hoyo *et al.*, 1994; Ferguson-Lees & Christie, 2001).

Em contraste, esta alta diversidade faz com que exista ainda hoje uma lacuna muito grande no conhecimento de muitas das espécies de aves de rapinas diurnas, principalmente nas regiões zoogeográficas com maiores números de espécies e com menor número de pesquisadores, como a Neotropical, Afrotropical e Indomalaia (del Hoyo *et al.*, 1994; Ferguson-Lees & Christie, 2001). De certa maneira, isto pode ser atribuído ao fato de que muitas das espécies de Falconiformes ocorrem em baixa densidade, se deslocam rapidamente, necessitam de grandes áreas de vida, possuem aversão à aproximação humana e podem

habitar áreas de difícil acesso (Craighead & Craighead, 1969; Fuller & Mosher, 1987; del Hoyo *et al.*, 1994; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Tais características, de modo geral, tornam o conhecimento de muitas das espécies do grupo, trabalhoso, demorado e relativamente caro (Fuller & Mosher, 1987; Andersen, 2007; Granzinolli & Motta-Junior, 2008).

Mesmo as espécies consideradas abundantes ao longo de sua distribuição carecem de dados básicos, como é o caso da biologia reprodutiva de *Herpetotheres cachinnans* (Specht *et al.*, 2008). Em geral, as espécies florestais e menos abundantes são as que mais necessitam de informações. Situações como a do *Micrastur gilvicolis*, que na parte referente à reprodução de "Raptors of the World" (Ferguson-Lees & Christie, 2001) aparece como "unknown"; ou mesmo de *Ibycter americanus*, para a qual não existe um único dado de reprodução no Brasil. Um número baixíssimo de registros para toda a distribuição se repete em várias outras espécies nas regiões com maior diversidade e menor número de pesquisadores.

Restringindo a abordagem ao Brasil, percebe-se que estudos planejados e de maior duração com aves de rapina são ainda mais escassos (ver Albuquerque *et al.*, 1986; Baumgarten, 1998; 2007; Granzinolli, 2003; Luz, 2005; Loures-Ribeiro & Anjos, 2006; Carvalho *et al.*, 2006; Zílio, 2006; Silva, 2007; Amaral, 2008). Em um cenário de rápida e constante alteração dos habitats naturais é lamentável constatar a falta de conhecimento científico básico para os Falconiformes em nosso país, seja da distribuição, do tamanho populacional, da biologia e da ecologia das espécies. No caso da área de vida (ou requerimento de área) apenas um estudo, com uma única espécie (Klein & Bierregaard, 1988), foi realizado, enquanto a seleção de habitat para as aves de rapina diurnas nunca foi objetivo de nenhum estudo em território brasileiro.

Com base nesse cenário, os objetivos gerais da presente tese incluem o levantamento, a área de vida, o uso e a seleção de habitat pelos Falconiformes em uma paisagem heterogênea da região central do Estado de São Paulo, na qual a Estação Ecológica de Itirapina (EEI) foi considerada como área núcleo. No **capítulo 1** foi elaborado um mapa de uso e ocupação do solo na área de estudo e,

também, feita uma análise da paisagem no entorno da EEI, a partir da classificação de imagem de satélite (aliada a verificações e aferições em campo). Neste buscou-se examinar quais os habitats e, suas proporções, estavam disponíveis para as espécies de aves de rapina diurnas. Além de ser um subsídio indispensável para os capítulos subsequentes, esta análise revela a situação da zona “tampão” da EEI e, também, fornece uma pequena amostra da situação (e ameaças) de conservação dos remanescentes naturais de vegetação na região central do Estado de São Paulo. No **capítulo 2** foi avaliada a eficiência de captura de dois tipos de armadilhas, *bal-chatri* e *goshawk*, frente a oito espécies de aves de rapina; verificado pela primeira vez a atratibilidade de diferentes tipos de iscas, bem como elaboradas algumas considerações específicas em relação à captura das espécies-alvo. Já no **capítulo 3**, foi estimada por meio de rádio-telemetria a área de vida de três espécies de rapineiros, *Falco femoralis*, *Rupornis magnirostris* e *Heterospizias meridionalis*. Além da quantificação e classificação dos habitats dentro da área de vida, foi ainda analisado o uso e a seleção de habitat tendo como base os dados obtidos pelo método mencionado. No **capítulo 4**, a partir de rotas percorridas por veículos e com o auxílio de curvas de detecção, foi analisado o uso e a seleção de habitat pela taxocenose de Falconiformes amostrada durante 18 meses, bem como, discutidas algumas implicações acerca da conservação das aves de rapina nesse cenário em que as monoculturas ocupam a maior parte da paisagem. Por fim, no **capítulo 5** são apresentadas as considerações finais desta tese, incluindo inferências para estudos futuros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBUQUERQUE, J. L. B.; A. J. WITECK & A. M. ALDOUS. 1986. A road side count of diurnal raptors in Rio Grande do Sul, Brazil. **Birds of Prey Bulletin** 3: 82-87.
- AMARAL, F. S. R. 2008. Estudos moleculares em acipitrídeos (Aves, Acipitridae): uma perspectiva evolutiva. **Tese de Doutorado**. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- ANDERSEN, D. E. 2007. Survey Techniques. Pp. 89-100. *In* Bird, D. & K. Bildstein (eds.). **Raptor Research and Management Techniques**. Hancock House Publishers. Canadá.
- BAUMGARTEN, L. C. 1998. Ecologia dos Falconiformes de áreas abertas do Parque Nacional das Emas (Mineiros – GO). **Dissertação de Mestrado**. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP.
- BAUMGARTEN, L. C. 2007. Dinâmica populacional de aves de rapina e suas presas em áreas abertas de cerrado. **Tese de Doutorado**. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP.
- BRITO, G. R. R. 2008. Análise filogenética de Cathartidae (Aves) com bases em caracteres osteológicos. **Tese de Doutorado**. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP.
- BROWN, L. H. & D. AMADON. 1968. **Eagles, hawks and falcons of the world**. Leslie Brown and Country Life Books. Great Britain.
- CARVALHO, E. P.; M. CANUTO & G. ZORZIN. 2006. Biologia reprodutiva e dieta do gavião preto (*Buteogallus urubitinga*: Accipitridae) no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 14: 445-448.
- CBRO - COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. 2008. **Listas das aves do Brasil. Versão 5/10/2008**. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em 20/11/2008.
- CRAIGHEAD, J. & F. CRAIGHEAD. 1956. **Hawks, owls and wildlife**. Stackpole Co. Harrisburg.
- DEL HOYO, J.; A. ELLIOTT & J. SARGATAL. 1994. **Handbook of the birds of the world**. vol 2. New World vultures to Guinea-fowl. Lynx Edicions. Barcelona.

- FEDUCCIA, A. 1980. **The age of birds**. Harvard University Press. Cambridge.
- FERGUSON-LEES, J. & D. A. CHRISTIE. 2001. **Raptors of the world**. Houghton and Mifflin Company. New York.
- FOSTER, G. H. 1955. Thermal air currents and their use in bird-flight. **British Birds** 6: 241-253.
- FULLER, M. R. & J. A. MOSHER. 1987. Raptor survey techniques. Pp. 37-69. *In* Pendleton, B. A. (ed.). **Raptor management techniques manual**. National Wildlife Federation. Washington, DC.
- GRANZINOLLI, M. A. M. 2003. Ecologia alimentar do gavião-do-rabo-branco *Buteo albicaudatus* (Falconiformes: Accipitridae) no município de Juiz de Fora, sudeste do Estado de Minas Gerais. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP.
- GRANZINOLLI, M. A. M. & J. C. MOTTA-JUNIOR. 2008 (*no prelo*). Aves de rapina: levantamento, seleção de habitat e dieta. Pp. 56-71. *In* Von Matter, S.; F. Straube; I. Accordi; V. Piacentini & J. F. Cândido-Jr. (orgs.). **Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**. Technical Books. Rio de Janeiro.
- JOHNSGARD, P. A. 1990. **Hawks, eagles and falcons of North America**. Smithsonian Institution Press. Washington, DC.
- KLEIN, B. C. & R. O. BIERREGAARD. 1988. Movement and calling behavior of the Lined-forest Falcon (*Micrastur gilvicolis*) in the Brazilian Amazon. **Condor** 90: 497-499.
- LIGON, J. D. 1967. Relationships of cathartid vultures. **Occasional Papers of the Museum of Zoology the University Michigan** 651: 1-26.
- LIVEZEY B. C. & R. L. ZUZI. 2007. Higher-order phylogenetics of modern Aves based on comparative anatomy: I. Methods and characters. **Bulletin of Carnegie Museum of Natural History** 37: 1-544.
- LOURES-RIBEIRO, A. & L. ANJOS. 2006. Falconiformes assemblages in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 49: 149-162.

- LUZ, B. B. 2005. Características de árvores emergentes utilizadas por gavião-real (*Harpia harpyja*) para nidificação no centro e leste da Amazônia Brasileira. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Amazonas – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus, AM.
- SIBLEY, C. G. & J. R. MONROE. 1990. **Distribution and taxonomy of birds of the world**. Yale University Press. New Haven & London.
- SILVA, F. H. A. 2007. Dieta do gavião-real *Harpia harpyja* em florestas de terra firme de Parintins, Amazonas, Brasil. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Amazonas – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus, AM.
- SPECH, G.; E. P. MESQUITA & F. A. SANTOS. 2008. Breeding biology of Laughing Falcon *Herpetotheres cachinnans* in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 16: 155-159.
- STRESEMAM, E. & D. AMADON. 1979. Falconiformes. Pp. 271-425. *In* Mayr, E. & G. W. Cotrel (eds.). **Check-list of birds of the world**. 2 ed. Harvard University Press. Cambridge.
- TYNE, J. V. & A. J. BERGER, 1976. **Fundamentals of ornithology**. Second edition. New York.
- WINK, M. 2000. Advances in DNA studies of diurnal and nocturnal raptors. Pp. 831-844. *In* Chancellor, R. D. & B. Meyburg (eds.). **Raptors at Risk**. WWGBP. Hancock House. UK.
- ZILIO, F. 2006. Dieta de *Falco sparverius* (Aves: Falconidae) e *Athene cunicularia* (Aves: Strigidae) em uma região de dunas no sul do Brasil. **Revista Brasileira Ornitologia** 14: 379-392.

CAPÍTULO1

Análise da paisagem no entorno da Estação Ecológica de Itirapina

RESUMO

Diante do atual cenário de rápidas e constantes alterações dos habitats naturais é de vital importância o conhecimento do uso e ocupação do solo de uma determinada paisagem. A partir deste, é possível elaborar ações que visem não só o entendimento e a conservação da paisagem, mas também dos elementos a ela associados. Nesse, sentido, o presente capítulo teve como objetivo principal realizar o mapeamento do uso/cobertura do solo da área, bem como analisar a paisagem no entorno da Estação Ecológica de Itirapina (EEI). Esta unidade de conservação (2.400 ha), situada na região central do Estado de São Paulo (22°15' S; 47°49' W), foi considerado como área núcleo. Já a área externa a esta e compreendida em um raio de 22 km (a partir do centro da EEI) foi considerada periférica. A análise da imagem de satélite gerou um mapa de uso/cobertura do solo com 14 diferentes classes para os 151.866 ha considerados. A paisagem da região é essencialmente ocupada por monoculturas (cana-de-açúcar 22 %, laranja 14 %, eucalipto 13 %) e pastagens (21 %). As formações de habitats naturais responderam por 23 % de toda paisagem. A partir de cálculos de métricas da paisagem foi possível verificar uma relação significativa entre o tamanho e a forma dos fragmentos para todas as classes de áreas naturais, ou seja, os maiores fragmentos apresentaram os piores índices de forma. Na perspectiva da conservação, situação crítica foi evidenciada para as formações abertas de cerrado (campo limpo e campo sujo), pois restam apenas 713 ha dessas fisionomias fora da EEI, que sofrem com a presença de gado e com a invasão de gramíneas exóticas. Ainda, foi comprovado que as diferentes faixas da zona de amortecimento (1, 3, 5, 8 e 10 km) da EEI são ocupadas principalmente por monoculturas (eucalipto, laranja e *Pinus*), o que promove uma enorme pressão antrópica nesta unidade de conservação. Por fim, a análise da paisagem apresentada aqui pode ser uma ferramenta útil que pode auxiliar no entendimento dos processos e relações ecológicas (*e.g.* fluxo populacional) dos diferentes grupos animais. Além disso, pode (e deve) servir como parâmetro na adoção de políticas públicas (e privadas) de conservação, atuando na manutenção e mesmo na restauração deste bioma ameaçado de desaparecer no Estado de São Paulo.

ABSTRACT

Analysis of the landscape around the Estação Ecológica de Itirapina

Given the current scenario of fast and constant changes in natural areas, knowledge on land use and occupation of a given landscape is of vital importance. Based on this information, it is possible to develop action plans aimed at understanding and preserving not only the landscape, but also the elements associated to it. Thus, the main goal of the present chapter was to map land use/cover and to made landscape analysis around Estação Ecológica de Itirapina (EEI). This conservation unit (2.400 ha), located in the central region of state of São Paulo (22°15' S; 47°49' W), was considered as the central area. The area within a radius of 22 km surrounding the IES (from the center of IES) was considered peripheral. The satellite image analysis generated a map of land use/cover with different classes for the 151.866 ha studied. The landscape of the region is essentially occupied by monocultures (sugar cane 22 %, orange 14 %, eucalyptus 13 %) and pastures (21 %). Natural habitats represented 23 % of all landscape. Based on metric calculations of the landscape, a significant relationship was found between the size and the shape of fragments for all classes of natural areas, where the larger the fragment, the worse the indices of shape. Regarding conservation, a critical situation was observed for open areas of cerrado (grassland – “campo limpo” and grasslands with scattered shrubs – “campo sujo”), as only 713 ha of these physiognomies remain outside EEI and suffer with the presence of cattle and the invasion of exotic grasses. Also, different bands of the buffer zone (1, 3, 5, 8, and 10 km) of the EEI are occupied mainly by monocultures (eucalyptus, orange and *Pinus*), causing a strong human pressure in this conservation unit. Finally, the data presented here are a useful tool for the understanding of the ecological processes and relationships (*e.g.* population flow) of different animal groups. In addition it can (and should) be used as a parameter in public and private conservation policies, in the maintenance and even in the restoration of this disappearing biome in state of São Paulo.

1 - INTRODUÇÃO

O conhecimento do uso e cobertura do solo é um pré-requisito para a caracterização de uma paisagem. A partir deste, é possível obter uma melhor dimensão de ações que visem, por exemplo, a conservação e até mesmo a recuperação de uma determinada paisagem (Valente & Vettorazzi, 2003). A disseminação e inovações que ocorreram nos últimos anos em relação ao sensoriamento remoto e tecnologias correlatas (*e.g.* Sistema de Posicionamento Global – GPS e Sistema de Informação Geográfica - SIG), principalmente no emprego de técnicas de classificação digital de imagens de satélite, fizeram com que estas se tornassem uma importante ferramenta para a produção de mapas de uso e cobertura do solo (Ponzoni, 2001; Rodriguez-Estrela & Tapia, 2004; Anacleto *et al.*, 2005).

Neste contexto, a partir da segunda metade da década de 1980 tais tecnologias se tornaram importantes aliadas para realização de estudos nas áreas de zoologia, botânica e ecologia (*e.g.* Johnston, 1998; Ponzoni, 2001; Lacruz, 2003; Aparício, 2004; Anacleto *et al.*, 2005), pois permitem análises em diferentes escalas (local, regional e global) que podem conter variáveis bióticas e abióticas (*e.g.* relevo, distribuição de espécies, cobertura vegetal). Mais especificamente, o SIG vem sendo utilizado como uma importante ferramenta nas áreas da ecologia da paisagem, biologia da conservação e modelagem ambiental (Rodriguez-Estrela & Tapia, 2004). A análise da cobertura do solo a partir de imagens de satélite, por exemplo, se tornou uma variável quase obrigatória nos estudos que abordam o uso e seleção de habitats por espécies que possuem áreas de vida relativamente grandes, como por exemplo, a maioria das aves de rapina (*e.g.* Burton & Olsen, 2000; Kissling, 2004; Champion, 2004; Hasselblad & Bechard, 2007)

Diante da industrialização e do alto grau de degradação dos habitats naturais, a partir do início do século XIX, foi constatada a necessidade de criação de áreas protegidas para a preservação de belos cenários naturais e posteriormente para a manutenção da biodiversidade (Pimbert & Pretty, 1995). No Brasil, as áreas protegidas em sua grande maioria foram implementadas pelo Estado - que as denominam como unidades de conservação (UCs) – e são

responsáveis pela conservação da biodiversidade nos diferentes biomas (Rylands & Brandon, 2005). Desde a criação da primeira UC pública, o Parque Nacional do Itatiaia em 1937 até 2000, o Brasil não possuía uma política efetiva e bem definida para as suas áreas protegidas (Silva, 2005). Visando estabelecer critérios definidos para a criação e gestão das UCs foi implantado o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), Lei Federal nº 9.985, de 18 Julho de 2000. De acordo com o SNUC existem dois principais grupos de UCs, proteção integral e uso sustentável. As UCs de proteção integral estão divididas em cinco categorias: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Nacional e Refúgio da vida Silvestre, cujo objetivo principal é a preservação da biodiversidade, com a permissão de uso indireto dos recursos naturais. Por outro lado, as UCs de uso sustentável visam conciliar a preservação da natureza com a exploração sustentável dos recursos naturais e, são divididas em sete categorias: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Nacional.

Além das UCs Federais, alguns estados e municípios possuem outros tipos de “reservas” voltadas para a conservação do patrimônio natural e cultural. No caso de São Paulo, há também as categorias estaduais: Parques Ecológicos, Reservas Estaduais, Áreas Sob Proteção Especial e Áreas Naturais Tombadas (ver Xavier *et al.*, 2008). Adicionalmente, no Estado de São Paulo existe o grupo das reservas voltadas para a “experimentação” florestal, que são representadas por três categorias, Horto Florestal, Viveiro Florestal e Estação Experimental, que visam o melhoramento genético e a preservação das espécies florestais comerciais (Xavier *et al.*, 2008).

Com exceção da região norte, em geral as unidades de conservação brasileiras estão isoladas em paisagens fragmentadas e com uma enorme pressão antrópica em seu entorno (IBAMA, 2008; Shida & Pivello, 2006; Tambosi, 2008). Assim, é de suma importância criar zonas de amortecimento (ZA) ou áreas tampão no entorno das UCs, pois estas diminuem o impacto humano direto, reduzem a invasão de espécies exóticas, evitam a contaminação de agrotóxicos (Shafer, 1999), aumentam o tamanho efetivo da área (Crumpacker, 1998) e reduzem o isolamento

de outras áreas naturais (Tambosi, 2008). A própria Lei do SNUC (apesar de ter sido criada depois da maioria das UCs) menciona a necessidade de criação de ZAs. Apesar de não fixar uma área específica a Lei também reza que "*Os limites das áreas de amortecimento e dos corredores ecológicos, normas (...) poderão ser definidos no ato da criação da reserva ou posteriormente*" e ainda estabelece que "*o órgão responsável pela administração da unidade estabelecerá normas específicas regulamentando a ocupação e uso dos recursos nas zonas de amortecimento*".

Considerando a rapidez em que são provocadas as alterações nos ambientes naturais pelo homem e a pequena porcentagem de área em unidades de conservação, os ecólogos perceberam recentemente, que não é possível preservar toda a biodiversidade tendo apenas áreas públicas protegidas (Morrison & Humphrey, 2001). Nesse sentido, as áreas privadas, principalmente as próximas a unidades de conservação, passaram a receber maior atenção e, conseqüentemente, começam a ser interpretadas como algo passível de contribuição na conservação das espécies (ver Tella *et al.*, 1998; Meunier *et al.*, 2000; Morrison & Humphrey, 2001; Canavelli *et al.*, 2003).

No caso do cerrado, a maior, mais rica e talvez a mais ameaçada savana tropical do mundo (Silva & Bates, 2002), o grau de alteração é muito alto, restando apenas cerca de 30 % de sua área original (Machado *et al.*, 2004). Além do mais, apenas 1,2 % se encontra protegido em unidades de conservação (Mittermeier *et al.*, 2000; Myers *et al.*, 2000), o que de certa forma, inviabiliza a conservação de todas as espécies deste bioma. Tal situação fez com que Myers *et al.* (2000) considerassem o cerrado um dos mais importantes "hotspots", ou seja, áreas com alta diversidade, muitas espécies endêmicas e que possuem menos de 1/3 de cobertura vegetal original.

No Estado de São Paulo, essa situação é ainda mais agravante. Dos 14 % de cobertura original de cerrado - cerca de 35 mil km² - distribuídos em manchas localizadas nas regiões norte, centro e sul - restam hoje apenas 0,81 % desse total (Kronka *et al.*, 2005). Fato esse resultante da degradação e substituição da vegetação de cerrado por cultivos e pastagens (Klink & Moreira, 2002; Durigan *et*

al., 2004). De acordo com os dados do projeto “Viabilidade de conservação de remanescentes de cerrado *latu sensu*”, desenvolvido pelo programa Biota/Fapesp (Bitencourt & Mendonça, 2004), 71 % da área restante de cerrado é formada por fragmentos de até no máximo 20 ha, sendo o entorno utilizado principalmente para a agricultura.

A Estação Ecológica de Itirapina (EEI) é um dos últimos fragmentos de cerrado no Estado de São Paulo acima de 2.000 ha e apresenta algumas características ímpares no Estado. É uma das poucas áreas de cerrado onde pode-se encontrar quatro das cinco fisionomias deste bioma (Mantovani, 1987). Diversos estudos indicam que a reserva ainda abriga uma fauna rica de vertebrados, incluindo várias espécies endêmicas de cerrado, espécies ameaçadas regionalmente, nacionalmente e globalmente (Bueno *et al.*, 2004; Brasileiro *et al.*, 2005; Hülle, 2006; Granzinoli *et al.*, 2006; Sawaya *et al.*, 2008; Motta-Junior *et al.*, 2008). Mais especificamente, para a avifauna, esta unidade foi considerada como uma das IBAS (Áreas Importantes para a Conservação das Aves) do Brasil (Bencke *et al.*, 2006).

Diante dessa ótica, o presente capítulo teve como objetivo analisar a paisagem no entorno da EEI. O mapa de uso e cobertura do solo gerado, além de ser essencial para as análises de uso/seleção de ambiente pelas aves de rapina (**capítulo 4**), também, será (está sendo) utilizado por outros pesquisadores que trabalham na área como um subsídio para o entendimento das relações e processos ecológicos e da conservação. Por fim, fornecerá elementos para as políticas públicas que visam atender a finalidade da EEI (manutenção da biodiversidade), como por exemplo, a regulamentação e implantação das zonas de amortecimento.

2 – MATERIAL E MÉTODOS

2.1 - Área de estudo

O estudo foi realizado na região central do Estado de São Paulo (Figura 1), em uma área que inclui grande parte dos municípios de Itirapina e Brotas, além de porções dos municípios de São Carlos, Analândia, Corumbataí, Rio Claro, totalizando 151.866 ha. A Estação Ecológica de Itirapina (22° 15' S; 47° 49' W) com cerca de 2.400 ha foi considerada como área núcleo. Já a área externa a esta e compreendida em um raio de 22 km (a partir do centro da EEI) foi considerada periférica. Grande parte da área (cerca de 75 %) está inserida na APA de Corumbataí, Botucatu, Tejupá e na APA Piracicaba, Juqueri-Mirim (São Paulo, 2000).

A vegetação da Estação Ecológica de Itirapina (EEI) inclui: campo limpo, campo sujo, campo cerrado e cerrado *sensu stricto*, além de banhados e matas de galeria ao longo dos cursos d'água (Mantovani, 1987; Gianotti, 1988). No entorno da reserva, os diversos tipos de ocupação e uso do solo, destinados principalmente à pecuária e agricultura, destruíram grande parte da vegetação nativa. A paisagem atualmente se apresenta em forma de mosaico, intercalando porções maiores de áreas alteradas com remanescentes naturais de pequeno e médio porte, como por exemplo, os fragmentos de cerrado *sensu stricto* da Fazenda São José e do Horto da International Paper do Brasil. Áreas de propriedade do Estado, como o "aeroporto da USP" e a Estação Experimental de Itirapina, ambas vizinhas à EEI, também compõem a paisagem na região.

O clima da região é do tipo Cwa segundo a classificação de Köppen, mesotérmico de inverno seco e verão chuvoso (Setzer, 1966). A precipitação média anual é de 1.459 mm, com estação seca entre abril e setembro (23 – 75 mm mensais) e uma estação chuvosa entre outubro e março (120 – 275 mm mensais), sendo que a precipitação no período chuvoso corresponde em média a 70 % do total (Silva, 2005). As temperaturas médias mensais oscilam entre 17,8° e 22,6° na estação seca, e 22,9° e 24,9° na estação chuvosa (Silva, 2005).

Figura 1. Localização da área de estudo (ponto vermelho) e mapa dos biomas brasileiros de acordo com IBGE/MMA (2004).

2.2 – Elaboração do mapa de uso e cobertura do solo

Para mapear a cobertura do solo foi utilizada uma imagem Landsat/TM, referente ao mês de fevereiro de 2005, com resolução de 30 metros, que cobria a área em questão. Esta imagem foi georeferenciada com auxílio das seguintes cartas topográficas do IGC/IBGE: São Carlos, Corumbataí, Rio Claro, Itirapina, Ribeirão Bonito, Brotas e Analândia. O mapeamento foi realizado na escala 1:50.000, e em quatro etapas: a) classificação não-supervisionada; b) levantamento de feições em campo; c) mapeamento e edição final; d) validação.

a) Classificação não-supervisionada

A classificação não-supervisionada foi gerada a partir da segmentação das bandas 3, 4 e 5 da imagem Landsat/TM. Com base nesta segmentação (Bins *et al.*, 1996), foi feita a classificação por ISOseg (Câmara *et al.*, 1992) no qual o sistema SPRING gerou um conjunto de classes com propriedades estatísticas similares (média e variância das bandas, para cada segmento). Estas classes foram associadas às seguintes classes de interesse:

- **Formação Florestal:** corresponde a áreas ocupadas pelas formações florestais nativas existentes na região, como por exemplo, mata ciliar ou ripária, Cerradão e áreas onde foram efetuados plantios de florestas nativas e, também, pequenas áreas de plantio antigo de *Eucalyptus* spp. (atualmente abandonadas, sem característica comercial) onde houve uma regeneração natural do sub-bosque.

- **Cerrado Intermediário:** áreas naturais de Cerrado *sensu stricto* e Campo Cerrado.

- **Cerrado Aberto:** solo coberto por formações naturais de Campo limpo e Campo sujo. Dentro da EEI as áreas de Campo Úmido (ou Alagável) são incluídas nesta classe.

- **Eucalipto:** áreas de plantio comercial de *Eucalyptus* spp.

- **Pinus:** florestas plantadas de *Pinus* spp.

- **Pastagem:** áreas utilizadas para pecuária intensiva e extensiva, na maioria dos casos coberta por gramíneas exóticas e, em determinados locais com a presença de arbustos e/ou árvores esparsas.

- **Laranja:** áreas de plantios de cítricos (*Citrus* spp.), em sua maioria laranja.

- **Cana-de-açúcar:** áreas onde o solo estava coberto por cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.), solo exposto inserido dentro de uma área maior de plantio desta cultura ou áreas recém cortadas ou queimadas que apresentavam indícios de uso para plantio de cana-de-açúcar.

- **Transição pasto-cana:** áreas anteriormente ocupadas por pastagem que estavam sendo manejadas por máquinas agrícolas para a implantação da cultura de cana-de-açúcar entre fevereiro e junho de 2006.

- **Outros Cultivos:** pequenas áreas destinadas ao plantio de outras culturas, como por exemplo, milho, feijão e sorgo.

- **Água:** corpos d'água em geral, como: rios, riachos, lagoas.

- **Urbanização:** áreas de ocupação humana aglomerada, sede de municípios, bairros, condomínios e vilarejos (onde há predominância de construções).

- **Estradas Asfaltadas:** representadas pelas rodovias estaduais SP 215, SP 225, SP 330 (Washington Luís) e pelas estradas municipais Itirapina – São Carlos, Itaqueri da Serra. Ruas asfaltadas dentro da área classificada como urbanização não foram consideradas nesta classe.

- **Mineração:** porções utilizadas para a exploração de areia.

b) Levantamento de feições em campo

Tendo como base o mapeamento gerado na fase anterior, foi feito um levantamento exaustivo em campo (Figuras 2A e 2B), cobrindo toda a região de interesse, sendo checada a concordância entre as feições mapeadas e a cobertura em campo. Com auxílio de um GPS (Garmin Map 76S) acoplado a um *notebook*, percorreu-se a região, sendo registradas as coordenadas de 486 pontos. Para cada ponto foi feito um croqui detalhado, anotando-se as principais feições, considerando-se a escala de mapeamento e as classes de interesse.

c) Mapeamento e edição final

Considerando o mapeamento não-supervisionado e as feições verificadas em campo com auxílio do GPS foi feito o mapeamento final, onde foram adequadas todas as feições observadas em campo e que, por ventura, diferissem do mapeamento inicial. As informações tomadas em campo foram essenciais para adequar o mapeamento da paisagem como um todo, sendo utilizadas informações de padrão de cor e de textura da imagem de satélite para corrigir possíveis confusões entre as assinaturas nas bandas espectrais e as reais classes de campo.

d) Validação do mapeamento

Para tal foi realizada uma nova campanha de campo, com a finalidade de “coletar” as feições de forma aleatória, para gerar uma tabela de dupla entrada: nas colunas a classe verdadeira (campo) e nas linhas a classe mapeada. As feições de aferição foram levantadas sistematicamente a cada quilômetro. Em cada coordenada eram observadas as principais feições de entorno. Com isto, foram coletados 286 pontos, utilizando-se um GPS Garmin, modelo GPSTMap 76S, com precisão superior a 30 metros. O número total de feições observadas foi de 624. A partir desta tabela de dupla, entrada foi avaliada a exatidão geral do mapeamento (% de feições corretamente classificadas). Também, foram avaliados os erros de inclusão e de omissão das classes de interesse. Com base nesta matriz de erros (matriz de confusão), computou-se a estatística kappa (Congalton, 1991).

2.3 – Composição e estrutura da paisagem

Após a identificação e classificação das classes de uso e ocupação do solo foi realizada a análise de composição e estrutura da paisagem, por meio do programa Fragstats 3.3 em plataforma Windows XP, onde foram consideradas as seguintes métricas: a) CA: área em hectares de cada uma das classes e da paisagem e b) - PLAND: porcentagem da paisagem ocupada por cada uma das classes.

A

B

Figuras 2A e 2B. Levantamento das classes de uso e cobertura do solo em campo, geradas a partir da classificação da imagem de satélite LANDSAT 220/75, passagem em fevereiro de 2005.

Posteriormente foram calculadas as métricas de tamanho e forma (*shape*) dos fragmentos para os seguintes agrupamentos das classes (ou classes separadas) de uso e ocupação do solo:

- i) “ambientes naturais” (agrupamento das classes cerrado aberto, cerrado intermediário e formação florestal);
- ii) “ambientes alterados” (pastagem, todas as monoculturas, urbanização, estradas asfaltadas e mineração);
- iii) savana (cerrado aberto + cerrado intermediário);
- iv) separadamente para cada uma das classes que foram agrupadas em “ambientes naturais” (cerrado aberto, cerrado intermediário e formação florestal).

As classes de tamanho adotadas foram aquelas sugeridas (geradas) pelos quantis do programa Fragstats, porém, efetuaram-se ajustes visando uma melhor compreensão, por exemplo, de 48 para 50. O índice de forma utilizado também foi o gerado pelos quantis do programa (com ajustes na casa decimal) e considerou cinco tipos de forma. O índice de forma varia de 1 até o infinito, sendo o menor valor, ou seja 1, atribuído a forma de um círculo, enquanto os maiores valores representam as formas mais irregulares. Os valores para cada análise e os termos utilizados para os índices podem ser vistos na Tabela 1.

Tabela 1. Valores e nomes adotados para o índice de forma para os fragmentos dos diferentes tipos de classe analisados.

Classe	Forma				
	Extremamente compacta	Compacta	Média	Irregular	Extremamente Irregular
Ambientes naturais	1,00-1,99	2,00-2,99	3,00-4,99	5,00-8,00	> 8,00
Ambientes alterados	1,00-1,99	2,00-2,99	3,00-4,99	5,00-8,00	> 8,00
Savanas	1,00-1,19	1,20-1,49	1,50-1,79	1,80-2,29	> 2,30
Formação florestal	1,00-1,99	2,00-2,99	3,00-4,99	5,00-8,00	> 8,00
Cerrado intermediário	1,00-1,19	1,20-1,49	1,50-1,79	1,80-1,99	> 2,00
Cerrado aberto	1,00-1,19	1,20-1,49	1,50-1,99	2,00-2,49	> 2,50

2.4 – Zonas de Amortecimento da EEI

A partir dos limites da EEI foram estabelecidas cinco diferentes distâncias (1, 3, 5, 8 e 10 km) de zona de amortecimento (ZA), que teve o intuito de verificar quais são as atividades de uso e ocupação que exercem pressão nas diferentes faixas de entorno desta unidade de conservação. Dentro de cada faixa foram identificadas e classificadas as classes de uso e ocupação do solo. Apesar do roteiro metodológico do IBAMA sugerir que os estudos para delimitação das ZAs iniciem em 10 km (IBAMA, 2002), optou-se também em utilizar faixas menores para verificar quais são as pressões mais diretas.

3 - RESULTADOS

Com a análise da imagem de satélite foi possível gerar um mapa de uso e cobertura do solo com 14 diferentes classes e suas áreas (Tabela 2, Figura 3). O mapeamento apresentou acurácia total (estatística G) de 91,3 %, com um coeficiente Kappa de 0,73.

As classes pastagem (21 %) e cana-de-açúcar (22 %) ocupam as maiores áreas na região (Tabela 2). A paisagem de uma forma geral é muito alterada, sendo as monoculturas responsáveis por mais da metade da cobertura vegetal da área (cana-de-açúcar 22 %, eucalipto 13 %, laranja 14 % e *Pinus* 2 %). Em contrapartida, áreas naturais (formação florestal, cerrado aberto e cerrado intermediário) representam apenas 23 % da área total.

Tabela 2. Classes de uso e cobertura do solo na área de estudo, raio de 22 km a partir do centro da Estação Ecológica de Itirapina, e suas respectivas áreas em hectares.

Cobertura e uso do solo	Área	
	(ha)	(%)
Formação florestal	27.532	18,13
Cerrado intermediário	4.707	3,10
Cerrado aberto	2.182	1,44
Eucalipto	19.782	13,03
<i>Pinus</i>	3.135	2,06
Pastagem	33.323	21,28
Laranja	21.134	13,92
Cana-de-açúcar	33.014	21,74
Transição pasto-cana	1.842	1,21
Outros cultivos	1.196	0,79
Água	847	0,56
Estradas asfaltadas	959	0,63
Urbanização	3.085	2,03
Mineração	127	0,08
Total	151.866	100,00

Figura 3. Mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo, raio de 22 km a partir do centro da Estação Ecológica de Itirapina.

A avaliação das “áreas naturais” da paisagem como um todo demonstra que a maioria ($n = 516$) das “manchas naturais” é menor que 50 ha (Figura 3). No entanto, estas somam apenas 3.544 ha do total (Figuras 4, 5A e 5B). Dos 593 “fragmentos naturais” 12 estão na classe de tamanho 250-499 ha, quatro entre 500-999 ha e nove possuem área acima de 1.000 ha (Figuras 4, 5A e 5B). A porção centro-oeste da área de estudo, onde predomina os cultivos de eucalipto, laranja e cana-de-açúcar, é que possui menor representatividade de “áreas naturais” (Figuras 4A e 4B).

Já a análise das “áreas não-naturais” (= matriz) revela um total de 161 manchas, sendo 152 com tamanhos menores que 2.000 ha, seis menores que 10.000 ha, uma com 11.478 ha e a duas maiores que 25.000 ha - que juntas somam 68.390 ha (Figuras 6 e 7).

Figura 4. Distribuição do número de fragmentos de “áreas naturais” em função da classe de tamanho e da área acumulada.

Figuras 5A e 5B. Distribuição espacial dos fragmentos de “áreas naturais” em função da classe de tamanho (A) e da forma (B).

Figura 6. Distribuição do número de "fragmentos" de "áreas não-naturais" (= matriz) em função da classe de tamanho e da área acumulada.

Figura 7. Distribuição espacial dos “fragmentos” de “áreas não naturais” em função da classe de tamanho.

A formação florestal da região é representada por 607 fragmentos, sendo a maioria (88 %) menor que 50 ha (Figuras 8, 9A e 9B). Dezesesseis fragmentos possuem tamanho entre 200 e 499 ha, quatro se enquadram na classe entre 500-999 ha e apenas três possuem mais de 1.500 ha. De maneira geral, os fragmentos que possuem a forma alongada e estreita estão situados ao longo dos cursos d'água e representam a mata de galeria (ver Figuras 9A e 9B). Por outro lado, os maiores fragmentos, em sua maioria, representam a fisionomia florestal do Cerrado.

Figura 8. Distribuição do número de fragmentos de formação florestal em função da classe de tamanho e da área acumulada.

Figuras 9A e 9B. Distribuição espacial dos fragmentos de formação florestal em função da classe de tamanho (A) e da forma (B).

As savanas (representadas pela união das classes cerrado aberto e cerrado intermediário) estão distribuídas em 109 manchas que juntas totalizam 6.889 ha (Figuras 10, 11A e 11B). No entanto, excluindo as áreas das porções que estão situadas dentro da EEl, o tamanho da área de savanas diminui para 4.974 ha. Com relação ao tamanho, igualmente ao encontrado para os outros tipos de cobertura, a menor classe de tamanho (< 10 ha) é a que possui maior número de manchas (n = 63). Apenas seis fragmentos se enquadram na faixa entre 80-250 ha e quatro são maiores que 250 ha (Figuras 10, 11A e 11B). Destes, dois (1.004 e 1.058 ha) estão quase que exclusivamente dentro da EEl, um terceiro localizado na porção sudoeste (1.001 ha) está sob a responsabilidade de uma usina de açúcar e um quarto (1.638 ha) está situado às margens da rodovia Washington Luís.

Figura 10. Distribuição do número de fragmentos de savana (cerrado aberto + cerrado intermediário) em função da classe de tamanho e da área acumulada.

Figuras 11A e 11B. Distribuição espacial dos fragmentos de “savanas” em função da classe de tamanho (A) e da forma (B)

Os 4.707 ha da classe cerrado intermediário estão distribuídos em 80 fragmentos, dos quais 43 possuem área menor que 15 ha, seis possuem área maior que 80 ha e menor que 250 ha e, apenas dois (situados em propriedades particulares) possuem mais que 250 ha (Figuras 12, 13A e 13B). Esta classe de cobertura é responsável por 68 % da formação savânica da área de estudo. Os fragmentos de cerrado intermediário dentro (ou quase que exclusivamente dentro) da EEI são representados por cinco manchas de pequeno tamanho, a seguir 147, 145, 63, 46 e 22 ha.

Figura 12. Distribuição do número de fragmentos de cerrado intermediário (campo cerrado + cerrado *sensu stricto*) em função da classe de tamanho e da área acumulada.

Figuras 13A e 13B. Distribuição espacial dos fragmentos de cerrado intermediário (campo cerrado + cerrado *sensu stricto*) em função da classe de tamanho (A) e da forma (B).

Em pior situação na região está o cerrado aberto (campo limpo, campo sujo e campo úmido), os 51 fragmentos somam apenas 2.182 ha e estão divididos nas seguintes classes de tamanho: 34 menores que 5 ha; oito entre 5-20 ha; cinco entre 20-50 ha; dois na faixa 50-150 ha e apenas dois (que somam 1.605 ha) maiores que 150 ha. Estes dois fragmentos estão em quase sua totalidade dentro da EEI (Figuras 14, 15A e 15B).

Figura 14. Distribuição do número de fragmentos de cerrado aberto (campo limpo + campo sujo + campo úmido) em função da classe de tamanho e da área acumulada.

Figuras 15A e 15B. Distribuição espacial dos fragmentos de cerrado aberto em função da classe de tamanho (A) e da forma (B).

Considerando os “ambientes naturais” como um todo, a forma extremamente compacta foi a mais comum e a extremamente irregular foi a menos comum (Tabela 3). Fato este que também ocorreu com a formação florestal e o cerrado aberto (Tabela 3). No caso do cerrado intermediário a forma predominante foi a média (Tabela 3). Por fim, os fragmentos de savana (cerrado aberto + cerrado intermediário) foram o que apresentaram uma distribuição mais homogênea quanto aos cinco tipos de forma, todavia, a tendência de a maioria dos fragmentos ser extremamente compacta e a minoria ser extremamente irregular também se repetiu nesta classe. (Tabela 3).

Tabela 3. Número de fragmentos de cada uma das classes de “ambiente natural” em função da forma. Considerar E. = Extremamente.

Classe	Forma					Total
	E. compacta	Compacta	Média	Irregular	E. Irregular	
Ambientes naturais	419	106	50	14	04	593
Formação florestal	423	112	52	15	05	607
Savanas	29	25	28	16	11	109
Cerrado intermediário	15	18	24	09	10	76
Cerrado aberto	20	08	10	07	06	51
Total	906	269	164	61	36	1.436

Apesar de um alto número de fragmentos (considerando as classes de vegetação “natural”) apresentarem as formas extremamente compacta e compacta, quando se cruza os dados de classe de tamanho e forma percebe-se que a maioria dos fragmentos que possuem estas duas formas é de pequeno tamanho (Figuras 9B, 11B, 13B, 15B, 16, 17 e 18). No caso da formação florestal, por exemplo, os quatro maiores fragmentos possuem forma extremamente irregular (Figuras 9B e 16), fato que também ocorre com o cerrado aberto (Figuras 15B e 19).

Figura 16. Relação entre a forma e o tamanho dos fragmentos de formação florestal ($r_s = 0,897$; $p = 0,0000$).

Figura 17. Relação entre a forma e o tamanho dos fragmentos de savana (cerrado aberto + cerrado intermediário) ($r_s = 0,699$; $p = 0,0000$).

Figura 18. Relação entre a forma e o tamanho dos fragmentos de cerrado intermediário ($r_s = 0,510$; $p = 0,0000$).

Figura 19. Relação entre a forma e o tamanho dos fragmentos de cerrado aberto ($r_s = 0,660$; $p = 0,0000$).

Considerando apenas a área da EEI, verifica-se que a classe cerrado aberto (campo sujo + campo limpo + campo alagável) é a que possui maior representatividade (Tabela 4). Outras duas classes de “cobertura natural”, formação florestal e cerrado intermediário ocorrem em proporções semelhantes na EEI (Tabela 4). Interessante mencionar que, mesmo que em pequenas proporções, dentro da EEI ainda existem áreas de eucalipto e *Pinus* (Tabela 4). A classe eucalipto é representada por uma única “mancha” de 2,8 ha situada no extremo sudeste da EEI, próxima ao ribeirão Itaqueri. Já o *Pinus* está representado por um “talhão” plantado (25,2 ha) na região nordeste e por uma faixa “invadida” (15,5 ha) na porção sudeste, vizinha a área destinada ao plantio desta espécie na Estação Experimental de Itirapina.

Tabela 4. Área das diferentes classes de cobertura do solo na Estação Ecológica de Itirapina.

Cobertura e uso do solo	Área	
	(ha)	(%)
Formação florestal	477,9	19,8
Cerrado intermediário	460,4	19,1
Cerrado aberto	1.417,3	58,8
Eucalipto	2,81	0,1
<i>Pinus</i>	42,7	1,8
Água	8,5	0,3
Total	2.409,6	100,0

Os dados das diferentes distâncias (faixas) da ZA revelam que a EEI é circundada por monoculturas, principalmente por plantios de laranja, eucalipto e *Pinus* (Tabela 5, Figuras 20 a 22). Na faixa de 1 km, ou seja, aquela que exerce uma pressão imediata na EEI, as monoculturas eucalipto (25,4 %), laranja (23,6 %) e *Pinus* (13,3 %) correspondem por mais de 62 % do entorno (Tabela 5). A área com cobertura vegetal nativa dentro desta faixa corresponde a apenas 19,6 % (ver Tabela 4).

Tabela 5. Uso e cobertura do solo nas diferentes faixas da zona de amortecimento (ZA) da Estação Ecológica de Itirapina.

Uso e cobertura do solo	<u>1 km</u>		<u>3 km</u>		<u>5 km</u>		<u>8 km</u>		<u>10 km</u>	
	área	%	área	%	área	%	área	%	área	%
Formação florestal	239,9	7,8	1146,2	10,8	3125,0	15,3	6146,6	15,5	8825,3	15,8
Cerrado intermediário	56,8	1,9	146,1	1,4	322,5	1,6	763,9	1,9	1446,0	2,6
Cerrado aberto	362,3	11,8	517,5	5,0	591,6	3,0	708,0	1,8	709,1	1,3
Eucalipto	753,4	25,4	2389,9	23,2	4698,9	23,6	7999,9	20,6	10565,6	19,4
<i>Pinus</i>	393,4	13,3	1214,5	11,8	2120,0	10,7	2681,9	6,9	2681,9	4,9
Água	157,0	5,3	595,0	5,8	607,3	3,1	619,5	1,6	637,8	1,2
Urbanização	85,3	2,9	327,9	3,2	498,5	2,5	682,7	1,8	682,7	1,3
Pastagem	270,7	9,1	1483,6	14,4	3701,0	18,6	9991,9	25,8	13644,2	25,1
Mineração	16,7	0,6	28,0	0,3	28,0	0,1	28,0	0,1	28,0	0,1
Outros cultivos	6,6	0,2	138,7	1,3	166,6	0,8	383,9	1,0	546,4	1,0
Transição pasto-cana	-	-	-	-	161,8	0,8	161,9	0,4	161,9	0,3
Cana-de-açúcar	-	-	249,4	2,4	677,3	3,4	3644,2	9,4	6453,0	11,9
Laranja	698,4	23,6	2147,2	20,8	3265,6	16,4	5121,5	13,2	8186,9	15,0
Total	2.960,9	100,0	10.314,2	100,0	19.888,8	100,0	38.764,9	100,0	54.406,8	100,0

Figura 20. Uso e ocupação do solo na Estação Ecológica de Itirapina e nas Zonas de Amortecimento de 1 km (A) e 3 km (B).

Figura 21. Uso e ocupação do solo na Estação Ecológica de Itirapina e nas Zonas de Amortecimento de 5 km (A) e 8 km (B).

Figura 22. Uso e ocupação do solo na Estação Ecológica de Itirapina e na Zona de Amortecimento de 10 km. O polígono branco imediatamente vizinho a EEI compreende a área denominada aeroporto da USP, enquanto o polígono branco mais a nordeste de EEI abrange o fragmento de cerrado da Fazenda São José. Já o polígono azul claro (formado principalmente por *Pinus* spp indica os limites da Estação Experimental de Itirapina (detalhes no texto).

4 - DISCUSSÃO

O valor de coeficiente kappa do presente mapeamento (0,73) é considerado por Congalton (1991) e Hudson & Ramm (1987) como elevado. Desta forma, o mapa de uso e ocupação gerado pode ser considerado de boa qualidade e também indica que as diferenças entre as classes mapeadas e as feições aferidas em campo não comprometem as análises das classes definidas. Adicionalmente, Landis & Koch (1977) consideraram o intervalo do índice kappa entre 0,60 e 0,80 como muito bom. Neste mapeamento, observou-se que as principais contradições, sejam por omissão, sejam por comissão, aconteceram entre as classes sem cobertura florestal: cerrado aberto, cana-de-açúcar, laranja (em estágio inicial) e pasto. Este fato deve-se principalmente pelas diferenças nas fases dos ciclos agrícolas e alterações que ocorreram por ocasião das mudanças climáticas ao longo do ano. Além disto, os resultados obtidos neste estudo são equivalentes aos descritos por Tambosi *et al.* (2007), onde os autores também mapearam regiões nas quais as principais classes de cobertura dos remanescentes naturais são de formações savânicas (de campo cerrado à cerradão), com ocasionais manchas de floresta estacional. O intervalo de kappa obtido por Tambosi *et al.* (2007) foi de 0,63.

A alta porcentagem do uso da terra para atividades agrícolas constatada neste estudo concorda com os dados obtidos por Valente & Vettorazzi (2003). O mapeamento de uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Corumbataí (170.775 ha) - que inclui parte da área estudada (cerca 7 %) - realizado por estes autores revela que cana-de-açúcar (25 %) e pastagem (44 %) são as categorias predominantes na paisagem. Estas duas classes também tiveram maiores representatividades no presente estudo. É interessante destacar que o mapeamento da Bacia do Rio Corumbataí (Valente & Vettorazzi, 2003) foi realizado em uma área de tamanho similar (170.775) a do presente estudo (151.866 ha) e considerou nove classes (cana-de-açúcar, pastagem, floresta plantada, floresta nativa, fruticultura, cultura anual, mineração e outros).

Dentro dessa perspectiva, mais recentemente, Tambosi (2008) determinou o uso e ocupação do solo de três UCs de cerrado, Parque Estadual de Vassununga, Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luís Antônio, conjuntamente (147.423 ha) e encontrou que das 13 classes analisadas (cana-de-açúcar, silvicultura, vegetação natural florestal, vegetação natural herbácea, citricultura, pastagem, instalação rural, outra classe, corpo d'água, área urbanizada, área de mineração, instalação industrial e depósito de lixo) cana-de-açúcar (39 %) e silvicultura (17 %) são as classes que ocuparam a maior parte da paisagem. Considerando os três resultados percebe-se que o uso e ocupação do solo da região leste-central paulista é predominantemente agrícola, sendo a monocultura de cana-de-açúcar responsável por grande parte das atividades agrícolas. Fato este que concorda com os dados obtidos para todo o território paulista sob influência original do bioma cerrado (Mendonça, 2004).

O uso e ocupação do solo por práticas agropecuárias em 77 % da paisagem analisada é favorecido principalmente pelas condições do relevo da região. A região em questão está situada na unidade geotectônica denominada Bacia do Paraná, mais especificamente é composta por arenitos das formações Pirambóia e Botucatu; além de formações basálticas da Serra Geral (ver Oliveira, 1984; EMBRAPA, 1999; Silva, 2005). As formações de arenito estão em sua maioria no planalto Campo Alegre (Oliveira, 1984; Silva, 2005), logo, apresentam um relevo predominantemente plano o que favorece a mecanização da agricultura. A EEI, por exemplo, apresenta em quase sua totalidade declividade entre 0-6 % (ver Silva, 2005; Zanchetta & Pinheiro, 2007). De modo geral, o relevo pode ser um dos principais componentes que explica a baixa porcentagem de remanescentes de formações savânicas na região em questão e no Estado de São Paulo como um todo (Mendonça, 2004). Além disso, as formações savânicas, de maneira geral, eram (e ainda são) vistas como “pastos sujos”, “áreas com capim ruim” que podiam ser “substituídas sem problema”. O próprio Código Florestal de 1934 (Decreto nº 23.793), por exemplo, contemplava a preservação apenas de florestas.

Outro indício da influência do relevo no uso e ocupação do solo foi observado em campo no momento do mapeamento. As áreas de relevo mais

acidentado (porção sul-sudeste e parte da noroeste do mapa de uso e ocupação do solo, ver Figura 2) são as que apresentam maiores porções de formação florestal, situadas nos topos de morros e em áreas com alta declividade. Nestas áreas a mecanização das monoculturas foi dificultada no século passado. Atualmente as mesmas estão em sua grande maioria em área de preservação permanente (APP) de acordo com a legislação ambiental vigente (Código Florestal de 1964 – Lei nº 4.771 e MP nº 2.166 de 21 de agosto de 2001).

Também foi possível notar (mapa de uso e checagem em campo) que nas áreas de maiores declividades não ocupadas por vegetação natural, a principal classe de uso é ocupação é pastagem. De certa forma isto pode ser explicado pelo processo de colonização da terra no Estado, pois nos primeiros ciclos de ocupação (principalmente no período do café), as terras eram “trabalhadas” manualmente e/ou com bois, o que permitia o acesso a áreas com maiores declividades (Matos, 1981). Com a crise do café, tais áreas foram substituídas principalmente por pastagens (Matos, 1981; Bacellar, 1999).

Porém, também foi constatado, principalmente a partir de janeiro de 2007 (M. Granzinoli obs. pes.), que as pastagens foram (e estão sendo) substituídas pela monocultura da cana-de-açúcar. Fato este que levou a criação de uma classe intermediária (transição pastagem-cana) observada entre fevereiro e setembro de 2006 (1.842 ha). Apesar de não ter sido mensurado, acredita-se que pelo menos cerca de 10 % da classe pastagem (3.300 ha) foi substituída por cana-de-açúcar entre setembro de 2006 e o final de 2007. Tal fato, corrobora as asserções de Cerri *et al.* (2007) e Durigan *et al.* (2007), que mencionam a tendência atual de substituição das vastas áreas de pastagens por plantações de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo. Esta visa suprir a demanda nacional e internacional de bio-combustível (etanol) sustentado politicamente, economicamente e, de certa forma, por atrativos ambientais – energia renovável que substituí os combustíveis fósseis e que pode mitigar os efeitos das mudanças climáticas (Cerri *et al.*, 2007). Adicionalmente, esta tendência relembra o período do PROALCOOL (Programa Nacional do Alcool) onde 303.118 ha de pastagem, 105.042 ha de arroz, 89.283 ha de milho e 168.736 ha referentes às culturas de amendoim, algodão e mandioca foram substituídos pela

cana-de-açúcar entre os anos de 1969 e 1980 no Estado de São Paulo (Yoshii & Matsunaga, 1984). Apesar de não haver dados quantitativos, nesse período houve também a substituição de áreas de cerrado por cana-de-açúcar, principalmente em detrimento das fisionomias mais abertas na região central do Estado (Shida, 2006), incluindo Itirapina (E. F. Oliveira com. pes.).

A pequena quantidade de fragmentos de "áreas naturais" acima de 500 ha (25 dos 568 fragmentos), incluindo a EEI, encontrada em toda a área de estudo parece ser a regra para áreas originalmente ocupadas por cerrado no Estado de São Paulo. De acordo com os dados do projeto "Viabilidade de Conservação dos Remanescentes de Cerrado" (Mendonça, 2004) a vegetação deste bioma em São Paulo se encontra altamente fragmentada, sendo que 71,3 % são fragmentos com áreas de até 20 ha e, apenas, 47 fragmentos possuem áreas maiores que 400 ha. Importante destacar que os 25 fragmentos de "áreas naturais" encontrados no presente estudo podem ser formados por mais de um tipo de fisionomia e incluem a Mata de Galeria, caso esta esteja em contato com outro fragmento (ou mesmo se estenda ao longo dos cursos d'água), é considerada como parte do fragmento e entra no computo da área total.

A correlação positiva entre tamanho e forma dos fragmentos de todas as classes de "áreas naturais" analisadas pode ter implicações na manutenção da biodiversidade da região, principalmente para as formações florestais. Isso indica que quanto maior o fragmento, maior é o efeito de borda sobre este. Em geral, as bordas dos fragmentos são distintas ecologicamente do interior do fragmento e podem não suportar os mesmo elementos bióticos da área original (Murcia, 1995; Farig, 2003). Assim, no caso dos fragmentos florestais os efeitos abióticos (*e.g.* maior incidência de luz, aumento de temperatura); biológicos diretos (causados pelas alterações físicas próximas a borda) e; biológicos indiretos (mudanças nas interações entre as espécies – predação, parasitismo, competição, herbivoria) podem provocar a perda de espécies e mudar a estrutura e composição da comunidade biótica destes (Murcia, 1995; Farig, 2003). Em vários fragmentos da área de estudo em questão, dependendo do tamanho do raio considerado como borda, o que se tem é apenas "borda".

Cabe mencionar também que a diferença entre o tamanho da área da EEI apresentada no presente estudo (2.409 ha) e o informado pelo Instituto Florestal de São Paulo (2.300 ha) (São Paulo, 2000), pode ser atribuída a “questões de documentação” ou mesmo mapeamento. A área da atual EEI pertencia a mais de um proprietário e foi incorporada em épocas distintas (F. Fernandes com. pes.). O extremo sudoeste da EEI foi incorporado posteriormente e aparentemente não entrou na quantificação dos 2.300 ha originais (F. Fernandes com. pes.).

O uso e ocupação do solo no entorno imediato da EEI é diferente do relatado por Durigan *et al.* (2007) para 81 fragmentos de cerrado situados fora de UCs no Estado de São Paulo. Tais autores encontraram que as maiores frequências do uso e ocupação do solo no entorno destes fragmentos (incluindo três presentes na nossa área de estudo: aeroporto da USP, vizinho a EEI; fragmento da Usina da Serra e; Fragmento da fazenda São José) estavam destinados principalmente a pastagem e a cana-de-açúcar. Estes mesmo autores também verificaram que o uso e ocupação do solo têm relação direta com as principais ameaças estruturais da vegetação nos fragmentos de cerrado, pois dos quatro parâmetros analisados (fogo, destruição do hábitat, invasão de gramíneas exóticas e presença de gado) apenas destruição do hábitat não apresentou associação significativa com o uso e ocupação do solo no entorno. As áreas vizinhas ocupadas por reflorestamento, cana-de-açúcar e cultivos perenes apresentaram menos impactos que urbanização, pastagem e cultivos anuais (ver Durigan *et al.*, 2007). Apesar da queima da cana-de-açúcar (ou da palha após a colheita mecânica) ser considerada como uma forte ameaça as UCs de cerrado segundo Korman & Pivello (2006).

Considerando os resultados obtidos por Durigan *et al.* (2007) a maioria do entorno da EEI apresenta menor risco de ameaças frente aos fatores analisados, uma vez que 62 % deste é formado por plantações de eucalipto, *Pinus* e laranja. No entanto, conforme mencionado pelos autores estes são fatores que afetam a estrutura da vegetação, características como danos relativos, permeabilidade (e impacto) a fauna não foram analisados e devem ser fortemente considerados quando se diz respeito a ZA. Nas áreas de plantio de eucalipto e laranja, por

exemplo, existe o controle de formigas (e outros invertebrados) por meio de formicidas e, também, a capina química (M. A. Granzinolli obs. pes.) - que podem causar efeitos na fauna terrestre e aquática. No caso de permeabilidade a fauna (ou mesmo manutenção) pastagem com pelo menos algumas árvores esparsas, por exemplo, pode abrigar maior número de espécies de aves do que eucalipto (Motta-Junior & Granzinolli, dados não publicados). Mais especificamente, para as aves de rapina, pastagem apresentou tanto maior número de espécies (13 contra 3) quanto maior abundância quando comparada a eucalipto (ver **capítulo 4**). Além disso, nas áreas de monoculturas existe uma mudança brusca da “paisagem” no momento da colheita, áreas extensas ocupadas por plantios viram áreas de “solo exposto”, no caso da cana-de-açúcar a cada 8-10 meses e eucalipto a cada 5-6 anos. O intenso tráfego de caminhões, máquinas agrícolas e pessoas é também freqüentemente uma ameaça à fauna.

Na perspectiva da conservação, pode-se considerar que a situação dos remanescentes de cerrados na região, e por conseqüência, da fauna deles dependentes é crítica. A situação mais alarmante diz respeito às duas formações abertas deste bioma, o campo sujo e o campo limpo. Os 713 ha restantes localizados fora da EEI sofrem com a presença de gado e com a invasão de gramíneas exóticas (M. A. M. Granzinolli obs. pes.). Os 1.469 ha destas fisionomias inseridos dentro da EEI além de sofrerem com a ameaça de gramíneas exóticas, enfrentam uma ameaça particular, a invasão de *Pinus* – provenientes da Estação Experimental de Itirapina e, também, de um tallhão remanescente dentro da EEI (ver Zancheta & Pinheiro, 2007; Motta-Junior *et al.*, 2008). Para se ter uma idéia da importância destas fisionomias, tomando como exemplo o grupo aves, das 231 espécies registradas na EEI 48 % ocorrem no campo limpo e/ou campo sujo, sendo a grande maioria especialista destas formações. Adicionalmente, pelos menos metade das 38 espécies ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo e/ou endêmicas do cerrado encontradas na EEI depende destes habitats (Motta-Junior *et al.*, 2008).

Com área um pouco maior que as de fisionomias de cerrado aberto, a situação do cerrado intermediário (4.707 ha) também pode ser considerada

alarmante. Além de a maioria dos fragmentos possuir área menor que 15 ha, os dois únicos fragmentos com área superior a 250 ha são de propriedade privada e sofrem com a presença de gado, que promove mudanças na estrutura e dinâmica da vegetação por meio do impacto mecânico (pisoteamento) e da herbivoria seletiva (Souza *et al.*, 2006). Adicionalmente, estes dois fragmentos (o maior as margens da Rodovia Washington Luís) estão invadidos por capins exóticos e sofrem com o corte seletivo da vegetação (M. A. Granzinolli, obs. pes.).

As áreas de campo limpo e campo sujo contíguas a EEI (nordeste - aeroporto da USP; sul – abatedouro) devem ser tratadas com especial atenção e, de certa maneira, por serem estes uns dos últimos remanescentes de cerrado aberto de São Paulo, passíveis de ações urgentes de conservação. No caso do aeroporto da USP, a incorporação a EEI parece ser a de “mais fácil resolução”, uma vez que a área é de propriedade do Estado e se encontra “abandonada”.

Por fim, a análise da paisagem apresentada aqui é uma ferramenta útil que pode auxiliar no entendimento dos processos e relações ecológicas (*e.g.* fluxo, estimativa de tamanho populacional, hábitat disponível) dos diferentes grupos de vertebrados. Além disso, pode (e deve) servir como parâmetro na adoção de políticas públicas (e privadas) de conservação. Fatores como a ZA, o tamanho dos fragmentos, a forma e a sua distribuição espacial na paisagem devem ser considerados (*e.g.* formação de corredores, implantação/determinação/alocação da reserva legal, implantação de empreendimentos), pois podem ser importantes aliados na manutenção e mesmo na restauração deste bioma ameaçado de desaparecer no Estado de São Paulo.

5 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANACLETO, T. S.; A. A. FERREIRA; J. A. F. DINIZ-FILHO & L. G. FERREIRA. 2005. Seleção de áreas de interesse ecológico através de sensoriamento remoto e de otimização matemática: um estudo de caso no município de Cocalinho, MT. **Acta Amazônica** 35: 437-444
- APARICIO, K. 2004. Using a geographical information system for the analysis of historical and current distribution of harpy eagle (*Harpia harpija*) in Panama. Pp. 153-178. *In* Rodríguez-Estrela, R. & L. A. Tapia (eds.). **Spatial analysis in raptor ecology and conservation**. CIBNOR-CONABIO. Mexico.
- BENCKE, G. A.; G. N. MAURICIO; P. F. DEVELEY & J. M. GOERCK. 2006. **Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil. Parte I - Estados do Domínio da Mata Atlântica**. Save Brasil. São Paulo.
- BINS, L.; L. M. FONSECA; G. J. ERTAL & F. MITSUO II. 1996. Satellite Imagery Segmentation: a Region Growing Approach. **Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Salvador, BA.
- BITENCOURT, M. D. & R. R. MENDONÇA. 2004. **Viabilidade de Conservação dos Remanescentes de Cerrado no Estado de São Paulo**. Ed. Annablume. São Paulo.
- BRASILEIRO, C. A.; R. J. SAWAYA; M. C. KIEFER & M. MARTINS. 2005. Amphibians of a open cerrado fragment in southeastern Brazil. **Biota Neotropica** 5: <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00405022005>
- BUENO, A. A.; M. J. LAPENTA; F. OLIVEIRA & J. C. MOTTA-JUNIOR. 2004. Association of the "IUCN vulnerable" spiny rat *Clyomys bishopi* (Rodentia: Echimyidae) with palm trees and armadillo burrows in southeastern Brazil. **Revista Biologia Tropical** 52: 1009-1011.
- BURTON, A. M. & P. OLSEN. 2000. Niche partitioning by two Sympatric Goshawks in the Australian wet tropics: ranging behaviour. **Emu** 100: 216-226
- CÂMARA, G.; R. C. M. SOUZA; U. M. FREITAS & M. A. CASANOVA. 1992. SPRING: Processamento de Imagens e Dados Georeferenciados. Pp. 133-142. *In* V SIBGRAPI. **Anais Sociedade Brasileira de Computação**. Águas de Lindóia, SP.

- CAMPION, D. 2004. Using GIS for identifying features for conserving raptors in altered habitats: A case study in a modified Mediterranean landscape . Pp. 153-178. *In* Rodríguez-Estrela, R. & L. A. Tapia (eds.). **Spatial analysis in raptor ecology and conservation**. CIBNOR-CONABIO. Mexico.
- CANAVELLI, S. B.; M. J. BECHARD; B. WOODBRIDGE; M. N. KOCHERT; J. J. MACEDA & M. E. ZACCAGNINI. 2003. Habitat use by swainson's hawks on their austral wintering grounds in Argentina. **Journal Raptor Research** 37: 125-134.
- CERRI, C. E. P.; G. SPAROVEK; M. BERNOUX; W. E. E. EASTERLING; J. M. MELILLO & C. C. CERRI. 2007. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola** 64: 83-99.
- CONGALTON, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment** 37: 35-46.
- CRUMPACKER, D. W. 1998. Prospects for sustainability of biodiversity based on conservation biology and US Forest Service approaches to ecosystem management. **Landscape and Urban Planning** 40: 47-71.
- DURIGAN, G.; G. A. D. C. FRANCO & M. F. SIQUEIRA. 2004. A Vegetação dos remanescentes de cerrado no Estado de São Paulo. Pp. 29-56. *In* Bitencourt, M. D. & R. R. Mendonça (eds.). **Viabilidade de Conservação dos Remanescentes de Cerrado no Estado de São Paulo**. Ed. Annablume. São Paulo.
- DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F. DE & G. A. D. C. FRANCO. 2007. Threats to the cerrado remnants of the State of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola** 64: 355-363.
- EASTMAN, J. R. 1997. **Idrisil for Windows.Users guide**. version 2.0. Clark University. Worcester, MA. USA.
- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - 1999. Centro Nacionalde Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Embrapa Solos. Embrapa Produção de Informação. Rio de Janeiro.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 34: 487-515.
- GIANOTTI, E. 1988. Composição florística e estrutura da vegetação do cerrado e de transição entre cerrado e mata ciliar da Estação Experimental de Itirapina, SP. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP.

- GRANZINOLLI, M. A. M.; R. J. G. PEREIRA & J. C. MOTTA-JUNIOR. 2006. The Crowned Solitary-eagle *Harpyhaliaetus coronatus* (Accipitridae) in the cerrado of Estação Ecológica de Itirapina, southeast Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 14: 429-432.
- HASSELBLAD, K. & M. BECHARD. 2007. Male northern Goshawk home ranges in the Great Basin of south-central Idaho. **Journal Raptor Research** 41: 150-55.
- HUDSON, W. D. & C. W. RAMM. 1987. Correct formulation of the kappa coefficient of agreement. Photogrammetric. **Engineering & Remote Sensing** 53: 421-422.
- HÜLLE, N. L. 2006. Mamíferos de médio e grande porte em um remanescente de Cerrado no sudeste do Brasil (Itirapina, SP). **Dissertação de Mestrado**. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP.
- IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE. 2002. **Roteiro metodológico de planejamento: Parque Nacional, Reserva Biológica e Estação Ecológica**. Edições IBAMA, Brasília.
- IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE. 2008. Listagem das Unidades de Conservação (UCs) por categoria. <www.ibama.gov.br/siucweb/>. Acesso em 25/11/2008.
- IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. 2008. **2008 IUCN Red List of Threatened Species**. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 27/11/2008.
- JOHNSTON, C. A. 1998. **Geographical information system in ecology**. Blackwell Scientific. Oxford, UK.
- KISLING, M. 2004. A geographical information system (GIS) as a tool for bald-eagle (*Haliaeetus leucocephalus*) management in Alaska. Pp. 17-26. In Rodríguez-Estrella, R. & L. A. Tapia (eds.). **Spatial analysis in raptor ecology and conservation**. CIBNOR-CONABIO. Mexico.
- KLINK, C. A. & A. G. MOREIRA. 2002. Past and current human occupation and land use. Pp. 69–88. In Oliveira, P. S. & R. J. Marquis (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Columbia University Press. New York.
- KRONKA, F. J. N.; M. A. NALON; C. K. MATSUKUMA; M. M. KANASHIRO; M. S. S. YWANE; M. PAVÃO; G. DURIGAN; L. M. P. R. LIMA; J. R. GUILLAUMON; J. B. BAITELLO; S. C. BORGO; L.

- A. MANETTI; A. M. F. BARRADAS; J. C. FUKUDA; C. N. SHIDA; C. H. B. MONTEIRO; A. A. S. PONTINHA; G. G. ANDRADE; O. BARBOSA & A. P. SOARES. 2005. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. Imprensa Oficial. Secretaria do Meio Ambiente e Instituto Florestal. São Paulo.
- LACRUZ, M. S. P. 2003. Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informação Geográfica como subsídio para levantamentos Fisionômico-estruturais em Floresta Tropical Úmida – estudo de caso: Estação Científica Ferreira Penna, PA. **Dissertação de Mestrado**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, SP.
- LANDIS, J. R. & G. G. KOCH. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics** 33: 159-174.
- MACHADO, R. B.; M. B. RAMOS NETO; P. G. P. PEREIRA; E. F. CALDAS; D. A. GONÇALVES; N. S. SANTOS; K. TABOR & M. STEININGER. 2004. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro**. Conservação Internacional. Brasília, DF.
- MADER, W. J. 1982. Ecology and breeding habitats of the Savanna-Hawk in Llanos of Venezuela. **Condor** 84: 261-271.
- MANTOVANI, W. 1987. Análise florística e fitossociológica do estrato herbáceo sub-arbustivo do cerrado na reserva biológica de Guaçu e Itirapina. **Tese de Doutorado**. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP.
- MENDONÇA, R. R. 2004. Caracterização dos pedidos de supressão da vegetação de cerrado no Estado de São Paulo. Pp. 103-115. /n Bittencourt, M. D. & R. R. Ramos (eds.). **Viabilidade de conservação dos remanescentes de Cerrado**. Editora Annablume. São Paulo, SP.
- MEUNIER, F. D.; C. VERHEYDEN & P. JOUVENTIN. 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. **Biological conservation** 92: 291-298.
- MITTERMEIER, M. N.; N. MYERS & C. G. METTIMEIER. 2000. **Hotspots: Earth's biological richest and the most endangered terrestrial ecoregions**. Cemex. Mexico City.
- MORRISON, J. L. & S. R. HUMPHREY. 2001. Conservation value of private lands for Crested Caracaras in Florida. **Conservation Biology** 15: 675–684
- MOTTA-JUNIOR, J. C.; M. A. M. GRANZINOLLI & P. F. DEVELEY. 2008. Aves da Estação Ecológica de Itirapina, Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** 8: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn00308032008>.

- MURCIA, C. 1995. Edge effect in fragmented forest: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution** 10: 58-62.
- MYERS, N.; R. A. MITTERMEIER; C. G. MITTERMEIER; G. A. B. FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858.
- OLIVEIRA, J. B. & H. PRADO. 1984. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo: quadricula de São Carlos II**. Instituto Agrônomo - Boletim Técnico 98. Campinas, SP.
- PIMBERT, M. P. & J. N. PRETTY. 1995. **Parks, people and professionals: putting participation into protected area management**. Discussion paper no 57. WWF-UNRISD. Geneva, Switzerland.
- PIVELLO, V. & V. KORMAN. 2006. O desafio da conservação dos recursos naturais na região. Pp. 297-309. *In* Pivello, V. R. & E. M. Varanda (eds.). **O cerrado Pé-do-Gigante: Ecologia e Conservação**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo.
- PONZONI, F. J. 2001. Comportamento espectral da vegetação. Pp. 157-199. *In* Menezes, P. R. & J. S. Madeira Netto (eds.). **Sensoriamento Remoto reflectância dos alvos naturais**. Ed. Universidade de Brasília, Embrapa Cerrados. Brasília, DF.
- RODRÍGUEZ-ESTRELA, R. & L. A. TAPIA. 2004. GIS and raptor ecology: Perspectives for research and conservation agendas. Pp. 153-178. *In* Rodríguez-Estrela, R. & L. A. Tapia (eds.). **Spatial analysis in raptor ecology and conservation**. CIBNOR-CONABIO. Mexico.
- RYLANDS, A. & K. BRANDON. 2005. Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade** 1: 27-35.
- SÃO PAULO. 2000. **Atlas das unidades de conservação do Estado de São Paulo**. Secretária de Estado do Meio Ambiente. São Paulo.
- SÃO PAULO. 2008. Lista da fauna ameaçada e provavelmente ameaçada do Estado de São Paulo. **Decreto n. 53.494 de 2 de outubro de 2008**.
- SAWAYA, R. J.; O. A. V. MARQUES & M. MARTINS. 2008. Composição e história natural das serpentes de Cerrado de Itirapina, São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica** 8: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/pt/abstract?article+bn01308022008>.

- SETZER, J. 1966. **Atlas Climático e ecológico do Estado de São Paulo**. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai. São Paulo, SP.
- SHAPER, C. L. 1999. US national park buffer zones: historical, scientific, social and legal aspects. **Environmental Management** 23: 49-73.
- SHIDA, C. N. 2006. Evolução do uso das terras na região. Pp. 29-42. *In* Pivello, V. R. & E. M. Varanda (eds.). **O cerrado Pé-do-Gigante: Ecologia e Conservação**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo.
- SHIDA, C. N. & V. R. PIVELLO. 2006. O contexto do cerrado Pé-do-Gigante como frgamento: conseqüências. Pp. 217-222. *In* Pivello, V. R. & E. M. Varanda (eds.). **O cerrado Pé-do-Gigante: Ecologia e Conservação**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo.
- SICK, H. 1997. **Ornitologia brasileira**. Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro, RJ.
- SILVA, J. M. C. & J. M. BATES. 2002. Biogeographic Patterns and conservation in the South American Cerrado: A tropical Savanna Hotspot. **BioScience** 52: 225-233.
- SILVA, D. A. 2005. Levantamento do meio físico das estações Ecológica e Experimental de Itirapina, São Paulo, Brasil. **Revista do Instituto Florestal** 17: 113-128.
- SILVA, M. 2005. O programa brasileiro de unidades de conservação. **Megadiversidade** 1: 22-26.
- SOUZA, S. C. P. M.; G. DURIGAN & A. C. G. MELO. 2006. Impacto do gado sobre a regeneração do Cerrado em área invadida por braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf.) R. D. Webster) em Assis, SP. *In* **Anais do 57º Congresso Nacional de Botânica**. SBB/UFRGS. Gramado, RS.
- TAMBOSI, L. R.; A. T. IGARI; M. C. RIBEIRO & V. R. PIVELLO. 2007. Análise comparativa entre classificações realizadas a partir de imagens LANDSAT-7 ETM+ e CBERS-2 CCD. Pp. 1189-1196. *In* **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Florianópolis, Brasil.
- TAMBOSI, L. R. 2008. Análise da paisagem no entorno de três unidades de conservação: subsídios para a criação da zona de amortecimento. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

- TELLA J. L.; M. G. FORERO; F. HIRALDO & J. A. DONÁZAR. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel conservation and European agricultural policies as identified by habitat use analyses. **Conservation Biology** 12: 593–604.
- VALENTE, R. O. A. & C. A. VETTORAZZI. 2003. Mapeamento de uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Corumbataí. **Circular Técnica IPEF** 196: 1-10.
- XAVIER, A. F.; B. M. BOLZANI & JORDÃO, S. 2008. Unidades de conservação da natureza do Estado de São Paulo e sua importância para a conservação da biodiversidade. Pp. 16-38. *In* **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. Secretário de Estado de Meio Ambiente. São Paulo, SP.
- YOSHII, R. J. & M. MATSUNAGA. 1984. Comentários sobre o programa nacional do álcool e a produção de alimentos. **Informações Econômicas** 14: 33-41.

CAPÍTULO 2

Eficiência de captura de aves de rapina em áreas abertas da região central do Estado de São Paulo*

*submetido para Journal of Raptor Research em 30/04/2008 como:

Effectiveness of bal-chatri and goshawk traps for raptor capture in Neotropical open areas. Granzinolli, M. A. M.; Pereira, R. G. & J. C. Motta-Junior.

RESUMO

Entre julho de 2005 e fevereiro de 2007 foram realizadas capturas de aves de rapina em áreas abertas da região central do Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Por meio de dois tipos de armadilhas (*bal-chatri* e *goshawk*) foram avaliados o sucesso de captura, verificada pela primeira vez na literatura a atratibilidade de diferentes tipos de iscas, bem como elaboradas algumas considerações específicas em relação à captura das espécies-alvo. Quarenta e oito indivíduos pertencentes a cinco espécies (*Rupornis magnirostris*, *Falco sparverius*, *F. femoralis*, *Heteropiszas meridionalis* e *Megascops choliba*) foram capturados. O sucesso de captura, considerando todos os indivíduos, foi de 15,3 % (n = 33) para a armadilha *bal-chatri* e de 1 captura a cada 11,8 dias (8,5 %) para *goshawk trap* (n = 15). Considerando apenas as espécies-alvo (e não o número de indivíduos), o êxito de captura foi de 50 % para *goshawk* (3 das 6 espécies) e de 42,9 % para *bal-chatri* (3 das 7 espécies). Para ambas as armadilhas, de maneira geral, pintinho (*Gallus gallus*) e gerbil (*Meriones unguiculatus*) foram as iscas mais atrativas. Três espécies (*F. femoralis*, *R. magnirostris* e *H. meridionalis*) foram capturadas pela primeira vez por meio de armadilhas *goshawk*. Informações para cada espécie, incluindo aquelas que não foram capturadas por nenhum dos dois métodos são também discutidas, assim como, implicações referentes à captura em áreas abertas são adicionalmente apresentadas.

ABSTRACT

Efficiency of raptors capture in open areas of southeastern Brazil

Captures of raptors were performed from July 2005 to February 2007 in open areas of the central region of state of São Paulo, Southeastern Brazil. During this period, capture success and bait attractiveness were assessed using two kinds of traps, the bal-chatri and goshawk traps. Forty eight individuals from five different species were captured: *Falco sparverius*, *F. femoralis*, *Rupornis magnirostris*, *Heterospizias meridionalis* and *Megascops choliba*. In general, capture success was 16.2 % for bal-chatri traps (n = 33) and 8.5 % for goshawk traps (n = 15,) - 1 capture to each 11.8 days . However, taking into account only target-species (and not number of individuals) the capture success was reached 42.9 % (3 of 7) and 50 % (3 of 6), respectively. Chicks (*Gallus gallus*) and gerbils (*Meriones unguiculatus*) were considered the most attractive live baits to the above mentioned birds of prey in both traps methodology. *Falco femoralis*, *R. magnirostris* and *H. meridionalis* were captured for the first time in goshawk traps. Furthermore, data about capture of these raptor species (and those not captured by both methods) as well as implications regarding trapping in open areas are discussed here.

1 - INTRODUÇÃO

De modo geral, as aves de rapina ocorrem em baixa densidade, necessitam de áreas de vida relativamente grandes, se deslocam rapidamente, possuem aversão à aproximação humana e podem habitar áreas de difícil acesso (Craighead & Craighead, 1969; Fuller & Mosher, 1981; del Hoyo *et al.*, 1994; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Estudos relacionados ao comportamento, ecologia e fisiologia dessas aves muitas vezes necessitam da captura dos indivíduos, seja esta para a marcação e/ou acompanhamento (*e.g.* anilha, marca alar, transmissor) ou mesmo para a coleta de material e medidas biométricas (como sangue, regurgitos, penas, biomassa, envergadura). Tais características fazem com que este seja um dos grupos mais difíceis de ser estudado dentro da classe Aves (Craighead & Craighead, 1969; del Hoyo *et al.*, 1994; Ferguson-Lees & Christie, 2001).

Diferenças morfológicas aliadas às peculiaridades acima descritas tornam a captura de aves de rapina uma tarefa complicada (Tordoff, 1954; Berger & Mueller, 1956; Bloom, 1987), fazendo com que métodos rotineiramente empregados na captura da maioria das aves não se apliquem a este grupo (Bloom, 1987; Bub, 1991). Nesse sentido, diferentes armadilhas e técnicas específicas foram desenvolvidas ao longo do tempo, como por exemplo: *dho-gaza* (Meredith, 1943), *live trap pole* (Stewart *et al.*, 1945), *automatic live trap* (Tordoff, 1954), *bal-chatri* (Berger & Mueller, 1956), *noose carpet* (Beebe & Webster, 1964), *goshawk trap* (Meng, 1971), *harnessed pigeon* (Webster, 1976), *selective pole trap* (Dunk, 1991), *modified dho-gaza* (Clark, 1981), *walk in trap* (Buck & Craft, 1995), *bartos trap* (Bartos *et al.*, 1989) e *wire hoop trap* (Thorstrom, 1996). As principais características de cada tipo de armadilha estão descritas no Apêndice I.

Esta ampla gama de armadilhas e técnicas se faz necessária devido à heterogeneidade morfológica e comportamental deste grupo, e até mesmo por diferenças geográficas. As armadilhas *dho-gaza* e *bal-chatri*, por exemplo, tiveram sucesso na captura de *Elanus caeruleus* na África do Sul (ver Meredith, 1943; Mendelsohn, 1981 *apud* Dunk, 1991). Por outro lado, na Califórnia, as mesmas

armadilhas não obtiveram sucesso para *E. leucurus* (Dunk, 1991), porém, o esforço amostral e os tipos de iscas utilizados não foram mencionados.

No que diz respeito ao comportamento, por exemplo, *Falco columbarius* são capturados facilmente com pardal (*Passer domesticus*) em pequenas *dho-gaza*, enquanto, *Buteo jamaicensis* são capturados com a mesma isca, entretanto, utilizando armadilhas *bal-chatri* (Bloom, 1987). Essas diferenças podem ser justificadas pelo comportamento de caça; espécies pertencentes ao gênero *Falco* capturam suas presas no ar enquanto *B. jamaicensis* é adaptado a capturar suas presas no chão (Bloom, 1987; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Sendo assim, apesar da ampla variedade de armadilhas já testadas de alguma forma, a maior dificuldade é selecionar o tipo adequado para uma determinada espécie em uma dada região (ver Bloom, 1987).

Adicionalmente, os estudos disponíveis acerca da captura de aves de rapina não mencionam a atratibilidade dos tipos de iscas em relação às espécies-alvo. As iscas são citadas de uma maneira geral e muitas vezes não são claramente especificadas para qual espécie-alvo foram realmente utilizadas (*e.g.* Fuller & Christenson, 1976; Throstrom, 1996). O que freqüentemente ocorre é a associação de uma determinada isca com o tipo de armadilha (*e.g.* Throstrom, 1996), porém, as tentativas sem sucesso, tanto para indivíduos quanto para espécies, não são mencionadas.

Em contraste com outras regiões, em que vários métodos foram empregados e desenvolvidos ao longo dos últimos 70 anos (ver Fuller & Christenson, 1976; Bloom, 1987; Throstrom, 1996), incluindo modelos específicos para uma determinada espécie (Dunk, 1991), apenas dois trabalhos mencionam métodos de captura na região Neotropical (Throstrom, 1996; Carvalho-Filho *et al.*, 2005). O estudo pioneiro de Throstrom (1996) foi desenvolvido na Guatemala e enfocou a captura de 15 espécies florestais, incluindo corujas, por meio de sete métodos diferentes. No entanto, o esforço amostral de cada tipo de armadilha, assim como, as espécies não capturadas por algum tipo de armadilha não foram relatados pelo autor. Adicionalmente, na maioria dos casos, as armadilhas foram colocadas perto dos sítios de nidificação, fato que exigia o conhecimento prévio destes. O segundo

estudo (Carvalho-Filho *et al.*, 2005) foi realizado no Brasil, em áreas do bioma cerrado no Estado de Minas Gerais, utilizou três métodos de captura, mas igualmente ao anterior não apresentou os esforços de captura.

A ausência ou o baixo número de estudos com métodos e eficiência de captura no Brasil não é uma exclusividade das aves de rapina. Tomando como exemplo, alguns grupos de vertebrados, percebe-se que apenas a partir deste século esse tópico ganhou mais atenção entre os pesquisadores brasileiros. Cechin & Martins (2000) foram os primeiros a avaliar a eficiência e discutir as vantagens de *pitfalls* na captura de répteis. Comparações entre sucesso de captura e eficiência usando diferentes armadilhas para pequenos mamíferos foram abordados por Lyra-Jorge (2001) e Umetsu *et al.* (2004). Mais recentemente, Curi & Talamoni (2007) verificaram a eficiência de armadilhas na captura de canídeos.

Diante do exposto acima, três questões foram formuladas para o presente estudo:

- i) qual é o sucesso de captura das espécies de aves de rapina por meio de armadilhas modelo *bal-chatri*?
- ii) qual o sucesso de captura das espécies de aves de rapina por meio de armadilhas de espera, modelo *goshawk* modificado?
- iii) existe diferença na atratibilidade de diferentes iscas em relação a cada uma das espécies de aves de rapina?

2 - MATERIAL E MÉTODOS

2.1 - Área de estudo

Vide **capítulo 1**.

2.2 - Capturas

Entre julho de 2005 e fevereiro de 2007 tentativas de capturas de aves de rapina foram feitas com armadilhas do tipo *bal-chatri* (Berger & Muller, 1956) e também, por armadilhas de espera, do tipo *goshawk* (Meng, 1971), modificadas. As armadilhas *bal-chatri* foram construídas a partir de gaiolas de arame retangulares de três tamanhos diferentes. A armadilha menor possuía de 10 cm de altura, 20 cm de comprimento e 10 cm de largura e, laços feitos com linha de nylon de 0,25 mm de espessura (9,0 kg) com abertura de $\pm 2,5$ cm de diâmetro (Figura 1). Esta foi exclusivamente usada na captura de *F. sparverius*. A armadilha de tamanho intermediário apresentava as seguintes dimensões: 13 cm de altura, 25 cm de comprimento e 15 cm de largura, sendo utilizada linha de nylon 0,25 mm de espessura (9,0 kg) para a confecção dos laços que possuíam $\pm 3,0$ cm de diâmetro de abertura (Figura 2). Este tamanho foi utilizado para as tentativas de capturas de *F. femoralis*, *Rupornis magnirostris*, *Herpetotheres cachinnans* e *E. leucurus*. A maior *bal-chatri* media 13 cm de altura, 30 cm de comprimento e 25 cm de largura, com laços de ± 5 cm de diâmetro, formados a partir de linha de nylon de 0,40 mm (19,6 kg), e foi empregada nas tentativas de captura de *Heterospizias meridionalis* e *B. albicaudatus*. Em todos os tamanhos de armadilha foram enrolados chumbos de pesca no fundo das gaiolas ou no caso da armadilha menor uma pedra, tal artifício teve o objetivo de tornar a armadilha mais pesada e evitar que a mesma fosse arrastada ou levada pelas aves de rapina. Em geral, o peso adicionado na armadilha maior foi de cerca de 3,0 kg, na armadilha intermediária aproximadamente 1,8 kg e na menor 0,5 kg.

Figura 1. Armadilha *bal-chatri* de menor tamanho utilizada na captura de *Falco sparverius*

As armadilhas *goshawk* foram elaboradas com dois tamanhos diferentes, a armadilha menor (75 cm de altura, 100 cm de comprimento e 60 cm de largura) foi utilizada nas tentativas de captura de *F. femoralis*. Já a armadilha maior (100 cm de altura, 120 cm de comprimento e 86 cm de largura) (Figura 3) nas tentativas de captura de *H. cachinnans*, *H. meridionalis*, *B. albicaudatus* e *Asio flammeus*. As tentativas de capturas com *R. magnirostris* ocorreram com os dois tamanhos. Algumas modificações em relação ao modelo descrito por Meng (1971) foram realizadas. A primeira delas se refere à colocação de fios de nylon (0,40 mm) sobre o desarmador (peça de madeira que aciona o fechamento das portas), amarrados de maneira diagonal de uma lateral a outra com espaçamentos de ± 20 cm. A segunda mudança refere-se ao mecanismo de travamento das portas, para tal foram utilizadas duas travas de portão (tipo papagaio) em cada uma das portas, ao invés de ganchos de arame e parafuso (Figura 3). No desarmador foram

colocadas duas dobradiças e não apenas uma como mencionado no modelo original (Figura 3). A quarta alteração foi a substituição das duas molas laterais que tracionam as portas por um elástico contínuo, de 1 cm de espessura, inserido na parte superior das portas (15 cm abaixo do topo da porta) passando por uma argola no meio da base (Figura 3).

O esforço amostral foi de 203 tentativas para *bal-chatri* e de 175 armadilhas/dia para a armadilha *goshawk*. Dependendo da espécie e de seu hábito alimentar, diferentes tipos de iscas foram utilizados, visando identificar sua atratibilidade em relação à espécie, bem como obter uma maior eficiência nas capturas.

Figura 2. Armadilha *bal-chatri* de tamanho médio utilizada na captura de *Rupornis magnirostris*

As capturas por meio de *bal-chatri* foram realizadas próximas às estradas de terra e/ou aceiros utilizando-se um veículo com duas pessoas. Uma vez avistado o indivíduo/espécie alvo a armadilha era colocada/lançada pela porta oposta do veículo em uma área aberta que permitisse a visualização desta. Para este tipo de armadilha foi registrado o interesse e a atratibilidade pela isca. A atratibilidade foi considerada nos casos em que o indivíduo sobrevoava em direção da armadilha ou teve contato com a mesma, sendo capturado ou não. Como interesse foi considerado o fato de não ter havido atratibilidade, no entanto, o indivíduo teve a atenção (olhar) voltada para a armadilha por um período igual ou superior a 3 min. Apenas foram consideradas as tentativas nas quais certamente o indivíduo/espécie-alvo tinha uma visão completa da armadilha. A distância entre a armadilha e o indivíduo/espécie-alvo variou de 15 a 70 m, no entanto, a maioria das tentativas ocorreu entre 30 e 40 m. Para as armadilhas *goshawk*, foi considerada como isca atrativa aquela que resultou na captura do indivíduo.

Para ambos os tipos de armadilhas foram utilizados como iscas vivas animais domésticos e/ou exóticos: pintinho (*Gallus gallus*), codorna (*Coturnix coturnix*), camundongo (*Mus domesticus*), hamster (*Mesocricetus auratus*), gerbil (*Meriones unguiculatus*), coelho doméstico jovem (*Oryctolagus cuniculus*) pomba-holandesa (*Columba* sp.) (Tabelas 1 e 2). Geralmente, dois indivíduos (iscas) eram colocados dentro de cada armadilha com o intuito de aumentar a atratibilidade (Meng, 1971; Throstom, 1996). Contudo, em uma tentativa de captura de *Herpetotheres cachinnans* com *bal-chatri* foi utilizado um indivíduo vivo de falsa-coral (*Oxyrhopus guibeï*). Dois modelos plásticos que simulavam esta espécie de serpente também foram utilizados em ambos os tipos de armadilhas (Tabelas 1 e 2; Figura 4).

Figura 3. Armadilha *goshawk* (tamanho maior) com as indicações de algumas modificações em relação ao modelo original. (A) elástico contínuo, (B) duas dobradiças no disparador, (C) travas de portão inseridas nas portas.

Para a armadilha *goshawk* era determinado o indivíduo/espécie-alvo a ser capturado de acordo com o uso freqüente de um determinado poleiro/local (Tordoff, 1954). Desta forma, a armadilha foi colocada próximo ao poleiro/local (5 a 20 m) utilizado freqüentemente pelo indivíduo/espécie-alvo, o que possibilitou verificar o esforço amostral. Foi considerado como armadilha-dia o período de 12 h, sendo que para as espécies-alvo com hábito diurno a armadilha foi aberta durante o dia e para a espécie-alvo noturna, no período da noite. Caso fosse capturado um indivíduo da espécie não considerada alvo, a mesma foi tratada como captura acidental.

Figura 4. Armadilha *goshawk* tendo como isca um modelo plástico de falsa-coral (*Oxyrhopus guibel*) utilizada nas tentativas de captura de *Herpetotheres cachinnans*.

3 - RESULTADOS

3.1 – Capturas por armadilhas *bal-chatri*

A armadilha *bal-chatri* foi responsável pela captura de 33 indivíduos pertencentes a três espécies: *R. magnirostris*, *F. sparverius* e *F. femoralis* (Tabela 1; Figuras 1, 2 e 5) representando um sucesso de captura geral de 16,2 %. O sucesso individual de captura foi de 83,3 % para *R. magnirostris*, 38,2 % para *F. sparverius* e de 6,9 % para *F. femoralis*. Adicionalmente dois indivíduos de *R. magnirostris* foram recapturados por este método. Considerando as sete espécies tidas como alvos para a armadilha *bal-chatri* foi verificado que a mesma só obteve efetividade na captura das três primeiras espécies, ou seja, 42,9 % destas (Tabela 1).

3.2 - Atratividade das iscas nas armadilhas *bal-chatri*

Com relação ao tipo específico de isca utilizado, pintinho e gerbil se mostraram as mais atrativas de uma maneira geral (Tabela 1). Toda vez que a armadilha foi lançada os indivíduos de *R. magnirostris* foram atraídos pela presa e desceram sobre a mesma, no entanto, os laços da armadilha falharam em fechar em três tentativas (Tabela 1). Já para o falcão-de-coleira o grupo dos roedores (gerbil, camundongo e hamster) foi o mais atrativo (Tabela 1). O falcão-quiriquiri demonstrou atração pelas presas em 29 das 34 tentativas, sendo que a totalidade da atratividade foi conseguida com gerbil jovem. (Tabela 1).

Figura 5. Indivíduo de *Falco femoralis* capturado por *bal-chatri*

Tabela 1. Tentativas de captura de *F. femoralis*, *F. sparverius*, *R. magnirostris*, *B. albicaudatus*, *H. meridionalis*, *H. cachinnans* e *E. leucurus* por meio de armadilhas do tipo *bal-chatri* na região central do Estado de São Paulo no período entre julho de 2005 e fevereiro de 2007. Entre parênteses estão as ocasiões de interesse (mais de 3 min olhando para a presa) por parte do indivíduo.

Espécies	Iscas	Tentativas	Atratividade	Capturas	Sucesso (%)
<i>Falco femoralis</i>	Pintinho	28	06 (02)	03	10,7
	Pintinho/codorna	13	02 (—)	—	—
	Codorna	03	01 (—)	01	33,3
	Codorna/pomba	02	01 (—)	—	—
	Gerbil	14	08 (01)	01	7,14
	Camundongo	08	02 (04)	—	—
	Hamster	04	02 (—)	—	—
	Total	72	22 (07)	05	6,94
<i>Falco sparverius</i>	Gerbil jovem	31	29 (01)	13	41,9
	Pintinho	05	—	—	—
	Total	36	29 (01)	13	36,1
<i>Rupornis magnirostris</i>	Pintinho	05	05 (05)	04	80,0
	Pintinho/codorna	01	01 (01)	01	100
	Gerbil	05	05 (05)	04	80,0
	Camundongo	07	07 (07)	06	85,7
	Total	18	18 (18)	15	83,3
<i>Buteo albicaudatus</i>	Pintinho	09	02 (01)	—	—
	Pintinho/codorna	03	— (01)	—	—
	Gerbil	03	02 (03)	—	—
	Camundongo	01	-	—	—
	Total	16	02 (04)	—	—
<i>Heterospizias meridionalis</i>	Pintinho	11	02 (01)	—	—
	Pintinho/codorna	04	—	—	—
	Gerbil	03	01 (02)	—	—
	Camundongo	02	— (01)	—	—
	Hamster	01	-	—	—
	Total	21	03 (04)	—	—
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Pintinho	10	—	—	—
	Modelo serpente	08	—	—	—
	Serpente	01	01 (01)	—	—
	Total	19	01 (01)	—	—
<i>Elanus leucurus</i>	Pintinho	11	02 (01)	—	—
	Pintinho/codorna	04	—	—	—
	Gerbil	03	01 (02)	—	—
	Camundongo	02	— (01)	—	—
	Hamster	01	—	—	—
	Total	21	03 (04)	—	—
TOTAL		203	78 (39)	33	16,2

3.3 – Captura por armadilhas *goshawk*

Neste tipo de armadilha foram capturados 15 indivíduos pertencentes a cinco espécies: *F. femoralis*, *F. sparverius* (Figuras 6A e 6B), *R. magnirostris*, *H. meridionalis* (Figuras 7A e 7B) e *M. choliba*. No entanto, duas dessas foram capturadas de forma accidental (*F. sparverius* e *M. choliba*), em um esforço de captura de 177 dia/armadilha (Tabela 2). Adicionalmente, dois indivíduos de *R. magnirostris* também, foram recapturados por este método.

Somando todas as capturas, no geral, a eficiência das armadilhas *goshawk* foi de 1 captura a cada 11,8 dias (8,5 %). No entanto, cinco das capturas ocorreram de forma accidental, *R. magnirostris* (n = 3), *F. sparverius* (n = 1) e 1 *M. choliba* (n = 1) (Tabela 2). Desta forma, considerando apenas as capturas que aconteceram com as espécies-alvo, o sucesso de captura foi de 1 captura a cada 17,7 dias (5,6 %). Analisando apenas as capturas que ocorreram com os indivíduos/espécies-alvo, *R. magnirostris* foi a que demandou menor esforço, 1 captura cada 2 dias (Tabela 2), semelhante ao que ocorreu para *bal-chatri*. Já o esforço de captura para *H. meridionalis* foi de 1 captura a cada 10,3 dias, enquanto para o *F. femoralis* foi de 1 captura a cada 28,5 dias (Tabela 2).

Avaliando apenas as seis espécies-alvo, foi constatado que a *goshawk* obteve êxito para a metade delas. Tentativas de captura sem sucesso foram feitas para outras três espécies, *B. albicaudatus* (58 dias de armadilha), *H. cachinnans* (16 dias) e *A. flammeus* (6 dias) (Tabela 2).

Com relação ao esforço amostral despendido para cada indivíduo/espécie-alvo, quando houve a captura, a mesma ocorreu no primeiro dia (em que a armadilha foi colocada no local alvo) em todas as três situações para *H. meridionalis*. Para *F. femoralis* as capturas aconteceram segundo e no quinto dias após a colocação no local alvo. Já as capturas de *R. magnirostris* ocorreram entre o primeiro e o terceiro dia.

Tabela 2. Tentativas de captura de aves de rapina por meio de armadilha *goshawk* (modificado). N. dias = número de dias; Capt. Ac. = captura accidental; Obs. = observações. Cr = captura accidental de *Rupornis magnirostris*; Co = captura accidental de *Megascops choliba*; Cs = captura accidental de *Falco sparverius*. Em observações considerar: * captura de Passeriformes; # representa ataque de onça-parda (*Puma concolor*); + representa ataque de lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*); entre parênteses estão os números de dias em que ocorreram ataques. Em total considerar: valor entre parênteses representa a porcentagem. Dados provenientes da região central do Estado de São Paulo entre outubro de 2005 e fevereiro de 2007.

Espécie	Isca	N.dias	Captura	Capt. Ac.	Obs.
<i>Falco femoralis</i>	Pintinho	23	1 (4,3)	Cr	+(1)
	Pintinho/codorna	11	-	-	+(2)
	Codorna	05	1 (20,0)	-	-
	Codorna/pombo	07	-	-	-
	Gerbil	06	1 (16,6)	Cr	-
	Camundongo	06	-	Cs	-
	Total	58 (100)	3 (5,2)	3 (5,2)	3 (5,2)
<i>Buteo albicaudatus</i>	Pintinho	20	-	-	+(1)
	Codorna/pombo	08	-	-	@(1)
	Pintinho/codorna	06	-	-	-
	Coelho jovem	09	-	-	#(1)
	Camundongo	06	-	-	-
	Gerbil	09	-	-	-
	Total	58 (100)	-	-	3 (5,2)
<i>Heterospizias meridionalis</i>	Pintinho	31	3	Co, Cr	+(2)
	Total	31 (100)	3 (9,7)	2 (6,4)	2 (6,4)
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Cobra plástica	16	-	-	-
	Total	16 (100)	-	-	-
<i>Rupornis magnirostris</i>	Pintinho	06	2	-	-
	Gerbil	02	2	-	-
	Total	08 (100)	4 (50,0)	-	-
<i>Asio flameous</i>	Gerbil	06	-	-	-
	Total	06 (100)	-	-	-
TOTAL		177 (100)	10 (5,6)	5 (2,8)	8 (4,5)

A

B

Figuras 6A e 6B. Indivíduo macho de *F. sparverius* capturado por meio de armadilha *goshawk*.

A

B

Figuras 7A e 7B. Captura de *Heterospizias meriodinalis* por meio de armadilha de espera.

4.4 - Atratibilidade das iscas nas armadilhas *goshawk*

Com relação ao tipo de isca, *R. magnirostris* foi atraído pelos dois tipos de presas testados (pintinho e gerbil). Dos cinco tipos de iscas ou combinação destes disponíveis, *F. femoralis* demonstrou atração por três deles (pintinho, gerbil e codorna), sendo a maior atratibilidade conseguida por codorna (Tabela 2). Vale destacar que a combinação de dois diferentes tipos de isca de um mesmo grupo (pintinho e codorna, codorna e pombo) não foi eficiente (Tabela 2). Agrupando as iscas em seus respectivos grupos, constata-se que o sucesso de captura com roedores (camundongo e gerbil) foi de 8,3 %, enquanto a porcentagem de captura com aves (pintinho, codorna e pombo) foi de 4,3 % (Tabela 2). Pintinho se mostrou eficiente como isca na captura de *H. meridionalis* e, também, na captura acidental de *M. choliba*.

4 – DISCUSSÃO

4.1 – Armadilhas *bal-chatri*

Infelizmente, o estabelecimento de comparações com os dois estudos desenvolvidos na região Neotropical que utilizaram armadilhas *bal-chatri* (Throstrom, 1996; Carvalho-Filho *et al.*, 2005) não foi possível devido à ausência de dados referentes ao sucesso de captura e número de tentativas em ambos os trabalhos.

Mesmo em regiões onde foram desenvolvidas e aperfeiçoadas as técnicas de captura de aves de rapina, como por exemplo, nos Estados Unidos, há uma enorme lacuna no que diz respeito ao esforço de captura (Fuller & Christenson, 1976; Bloom, 1987). A maioria dos trabalhos apenas descreve técnicas e/ou armadilhas para a captura de aves de rapina (*e.g.* Stewart *et al.*, 1945; Berger & Mueller, 1956; Ellis, 1975; Meng, 1963; Tordoff, 1954; Bartos *et al.*, 1989; Dunk, 1991), a efetividade de um tipo particular de armadilha ou métodos para aperfeiçoar modelos antigos de armadilhas (Kirsher, 1958; Ward & Martin, 1968; Clark, 1981; Smith & Walsh, 1981; Wegner, 1981). O trabalho de Fuller & Christenson (1976) é um dos poucos a apresentar informações sobre o sucesso de captura. Tais autores trabalharam com diferentes tipos de armadilhas em uma mesma área (incluindo

bal-chatri), porém, este tipo de armadilha foi disposto em linhas ou em combinação com outros métodos. Além do mais, o sucesso de captura foi considerado em função dos dias em que as armadilhas estavam disponíveis e não em relação ao número de tentativas reais. No entanto, considerando o parâmetro estabelecido por Fuller & Christenson (1976), a captura por *bal-chatri* teve maior sucesso quando todos os métodos foram analisados separadamente e também, quando foi considerada a combinação com *mist net*. Todavia, vale mencionar que não houve sobreposição de espécies entre o presente trabalho e o desenvolvido por Fuller & Christenson (1976).

Os dados quantitativos apresentados pelos estudos que utilizaram mais de um método de captura, na maioria das vezes, se referem ao número total de indivíduos capturados e a proporção das capturas por um determinado tipo de armadilha em relação ao total (ver Bloom, 1987). No trabalho realizado na Guatemala (Throstrom, 1996) foram utilizadas sete armadilhas diferentes (*bal-chatri*, *noose carpet*, *swedish goshawk*, *envelope trap*, *wire hoop*, *pole trap* e *mist net*) e 191 indivíduos de 15 espécies foram capturados. A armadilha *bal-chatri* foi responsável pela captura de 71 % dos indivíduos. Este número é semelhante ao obtido no presente estudo (73 %, n = 33). Adicionalmente, do total de 21 indivíduos capturados em áreas de cerrado (Carvalho-Filho *et al.*, 2005), 19 (90 %) ocorreram por meio de *bal-chatri*.

As armadilhas *bal-chatri* falharam em capturar quatro (*B. albicaudatus*, *H. meridionalis*, *E. leucurus* e *H. cacchinnas*) das sete espécies tidas como alvo. No entanto, a captura dessas espécies por *bal-chatri* (ou outro método) já foram reportadas na literatura. Carvalho-Filho *et al.* (2005) relatada a captura de três indivíduos de *H. meridionalis* por *bal-chatri* tendo como isca pintinho, situação essa efetuada em nosso estudo em 11 das 21 tentativas. Além disso, estes autores mencionaram que um indivíduo de *B. albicaudatus* chegou a se prender em *bal-chatri*, tendo como isca codorna, porém, antes da chegada dos pesquisadores a ave conseguiu se soltar. Similarmente ao encontrado em nosso estudo, o insucesso na captura de *E. leucurus* por *bal-chatri* é relatado também por Carvalho-Filho *et al.* (2005). Uma possível explicação para o insucesso na captura destas quatro espécies

no presente estudo pode ser o pequeno número de tentativas (entre 16 e 21, Tabela 1). Contudo, algumas alusões particulares merecem atenção.

Problemas relacionados ao fechamento dos laços de nylon das armadilhas *bal-chatri* contribuíram para o insucesso na captura de *H. meridionalis*, pois em três tentativas os indivíduos tiveram contato com a armadilha, sendo que em uma delas o indivíduo chegou a ser capturado temporariamente, mas conseguiu se soltar antes da chegada do pesquisador. No caso de *B. albicaudatus*, sua baixa abundância na área de estudo (ver **capítulo 4**) pode ter sido refletida nesse resultado. Apenas entre 3 e 5 indivíduos foram considerados como alvo, logo, a insistência nas tentativas de captura dos mesmos indivíduos pode ter gerado uma “evitação” da armadilha. A armadilha *bal-chatri* parece ser ineficiente para a captura de *E. leucurus* no sudeste brasileiro, pois além dados demonstrados aqui, Carvalho-Filho *et al.* (2005) reportaram tentativas sem sucesso feitas com roedores – principal item alimentar da espécie (Ferguson-Lees & Christie, 2001; Scheibler *et al.*, 2001). Da mesma maneira, Dunk (1991) não obteve sucesso na captura de *E. leucurus* na América do Norte utilizando armadilhas *bal-chatri*, *dho-gaza*, *mist net* e *carpet noose*. Em contraste, Mendelsohn (1981) *apud* Dunk (1991) reportaram a captura de *E. cearuleus* na África do Sul utilizando-se *bal-chatri* e *dho-gaza*. Como alternativa, foi desenvolvida outra armadilha, *selective pole trap*, que obteve 81 % de sucesso na captura *E. leucurus* na América do Norte (Dunk, 1991).

A captura de *H. cachinnans* é relatada para a Guatemala (Throstrom, 1996), onde três indivíduos foram capturados por *bal-chatri*, tendo como isca uma serpente (*Drymobius* sp.) e um indivíduo por *noose carpet*. Possivelmente o insucesso na captura desta espécie ocorreu por causa do tipo de isca utilizado, pois em apenas uma tentativa foi utilizada uma isca viva, falsa-coral, integrante da dieta desta espécie (del Hoyo *et al.*, 1994; Duval *et al.*, 2006). As outras tentativas de captura ocorreram com modelos plásticos de serpentes (n = 8) e pintinho (n = 10). Apesar do modelo plástico de serpente simular em tamanho, cores e forma uma falsa-coral, sua imobilidade parece ter sido fundamental para a falta de atração desse predador.

O fato de *R. magnirostris* ter respondido a todas as tentativas (e com todos os tipos de iscas) pode ser atribuído ao hábito alimentar generalista e ao oportunismo deste gavião (Haverschmidt, 1962; Sick, 1997; Panasci & Whitacre, 2000). De qualquer modo, os dados aqui apresentados demonstram que tanto roedores (gerbil e camundongo) quanto aves (pintinho e codorna) são iscas eficientes para a captura deste gavião.

Apesar de aves ser o principal item alimentar de *F. femoralis* (Hector, 1985; Jimenez, 1993; Bó, 1999; Rojas & Stappung, 2005) e a maioria das capturas no presente estudo ter ocorrido com pintinho como isca, vale destacar que proporcionalmente o grupo dos roedores (gerbil, camundongo e hamster) foi o mais atrativo (Tabela 1). Desta forma, sugere-se que estas iscas sejam também consideradas em estudos futuros de captura.

Os 100 % de atração de *F. sparverius* por gerbil jovem e os 0 % de atração por pintinho (mesmo o n sendo baixo) foi um fato interessante, pois os dados de dieta desta espécie na área em questão revelaram que vertebrados foram responsáveis por apenas 1,8 % do número de indivíduos consumidos (n = 4560), sendo a frequência de ocorrência na dieta de 0,1 % para Rodentia (apenas um indivíduo de *Calomys tener*), 1,9 % para Aves e de 7,5 % para Squamata (Cabral *et al.*, 2006). Em outro estudo na região sul do Brasil (ver Zílio, 2006) a incidência de mamíferos na dieta é ainda menor, dos 7.264 indivíduos predados por *F. sparverius* apenas nove eram mamíferos (0,001 do total) e 67 aves (0,009 do total). Baseado nos dados disponíveis da dieta de *F. sparverius* era esperado uma situação inversa, ou seja, baixa atratibilidade por gerbil. Uma das possíveis explicações pode ser o tamanho do pintinho, relativamente grande quando comparado ao falcão. Logo, tentativas com aves (preferencialmente Passeriformes) devem ser testados no futuro para uma melhor elucidação desta questão.

Apesar de não ter havido sucesso na captura de quatro espécies, de uma maneira geral, estas se mostraram atraídas por pelo menos um tipo de isca. Dessa forma, vale mencionar o número de tentativas e principalmente, se houve algum tipo de atratibilidade em relação à presa utilizada, pois estes dados podem contribuir para futuros estudos. No caso de *B. albicaudatus*, por exemplo, das três

tentativas em que foi utilizado gerbil como isca, duas delas resultaram em atratibilidade pela presa e em uma destas, interesse. Apesar da amostra ser muito pequena, futuras tentativas com esta espécie devem ser direcionadas com roedores como iscas, pois além das informações aqui apresentadas, dados da dieta desta espécie no sudeste do Brasil (Granzinoli & Motta-Junior, 2007) revelam que roedores são o principal grupo em termos de biomassa consumida

4.3 – Armadilhas *goshawk*

As capturas de *F. femoralis*, *R. magnirostris* e *H. meridionalis* por meio de armadilhas *goshawk* são reportadas pela primeira vez na literatura. O êxito na captura de uma determinada espécie por mais de um tipo de armadilha é um fator importante, principalmente para estudos que necessitam recapturar o mesmo indivíduo. Segundo Fuller & Christenson (1976), Bloom (1987) e Bartos *et al.* (1989) a maioria das espécies evita o tipo de armadilha na qual foi capturada previamente, logo, o êxito de captura com um outro tipo de armadilha pode ser uma solução para este problema (Bartos *et al.*, 1989).

Fazendo uma comparação com o único estudo que apresenta o sucesso geral de captura para aves de rapina no novo mundo (Fuller & Christenson, 1976), percebe-se que o resultado obtido no presente estudo é muito maior ao descrito para a Califórnia (1 captura a cada 91 dias). Por outro lado, Kenward & Marcstrom (1983) trabalhando na Suécia com três variações de *goshawk trap* (*sprung-roof*, *falling-lid* e *falling-end*) reportaram 1 captura a cada 1,2 dia como sucesso geral. Neste mesmo estudo da Suécia, embora as espécies não tenham sido fornecidas e, apenas mencionadas como aves de rapina, tais autores registraram que a armadilha *spring-net* foi mais eficiente que as três variações de *goshawk*. Em contrapartida, apesar de não apresentar o esforço de captura, Meng (1971) salienta que *goshawk* capturou proporcionalmente quatro vezes mais indivíduos do que *pole trap* em diferentes áreas dos Estados Unidos.

Considerando o número de espécies capturadas, contrário ao encontrado por Meng (1971), Fuller & Christenson (1976) e Throstrom (1996), os dados do presente estudo revelaram que *goshawk* foi responsável pela captura de um

número maior de espécies quando comparada a *bal-chatri*. De acordo com Meng (1971), *pole trap* capturou oito espécies (*B. jamaicensis*, *B. lineatus*, *Accipiter cooperii*, *Circus cyaneus*, *F. sparverius* e *Bubo virginianus*) enquanto a *goshawk trap* quatro (*B. jamaicensis*, *A. cooperii*, *A. gentilis* e *B. virginianus*). Do total de 10 espécies capturadas na Califórnia (Fuller & Christenson, 1976) por meio de quatro diferentes tipos de armadilha (*mist net*, *bal-chatri*, *goshawk trap* e *bow-net*), a armadilha *goshawk* foi responsável pela captura de apenas duas espécies (*B. jamaicensis* e *B. virginianus*), sendo apenas mais eficiente que *bow-net*. Já na Guatemala (Throstrom, 1996) os sete tipos de armadilhas usadas (*bal-chatri*, *envelope trap*, *noose carpet*, *goshawk trap*, *wire hoop trap*, *noose pole trap* e *mis net*) capturaram 15 espécies, porém, a *goshawk* contribuiu também para a captura de apenas duas (*B. urubitinga* e *Spizaetus ornatus*). Exceto pela *bal-chatri* e *noose carpet* todas as outras armadilhas empregadas no estudo da Guatemala foram responsáveis pela captura de duas espécies. Comparações e conclusões mais específicas acerca do número de espécies capturadas pelos três estudos mencionados acima não podem ser feitas, uma vez que não há informações se cada tipo de armadilha foi testado para cada uma das espécies capturadas por algum método, bem como o esforço de captura por espécie.

O relativo pequeno intervalo de tempo entre a colocação da armadilha e a captura (quando houve) de *H. meridionalis* (1 dia), *R. magnirostris* (1 a 3 dias) e *F. femoralis* (2-4 dias) demonstraram a efetividade das armadilhas *goshawk*, principalmente para *H. meridionalis*. Também, deixa indícios de que o local (arredores do poleiro do indivíduo) escolhido para a colocação da armadilha possa ser o fator primordial no sucesso da captura. Adicionalmente, os dados sugerem que comportamentos e/ou respostas individuais dentro da espécie podem refletir no sucesso de captura, e que a manutenção desta armadilha por um longo período em um mesmo local é ineficiente.

Provavelmente, o insucesso na captura de três das espécies pode ter acontecido por motivos diversos. Para *B. albicaudatus*, as características físicas da armadilha aliada ao comportamento da espécie, considerada como tímida e desconfiada (Farquhar, 1992). No caso de *H. cachinnans*, de novo, supõe-se que o

problema possa ser o tipo de isca utilizada (modelo plástico). Já o insucesso com *A. flammeus* pode ser explicado tanto pelo pequeno esforço amostral quanto pelas características físicas da armadilha. Provavelmente, o problema não foi advindo do tipo de isca utilizado, pois de acordo com a literatura esta espécie inclui roedores como item principal em sua dieta (Hume & Boyer, 1991).

De modo similar ao encontrado para *bal-chatri*, o hábito alimentar generalista e o suposto oportunismo de *R. magnirostris* (Haverschmidt, 1962; Sick, 1997; Panasci & Whitacre, 2000) novamente pode ter contribuído na atração dos dois tipos de iscas testados com este gavião. Nessa mesma linha, mesmo não sendo item freqüente na dieta de *F. femoralis* (ver Hector, 1985; Macias-Duarte *et al.*, 2004; Rojas & Stappung, 2005), a inclusão de roedores como iscas na captura de *F. femoralis* por meio de *goshawk* deve ser considerada em estudos futuros, uma vez que estes mostraram atratibilidade por estas iscas tanto na armadilha *bal-chatri* quanto na *goshawk*.

Apenas um tipo de isca (pintinho) foi testado na captura de *H. meridionalis* na armadilha *goshawk*. Tal fato ocorreu devido à eficiência da mesma nas duas primeiras capturas em nosso estudo e baseado nas informações de Carvalho-Filho *et al.* (2005). Adicionalmente, M. A. M. Granzinolli (obs. pes.) presenciou quatro ataques bem sucedidos deste gavião a pintinhos em áreas rurais do sudeste brasileiro.

A captura acidental de *M. choliba* tendo como isca pintinho foi um fato curioso, não apenas pelo peso do indivíduo capturado (81 g), como também, pelos dados de dieta disponíveis para esta espécie na região, onde aves não parecerem ser parte considerável da dieta (Motta-Junior, 2006).

5 - CONSIDERAÇÕES E IMPLICAÇÕES DA CAPTURA

Contrário aos estudos prévios, a armadilha *goshawk*, tanto em termos absolutos quanto proporcionais (considerando as espécies alvo) capturou um maior número de espécies que *bal-chatri*.

A captura de *F. femoralis*, *R. magnirostris* e *H. meridionalis* por armadilha *goshawk* é reportada pela primeira vez na literatura e, para esta última espécie esse método demonstrou ser mais eficiente do que o até então conhecido (*bal-chatri*).

Uma vez escolhida a espécie a ser capturada, um dos primeiros fatores que devem ser considerados são os hábitos alimentares (principais presas integrantes da dieta). No entanto, iscas alternativas (pouco freqüentes ou mesmo ausentes da dieta conhecida) devem ser testadas, uma vez que as particularidades da armadilha podem favorecer a atratibilidade e, conseqüente captura (*e.g.* *F. sparverius*).

Por se tratar de áreas abertas, as iscas/presas ficam expostas às condições climáticas sendo importante a utilização de animais mais resistentes ao sol e o calor, como gerbil e pintinhos "caipiras" ao invés de hamster, camundongos e pintinhos de "granja". Adicionalmente, recomenda-se que seja inserido nas armadilhas *goshawk* uma pequena placa de plástico para fornecer sombra nos períodos mais quentes do dia ou abrigo nos momentos de chuva.

As armadilhas *goshawk* devem ser checadas pelo menos três vezes ao dia (4 h de intervalo), porém, em dias de maior calor recomenda-se que esse intervalo seja menor. Nessas inspeções é importante também fornecer água e comida para as presas, a fim de se evitar uma desidratação.

No caso de espécies-alvo de hábitos diurnos, a armadilha *goshawk* deve ser fechada e as iscas retiradas no horário do crepúsculo e a noite. Nesses horários foi verificado que as armadilhas/iscas foram alvos de ataques de mamíferos de médio e grande porte, por exemplo, lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e onça-parda (*Puma concolor*) (Figuras 8 A , 8 B e 9).

As falhas no fechamento dos laços de nylon em algumas tentativas de captura por meio de *bal-chatri* podem ter sido provenientes da ação da poeira e/ou areia. Após 5 -10 dias de uso muitos laços de nylon começaram a apresentar falha no seu deslizamento, necessitando de maior força para fechá-los. Desta forma sugere-se uma checagem regular dos mesmos, principalmente quando a armadilha for utilizada em locais de solo arenoso. Esse problema pode ser resolvido por uma lavagem com água ou simplesmente os laços de nylon devem ser substituídos.

A realização de futuros estudos abordando métodos de captura de aves de rapina deve ser encorajada, principalmente na região Neotropical, onde estes são escassos. No entanto, recomenda-se que estes incluam esforço amostral, especifiquem os tipos de iscas utilizados nas tentativas de capturas, o número de capturas efetivas, bem como, o número de tentativas sem sucesso e a atratibilidade de cada tipo de isca.

O presente capítulo não foi planejado e surgiu como “bônus” em função dos “problemas” na hora da captura de algumas espécies. Apesar de a captura ser apenas uma ferramenta para um “estudo principal” e da imprevisibilidade no encontro de indivíduos/espécies (caso da armadilha *bal-chatri*, por exemplo), os futuros estudos com esse tema devem incluir um planejamento prévio para permitir comparações estatísticas entre diferentes iscas (ou grupos) e diferentes armadilhas.

Finalmente, os dados aqui apresentados deixam diretrizes para que futuros estudos que necessitem da captura de representantes das duas principais famílias de aves de rapina diurnas (Falconidae e Accipitridae) de maneira geral, como modelo para estudos de fisiologia, endocrinologia entre outros, considerem a utilização das duas espécies que demandaram um menor esforço e que são relativamente fáceis de capturar, *F. sparverius* e *R. magnirostris*.

A

B

Figura 8A e 8B. Armadilha *goshawk* na qual a isca foi atacada (buraco escavado no chão) por mamífero de grande porte.

Figura 9. Armadilha *goshawk* tombada aparentemente por lobo-guará para a retirada da isca. Note as pegadas no entorno da armadilha.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARTOS, R.; P. OLSEN & P. Olsen. 1989. The bartos trap: a new raptor trap. **Journal Raptor Research** 23: 117-120.
- BEEBE, F. L. & H. M. WEBSTER. 1964. **North American Falconry and Hunting Hawks**. World Press, Inc. Denver, USA.
- BERGER, D. D. & H. C. MUELLER. 1956. The bal-chatri: a trap for birds of prey. **Bird Banding** 30: 18-26.
- BLOOM, P. H. 1987. Capturing and handling raptors. Pp. 99-123. *In* Pendleton, B. A. (ed.). **Raptor Management Techniques Manual**. National Wildlife Federation. Washington, DC.
- BÓ, M. S. 1999. Dieta del hálcon plumizo (*Falco femoralis*) en el sudeste de la Provincia de Buenos de Bueno Aires, Argentina. **Ornithologia Neotropical** 10: 95-99.
- BUB, H. 1981. **Bird trapping and bird banding**. Cornell University Press. Ithaca, NY.
- BUCK, J. A. & R. A. CRAFT. 1995. Two walk-in trap designs for Great Horned Owl and Red- Tailed Hawk. **Journal of Field Ornithology** 66: 133-139.
- CABRAL, J. C.; M. A. M. GRANZINOLLI & J. C. MOTTA-JUNIOR. 2006. Dieta do quiriquiri, *Falco sparverius* (Aves: Falconiformes), na Estação Ecológica de Itirapina, SP. **Revista Brasileira de Ornitologia** 14: 379-385.
- CARVALHO-FILHO, E. P. M.; C. E. A. CARVALHO & G. ZORZIM. 2005. Anilhamento e técnicas de captura de Falconiformes no estado de Minas Gerais. **Ornithologia** 1: 19-23.
- CECHIN, S. Z. & M. MARTINS. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 17: 729-740. Curitiba
- CLARK, W. 1981. A modified dho-gaza trap for use at a raptor banding station. **Journal of Wildlife Managment** 45: 1043-1044.
- CRAIGHEAD, J. J. & F. C. J., CRAIGHEAD. 1969. **Hawks, owls and wildlife**. Dover Publications, Inc. New York.

- CURI, N. H. A. & S. A. TALAMONI. 2006. Trapping, restraint and clinical-morphological traits of wild canids (Carnivora, Mammalia) from the Brazilian Cerrado. **Revista Brasileira de Zoologia** 23: 1148–1152.
- DEL HOYO, J.; A. ELLIOTT & J. SARGATAL. 2004. **Handbook of the Birds of the World**. vol 2. New World vultures to Guinea-fowl. Lynx Edicions. Barcelona.
- DUNK, J. R. 1991. A selective pole trap for raptors. **Wildlife Society Bulletin** 19: 208-210.
- DUVAL, E. H.; H. W. GREENE & K. L. MANNO. 2006. Laughing Falcon (*Herpetotheres cachinnans*) predation on coral snakes (*Micrurus nigrocinctus*). **Biotropica** 38: 566-568.
- ELLIS, D. H. 1975. First experiments with capturing Golden Eagles by helicopter. **Bird Banding** 46: 217-219.
- ELODY, B. I. & N. F. SLOAN. 1984. A mist net technique useful for capturing Barred Owls. **North America Bird Bander** 9: 13-14.
- FARQUHAR, C. C. 1992. White-tailed Hawk. *In* Poole, A.; P. Stettenheim & F. Gill (eds.). **The Birds of North America**, no. 30. Academy of Natural Sciences, Philadelphia and American Ornithologist's Union, Washington, D.C.
- FERGUSON-LEES, J. & D. A. CHRISTIE. 2001. **Raptors of the World**. Houghton and Mifflin Company. New York.
- FULLER, M. R. & G. S. CHRISTENSON. 1976. An evaluation of techniques for capturing raptors in east central Minnesota. **Journal Raptor Research** 10: 9-19.
- FULLER M. R. & J. A. MOSHER. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. **Studies in Avian Biology** 6: 235-246.
- GIANOTTI, E. 1988. Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação de cerrado e mata ciliar da Estação Experimental de Itirapina (SP). **Dissertação de Mestrado**. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP.
- GRANZINOLLI, M. A. M. & J. C. MOTTA-JUNIOR. 2007. Feeding ecology of the White-tailed Hawk in Brazil: number of prey, biomass consumption and seasonality **Emu – Austral Ornithology** 107: 214-222.
- HARVERSCHMIDT, F. 1962. Notes on the feeding habits and food of some hawks in Surinam. **Condor** 64: 154-158.

- HECTOR, D. P. 1985. The diet of the Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in eastern Mexico. **Condor** 87: 336-342.
- HUME, R. & T. BOYER. 1991. **Owls of the World**. Parkgate Books. London.
- JIMÉNEZ, J. E. 1993. Notes on diet of the Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in north-central Chile. **Journal Raptor Research** 27: 161-163.
- KENWARD, R. E. & V. MARCSTROM. 1983. The price of success in goshawk trapping. **Journal Raptor Research** 17: 84-91.
- KIRSHER, W. K. 1958. Bal-chatri trap for Sparrow Hawks. **News from the Bird Banders** 33: 41.
- LYRA-JORGE, M. C. & V. R. PIVELLO. 2001. Combining live trap and pitfall to survey terrestrial small mammals in savanna and forest habitats, in Brazil. **Mammalia** 65: 524-530.
- MACIAS-DUARTE, A.; A. MONTOYA; G. HUNT; A. L. TERRAZAS & R. TAFANELLI. 2004. Reproduction, prey and habitat of aplomado falcon (*Falco femoralis*) in desert grasslands of Chihuahua, Mexico. **Auk** 121: 1081-1093.
- MENG, H. 1971. The Swedish goshawk trap. **Journal of Wildlife Management** 35: 832-835.
- MEREDITH, R. L. 1943. Methods ancient, medieval and modern for capture of falcons and other birds of prey. Pp. 433-499. *In* Wood, C. A. & F. M. Fyfe (eds.). **The Art of Falconry**. Stanford University Press. Stanford, CA.
- MOTTA-JUNIOR, J. C. 2006. Relações tróficas entre cinco Strigiformes simpátricas na região central do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ornitologia** 14: 359-377.
- MOTTA-JUNIOR, J. C.; GRANZINOLLI, M. A. M. & P. F. DEVELEY. 2008. Aves da Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** 8: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn00308032008> .
- PANASCI, T. & D. WHITACRE. 2000. Diet and foraging behaviour of nesting Roadside Hawks in Petén, Guatemala. **Wilson Bulletin** 112: 555-558.
- ROJAS, R. A. F. & E. S. C. STAPPUNG. 2005. Seasonal diet of the Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in an agricultural area of Araucanía, Southern Chile. **Journal Raptor Research** 39: 55-60.

- SCHEIBLER, D. R.; J. O. MENEGHETI & A. U. CHRISTOFF. 2001. Predação de *Elanus leucurus* (Aves, Accipitridae) sobre *Mus musculus* (Mammalia, Muridae) e sua variação no tempo, em agossistemas de Venâncio Aires, Rio Grande do Sul, Brasil. **Boletín de la Sociedad del Biología del Concepción** 72: 125-130.
- SICK, H. 1997. **Ornitologia brasileira**. Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro, RJ.
- SMITH, D. G. & D. WALSH. 1981. A modified bal-chatri trap for capturing Screech Owls. **North American Bird Bander** 6: 14-15.
- STEWART, R. E.; J. B. COPE & C. S. ROBBINS. 1945. Live trapping of hawks and owls. **Journal of Wildlife Management** 9: 99-105
- THROSTROM, R. K. 1996. Methods for capturing tropical forest birds of prey. **Wildlife Society Bulletin** 24: 516-520.
- TORDOFF, H. B. 1954. An automatic live-trap for raptorial birds. **Journal of Wildlife Management** 18: 281-284.
- UMETSU, F.; L. NAXARA & R. PARDINI. 2006. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the neotropics. **Journal of Mammalogy** 87: 757-765.
- WARD, F. P. & D. P. MARTIN. 1968. An improved cage trap for birds of prey. **Bird Banding** 39: 310-313
- WEBSTER, H. M. 1976. The prairie falcon: trapping wild birds. Pp. 153-167. *In* Burdett, A. J. (ed.). **North American Falconry and Hunting Hawks**. North American falconry and hunting hawks. Denver, CO.
- WEGNER, W. A. 1981. A Carrion-baited noose trap for American kestrels. **Journal of Wildlife Management** 45: 248-250.
- ZÍLIO, F. 2006. Dieta de *Falco sparverius* (Aves: Falconidae) e *Athene cunicularia* (Aves: Strigidae) em uma região de dunas no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 14: 379-392.

Apêndice I. Características dos principais tipos de armadilhas utilizados para a captura de aves de rapina.

Armadilha	Utilização de isca	Mecanismo de captura	Local de colocação	Referência
<i>Dho-gaza</i>	facultativa	rede	aéreo	Meredith (1943)
<i>Live pole trap</i>	não	mandíbula de ferro com mola	aéreo (postes, mourões de cercas)	Stewart <i>et al.</i> (1945)
<i>Automatic live trap</i>	sim	rede acionada por mola	chão	Tordoff (1954)
<i>Bal-chatri</i>	sim	laços de nylon	chão	Berger & Mueller (1959)
<i>Noose carpet</i>	não	laços de nylon	chão, galhos de árvores, ninho	Beebe & Webster (1964)
<i>Goshawk trap</i>	sim	fechamento de portas	chão	Meng (1971)
<i>Harnessed pigeon</i>	sim	laços de nylon	chão	Webster (1976)
<i>Modified dho-gaza</i>	facultativa	rede	aéreo	Clark (1981)
<i>Bartos trap</i>	sim	rede acionada por mola	chão e galhos de árvores	Bartos <i>et al.</i> (1989)
<i>Selective pole trap</i>	não	laços de nylon	aéreo (postes, mourões de cercas)	Dunk (1991)
<i>Walk in trap</i>	sim	caixa com entrada em funil	chão	Buck & Craft (1995)
<i>Wire hoop trap</i>	não	rede acionada manualmente	cavidades de ninhos em árvores	Thorstrom (1996)

CAPÍTULO 3

Área de vida e uso de hábitat de três espécies
de aves de Rapina na região central
do Estado de São Paulo

RESUMO

O requerimento de área necessária para o estabelecimento de uma determinada espécie, bem como a qualidade do hábitat utilizado são fatores fundamentais para o conhecimento básico para qualquer ave de rapina. Desta forma, entre julho de 2005 e junho de 2007, o presente estudo buscou responder três principais perguntas que envolvem área de vida e, uso e seleção de hábitat em função da qualidade do hábitat para três espécies de aves de rapina diurnas (*Falco femoralis*, *Rupornis magnirostris* e *Heterospizias meridionalis*): a) qual o tamanho da área de vida destas três espécies no sudeste do Brasil? b) existe diferença no tamanho da área de vida em função do hábitat que compõe a mesma? c) as espécies utilizam todos hábitats inseridos em sua área de vida de acordo com a disponibilidade destes? Para tal, foi elaborado um mapa de uso e ocupação do solo da área de estudo, localizada na região central do Estado de São Paulo, bem como, capturados e monitorados por rádio-telemetria seis indivíduos de *F. femoralis*, cinco de *R. magnirostris* e um de *Heterospizias meridionalis*. A média da área de vida pelo método Kernel adaptativo (KA) 95 % foi de 1.329 ± 780 ha para *F. femoralis*, 129 ± 140 ha para *R. magnirostris* e de 1.883 ha para o indivíduo de *H. meridionalis*. A média da área de vida de *F. femoralis* (KA 95 %) foi de 1.911 ± 689 ha em hábitats alterados e de 746 ± 170 ha em hábitats naturais. Hábitats alterados foram os de maiores proporções dentro da área de vida de *R. magnirostris*, que comparativamente foi a espécie que explorou os hábitats de maneira mais oportunista. De maneira geral, a qualidade do hábitat parece ter influenciado nos diferentes valores de requerimento de área apresentado pelos indivíduos e, também, no uso diferenciado de hábitats naturais e alterados. A interação entre estrutura do hábitat, disponibilidade de presas, morfologia e comportamento de caça parece explicar o tamanho da área de vida requerida e a utilização diferenciada dos diferentes tipos de hábitats.

ABSTRACT

Home range and habitat use by three raptors species in the central region of the state of São Paulo.

The area requirement for species establishment, as well the quality of the habitat used by raptors are fundamental keys for basic comprehension. In this sense, here we aimed to answer three questions involving home range, habitat use and selection relative to habitat quality for three raptors species (*Falco femoralis*, *Rupornis magnirostris* e *Heterospizias meridionalis*): i) what is the home range size of these three species in southeastern of Brazil? ii) does the home range size differ in relation to the habitat quality? iii) does these three raptors use all habitats according to their availability? From July 2005 to June 2007 we trapped and tracked by radio-telemetry six individuals of *F. femoralis*, five of *R. magnirostris* and one of *H. meridionalis*. We measured their home range and habitat use with a map of land use/occupation of the study site, located in the central region of state of São Paulo. On average, the home range size by Kernel adaptive 95 % (KA 95 %) was $1,329 \pm 780$ ha for *F. femoralis*, 129 ± 140 ha for *R. magnirostris* and 1,883 ha for one individual of *H. meridionalis*. The home range average size of the individuals of *F. femoralis* tracked in the disturbed habitats was 2.6 larger than individuals tracked in natural habitats. Disturbed habitat made up the larger proportions of *R. magnirostris*'s home range. Yet, this raptor explored the habitats opportunistically than the other species. In general, the habitat quality appears to explain the differences in area size requirement and in the habitat use by individuals. The interaction between habitat structure, prey availability, morphology and foraging behavior may explain the home range area requirements and the differential habitat use.

1 – INTRODUÇÃO

Desde as primeiras definições até as mais recentes, o conceito de área de vida vem sofrendo alterações (ver Mohr, 1947; Hayne, 1949; Jewell, 1966; Baker, 1978; White & Garrot, 1990; Kenward, 2001; Millspaugh & Marzuluff, 2001). Burt (1943), um dos primeiros a utilizar o termo, mencionou que a área de vida pode ser definida como a área utilizada por um indivíduo durante suas atividades normais de obtenção de alimento e reprodução. Mais recentemente, White & Garrot (1990) definem área de vida como a menor área na qual a probabilidade de se encontrar o indivíduo é de 95 %. Ambos os autores, bem como a maioria dos conceitos intermediários (ver White & Garrot, 1990; Kenward, 2001; Millspaugh & Marzuluff, 2001), consideram que a área de vida não seria a área utilizada em toda a vida de um indivíduo, mas sim durante grande parte de suas atividades. Logo, o conhecimento do requerimento de área necessária para o estabelecimento de uma determinada espécie é um fator fundamental para o conhecimento básico da mesma, principalmente para estudos de ecologia. É na área de vida que os indivíduos irão desempenhar as principais funções vitais necessárias para a sua sobrevivência: obtenção de alimento, acasalamento, reprodução, interações intra e interespecífica entre outras.

O requerimento de área necessário para o estabelecimento de um indivíduo pode variar em função de diferentes fatores. Entre os vertebrados, principalmente aves e mamíferos, grandes áreas de vida são muitas vezes associadas às espécies com baixas densidades populacionais (Brown, 1969; Newton, 1992; Imre *et al.*, 2004; Makarieva *et al.*, 2005; Wang & Grimm, 2007), altas taxas metabólicas (Mcnab, 1963; Schoener, 1968; Mace & Harvey, 1982; Kelt & Van Vuren, 2001; Jets *et al.*, 2004), e elevada massa corporal (Schoener, 1968; Harestad & Bunnell, 1979; Jets *et al.*, 2004). Contudo, aspectos relacionados à história de vida das espécies, como por exemplo, idade, sexo e época reprodutiva (ver Blair, 1942; Blueweiss *et al.*, 1978; Lindstedt *et al.*, 1986; Ferrer & Bisson, 2003), categoria trófica (Mcnab, 1963; Schoener, 1968; Peery, 2000) e, principalmente, a qualidade do hábitat (Newton, 1979; White & Garrot, 1990; Haskell *et al.*, 2002; Mitchell & Powell, 2004; Imre *et al.*,

2004) são as variáveis que mais podem influenciar na “escolha” do local e no tamanho da área de vida.

A qualidade do hábitat, original ou alterado, tem uma grande influência na diversidade, na densidade, na taxa de ocupação, na fidelidade ao território e no sucesso reprodutivo das aves de rapina (Newton, 1979; Johnsgard, 1990). Essa qualidade vai depender primeiramente do recurso alimentar (quantidade e qualidade) e da disponibilidade e acessibilidade deste (Newton, 1979; Thiollay, 1989; del Hoyo *et al.*, 1994). Vários estudos buscaram entender o requerimento de área e/ou seleção de hábitat por aves de rapina por meio da utilização e da preferência de hábitat de suas presas (*e.g.* Craighead & Craighead, 1956; Southern & Love, 1968; Jaksic *et al.*, 1981; Bechard, 1982; Leary, 1998; Rutz, 2006), bem como pela abundância e/ou densidade destas (Newton, 1979; Bechard, 1982; Preston, 1990). Uma das razões para esta abordagem é a tendência em visualizar as aves de rapina em um sistema de predador/presa mais facilmente do que as aves de outros grupos taxonômicos (Janes, 1985). Um exemplo clássico dessa associação é a distribuição do caramujo-da-flórida (*Pomacea paludosa*) na América do Norte, a qual determina a ocorrência e o hábitat do gavião-caramujeiro (*Rostrhamus sociabilis*), espécie que se alimenta exclusivamente de caramujos do gênero *Pomacea* (Snyder & Snyder, 1969; Johnsgard, 1990). Mesmo espécies com dieta menos especializada também já demonstraram uma utilização diferenciada de hábitat em função da distribuição e/ou do hábitat da presa principal (ver Janes, 1985; Tapia *et al.*, 2007).

De maneira não excludente, a estrutura da vegetação do hábitat, a morfologia e o comportamento de caça das aves de rapina podem influenciar na seleção de hábitat e no tamanho da área de vida requerida por estas aves (Newton, 1979; Janes, 1985; Thiollay, 1989; del Hoyo *et al.*, 1994; Magauf *et al.*, 1998). Esses três fatores podem ser refletidos, por exemplo, nos sítios adequados para construção de ninho, nos poleiros para forrageamento, nos abrigos e nas interações com outras espécies de aves de rapina. Em um experimento com três espécies simpátricas do gênero *Buteo* - *B. jamaicensis*, *B. swainsoni* e *B. regalis* - em regiões semi-áridas da América do Norte, Janes (1985) sugeriu que estas três variáveis foram

as responsáveis pela seleção de hábitat. Por utilizar primariamente o método de caça a partir de poleiros, uma vez que sua morfologia faz com que a taxa de captura de presas por meio da busca ativa seja baixa, *B. jamaicensis* selecionou áreas com maior número e poleiros. Já *B. swainsoni*, que comparativamente possui asas menores, faz pouco barulho ao voar e possui maior taxa de captura de presas a partir da busca ativa, selecionou áreas com baixa disponibilidade de poleiros. Por fim, *B. regalis* que possui taxa de captura de presas utilizando a busca ativa similar a *B. swainsoni*, no entanto, é menos eficiente na utilização de correntes térmicas e adota os dois métodos de caça, utilizou hábitats com número intermediário de poleiros.

Além disso, uma série de estudos demonstrou diferenças significativas na densidade e/ou abundância entre hábitats naturais e alterados (ou hábitats com diferentes graus de alterações) para determinadas espécies de aves de rapina (*e.g.* Newton, 1979; Newton *et al.*, 1981; Thiollay, 1989; Kenward & Widen, 1989; Penteriani & Faivre, 1997; Reinjifo, 2001; Thiollay & Rahman, 2002; Loures-Ribeiro & Anjos, 2006; Carvalho & Marini, 2007; Thiollay, 2007a; b). Ainda, um menor número de estudos relatou diferenças significativas no requerimento individual de área entre hábitats com distintos graus de alteração para alguns rapineiros (*e.g.* Marquis & Newton, 1982; Leary *et al.*, 1998; Kenward, 1982; Rutz, 2007; Selas & Rafoss, 1999). Marquis & Newton (1982), por exemplo, encontraram uma área de vida média de 305 ha em áreas consideradas “boas” e 875 ha para áreas “pobres” para machos de *Accipiter nisus* na Escócia.

Determinar a área de vida de aves de rapina não é uma tarefa fácil, uma vez que a maioria das espécies possui área de vida relativamente grande, tem alta capacidade de voo e, pode utilizar áreas de difícil acesso (Newton, 1979). Logo, o acompanhamento visual de um indivíduo marcado (*e.g.* marca alar, anilha) além de ser difícil, pode omitir importantes porções de áreas utilizadas (Newton, 1979; White & Garrot, 1990; Kenward, 2001). No entanto, com o relativo barateamento dos equipamentos, novas tecnologias e a disseminação da técnica, a rádio-telemetria passou a ser uma importante ferramenta no auxílio da determinação da área de vida e no uso de hábitat de vários grupos animais (*e.g.* insetos, peixes, aves,

mamíferos) (ver White & Garrot, 1990; Kenward, 2001), e por consequência, vem fornecendo informações importantes para o entendimento das relações ecológicas intra e interespecíficas. Apesar desta disseminação, esta técnica vem sendo pouco utilizada na região Neotropical dentro do grupo das aves de rapina. No Brasil, por exemplo, apenas o trabalho realizado na Amazônia com o falcão-caburé (*Micrastur ruficollis*) (Klein & Bierregaard, 1988) abordou a área de vida e o uso de hábitat por meio dessa técnica.

Dentre as espécies com ocorrência para o Brasil, baseado em dados de abundância, utilização de áreas naturais e alteradas, representatividade quanto ao grupo das aves de rapina diurnas e quanto ao bioma cerrado, o presente estudo buscou determinar a área de vida de três espécies, *Falco femoralis*, *Rupornis magnirostris* e *Heterospizias meridionalis*. O falcão-de-coleira (*F. femoralis*) é um rapineiro de tamanho médio (208 - 460 g), possui uma ampla distribuição geográfica, ocorrendo do sudeste dos Estados Unidos à Tierra del Fuego e em todo território brasileiro, exceto em regiões densamente florestadas (Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Este falcão habita principalmente áreas abertas, incluindo campos, savanas, semi-desertos, desertos e uma ampla variedade de ambientes abertos como pastagens e áreas com cultivos de pequeno porte (Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Apesar de sua ampla distribuição a maioria dos dados sobre a ecologia desta espécie foi obtida na América do Norte (subespécie *septentrionalis*), onde a espécie sofreu um grande declínio após 1930 (Hector, 1987; Keddy-Hector, 2000; Truett, 2002) e foi reintroduzida em algumas regiões a partir de 1986 (Perez *et al.*, 1996; Keddy-Hector, 2000). No Brasil, país de maior área de ocorrência deste falcão, dos estudos disponíveis sobre biologia/ecologia apenas os dados de reprodução foram melhor explorados (Andrade, 1996; Lencione-Neto, 1996; Baumgarten, 1998; Granzinoli *et al.*, 2002). As demais informações referem-se a itens alimentares ou eventos isolados de predação (Schubart, 1965; Belton, 1984; Pacheco & Bauer, 1995; Granzinoli & Motta-Junior, 2007) e comportamento de caça associada/cooperativa (Silveira *et al.*, 1997), que na maioria das vezes foram obtidas de maneira oportunista/acidental. Estudos enfocando a área de vida de *F. femoralis* (Montoya *et al.*, 1997) e o uso de hábitat (Montoya *et al.*, 1997; Macias-

Duarte *et al.*, 2004; Young *et al.*, 2004) foram desenvolvidos em áreas desérticas e semi-desérticas do México. Os resultados dos três estudos revelaram que *F. femoralis* utiliza campos áridos com presença de árvores esparsas, principalmente do gênero *Yucca* (Agavaceae). Adicionalmente, o uso de hábitat e a área de vida de indivíduos criados em cativeiros e reintroduzidos no Texas nos anos de 1993 e 1994 foram também avaliados (Perez *et al.*, 1996).

O gavião-carijó (*R. magnirostris*) é um dos Falconiformes mais abundantes da região Neotropical e, também, que apresenta um dos maiores números de subespécies (del Hoyo *et al.*, 1994; Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Com ampla distribuição, ocorrendo desde o México até a Argentina – incluindo todo o território brasileiro – este gavião de pequeno-médio porte (229-360 g) habita vários tipos de ambientes, como bordas de mata, clareiras, áreas alagadas, campos, pastagens, monoculturas e até mesmo cidades (del Hoyo *et al.*, 1994; Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Frequentemente considerado como um típico predador oportunista (Dickey & Van Rossem, 1938; Robinson, 1994; Panasci & Whitacre, 2000), os estudos disponíveis sobre *R. magnirostris* abordaram principalmente sistemática e morfologia (*e.g.* Hellmayr & Conover, 1949; Friedmann, 1950; Johnson & Peeters, 1963; Blake, 1977; Riesing *et al.*, 2003; Helbig *et al.*, 2005; Lerner & Mindell, 2005; Griffiths *et al.*, 2007), dieta e comportamento de caça (*e.g.* Haverschmidt, 1962; Beltzer, 1990; Panasci & Whitacre, 2000), reprodução (*e.g.* Panasci, 1995; Panasci & Whitacre 2002) e uso de hábitat (*e.g.* Renjifo, 2001; Loures-Ribeiro & Anjos, 2006; Carvalho & Marini, 2007). Apesar de ser abundante ao longo de sua ampla distribuição (Ferguson-Lees & Christie, 2001) não há informações a respeito do tamanho da área de vida e seleção de hábitat de *R. magnirostris* na literatura.

O gavião-caboclo (*H. meridionalis*) é um rapineiro do Novo Mundo e ocorre do Panamá, Colômbia, Equador, Peru, Venezuela, Guianas até a Argentina e Paraguai, incluindo quase todo o Brasil. Este accipitrídeo de grande porte (785 – 1040 g) habita principalmente áreas abertas, como campos, pastagens, áreas de agriculturas e, também, bordas de matas, mangues e regiões alagadas (Ferguson-Lees & Christie, 2001). Exceto pelas informações detalhadas de reprodução na

Venezuela (ver Mader, 1982), dados consistentes acerca da biologia/ecologia de *H. meridionalis* são escassos ou especulativos, como na maioria das aves de rapina Neotropicais. A única informação sobre área de vida, por exemplo, foi obtida na Venezuela por meio de indivíduos anilhados (Mader, 1982). Estudos de uso de hábitat envolvendo a espécie foram desenvolvidos por Loures-Ribeiro & Anjos (2006) no sul do Brasil e por Thiollay (2007) na Guiana Francesa. Adicionalmente, nenhum estudo abordou a seleção de hábitat propriamente dita para o gavião-caboclo.

Dada a ausência de informações a respeito da ecologia, mais especificamente sobre o tamanho da área de vida e a seleção de hábitat para estas três espécies de Falconiformes na região Neotropical e, principalmente, da importância destes dois fatores no entendimento das relações ecológicas, três questões foram aqui levantadas:

- i) qual o tamanho da área de vida de *F. femoralis*, *R. magnirostris* e *H. meridionalis* no sudeste do Brasil?
- ii) existe diferença no tamanho da área de vida em função do(s) hábitat(s) que compõe(m) a mesma?
- iii) estas três espécies utilizam todos os hábitats inseridos em sua área de vida de acordo com a disponibilidade destes no ambiente?

2 - MATERIAL E MÉTODOS

2.1 - Área de estudo

A área de estudo está descrita no **capítulo 1**

2.2 - Captura dos indivíduos

Os métodos de captura estão descritos no **capítulo 2**. No entanto, cabe aqui mencionar que após a captura, anilhamento e a tomada das medidas biométricas foram coletadas amostras de sangue para sexagem (ver Ito *et al.*, 2003) dos três indivíduos de *H. meridionalis*, de cinco dos sete indivíduos de *F. femoralis* e de três dos nove indivíduos de *R. magnirostris*.

2.3 - Determinação da área de vida

Após a captura foi colocado um transmissor no dorso de cada indivíduo, preso por fita (90 % poliéster, 5 % nylon, 5 % elatex) na forma de mochila (*backpack*), modelo G3 ou MP2 (AVM Instrument Company – Colfax, Califórnia) (ver Navjot & Oliphant, 1992; Kenward, 2001; Millsbaugh & Marzluff, 2001). No caso de *F. femoralis* e *R. magnirostris* o transmissor pesava 8 g, enquanto o transmissor utilizado em *H. meridionalis* possuía 14 g. Desconsiderando o primeiro dia após a colocação do transmissor, os indivíduos foram acompanhados até o término da emissão do sinal (Smallwood, 1987; Smith *et al.*, 2003). Para tal, foi utilizada a técnica de rádio-telemetria a partir de triangulações e localizações exatas (White & Garrot, 1990; Kenward, 2001). Nas triangulações foram utilizados receptores de ondas de rádio (LA12-Q Radiotelemetry Receiver, AVM Instrument Company) com captação na faixa entre 150,000 e 150,999 MHz, antena direcional de três elementos do tipo Yagi, fone de ouvido com isolamento de ruído, bússolas de mão e GPS.

O intervalo entre cada uma das rádio-localizações que formaram o par ou trio da triangulação, foi no máximo de 15 min, sendo em média de 7 min, ao passo que o intervalo mínimo entre cada par ou trio de rádio-localização variou de acordo com a espécie: *R. magnirostris* 15 min, *F. femoralis* 1,5 h e *H. meridionalis* 3 h. Este intervalo foi considerado independente para todos os indivíduos, em função da referida espécie, após a realização dos cálculo de independência de pontos, de acordo com o sugerido por Schoener (1981) e Swihart & Slade (1985). O número máximo de rádio-localizações registradas em um mesmo dia foi de seis para *R. magnirostris*, quatro para *F. femoralis* e três para *H. meridionalis*.

Os pontos exatos oriundos das triangulações foram calculados por meio do programa LOCATE III - versão 3,21 (Nams, 1990), após a correção dos valores de ângulos, segundo a declinação magnética da região durante os anos de 2005, 2006 e 2007, de acordo com os dados do Observatório Nacional (<http://www.on.br>). Os pares ou trios de rádio-localizações que não se cruzavam dentro de uma mesma amostra foram descartados (White & Garrot, 1990; Kenward, 2001). Em seguida, esses dados foram adicionados aos dados de localizações exatas obtidas visualmente e, então, inseridos no programa Biotas 2.0 Alpha (Ecological Software

Solution Inc.) para o cálculo da estimativa da área de vida pelos métodos do Mínimo Polígono Convexo (MPC) (Mohr, 1947), Kernel Adaptativo (KA) 95 % e KA 75 % (Worton 1987; 1989). O parâmetro utilizado no BIOTAS 2.0 para as análises do KA foi o LSCV (*Least Square Cross Validation*).

Apesar dos estudos recentes (ver Worton, 1989; 1995; Seaman *et al.*, 1999; Millspaugh & Marzluff, 2001) demonstrarem que o método de KA oferece várias vantagens quando comparado aos outros métodos, optou-se também por calcular o MPC e MPC 95 % para efeitos de comparação, pois este é o método mais antigo de estimativa de área de vida e foi utilizado na maioria dos trabalhos até pelo menos 1997 (Harris, 1990; Seaman *et al.*, 1999).

A fim de verificar se o número de amostras foi suficiente para a determinação da estimativa da área de vida calculou-se a curva de acumulação a partir do MPC 95 % para cada um dos indivíduos (Odum & Kuenzler, 1955; Leary *et al.*, 1998). Para tal, foram selecionados cinco pontos ao acaso e calculada a área de vida com o MPC 95 %. A adição de cinco pontos aleatórios foi repetida até que todos os pontos fossem incluídos. Foi considerado como ponto de estabilização, o local da curva onde a adição dos pontos representava menos que 1 % de aumento da área de vida (Leary *et al.*, 1998). Adicionalmente, simulações recentes demonstraram que a área de vida pelo método de Kernel geralmente tende a se estabilizar perto da amostra 50, e que o número mínimo estaria perto da amostra 30 (Seaman *et al.*, 1999).

2.4 – Uso e seleção de hábitat

Para esta análise foi utilizado como base o mapa de uso e ocupação do solo apresentado no **capítulo 1**. Descrições e definições das fisionomias de cerrado que estão inseridas nas classes ou representam uma única classe estão detalhadas em Coutinho (1978).

A proporção de cada tipo de ambiente (classe) utilizado foi obtida a partir da estimativa da área de vida de cada um dos indivíduos de *F. femoralis*, *R. magnirostris* e *H. meridionalis*, calculada pelo método do KA 95 %. Adicionalmente,

foi calculada a proporção de cada hábitat dentro do centro de atividade (KA 75 %).

Já o uso diferenciado dos habitats (seleção de hábitat) foi avaliado a partir do Intervalo de Confiança de Bailey (Neu *et al.*, 1974; Byers *et al.*, 1984) utilizando-se o KA 95 % (Kernohan *et al.*, 1998). Nesta análise foi considerado a proporção do número de pontos (rádio-localizações) em cada um dos habitats *versus* a proporção da área de cada hábitat disponível dentro da área de vida (Millspaugh & Marzluff, 2001; Morrison & Humphrey, 2001). A opção pelo uso do KA 95 % para a seleção de hábitat foi suportada pelos seguintes parâmetros. O estimador KA geralmente exclui grandes áreas do hábitat não usadas ou usadas em menores proporções (Ganey *et al.*, 1999; Millspaugh & Marzluff, 2001) e proporciona uma estimativa mais conservadora dos habitats que estão disponíveis para um determinado animal do que os outros estimadores, o que torna a demonstração de seleção de hábitat um pouco mais difícil (Ganey *et al.*, 1999). No entanto, essa abordagem mais conservadora e de maior dificuldade de detecção fornece um resultado mais confiável da seleção de hábitat, ou seja, é uma garantia que a seleção é real e não um artefato do estimador de área de vida.

3 - RESULTADOS

3.1 - Área de vida

Falco femoralis (Falcão de coleira)

Nos sete indivíduos capturados de *F. femoralis* foram acoplados transmissores, no entanto, um dos transmissores parou de emitir sinal depois de apenas 20 dias. Dessa forma, foi possível calcular a área de vida e o uso de hábitat de seis falcões durante pelo menos seis meses (Tabela 1, Figuras 1, 2 e 3), o que representa 85 % dos indivíduos capturados. A curva do coletor demonstrou que o número de amostras (rádio-localizações) obtidas foi suficiente para a estimativa da área de vida de cada um dos seis indivíduos, estabilizando-se entre as amostras 50 e 100 (Figuras 1A, 1B, 1C, 2A, 2B, 2C).

Com um total de 616 rádio-localizações (média = $102 \pm 11,7$) válidas, *F. femoralis* apresentou uma área de vida média de 1.280 ± 855 ha (MPC) e 1.329 ± 780 ha (KA 95 %) (Tabela 1). A maior área de vida foi de 2.792 ha (MPC), 1.824 ha (KA 95 %) e a menor 533 ha (MPC), 406 ha (KA 95 %) (Tabela 1, Figuras 3 e 4). As três maiores áreas de vida pertenceram aos indivíduos que estavam localizados em ambientes alterados (Figuras 4 e 5), principalmente em áreas de pastagens - enquanto as três menores áreas de vida foram registradas para os indivíduos que estavam em áreas naturais de cerrado dentro da EEI (Figura 3). A média da área de vida dos indivíduos que utilizaram principalmente ambientes alterados foi 2,8 vezes maior (1.891 ha) do que aqueles que usaram principalmente ambientes naturais (669 ha) quando se faz a comparação pelo MPC. Já pelo método de KA 95 % essa diferença foi 2,5 vezes maior, 1.911 ha *versus* 746 ha.

A área média do centro de atividade (KA 75 %) de *F. femoralis* foi de 405 ± 245 ha, o que corresponde a 30 % da área de vida média deste falcão quando a estimativa é feito pelo KA 95 %. No entanto, quando se separa os indivíduos que utilizaram áreas naturais daqueles que usaram principalmente áreas alteradas percebe-se uma diferença 2,6 vezes menor por parte do segundo grupo, 588 ± 221 ha *versus* 222 ± 30 ha. A porcentagem do centro de atividade dos indivíduos monitorados em áreas naturais em relação à média da área de vida (KA 95 %) destes foi de 31 %, já a porcentagem dos indivíduos monitorados em áreas alteradas foi de 30 %, ou seja, semelhantes entre si.

A

B

C

Figuras 1A, 1B e 1C. Área acumulada (ha) em função do número de amostras dos indivíduos 150.652, 150.912 e 150.932.

A

B

C

Figuras 2A, 2B e 2C. Área acumulada (ha) em função do número de amostras dos indivíduos 150.672, 150.715 e 150.952.

Com a captura de indivíduos vizinhos (D, A e P) dentro da EEI foi possível verificar a existência de sobreposição entre as áreas de vida de aproximadamente 25 % a 35 %, considerando o método de KA 95 % (Figura 3). No entanto, tomando como base a área de maior atividade/uso (KA 75 %), percebe-se que essa sobreposição não existe entre os indivíduos D e A. Por outro lado, foi verificada uma sobreposição de cerca de 7-15 % entre os indivíduos P e D e, também, entre P e A (Figura 1). No caso dos dois outros indivíduos vizinhos monitorados em ambientes alterados (L e B), de acordo com o KA 95 % a sobreposição entre as áreas de vida é bem alta (Figura 3). A área sobreposta pelo indivíduo L em relação à área de vida dos B é de cerca de 760 h (65 %) e, a porção sobreposta da área de vida do indivíduo L pelo B é de aproximadamente 448 ha (35 %). Analisando a área de uso e/ou atividade mais intensa (KA 75 %) constata-se que ainda há uma alta sobreposição entre as áreas, aproximadamente metade da área do indivíduo B é também utilizada pelo indivíduo L. Já a proporção de uso simultâneo dentro da área de vida do L figura entre os 27 % (200 ha).

Dos 88 pontos de rádio-localização do indivíduo L, 46 destes foram coletados simultaneamente com os do indivíduo B, revelando que em 16 ocasiões (29 %) ambos os indivíduos estavam próximos. Apesar da captura e o monitoramento terem ocorrido após o período reprodutivo (pois dois filhotes já voando foram observados em outubro e novembro junto ao indivíduo B), acredita-se que há a possibilidade dos indivíduos B e L serem do mesmo casal. Fato esse também suportado pela diferença de biomassa entre os dois indivíduos (334 g e 276 g), pois esta espécie (e Falconiformes em geral) apresenta um dimorfismo sexual em relação ao tamanho, sendo as fêmeas maiores que os machos (Sick, 1997; del Hoyo *et al.*, 1994; Ferguson-Lee & Christie, 2001). Logo, por considerar essa hipótese, a área de vida do possível casal foi estimada, ou seja, os pontos de ambos os indivíduos foram inseridos e calculados em conjunto. A área calculada foi de 2.597 ha para o MPC 100 %, 2.170 ha para o MPC 95 %, 2.375 ha para o KA 95 % e 704 ha para o KA 75 %.

Tabela 1. Área de vida de *Falco femoralis* na região central do Estado de São Paulo. N = Número de pares de triangulação de telemetria e pontos de localização exata dos indivíduos com transmissores VHF capturados. Área de vida em hectares. Entre parênteses na coluna indivíduo está a frequência do transmissor (MHz) utilizado nos respectivo indivíduo. Em sexo considerar: M = macho, F = fêmea e ? = indivíduos não sexados geneticamente, mas que tiveram o comportamento (e tamanho) em campo associado ao sexo.

Indivíduo	Biomassa (g)	Sexo	N (dias)	Período	Área de vida			
					MPC	MPC 95 %	Kernel 95 %	Kernel 75 %
F (150.952)	370	F	102 (45)	07/2005 - 01/2006	2792	1824	2216	686
L (150.715)	276	M ?	88 (49)	11/2006 – 05/2007	1716	1170	2396	744
B (150.672)	334	F ?	107 (53)	10/2006 – 06/2007	1165	1282	1123	334
P (150.932)	207	M	119 (70)	12/2005 – 10/2006	828	752	943	257
A (150.912)	220	M	96 (51)	09/2005 – 02/2006	646	448	653	210
D (150.652)	299	M	104 (43)	05/2006 – 04/2007	533	460	642	200
T (150.872)	216	M	20 (07)	12/2005 – 12/2005	-	-	-	-
Total			311 (616)		1280 ± 855	989 ± 537	1329 ± 780	405 ± 245

Figura 3. Distribuição espacial das rádio-localizações e área de vida dos indivíduos A ou 150.912 (646 ha, pontos pretos e linha verde), D ou 150.652 (533 ha, pontos e linha azul) e P ou 150.932 (828 ha, pontos e linha amarela) de acordo com método KA 95 %. A linha preta representa o centro de atividade (KA 75 %) de cada um dos indivíduos 150.912 (210 ha), 150.652 (200 ha) e 150.932 (257 ha).

Figura 4. Distribuição espacial das rádio-localizações (pontos pretos) e área de vida do indivíduo F (150.952), o polígono amarelo representa o KA 95 % (2.216 ha) e o preto o centro de atividade (neste caso dividido em três) de acordo com o KA 75 % (686 ha).

Figura 5. Distribuição espacial das rádio-localizações do indivíduo L ou 150.715 (pontos pretos) e B ou 150.672 (pontos verdes) e suas respectivas áreas de vida, 1.170 ha e 1.282 ha de acordo com o KA 95 % (polígonos amarelos). O polígono azul representa o centro de atividade (KA 75 %) do indivíduo 150.672 (334 ha) e o verde o centro de atividade do indivíduo 150.715 (744 ha).

***Rupornis magnirostris* (gavião-carijó)**

No caso do gavião-carijó, a porcentagem dos indivíduos monitorados por rádio-telemetria com sucesso foi bem menor quando comparada ao falcão-de-coleira. Apenas cinco dos nove indivíduos (55 %) forneceram dados suficientes para o cálculo da área de vida (Tabela 2). Isto ocorreu devido à perda de sinal dos transmissores, em dois casos (STR e LDO) e à morte de dois indivíduos (PON e MAC) (Tabela 2). De acordo com a curva do coletor o número de amostras (rádio-localizações) obtidas parece ser suficiente para a estimativa da área de vida de cada um dos cinco indivíduos (Figuras 6A, 6B, 6C, 6D e 7).

Após a colocação do transmissor no indivíduo PON (Tabela 2), foi possível adquirir sinal apenas na semana seguinte à captura. No entanto, no dia 26/06/2006 o transmissor foi encontrado (com os laços da mochila fechado, porém sozinho) parcialmente enterrado. O mesmo estava em uma área de transição entre plantio (terra arada) e um pequeno fragmento. Considerando que os laços da mochila estavam fechados, o fato do mesmo estar parcialmente enterrado em uma área recém trabalhada por máquinas agrícolas, e também, a ausência de vestígios (penas, ossos) supõe-se que o indivíduo morreu e que o transmissor foi arrastado por máquinas para o local do encontro. No caso do indivíduo MAC (Tabela 2), após duas semanas de coleta de dados, foi percebido que o sinal sempre vinha de uma mesma direção e nunca se movia. Nas tentativas de localização do indivíduo e/ou transmissor o sinal era muito forte e parecia estar perto, no entanto, mesmo após inúmeras tentativas não foi possível localizar nenhum nem outro. O sinal do transmissor ainda foi captado durante pelo menos sete meses, porém, o mesmo não foi encontrado. O solo era muito encharcado, afundava facilmente e era coberto de folhas – mata ripária. Em função do pequeno intervalo de tempo entre a colocação do transmissor e o “desaparecimento” do indivíduo, pode se especular que o mesmo tenha morrido, pois de acordo com a experiência prévia, não houve tempo suficiente para um possível rompimento das fitas da mochila. Tomando com base estes fatos, 22 % ($n = 2$) dos nove indivíduos que estavam sendo monitorados morreram.

A área de vida média utilizada pelo gavião-carijó na região de Itirapina foi 129 ± 140 ha segundo o MPC 95 % e 131 ± 159 ha de acordo com KA 95 % (Tabela 2, Figuras 9, 10, 11, 12 e 13).

A

B

C

D

Figuras 6A, 6B, 6C e 6D. Área acumulada (ha) em função do número de amostras dos indivíduos 150.702, 150.745, 150.771 e 150.892.

Figura 7. Área acumulada (ha) em função do número de amostras do indivíduo 150.972.

A maior área de vida do gavião-carijó foi de 513 ha (MPC), 421 ha (KA 95 %) e a menor 42 ha (MPC), 41 ha (KA 95 %) (Tabela 2, Figuras 9, 10, 11, 12 e 13). As médias da área de vida pelos dois métodos que utilizaram 95 % dos pontos foram semelhantes, 129 ha (MPC 95 %) e 131 ha (KA 95 %). No entanto, em alguns casos os valores apresentaram diferenças consideráveis, por exemplo, a área do KA 95 % do indivíduo RIP foi de 250 ha, enquanto pelo método do MPC 95 % esta foi de 129 ha (ver Tabela 2, Figura 10). As áreas de vida dos indivíduos LTR, RIP e GRA foram bem maiores que a dos indivíduos CUR e MOR, comparando a média dos dois grupos pelo KA 95 %, por exemplo, encontramos uma diferença de 5,8 vezes na ordem de grandeza da área de vida média (Tabela 2, Figuras 9, 10, 11, 12 e 13).

O centro de atividade dos gaviões (KA 75 %) variou de 20 ha a 194 ha, sendo a área média utilizada para tal finalidade de 56 ± 72 ha. Este valor representa 45 % da área de vida média de *R. magnirostris* segundo o KA 95 % (Tabela 2, Figuras 9, 10, 11, 12 e 13).

Tabela 2. Área de vida de *Rupornis magnirostris* na região central do Estado de São Paulo. N = Número de pares de triangulação de telemetria e pontos de localização exata dos indivíduos com transmissores VHF capturados. Área de vida em hectares. Entre parênteses na coluna indivíduo está a frequência do transmissor (MHz) utilizado nos respectivo indivíduo. Em sexo considerar: M = macho, F = fêmea e I = indeterminado.

Indivíduo	Biomassa (g)	Sexo	N (dias)	Período	Área de vida			
					MPC	MPC 95 %	Kernel 95 %	Kernel 75 %
LTR (150.972)	229	M	130 (45)	11/05 - 01/07	513	135	131	56
GRA (150.892)	240	M	75 (29)	11/05 - 07/06	399	377	421	194
RIP (150.771R)	240	I	65 (22)	09/06 - 01/07	239	129	250	91
CUR (150.702)	295	I	89 (26)	06/07 - 11/07	51	38	49	23
MOR (150.742)	360	I	112 (31)	05/07 - 12/07	42	33	41	20
STA (150.972R)#	239	I	45 (10)	02/07 - 05/07	-	-	-	-
LDO (150.852R)#	299	I	11 (04)	01/07 - 01/07	-	-	-	-
MAC (150.633)#	285	I	07 (05)	09/06 - 10/06	-	-	-	-
PON (150.372)#	273	F	03 (03)	02/06 - 03/06	-	-	-	-
					239 ± 209	129 ± 140	131 ± 160	56 ± 72

(#) indivíduos não considerados nas análises.

Figura 8. Distribuição espacial das rádio-localizações e área de vida do indivíduo LTR (150.972). O polígono preto representa a área do MPC 100 % (513 ha), o polígono azul a área do MPC 95 % (136 ha), o polígono amarelo o KA 95 % (131 ha) e o polígono vermelho o centro de atividade, KA 75 % (56 ha).

Figura 9. Distribuição espacial das rádio-localizações (pontos pretos) e área de vida do indivíduo GRA (150.892). O polígono preto representa a área do MPC 100 % (399 ha), o azul representa a área do MPC 95 % (377 ha), o verde o KA 95 % (421 ha) e o polígono rosa o centro de atividade, KA 75 % (194 ha).

Figura10. Distribuição espacial das rádio-localizações (pontos pretos) e área de vida do indivíduo RIP (150.771R). O polígono preto representa o MPC 95 % (128 ha), enquanto o polígono azul representa o KA 95 % (245 ha).

Figura 11. Distribuição espacial das rádio-localizações (pontos azuis) e área de vida do indivíduo CUR (150.702). O polígono preto representa o MPC 100 % (31 ha), o azul representa o MPC 95 % (49 ha), o amarelo o KA 95 % (49 ha) e o rosa o centro de atividade, KA 75 % (23 ha).

Figura 12. Distribuição espacial das rádio-localizações (pontos verdes) e área de vida do indivíduo MOR (150.742). O polígono preto representa a área do MPC 100 % (42 ha), o azul o MPC 95% (33 ha), o amarelo o KA 95 % (41 ha) e os polígonos vermelhos os dois centros de atividade, KA 75 % (20 ha).

Cana-de-açúcar	Formação florestal	Pastagem
Laranja	Urbanização	Campo cerrado
Cerrado aberto	Eucalipto	Água
		Pinus
		Outros cultivos

Heterospizias meridionalis (gavião-caboclo)

Entre janeiro de 2006 e abril de 2006 foram colocados transmissores em três indivíduos do gavião-caboclo, um macho adulto (906 g) e duas fêmeas adultas (916 g e 1.047 g). No entanto, apenas um (33 % do total) forneceu dados para a estimativa da área de vida. Depois de 13 dias o transmissor que estava no macho parou de emitir sinal, porém, o indivíduo anilhado (e com a mochila do transmissor) foi observado durante todo o ano de 2006 na área. Já a primeira fêmea capturada foi encontrada morta com marcas de tiros de arma de fogo na divisa da EEI com a linha férrea da FEPASA no dia 24/02/2006.

Com 148 rádio-localizações válidas, obtidas entre abril de 2006 e janeiro de 2007, e com a curva do coletor estabilizando próximo da amostra 80 (Figura 13), a área de vida do terceiro indivíduo (fêmea) foi de 2.060 (MPC 100 %), 1.774 ha (MPC 95 %) e 1.883 (KA 95 %). O centro de atividade (KA 75 %) foi de 742 ha (Figura 14).

Figura 13. Área acumulada (ha) em função do número de amostras de um indivíduo de *Heterospizias meridionalis* (150.384).

Figura 14. Distribuição espacial das rádio-localizações e área de vida do indivíduo de *Heterospizias meridionalis* (150.384). O polígono preto representa a área calculada pelo método MPC 100 % (2060 ha), o polígono azul o MPC 95 % (1774 ha), o polígono amarelo a área do KA 95 % (1883 ha) e o polígono verde o centro de atividade, KA 75 % (399 ha).

3.2 - Uso e seleção de hábitat

Falco femoralis (falcão-de-coleira)

De acordo com a estimativa do KA 95 %, dos seis indivíduos capturados e monitorados, três utilizaram principalmente habitats naturais dentro da EEI enquanto os outros três usaram áreas alteradas no entorno da EEI (Tabela 3, Figuras 3, 4 e 5). Os indivíduos localizados nas áreas naturais utilizaram seis diferentes habitats (cerrado aberto, cerrado intermediário, formação florestal, "água", urbanização e *Pinus*). Já os que se encontravam em habitats principalmente alterados usaram oito ambientes (pastagem, citricultura, cerrado aberto, cerrado intermediário, formação florestal, eucalipto, cana-de-açúcar e outros cultivos) (Tabela 3). De uma maneira geral, os habitats abertos (cerrado aberto e pastagem) foram os de maiores proporções na

área de vida dos seis indivíduos de *F. femoralis*, representando em média 55 ± 11 % desta. As fisionomias mais fechadas (formação florestal, eucalipto e *Pinus*) representaram em média 25 ± 10 % da área de vida de *F. femoralis* (Tabela 3).

Apesar de estarem incluídas dentro dos limites da área de vida dos indivíduos D e P as monoculturas de eucalipto e citricultura não foram utilizadas pelos respectivos falcões. Aliás, os indivíduos de *F. femoralis* que foram monitorados dentro da área natural (EEI) utilizaram um número menor de habitats quando comparados com aqueles que utilizaram habitats alterados (Tabela 3). Exceto por citricultura (Figura 4), grandes extensões de monoculturas (> 30 ha) não foram utilizadas por nenhum dos seis indivíduos de *F. femoralis*. As porções de outros cultivos, cana-de-açúcar e eucalipto utilizadas pelos indivíduos B e L não representaram grandes extensões de monoculturas mecanizadas e sim, pequenas áreas (< 10 ha) com características de agricultura de subsistência.

Os resultados da análise de uso ou intensidade de uso de habitat demonstraram que os indivíduos localizados nas áreas naturais (A, D e P) não usaram nenhum habitat em maior proporção do que o disponível. O cerrado aberto, habitat de maior proporção, foi usado dentro da proporção esperada por todos os três indivíduos. Por outro lado, o indivíduo P utilizou em proporção abaixo do esperado formação florestal, enquanto o indivíduo A usou menos o cerrado intermediário (Tabela 4). No que diz respeito aos indivíduos monitorados em áreas alteradas (B, F e L) foi constatado que formação florestal foi "evitada" por todos os indivíduos. Em contraste, o ambiente aberto (respectivo a cada um deles) teve um maior uso por todos os três indivíduos. No caso em que havia cerrado aberto (F) este habitat foi "selecionado", já para os outros dois indivíduos (onde não havia cerrado aberto disponível) a classe pastagem foi usada em maior proporção do que o esperado (Tabela 4). Cabe ressaltar que todas as monoculturas que representavam mais que 7 % da área de vida foram utilizadas em proporção abaixo do esperado (Tabela 4).

Tabela 3. Área de vida dos seis indivíduos de *F. femoralis* com o tamanho e proporções dos habitats incluídos nesta de acordo com a estimativa do método de Kernel 95 %. Os valores observados correspondem ao número total dos rádio-localizações obtidas por telemetria e os valores esperados são derivados das proporções de cada habitat dentro área de vida. Entre parênteses na coluna indivíduo está a frequência do transmissor (MHz) utilizado nos respectivo indivíduo. Dados coletados entre julho de 2005 e junho de 2007 na região central do Estado de São Paulo.

Indivíduo	Habitat	Área (ha)	%	Observado	Esperado
F (150.952)	Cerrado aberto	151	0,07	25	6,61
	Cerrado intermediário	118	0,05	12	5,17
	Eucalipto	255	0,12	2	11,16
	Formação florestal	248	0,11	5	10,86
	Laranja	773	0,35	16	33,84
	Pastagem	671	0,30	37	29,37
	Total	2.216	1,00	97	97,00
L (150.715)	Cana-de-açúcar	8	0,003	1	0,280
	Outros cultivos	6	0,003	1	0,210
	Eucalipto	152	0,06	2	5,329
	Formação florestal	802	0,35	18	28,117
	Pastagem	1413	0,59	62	49,538
	Cerrado intermediário	15	0,006	0	0,526
	Total	2.396	1,000	84	84,000
B (150.672)	Cana-de-açúcar	27	0,02	2	2,45
	Cerrado intermediário	62	0,06	3	5,63
	Outros cultivos	6	0,01	1	0,54
	Eucalipto	24	0,02	4	2,18
	Formação florestal	317	0,28	5	28,79
	Pastagem	687	0,61	87	62,40
	Total	1.123	1,00	102	102,00
P (150.932)	Cerrado aberto	603	0,64	81	72,90
	Cerrado intermediário	102	0,11	17	12,33
	<i>Pinus</i>	25	0,03	6	3,02
	Formação florestal	148	0,16	10	17,89
	Água	2	0,00	0	0,24
	Citricultura	63	0,07	0	7,62
	Total	943	1,00	114	114,00
A (150.912)	Cerrado aberto	277	0,42	49	0,39
	Cerrado intermediário	146	0,22	13	20,57
	Formação florestal	155	0,24	28	21,84
	Urbanização	7	0,01	0	0,99
	<i>Pinus</i>	25	0,04	0	3,52
	Água	22	0,03	2	3,10
	Pastagem	1	0,00	0	0,14
	Total	653	1,00	92	92,00
D (150.652)	Água	12	0,02	0	0,02
	Cerrado aberto	317	0,49	59	48,88
	Cerrado intermediário	196	0,31	38	30,22
	Eucalipto	42	0,07	0	6,48
	Formação florestal	17	0,03	0	2,62
	Pastagem	41	0,06	0	6,32
	Urbanização	17	0,03	2	2,62
	Total	642	1,00	99	99,00

Tabela 4. Intervalo de confiança de Bailey para uso de hábitat dos seis indivíduos de *F. femoralis* de acordo com a estimativa de área de vida pelo método de Kernel adaptativo 95 %. Entre parênteses na coluna indivíduo está a frequência do transmissor (MHz) utilizado nos respectivo indivíduo. Dados coletados entre julho de 2005 e junho de 2007 na região central do Estado de São Paulo. Tendência de uso: + uso maior que o esperado, = uso dentro da proporção esperada e, - uso abaixo da proporção esperada.

Indivíduo	Hábitat	Prop. uso	Prop. uso	Intervalo de Bailey para P_i	Tendência uso
		Observado (P_i)	Eperado (P_{io})		
F (150.952)	Cerrado aberto	0,258	0,068	$0,141 \leq P_i \leq 0,374$	+
	Cerrado intermediário	0,124	0,053	$0,036 \leq P_i \leq 0,211$	=
	Eucalipto	0,021	0,115	$0,000 \leq P_i \leq 0,058$	-
	Formação florestal	0,052	0,112	$0,000 \leq P_i \leq 0,110$	-
	Laranja	0,165	0,349	$0,066 \leq P_i \leq 0,264$	-
	Pastagem	0,381	0,303	$0,252 \leq P_i \leq 0,511$	=
	Total	1,000	1,000		
L (150.715)	Cana-de-açúcar	0,012	0,003	$0,000 \leq P_i \leq 0,042$	=
	Outros cultivos	0,012	0,003	$0,000 \leq P_i \leq 0,042$	=
	Eucalipto	0,024	0,063	$0,000 \leq P_i \leq 0,067$	=
	Formação florestal	0,214	0,335	$0,099 \leq P_i \leq 0,330$	-
	Pastagem	0,738	0,590	$0,614 \leq P_i \leq 0,862$	+
	Total	1,000	1,000		
B (150.672)	Cana-de-açúcar	0,020	0,024	$0,000 \leq P_i \leq 0,056$	=
	Cerrado intermediário	0,029	0,055	$0,000 \leq P_i \leq 0,073$	=
	Outros cultivos	0,010	0,005	$0,000 \leq P_i \leq 0,035$	=
	Eucalipto	0,039	0,021	$0,000 \leq P_i \leq 0,090$	=
	Formação florestal	0,049	0,282	$0,000 \leq P_i \leq 0,105$	-
	Pastagem	0,853	0,612	$0,761 \leq P_i \leq 0,945$	+
	Total	1,000	1,000		
P (150.932)	Cerrado aberto	0,711	0,639	$0,604 \leq P_i \leq 0,817$	=
	Cerrado intermediário	0,149	0,108	$0,066 \leq P_i \leq 0,233$	=
	<i>Pinus</i>	0,053	0,027	$0,000 \leq P_i \leq 0,105$	=
	Formação florestal	0,088	0,157	$0,021 \leq P_i \leq 0,154$	-
	Total	1,000	1,000		
A (150.912)	Cerrado aberto	0,533	0,462	$0,403 \leq P_i \leq 0,663$	=
	Cerrado intermediário	0,141	0,243	$0,051 \leq P_i \leq 0,232$	-
	Formação florestal	0,304	0,258	$0,184 \leq P_i \leq 0,424$	=
	Água	0,022	0,037	$0,000 \leq P_i \leq 0,060$	=
	Total	1,000	1,000		
D (150.652)	Cerrado aberto	0,596	0,598	$0,478 \leq P_i \leq 0,714$	=
	Cerrado intermediário	0,384	0,370	$0,267 \leq P_i \leq 0,501$	=
	Urbanização	0,020	0,032	$0,000 \leq P_i \leq 0,054$	=
	Total	1,000	1,000		

***Rupornis magnirostris* (gavião-carijó)**

A área de vida (KA 95 %) de todos os indivíduos de *R. magnirostris* foi formada por um mosaico de diferentes habitats, incluindo vegetação com fisionomias fechadas (eucalipto, *Pinus*, formação florestal) e vegetação com fisionomias abertas e/ou semi-abertas (pastagem, cana-de-açúcar, outros cultivos e cerrado intermediário) (Tabela 5). Exceto pelo indivíduo LTR, a área de vida de todos os indivíduos foi formada por “áreas naturais” e “áreas não naturais” (Tabela 5). A área de vida de três (LTR, RIP e CUR) dos cinco indivíduos foi composta principalmente por fisionomias fechadas, 65 %, 64 % e 77 %, respectivamente. Por outro lado, as fisionomias abertas foram responsáveis por 77 % da área de vida de GRA e 69 % da área de vida de MOR (Tabela 5). Vale mencionar que apesar do mapa da área de vida do indivíduo GRA apresentar a classe “transição pasto/cana-de-açúcar”, esta foi incluída na classe pastagem, uma vez que 96 % dos pontos foram obtidos no período anterior a transição.

A maioria dos indivíduos do gavião-carijó não mostrou uso diferenciado dos diferentes tipos de habitats inseridos dentro das suas áreas de vida (Tabela 6). Segundo os dados do intervalo de confiança de Bailey os indivíduos LTR, RIP, CUR e MOR utilizaram os ambientes proporcionalmente ao disponível dentro de suas áreas de vida. No entanto, o indivíduo GRA “evitou” cana-de-açúcar e “selecionou” pastagem (Tabela 6). Adicionalmente, habitats de pequenas proporções inseridos dentro da área de vida não foram utilizados por dois indivíduos. No caso do indivíduo GRA isto ocorreu com cerrado intermediário (1 %) e eucalipto (3 %), já o indivíduo CUR não utilizou os 4 % de cerrado aberto que compunham a sua área de vida (Tabela 5).

Tabela 5. Área de vida dos cinco indivíduos de *R. magnirostris* com o tamanho e proporções dos habitats incluídos nesta de acordo com a estimativa do método de Kernel 95 %. Os valores observados correspondem ao número total dos rádio-localizações obtidas por telemetria e os valores esperados são derivados das proporções de cada habitat dentro área de vida. Entre parênteses na coluna indivíduo está a frequência do transmissor (MHz) utilizado nos respectivo indivíduo. Dados coletados entre julho de 2005 e junho de 2007 na região central do Estado de São Paulo.

Indivíduo	Habitat	Área (ha)	%	Observado	Esperado
LTR (150.972)	<i>Pinus</i>	86	0,65	78	77,95
	Pastagem	21	0,22	26	24,87
	Outros cultivos	14	0,13	15	16,18
	Total	131	1,00	119	97,00
GRA (150.892)	Cana-de-açúcar	169	0,40	12	26,90
	<i>Pinus</i>	36	0,09	7	5,73
	Formação florestal	41	0,10	7	6,72
	Pastagem	157	0,37	41	24,99
	Cerrado intermediário	4	0,01	0	0,64
	Eucalipto	12	0,03	0	1,91
	Água	2	-	0	0,32
	Total	421	1,00	67	67,00
MOR (150.742)	Cerrado intermediário	10	0,25	35	26,18
	Formação florestal	2	0,06	7	6,42
	Pastagem	29	0,69	64	73,40
	Total	41	1,00	106	111,00
RIP (150.771)	Eucalipto	158	0,64	46	39,98
	Cerrado intermediário	80	0,33	15	20,30
	Cerrado aberto	7	0,03	1	1,72
	Total	245	1,00	62	62,00
CUR (150.702)	Cerrado aberto	2	0,04	0	3,39
	Formação florestal	7	0,15	9	12,03
	<i>Pinus</i>	32	0,66	66	55,05
	Pastagem	8	0,15	8	12,53
	Total	49	1,00	83	83,00

Nota: - significa menor que 0,01

Tabela 6. Intervalo de confiança de Bailey para uso de hábitat dos cinco indivíduos de *R. magnirostris* de acordo com a estimativa de área de vida pelo método de Kernel Adaptativo 95 %. Entre parênteses na coluna indivíduo está a frequência do transmissor (MHz) utilizado nos respectivo indivíduo. Dados coletados entre julho de 2005 e junho de 2007 na região central do Estado de São Paulo. Tendência de uso: + uso maior que o esperado, = uso dentro da proporção esperada e, - uso abaixo da proporção esperada.

Indivíduo	Hábitat	Prop. uso Observado (P_i)	Prop. uso Esperado (P_{io})	Intervalo de Bailey para P_i	Tendência Uso
LTR (150.972)	<i>Pinus</i>	0,655	0,655	$0,551 \leq P_i \leq 0,760$	=
	Pastagem	0,126	0,136	$0,053 \leq P_i \leq 0,201$	=
	Outros cultivos	0,218	0,209	$0,128 \leq P_i \leq 0,308$	=
	Total	1,000	1,000		
GRA (150.892)	Cana-de-açúcar	0,179	0,421	$0,062 \leq P_i \leq 0,330$	-
	<i>Pinus</i>	0,104	0,087	$0,011 \leq P_i \leq 0,190$	=
	Formação florestal	0,104	0,101	$0,011 \leq P_i \leq 0,196$	=
	Pastagem	0,612	0,391	$0,463 \leq P_i \leq 0,761$	+
MOR (150.742)	Total	1,000	1,000		
	Cerrado intermediário	0,330	0,247	$0,223 \leq P_i \leq 0,428$	=
	Formação florestal	0,066	0,061	$0,009 \leq P_i \leq 0,120$	=
	Pastagem	0,604	0,692	$0,492 \leq P_i \leq 0,709$	=
RIP (150.771)	Total	1,000	1,000		
	Eucalipto	0,742	0,645	$0,609 \leq P_i \leq 0,888$	=
	Cerrado intermediário	0,242	0,327	$0,111 \leq P_i \leq 0,385$	=
	Cerrado aberto	0,016	0,028	$0,000 \leq P_i \leq 0,066$	=
CUR (150.912)	Total	1,000	1,000		
	<i>Pinus</i>	0,795	0,691	$0,689 \leq P_i \leq 0,916$	=
	Pastagem	0,096	0,157	$0,019 \leq P_i \leq 0,192$	=
	Formação florestal	0,108	0,151	$0,027 \leq P_i \leq 0,203$	=
	Total	1,000	1,000		

Heterospizias meridionalis (gavião-caboclo)

Considerando o método KA (95 %), os dois polígonos formados para a área de vida de *H. meridionalis* englobaram 10 tipos de hábitat (Figura 14, Tabela 7). Cerrado aberto foi o hábitat de maior representatividade (58 %), que somado a classe pastagem faz com que as fisionomias com vegetação aberta respondessem por 67 % de toda a área de vida (Tabela 7). Os habitats florestais (formação florestal, eucalipto e *Pinus*) corresponderam a 15 % da área, enquanto a monocultura laranja por 10 % desta. Adicionalmente, as "áreas naturais" somaram 68 % da área de vida estimada. (Tabela 7).

Tabela 7. Área de vida de um indivíduo de *H. meridionalis* com o tamanho e proporções dos habitats incluídos nesta de acordo com a estimativa do método de Kernel 95 %. Os valores observados correspondem ao número total dos rádio-localizações obtidas por telemetria e os valores esperados são derivados das proporções de cada habitat dentro área de vida. Dados coletados entre abril de 2006 e fevereiro de 2007 na região central do Estado de São Paulo.

Hábitat	Área (ha)	%	Observado	Esperado
Cerrado aberto	1095	0,58	91	65,37
Cerrado intermediário	68	0,04	6	4,07
Formação florestal	108	0,06	1	6,47
Pastagem	176	0,09	6	10,50
Laranja	187	0,10	4	11,17
Eucalipto	100	0,05	3	5,98
Urbanização	49	0,03	2	2,96
Outros cultivos	19	0,01	0	1,15
<i>Pinus</i>	87	0,04	0	5,21
Água	2	-	0	-
Total	1883	1,000	113	84,000

Nota: - significa menor que 0,01

No que diz respeito ao uso de habitat, o gavião-caboclo utilizou sete dos 10 habitats inseridos na área de vida, não sendo observado em habitats com pequenas proporções como *Pinus* (4 %) e outros cultivos (1 %) (ver Tabela 7). De acordo com a análise de seleção de habitat, o ambiente cerrado aberto foi usado em maior proporção do que o disponível, ou seja, foi selecionado, enquanto os outros seis habitats foram utilizados na mesma proporção da disponibilidade (Tabela 8).

Tabela 8. Intervalo de confiança de Bailey para uso de hábitat de *H. meridionalis* de acordo com a estimativa de área de vida pelo método Kernel Adaptativo 95 %. Entre parênteses na coluna indivíduo esta a frequência do transmissor (MHz) utilizado no respectivo indivíduo. Dados coletados entre abril de 2006 e fevereiro de 2007 na região central do Estado de São Paulo. Tendência de uso: + uso maior que o esperado, = uso dentro da proporção esperada e, - uso abaixo da proporção esperada.

Hábitat	Prop. uso Observado (P_i)	Prop. uso Esperado (P_{io})	Intervalo de Bailey para P_i	Tendência uso
Cerrado aberto	0,805	0,614	$0,701 \leq P_i \leq 0,903$	+
Cerrado intermediário	0,053	0,038	$0,006 \leq P_i \leq 0,103$	=
Formação florestal	0,009	0,061	$0,000 \leq P_i \leq 0,072$	=
Pastagem	0,053	0,099	$0,006 \leq P_i \leq 0,131$	=
Laranja	0,035	0,096	$0,013 \leq P_i \leq 0,103$	=
Eucalipto	0,027	0,056	$0,000 \leq P_i \leq 0,087$	=
Urbanização	0,018	0,028	$0,000 \leq P_i \leq 0,061$	=
Total	1,000	1,000		

4 - DISCUSSÃO

4.1 -Área de vida

Falco femoralis (falcão-de-coleira)

Os dois estudos que abordaram a área de vida de indivíduos silvestres do falcão-de-coleira foram efetuados no México com *F. f. septentrionalis*. De acordo com Montoya *et al.* (1997) a área de vida (MPC 100 %) por rádio-telemetria de seis indivíduos em campos desérticos no norte do Deserto de Chihuahua variou de 330 a 2.140 ha. Por meio de marcação e observações visuais Hector (1988) encontrou um número entre 11-39 pares de *F. femoralis* por 100 km² e, uma variação de 260 a 900 ha na área de vida individual para o México oriental. Fazendo uma comparação da área de vida encontrada no presente estudo (MPC 100 %) -1.280 ha de média e uma variação individual entre 533 a 2.792 ha – com aquela apresentada por Montoya *et al.* (1997), percebe-se que exceto pelo indivíduo F (que incluiu 49,5 % de citricultura dentro de sua área de vida), a área requerida pela a subespécie brasileira está dentro da faixa descrita para a subespécie da América do Norte. No entanto,

quando se compara o tamanho da área de vida para *F. femoralis* neste estudo com o obtido em áreas principalmente cobertas por campos naturais no leste Mexicano (Hector, 1988), apenas os indivíduos monitorados em áreas naturais apresentaram semelhanças (533 – 828 ha). As áreas de vida de 14 indivíduos recém reintroduzidos (criados em cativeiro) no Texas, também foram analisadas e revelaram uma média de 11.200 ± 230 ha (MPC), com uma variação entre 3.570 ha e 28.120 ha (Perez *et al.*, 1996). No entanto, os próprios autores mencionaram que essa maior área de vida dos indivíduos reintroduzidos, quando comparados aos indivíduos silvestres, provavelmente aconteceu porque os indivíduos não tinham um conhecimento prévio do hábitat, estavam se dispersando e ainda não tinham estabelecido seus territórios. Desta forma, comparações com este estudo não foram consideradas.

Cabe mencionar, que boa parte de ambas as áreas de estudo do México está situada em fazendas privadas, que utilizam suas terras principalmente como pastagem. No entanto, trata-se de campos naturais que não são manejados e/ou tiveram a vegetação original retirada, como é o caso das áreas de pastagem deste estudo. Logo, os dados de área de vida de *F. femoralis* silvestres em áreas alteradas são aqui apresentados pela primeira vez e demonstraram requerer uma maior área, uma vez que o tamanho da área de vida, em geral (quatro das seis comparações possíveis), dos indivíduos que utilizaram hábitats alterados foi maior do que ao encontrado para a espécie em áreas principalmente naturais das regiões áridas e semi-áridas da América do Norte.

O maior requerimento de área (2,5 ou 2,8 vezes maior) por parte dos indivíduos que utilizaram hábitats alterados no presente estudo provavelmente se deve a qualidade do hábitat e, por conseqüência, da menor disponibilidade de recursos, principalmente presas. Aves constituem o principal item alimentar de *F. femoralis* (Ferguson-Lees & Christie, 2001; Macias-Duarte *et al.*, 2004; Rojas & Stappung, 2005), em alguns estudos este grupo corresponde a mais de 90 % do número de presas e mais de 95 % da biomassa consumida (Hector, 1985; Montoya *et al.*, 1988, Jimenez 1993), e é o grupo de presas que determina o sucesso reprodutivo da espécie (Macias-Duarte *et al.*, 2004). Neste sentido, a menor diversidade e abundância das aves em áreas de pastagens e/ou cultivos quando comparadas a áreas de cerrado

aberto (Tubelis & Cavalcanti, 2000) pode ser um dos principais fatores a contribuir com essa maior necessidade de área. Estudos prévios demonstraram que na maioria das espécies de aves de rapina há uma relação inversa entre a disponibilidade de presas e o tamanho da área de vida (ver Newton, 1979; Marquis & Newton, 1981; Kenward, 1982; Kenward & Widen, 1989; Selas & Rafoss, 1999; Rutz, 2006).

Além disso, principalmente para o indivíduo F (49,5 % da área de vida foi citricultura), a estrutura da vegetação pode ter influenciado na captura e detecção do principal item alimentar e, conseqüentemente, no tamanho da área de vida. Em um estudo também realizado no México, em áreas principalmente formadas por campos naturais (Hector, 1981) foi verificado que a maior densidade da vegetação influenciou a qualidade do hábitat e, por conseqüência, o sucesso reprodutivo de *F. femoralis*. Tal autor sugeriu que a maior densidade da vegetação favorece a fuga da presa (ave), bem como diminui sua detecção, pois esta utiliza arbustos e árvores como obstáculos. Adicionalmente, perturbações antrópicas (Swenson, 1979; Wiley, 1979; Montoya *et al.*, 1997), incluindo as causadas por máquinas agrícolas (Granzinolli *et al.*, 2002), e o menor número e/ou ausência de sítios adequados para a nidificação (Newton, 1979; Janes, 1985) podem contribuir para uma menor qualidade das áreas de pastagem e de cultivos quando comparadas às áreas abertas de cerrado dentro da EEL.

***Rupornis magnirostris* (gavião-carijó)**

Dados sobre a área de vida do gavião-carijó são aparentemente inexistentes na literatura. No entanto, quando se compara a área de vida de outras espécies da subfamília Buteoninae com a área de vida de *R. magnirostris* (MPC 95 % = 129 ± 140) percebe-se que esta apresenta uma das menores áreas de vida descritas na literatura. Andersen & Rongstad (1989), por exemplo, reportaram uma área de vida média de 748 ha (MPC 95 %) para *Buteo jamaicensis*. Babcock (1995) encontrou uma média 4.038 ha (MPC 95 %) para a área de vida de *B. swainsoni* e Leary *et al.* (1998) mencionaram uma média de 4.038 ha (MPC 95 %) para *B. regalis*.

Uma possível explicação para o tamanho reduzido da área de vida de *R. magnirostris*, quando comparado a outros Buteoninae, pode ser atribuída a massa

corporal da espécie. As três espécies do gênero *Buteo* mencionadas acima são consideradas de porte médio-grande e apresentam massa média próxima de 1.000 g (ver Fergusson-Lees & Christie, 2001). Já *R. magnirostris* é considerado de pequeno-médio porte e apresenta massa média de 274 g (indivíduos capturados no presente estudo). Desta maneira, o padrão de as espécies maiores apresentarem maiores áreas de vida e as espécies menores possuírem áreas de vida menores, reportado para vertebrados em geral (Harestad & Bunnell, 1979; Kelt & Van Vuren, 2001; Makarieva *et al.*, 2005) e para aves de rapina (Newton, 1979; Perry, 2000), parece ser confirmado neste caso.

Além do tamanho corporal, o hábito generalista e oportunista do gavião-carijó (Dickey & Van Rossem, 1938; Panasci & Whitacre, 2000; Robinson, 1994) pode também explicar a área de vida relativamente reduzida. Com uma dieta ampla e não seletiva, a acessibilidade aos recursos alimentares é geralmente maior, o que pode fazer com que a espécie não precise explorar grandes áreas para encontrar alimento suficiente para sua manutenção (Schoener 1968; 1971), contribuindo, portanto, para o uso de áreas menores (ver Marquis & Newton, 1981; Selas & Rafoss, 1999; Rutz, 2006). Adicionalmente, o método de caça mais utilizado por este gavião, "senta e espera" (Panasci & Whitacre, 2000), demanda um menor gasto energético e um menor deslocamento quanto comparado à "procura ativa" por presa (Newton, 1979; Village, 1982), o que também contribui significativamente para um menor requerimento de área (Mace & Harvey, 1983; Marti *et al.*, 1993).

A grande variação nos valores absolutos da área de vida obtidos entre os indivíduos de *R. magnirostris* monitorados no presente estudo pode estar associada principalmente às características dos ambientes (*e.g.* disponibilidade de presas e/ou poleiros) utilizados. Os ambientes classificados como pastagem e plantação de *Pinus* tiveram uma considerável variação nas características estruturais, que de certa forma pode ter influenciado no seu uso pelos gaviões. Para o indivíduo MOR, por exemplo, o ambiente composto por pastagem utilizado na sua área de vida - embora não tenha sido quantificado - possui aparentemente uma densidade de arbustos e árvores maior que o ambiente composto por pastagem utilizado pelo indivíduo GRA. Assim, a pequena área de vida de MOR pode ser explicada,

portanto, pela grande disponibilidade de poleiros no pasto utilizado dentro da sua área de vida, uma vez que o método de caça utilizado por este gavião requer a utilização de poleiros – e, por consequência, o maior sucesso na taxa de captura de presas (ver Reinert, 1984; Widén, 1994; Lihu *et al.*, 2007). Para o indivíduo CUR, embora o ambiente mais utilizado por ele seja classificado no mapa de uso e ocupação do solo como plantação de *Pinus*, esse ambiente (exatamente onde foi registrada a maioria das localizações), na realidade, possui um alagamento natural constante do solo, o que permite o estabelecimento de um sub-bosque associado. Apesar de estar contígua a plantação convencional de *Pinus*, e ter sido parte da área manejada para o plantio dessa monocultura, esta área não vem sofrendo exploração (retirada) por estar associada a alagamentos permanentes ou semi-permanentes. Assim, a pequena área utilizada pelo indivíduo CUR pode estar associada à maior produtividade primária deste ambiente, quando comparadas às plantações de *Pinus* convencionais utilizados pelos outros indivíduos (LTR e GRA). Tal situação pode refletir em uma maior disponibilidade de presas nessas áreas alagadas, principalmente insetos e anfíbios. Já as maiores áreas requeridas por três dos cinco indivíduos pode ser reflexo de uma possível baixa acessibilidade por presas em áreas de silviculturas (LTR e RIP) e, como comentado anteriormente, da baixa densidade de poleiro na pastagem utilizada por GRA. Para a identificação dos mecanismos que atuam na variação dos valores da área de vida do gavião-carijó, recomenda-se que os estudos futuros devem considerar a quantificação de cada uma dessas variáveis (disponibilidade de poleiros e presas), possibilitando assim, a análise da área de vida com variáveis mais refinadas.

***Heterospizias meridionalis* (gavião-caboclo)**

Igualmente ao gavião-carijó, dados sobre a área de vida do gavião-caboclo provenientes de rádio-telemetria são inexistentes na literatura. No entanto, Mader (1982) a partir da marcação com anilhas coloridas encontrou uma área de vida média de 0,14 Km², ou seja, 14 ha, durante o período reprodutivo em áreas de savana na Venezuela. O valor apresentado por Mader (1982) está muito abaixo do encontrado no presente estudo, tanto no MPC 95% (1.774 ha) quanto no KA 95%

(1.883 ha). Possivelmente essa diferença pode ser resultado de dois principais fatores: a) pelo método utilizado, pois a marcação/observação em algumas situações não permite que o observador encontre o indivíduo alvo e, também, em geral o observador não consegue mensurar o ponto final de grandes deslocamentos; b) época da amostragem, os dados para obtenção da área de vida foram obtidos durante o período reprodutivo. Nesta época os indivíduos reprodutivos tendem a utilizar uma área menor, o território reprodutivo, (ver Newton, 1979), o que resultaria em uma menor área de vida. Um terceiro fator poderia explicar o alto valor da área de vida encontrado no presente estudo: a dispersão do indivíduo. De modo geral, indivíduos em dispersão e/ou sem território estabelecido tendem a fazer grandes deslocamentos e, por consequência, possuem áreas de vida maiores (Newton, 1979). No entanto, acredita-se que isto não ocorreu com o *H. meridionalis* monitorado, uma vez que o mesmo reproduziu na área, a curva do coletor se estabilizou e, também, o fato das rádio-localizações não terem sofrido grande variação ao longo do monitoramento.

Adicionalmente, quando se compara o tamanho da área de vida da fêmea de *H. meridionalis* (1.087 g), monitorada no presente estudo, com a área de vida de outros Buteoninae de biomassa similar (ca 1.000 g), percebe-se uma maior semelhança com o resultado aqui obtido quando comparado com aquele descrito por Mader (1982). Por exemplo, a área de vida estimada pelo MPC 95 % para seis machos de *Buteo regalis*, média de 903 ha e variação entre 177 e 1.364 ha (Leary *et al.*, 1998); para quatro indivíduos de *B. swainsoni*, média de 4.038 ha e variação de 723 a 7.658 ha (Babcock, 1995) e; para quatro indivíduos de *B. jamaicensis* média de 927 ha com variação entre 418 e 1.423 ha (Andersen & Rongstad, 1989).

Mesmo o valor aqui apresentado ter sido mais próximo das informações encontradas na literatura para espécies da mesma subfamília e de massa similar, futuros estudos com esta abordagem devem ser desenvolvidos com *H. meridionalis*, uma vez que os dados foram provenientes de um único indivíduo. Além de habitats naturais estudos futuros devem ser também desenvolvidos em mosaicos que incluam diferentes habitats (naturais e alterados) e, também, verificar se a espécie pode se estabelecer exclusivamente em habitats alterados. Desta maneira, será possível

averiguar as possíveis relações entre o tipo de hábitat e a área de vida do gavião-caboclo.

Por fim, merece menção o “abate” do primeiro indivíduo capturado e que estava sendo monitorado por rádio-telemetria. Supõe-se que isto aconteceu devido ao fato de *H. meridionalis* algumas vezes capturar “pintinhos” nos sítios e fazendas próximas a EEI (M. A. Granzinoli obs. pes.) ou mesmo por simples “diversão” do caçador. Mesmo ilegal, a caça ainda é uma grande ameaça para as aves de rapina no Brasil (ver Trinca *et al.*, 2008) e, também, em outras regiões do globo terrestre (Harmata *et al.*, 1999; Whitfield *et al.*, 2004; Sarasola & Maceda, 2006; Thiollay, 2007).

4.2 – Uso e seleção de hábitat

Falco femoralis (falcão-de-coleira)

O uso abaixo da proporção esperada ou o não uso dos ambientes mais fechados (cerrado intermediário, formação florestal, eucalipto, citricultura) por parte de *F. femoralis* pode estar relacionado à altura e/ou densidade da vegetação. A interação entre morfologia, comportamento de caça e hábitat pode ajudar no entendimento da seleção de hábitat (Janes, 1985; Gamauf *et al.*, 1998). Conforme mencionado acima, a maior qualidade do hábitat de *F. femoralis* está relacionada com fisionomias mais abertas (campos com arbustos e/ou árvores esparsas) e parece ser resultante da combinação desses fatores. Caso as presas sejam pequenas ou a vegetação proporcionalmente alta ou densa, as espécies que são adaptadas a caçar em áreas abertas podem enfrentar dificuldades na obtenção das presas (Janes, 1985), fato esse constatado por Hector (1981) para *F. femoralis*.

Adicionalmente, para os indivíduos monitorados dentro da EEI os dados do índice pontual de abundância (IPA) revelaram que o cerrado aberto (campo limpo e campo sujo) são as fisionomias de cerrado de maior abundância de aves dentro da EEI (Motta-Junior *et al.*, 2008). De acordo com Janes (1985) a seleção de hábitat por parte das aves de rapina é fortemente influenciada pelo hábitat utilizado pela presa e é ainda mais influente em áreas de baixa disponibilidade de presas ou entre

hábitats que apresentam variação de disponibilidade de presas. Tanto a utilização de hábitats mais abertos/esparsos baseado na distribuição das presas (Southern & Love, 1968; Baker & Brooks, 1981; Jaksic *et al.*, 1981; Bechard, 1982) quanto a rejeição de hábitats com menor densidade de presas já foram relatados para as aves de rapina (Sylven, 1978; Preston, 1990). Outro fato que corrobora esta hipótese de maior abundância de presa é a seleção da área de cerrado aberto do indivíduo F, apesar de estar disponível também pastagem, esta foi utilizada dentro da faixa do esperado.

A seleção do hábitat pastagem pelos indivíduos L e B (localizados em áreas alteradas) pode ser atribuída à mesma interação de fatores (morfologia, comportamento de caça, hábitat e densidade de presas). Porém, acredita-se que a estrutura do hábitat foi o fator mais determinante, pois exceto pelas pequenas manchas de cultivos de subsistência (cana-de-açúcar, outros cultivos, plantação de eucalipto que possuíam menos de 10 ha) as alternativas de utilização do hábitat se restringiam, de maneira geral, na dicotomia áreas abertas (pastagem) *versus* áreas fechadas.

De forma geral, os dados aqui apresentados sugerem que no sudeste do Brasil *F. femoralis* seleciona hábitats abertos, igualmente ao descrito para o uso de hábitat em regiões áridas e semi-áridas da América do Norte (Hector, 1981; Montoya *et al.*, 1997; Macias-Duarte *et al.*, 2004; Young *et al.*, 2004), e que esta seleção parece ser influenciada pela interação entre disponibilidade de presas, estrutura da vegetação e comportamento de caça. Além disso, suporta a idéia de que a qualidade do hábitat tem uma influência direta no tamanho da área de vida. De maneira complementar, deixa indícios de haver um limiar mínimo desejável de hábitat aberto dentro da área de vida, uma vez que em média os hábitats abertos (cerrado aberto e pastagem) responderam por 52 % da área de vida. Todavia, a inclusão de pequenas porções de hábitats com vegetação semi-aberta e fechada parece também ser necessária. Keddy-Hector (2000) presume que o hábitat ideal para *F. femoralis* no oeste do México consiste em campos e campos com arbustos e árvores esparsas, bordeados por manchas com vegetação densa. Isto possibilitaria capturar

as presas nas áreas abertas vizinhas ou mesmo na borda dessa vegetação de maior complexidade.

Considerando os dados obtidos em áreas alteradas, pastagem (neste caso com árvores esparsas) parece suportar (apesar de necessitar de uma maior área) *F. femoralis*. No entanto, todos os indivíduos que utilizaram este ambiente incluíram em sua área de vida outras manchas de habitats naturais, mesmo sendo estes fechados. Logo, parece haver uma necessidade de heterogeneidade de habitats, incluindo áreas fechadas naturais na área de vida deste falcão. De maneira geral, esse fato é preocupante, uma vez que há uma tendência geral de substituição de grandes áreas de pastagens extensivas e áreas naturais por monoculturas, principalmente por cana-de-açúcar (ver **capítulo 1**). Esta mudança está acontecendo em função de uma demanda nacional e internacional de etanol (bio-combustível), suportada por interesses econômicos, políticos e de certa forma ambientais que objetiva substituir os combustíveis fósseis.

Finalmente, sugere-se que estudos futuros envolvendo área de vida e uso e/ou seleção de habitat por *F. femoralis* devem incluir áreas de habitats alterados (verificar se conseguem se estabelecer usando apenas monoculturas) e a variável produtividade reprodutiva (*i.e.* número de filhotes que atingem a independência). Alguns resultados têm demonstrado que a produtividade das aves de rapina em áreas alteradas é menor do que em áreas naturais (*e.g.* Newton & Marquis, 1991; Morrison & Humphrey, 2001). Caso essa hipótese se confirme, além de um maior requerimento de área, a utilização de habitats alterados resultará em uma menor produtividade.

***Rupornis magnirostris* (gavião-carijó)**

O uso de cinco tipos de habitats alterados (plantações de *Pinus* e eucalipto, pastagem, outros cultivos e cana-de-açúcar) e, principalmente, o fato destes ocuparem proporcionalmente a maior parte da área de vida de todos os cinco indivíduos monitorados de *R. magnirostris* pode estar associado à baixa exigência ecológica da espécie. Conforme mencionado anteriormente o hábito generalista e oportunista do gavião-carijó (Dickey & Van Rossem, 1938; Panasci & Whitacre, 2000;

Robinson, 1994) pode resultar na exploração de recursos alimentares em diferentes tipos de habitats (Schoener 1968; 1971).

Além da questão trófica, outro importante fator pode estar associado à utilização dos habitats alterados: a reprodução. Em um estudo desenvolvido por Panasci & Whitacre (2002), na Guatemala, houve uma maior incidência de pares não reprodutivos do gavião-carijó em florestas maduras quando comparado a áreas de fazendas manejadas (= alteradas). Segundo tais autores, esse resultado pode ser explicado pela maior competição por locais de ninhos nas áreas de floresta madura. De forma complementar, os mencionados autores sugeriram que a menor competição interespecífica com outros Falconiformes nas áreas antrópicas favorece o sucesso reprodutivo, assim como, a ocupação de habitats com atividades humanas. Portanto, a interação entre o oportunismo alimentar e reprodutivo pode justificar o uso de diferentes habitats alterados, bem como o uso destes em proporções similares por *R. magnirostris* no presente estudo.

Apesar de apresentar uma plasticidade ecológica na exploração dos recursos tróficos e reprodutivos (Panasci & Whitacre, 2000; 2002) e utilizar uma ampla gama de habitats (Ferguson-Lees & Christie, 2001; Panasci & Whitacre, 2002), no presente estudo todos os indivíduos de *R. magnirostris* utilizaram tanto vegetação com fisionomias abertas quanto fisionomias fechadas. Tal fato, nos faz supor, similarmente ao sugerido para *F. femoralis* anteriormente, que *R. magnirostris* necessita incluir em sua área de vida tanto áreas abertas quanto áreas fechadas, independentemente de ser alterada ou não. Uma hipótese para a utilização de áreas abertas e fechadas seria a exploração dos ecótonos, pois exceto pelo indivíduo RIP boa parte das rádio-localizações foi obtida em áreas de transição de ambientes. De maneira geral, as aves de rapina maximizam a exploração de recursos quanto utilizam ecótonos (ver Janes, 1985), pois são capazes de obter recursos (muitas das vezes complementares) nos dois tipos de habitats.

A rejeição de cana-de-açúcar, único habitat utilizado na proporção diferente do disponível, pode ser explicada principalmente pela ausência de dois recursos que são fundamentais para a utilização de qualquer tipo de habitat quando se trata de aves de rapina que utilizam o método de caça “senta e espera”, alimento e poleiro

(Newton, 1979; Janes, 1985). De modo geral, as monoculturas de cana-de-açúcar são mecanizadas e não possuem poleiros disponíveis, raramente encontramos uma árvore isolada no meio da plantação. Possivelmente isto pode ser um fator limitante para a utilização deste hábitat (principalmente pelo acesso às presas), pois o método de caça principalmente adotado por este gavião (e todos os que utilizam o método de caça "senta e espera") requer a utilização de poleiros. Segundo Janes (1985) e Tapia *et al.* (2007), a disponibilidade de poleiro não é importante apenas para a obtenção de alimento, mas também, por exemplo, para a proteção da ameaça de "mobbing" (comportamento de tumulto por outras aves), predação, vento, chuva e perturbação humana. Associada à ausência de poleiros, a provável menor diversidade e disponibilidade de recurso alimentar é outro fator que pode ter contribuído para a rejeição de cana-de-açúcar (ver Petit *et al.*, 1999). Muitos estudos com aves de rapina demonstraram a utilização diferenciada (rejeição ou seleção) de hábitat em função da disponibilidade de presas (ver Janes, 1985; Selas & Rafoss, 1999; Rutz, 2006; Tapia *et al.*, 2007).

***Heterospizias meridionalis* (gavião-caboclo)**

Provavelmente a ausência de uso de outros cultivos e *Pinus* por *H. meridionalis* pode ser interpretada pela rejeição destes hábitats devido às suas características estruturais ou mesmo pelos fatores bióticos (*e.g.* disponibilidade de presas) e abióticos associados a estes (*e.g.* máquinas agrícolas). No caso de *Pinus*, a estrutura de vegetação deve ser o fator crucial, uma vez que *H. meridionalis* é uma espécie de área aberta (morfologia, comportamento de caça). Já para outros cultivos, a provável menor abundância de presas e a ausência de poleiros devem ter contribuído significativamente para o não uso deste hábitat.

A maior intensidade de uso de cerrado aberto, bem como a seleção deste hábitat (mesmo sendo o de maior proporção) coincide com os dados disponíveis na literatura que classificam o gavião-caboclo como um típico rapineiro de áreas abertas naturais (*e.g.* Thiollay, 1985; Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001; Thiollay, 2007). Possivelmente isto é resultado da interação entre ecologia, disponibilidade de presas e estrutura da vegetação. Com asas longas, cauda média-curta, pernas

longas e menor mobilidade em habitats fechados, *H. meridionalis* captura principalmente suas presas no chão a partir de árvores de pequeno tamanho, arbustos ou mesmo caminhando pelo solo (Brown & Amadon, 1968; Mader, 1982; Thiollay, 1985; Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Logo, os habitats com fisionomias mais fechadas não são “adequados” para a obtenção de presas para espécies de aves de rapina que possuem estas características, uma vez que a taxa de captura tende a ser muito baixa (ver Janes, 1985; Gamauf *et al.*, 1998).

Além disso, os principais tipos de presas consumidos por *H. meridionalis*, como lagartos, serpentes, anfíbios e artrópodes (Brown & Amadon, 1968; Mader, 1982; Thiollay, 1985; Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001), possivelmente são mais abundantes no cerrado aberto quando comparado aos outros habitats presente na região. No caso de serpentes, por exemplo, Sawaya *et al.* (2008) encontraram para a EEI tanto maior riqueza quanto maior abundância no cerrado aberto quando comparado a campo cerrado, ambiente ripário e áreas alteradas. Situação similar foi reportada por Brasileiro *et al.* (2005) para a taxocenose de anfíbios da EEI, pois segundo estes autores as fisionomias de cerrado aberto e as lagoas temporárias (inseridas nestes habitats) apresentaram também maior riqueza e abundância. Assim, a maior disponibilidade de presas e a maior mobilidade da espécie em áreas abertas, mencionados acima, aliadas a maior detecção das presas em habitats abertos (Janes, 1985; Gamauf *et al.*, 1998) podem contribuir significativamente para a maior intensidade de uso do cerrado aberto por *H. meridionalis*.

5 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSEN, D. E. & O. J. RONGSTAD. 1989. Home range estimates of Red-tailed Hawks based on random and systematic relocations. **Journal of Wildlife Management** 53: 802-807.
- ANDRADE, M. A. 1996. Observações sobre ninhos e ovos de algumas aves em Minas Gerais. **Atualidades Ornitológicas** 74: 13-14.
- BABCOCK, K. W. 1995. Home range and habitat use of breeding Swainson's Hawks in Sacramento Valley of California. **Journal Raptor Research** 29: 193-197.
- BAKER, R. R. 1978. **The Evolutionary Ecology of Animal Migration**. Hodder & Stoughton, London, UK.
- BAKER, J. A. & R. J. BROOKS. 1981. Distribution patterns of raptors in relation to density voles. **Condor** 83: 42-47.
- BAUMGARTEN, L. C. 1998. Ecologia dos Falconiformes de áreas abertas do Parque Nacional das Emas (Mineiros-GO). **Dissertação de Mestrado**. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP.
- BECHARD, M. J. 1982. Effect of vegetation cover on foraging site selection by Swanson's Hawk. **Condor** 84:153-159.
- BELTON, W. 1984. Birds of Rio Grande do Sul part 1; Rheidae through Furnariidae. **Bulletin of America Museum of Natural History** 178: 1-631.
- BELTZER, A. H. 1990. Biología alimentaria del Gavilan Comum *Buteo magnirostris saturatus* (AVES: Accipitridae) en el valle aluvial del río Parana Medio, Argentina. **Ornitología Neotropical** 1: 3-8.
- BERGER, D. D. & H. C. MUELLER. 1956. The bal-chatri: a trap for birds of prey. **Bird Banding** 30: 18-26.
- BINS, L.; L. M. FONSECA; G. J. ERTAL & F. MITSUO II. 1996. Satellite Imagery Segmentation: a Region Growing Approach. **Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Salvador, Brasil.
- BLAIR, W. F. 1942. Size of home range and notes on the life history of the Woodland Deer-Mouse and Eastern Chipmunk in Northern Michigan. **Journal of Mammalogy** 23: 27-36.

- BLAKE, E. R. 1977. **Manual of Neotropical birds**. Chicago Press. Chicago. USA.
- BLUEWEISS, L.; H. FOX; V. KUDZMA; D. NAKASHIMA; R. PETERS & S. SAMS. 1978. Relationships between body size and some life history parameters. **Oecologia** 37: 257-272.
- BROWN, J. L. 1969. Territorial behavior and population regulation in birds. **Wilson Bulletin** 81: 293-329.
- BURT, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy** 24: 346 – 352.
- BYERS, C. R.; R. K. STEINHORST & P. R. KRAUSMAN. 1984. Clarification of a technique for analyses of utilization-availability data. **Journal of Wildlife Management** 48:1050-1053.
- CÂMARA, G.; R. C. M. SOUZA; U. M. FREITAS & M. A. CASANOVA. 1992. SPRING: Processamento de Imagens e Dados Georeferenciados. Pp. 133-142. *In* V SIBGRAPI. **Anais Sociedade Brasileira de Computação**. Águas de Lindóia, SP.
- CARVALHO, C. E. & M. A. MARINI. 2007. Distribution patterns of diurnal raptors in open and forested habitats in south-eastern Brazil and effects of urbanization. **Bird Conservation International** 17: 367-380.
- CONGALTON, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment** 37: 35–46.
- COUTINHO, L. M. 1978. O conceito de cerrado. **Revista Brasileira de Botânica** 1: 17-23.
- CRAIGHEAD, J. & F. CRAIGHEAD. 1956. **Hawks, owls and wildlife**. Stackpole Co. Harrisburg, USA.
- DEL HOYO, J.; A. ELLIOTT & J. SARGATAL. 1994. **Handbook of the birds of the world**. vol 2. **New World vultures to Guinea-fowl**. Lynx Edicions. Barcelona.
- DICKEY, D. R. & A. J. VAN ROSSEN. 1938. The birds of El Salvador. **Field Museum Natural History Zoological Serie** 406: 112-114.
- FERRER, M. & I. BISSON. 2003. Age and territory-quality effects on fecundity in the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). **Auk** 120: 180-186.
- FERGUSON-LEES, J. & D. A. CHRISTIE. 2001. **Raptors of the world**. Houghton and Mifflin Company. New York, USA.
- FRIEDMANN, H. 1950. The birds of North and Middle America. Part XI. **United States Natural Museum Bulletin** 50: 1-793.

- GAMAUF, A.; M. PRELEUTHNER & H. WINKLER. 1998. Philippine birds of prey: interrelations among habitat, morphology and behavior. **Auk** 115: 713-726.
- GANEY, J. L.; W. M. BLOCK; J. S. JEANNESS & R. A. WILSON. 1999. Mexican Spotted Owls home range and habitat use in pine oak forest: implications for forest management. **Forest Science** 45: 127-135.
- GIANOTTI, E. 1988. Composição florística e estrutura da vegetação do cerrado e de transição entre cerrado e mata ciliar da Estação Experimental de Itirapina, SP. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP.
- GRANZINOLLI, M. A. M.; C. H. V. RIOS; L. D. MEIRELES & A. R. MONTEIRO. 2002. Reprodução do falcão-de-coleira *Falco femoralis* Temminck 1822 (Falconiformes: Falconidae) no município de Juiz de Fora, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica** 2: www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/item?short-communication.
- GRANZINOLLI, M. A. M. & J. C. MOTTA-JUNIOR. 2007. Predation on the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) and consumption of the Campo Flicker (*Colaptes campestris*) by the Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 14: 453-454.
- GRIFFITHS, C. S.; G. F. BARROWCLOUGH; J. G. GROTH & L. A. MERTZ. 2007. Phylogeny, diversity, and classification of the Accipitridae based on DNA sequences of the RAG-1 exon. **Journal of Avian Biology** 38: 587-602.
- HARESTAD, A. S. & F. J. BUNNEL. 1979. Home range and body weight – A reevaluation. **Ecology** 60: 389-402.
- HARMATA, R.; G. J. MONTOPOLI; B. OAKLEAF; P. J. HARMATA & M. RESTANI. 1999. Movements and survival of Bald Eagles banded in the Greater Yellowstone Ecosystem. **Journal of Wildlife Management** 63: 781-793.
- HARRIS, S.; W. J. CRESSWELL; P. G. FORDE; W. J. TREWHELLA; T. WOOLARD & S. WRAY. 1990. Home range analysis using radio-tracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. **Mammal Review** 20: 97-123.
- HASKELL, J. P.; M. E. RITCHIE & H. OLFF. 2002. Fractal geometry predicts varying body size relationships for mammal and bird home ranges. **Nature** 418: 527-530.
- HAVERSCHMIDT, F. 1962. Notes on feeding habits and food of some hawks of Surinam. **Condor** 64: 154-158.

- HAYNE, D. W. 1949. Calculation of size of home range. **Journal of Mammalogy** 30: 1-18.
- HECTOR, D. P. 1981. The habitat, diet and foraging behavior of the Aplomado falcon, *Falco femoralis* (Temminck). **Master Thesis**. Oklahoma State University. Stillwater, Oklahoma. USA.
- HECTOR, D. P. 1987. The decline of the Aplomado Falcon in the United States. **American Birds** 41: 381-389.
- HECTOR, D. P. 1985. The diet of the Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in eastern Mexico. **Condor** 87: 336-342.
- HECTOR, D. P. 1988. Aplomado Falcon (*Falco femoralis*). Pp. 315-322. In Palmer, R. S. (ed.). **Handbook of North American birds** vol. 5: Family Accipitridae, Family Falconidae. Yale University Press. New Haven, USA.
- HELBIG, A. J.; A. KOCUM; I. SEIBOLD & M. J. BRAUN. 2005. A multi-gene phylogeny of aquiline eagles (Aves: Accipitriformes) reveals extensive paraphyly at the genus level. **Molecular Phylogenetics and Evolution** 37: 147-164.
- HELLMAYR, C. E. & B. CONOVER. 1949. Catalogue of birds of the Americas and the adjacent islands. Part 1. No. 4. **Field Museum Natural History. Zoological Serie** 13: 1-358.
- HOOGE, P. N. & B. EICHENLAUB. 1998. **Animal movement extension to ArcView**. version 2.04. Alaska Biological Science Center, US Geological Survey. Anchorage, USA.
- IMRE, I.; J. W. GRANT & E. R. KEELEY. 2004. The effect of food abundance on territory size and population density of juvenile steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Oecologia** 138: 371-378.
- INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 1998. Divisão de Processamento de Imagem (DPI). **SPRING - Sistema de processamento de informações georeferenciadas**. São José dos Campos, SP.
- ITO, H.; A. SUDO-YAMAJI; M. ABE; T. MURASE & T. TSUBOTA. 2003. Sex identification by alternative polymerase chain reaction methods in Falconiformes. **Zoological Science** 20: 339-344.
- JAKSIC, F.; H. W. GREENE & J. L. YANEZ. 1981. The guild structure of a community of predators vertebrates in central Chile. **Oecologia** 49: 162-170.

- JANES, S. W. 1985. Habitat selection in raptorial birds. Pp. 159-188. *In* Cody, M. L. (ed.). **Habitat selection in birds**. Academic Press. San Diego, CA.
- JETS, W.; C. CARBONE; J. FULFORD & J. H. BROWN. 2004. The scaling of animal space use. **Science** 306: 266-268.
- JEWELL, P. A. 1966. The concept of home range in mammals. **Symposium of the Zoological Society of London** 18: 85-109.
- JIMÉNEZ, J. E. 1993. Notes on diet of the Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in northcentral Chile. **Journal Raptor Research** 27: 161-163.
- JOHNSGARD, P. A. 1990. **Hawks, eagles and falcons of North America**. Smithsonian Institution Press. Washington, DC. USA.
- JOHNSON, N. K. & H. J. PEETERS. 1963. The systematic position of certain hawks in the genus *Buteo*. **Auk** 80: 417-446.
- KEDDY-HECTOR, D. P. 2000. Aplomado Falcon (*Falco femoralis*). *In* Poole, A. & F. Gills (eds.). **The North America Birds, n 549**. Birds of North America. Philadelphia.
- KELT, D. A. & D. H. VAN-VUREN. 2001. The ecology and macroecology of mammalian home range area. **American Naturalist** 157: 637-645.
- KENWARD, R. E. 1982. Goshawk hunting behaviour and range size as function of food and habitat availability. **Journal of Animal Ecology** 51: 69-80.
- KENWARD, R. E. & P. WIDEN. 1989. Do goshawk *Accipiter gentilis* need forest? Some conservation lessons from rádio-trecking. Pp. 561-567. *In* Meyburg, B. U. & R. D. Chancellor (eds.). **Raptors in the Modern World**. WWGBP. Berlin.
- KENWARD, R. E. 2001. **A manual for wildlife tagging**. Academic Press. London, UK.
- KERNOHAN, B. J.; J. J. MILLSPAUGH; J. A. JENKS & D. E. NAUGLE. 1998. Use of adaptative Kernel home-range estimator to calculate habitat use. **Journal of Environmental Management** 53: 83-89.
- LEARY, A. W.; R. MAZAIKA & M. J. BECHARD. 1998. Factors affecting the size of Ferruginous Hawk home ranges. **Wilson Bulletin** 110: 198-205.
- LENCIONE-NETO, F. 1996. Reprodução sincrônica entre *Elanus leucurus* (Vieillot, 1818) e *Falco femoralis* Temminck, 1822 (AVES, ACCIPITRIDAE/FALCONIDAE). **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS. Série. Zoologia** 9: 37-44.

- LERNER, H. R. L. & D. P. MINDELL. 2005. Phylogeny of eagles, Old World vultures, and other Accipitridae based on nuclear and mitochondrial DNA. **Molecular Phylogenetics and Evolution** 35: 326-346.
- LOURES-RIBEIRO, A. & L. ANJOS. 2006. Falconiformes assemblages in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 49: 149-162.
- LINDSTEDT, S. L.; B. J. MILLER & S. W. BUSKIRK. 1986. Home range, time and body size in mammals. **Ecology** 67: 413-418.
- MACE, G. M. & P. H. HARVEY. 1983. Energetic constraints on home range size. **American Naturalist** 121: 120-132.
- MACIAS-DUARTE, A.; A. MONTOYA; G. HUNT; A. L. TERRAZAS & R. TAFANELLI. 2004. Reproduction, prey and habitat of aplomado falcon (*Falco femoralis*) in desert grasslands of Chihuahua, Mexico. **Auk** 121: 1081-1093.
- MADER, W. J. 1982. Ecology and breeding habits of the Savanna Hawk in the llanos of Venezuela. **Condor** 84: 261-271.
- MAGAUF, A.; M. PRELEUTHNER & H. WINKLER. 1998. Philippine birds of prey: interactions among habitat, morphology and behavior. **Auk** 115: 713-726.
- MAKARIEVA, A. M.; V. G. GORSHKOV & L. BAI-LIAN. 2005. Why do population density and inverse home range scale differently with body size? Implications for ecosystem stability. **Ecological Complexity** 2: 259-271.
- MARQUIS, M. & I. NEWTON. 1982. A radio-tracking study of the ranging behaviour and dispersion of european Sparrowhawks *Accipiter nissus*. **Journal of Animal Ecology** 51: 111-133.
- MCNAB, B. K. 1963. Bioenergetics and the determination of home range size. **American Naturalist** 97: 133-144.
- MENG, H. 1971. The Swedish goshawk trap. **Journal of Wildlife Management** 35: 832-835.
- MILLSPAUGH, J. J. & J. M. MARZLUFF. 2001. **Radio tracking and animal populations**. Academic Press. São Francisco. USA.
- MITCHELL, M. S. & R. A. POWELL. 2004. A mechanistic home range model for optimal use of spatially distributed resources. **Ecological Modelling** 117: 209-232.

- MOHR, C. O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. **America Midland Naturalist** 37: 223-249.
- MONTOYA, A. B.; P. J. ZWANK & M. CARDENAS 1997. Breeding biology of Aplomado Falcons in desert grasslands of Chihuahua, Mexico. **Journal of Field Ornithology** 68: 135-143.
- MOTTA-JUNIOR, J. C.; M. A. M. GRANZINOLLI & P. F. DEVELEY. 2008. Aves da Estação Ecológica de Itirapina. **Biota Neotropica** 8: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract+inventory+bn00308032008>.
- MORRISON J. L. & S. R. HUMPHREY. 2001. Conservation Value of Private Lands for Crested Caracaras in Florida. **Conservation Biology** 15: 675-684
- NAMS, V. O. 1990. **Locate II**. Pacer Software. Truro, Canada.
- NAVJOT, S. S. & L. W. OLIPHANT. 1992. Hunting and habitat use and selection of urban-breeding merlins. **Condor** 94: 743-749.
- NEU C. W.; C. R. BYERS & J. M. PEEK. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. **Journal of Wildlife Management** 38: 541-545.
- NEWTON, I. 1979. **Population ecology of raptors**. Buteo Books. Vermilion, USA.
- NEWTON, I.; P. E. DAVIS & D. MOSS. 1981. Distribution and breeding of Red Kites in relation to land-use in Wales. **Journal Applied Ecology** 18: 173-186.
- NEWTON, I. 1992. Experiments on the limitation of bird numbers by territorial behavior. **Biological Reviews** 67: 129-173.
- ODUM, E. P. & E. J. KUENZLER. 1955. Measurement of territory and home range size in birds. **Auk** 72: 128-137.
- PACHECO, J. F. & C. BAUER. 1995. Predação de *Morpho athena* (Lepidoptera: Nymphalidae) por *Falco femoralis* (Falconiformes: Falconidae) no Rio de Janeiro, Brasil. **Ararajuba** 3: 74-75.
- PANASCI, T. 1995. Comparative breeding ecology and sucess of Roadside Hawks in human-modified and forest habitats of Petén, Guatemala. **Master Thesis**. Boise State University. Boise, USA.
- PANASCI, T. & D. WHITACRE. 2000. Diet and foraging behaviour of nesting Roadside Hawks in Petén, Guatemala. **Wilson Bulletin** 112: 555-558.

- PANASCI, T. & D. WHITACRE. 2002. Roadside Hawk breeding ecology in forest and farming landscapes. **Wilson Bulletin** 14: 114-121,
- PENTERIANI, V. 1997. Breeding density and landscape-level habitat selection of Common Buzzards (*Buteo buteo*) in a mountain area (Abruzzo Apennines, Italy). **Journal Raptor Research** 31: 208-212.
- PEREZ, C. J.; P. J. ZUAWK & D. W. SMITH. 1996. Survival, movements and habitat use of Aplomado Falcon released in southern Texas. **Journal Raptor Research** 30: 175-182.
- PETIT, L. J.; D. R. PETIT; D. G. CHRISTIAN & H. D. W. POWELL. 1999. Birds communities of natural and modified habitats in Panama. **Ecography** 22: 292-304.
- PRESTON, C. R. 1990. Distribution of raptors foraging in relation to prey biomass and habitat structure. **Condor** 92: 107-112.
- RENJIFO, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. **Ecological Applications** 11: 14-31.
- RIESING, M. J.; L. KRUCKENHAUSER; A. GAMAUF & E. HARING. 2003. Molecular Phylogeny of the genus *Buteo* (AVES: Accipitridae) based on mitochondrial marker sequences. **Molecular Phylogenetics and Evolution** 27: 328-342.
- ROBINSON, S. K. 1994. Habitat selection and foraging ecology of raptors in Amazonian Peru. **Biotropica** 26: 443-458.
- ROJAS, R. A. F. & E. S. C. STAPPUNG. 2005. Seasonal diet of the Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in an agricultural area of Araucanía, Southern Chile. **Journal Raptor Research** 39: 55-60.
- RUTZ, C. 2006. Home range size, habitat use, activity patterns and hunting behaviour of urban-breeding Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. **Ardea** 94: 185-202
- SARASOLA, J. H. & J. J. MACEDA. 2006. Past and current evidence of persecution of the endangered Crowned eagle *Harpyhaliaetus coronatus* in Argentina. **Oryx** 40: 1-4.
- SCHOENER, T. W. 1968. Sizes of feeding territories among birds. **Ecology** 49: 123-141.
- SCHONER, T. W. 1981. An empirically based estimate of home range. **Theoretical Population Biology** 20: 281-325.

- SCHUBART, O.; A. C. AGUIRRE & H. SICK. 1985. Contribuição para o conhecimento da alimentação das aves brasileiras. **Arquivos de Zoologia de São Paulo** 12: 95-249.
- SEAMAN, D. E.; J. J. MILLSPAUGH; B. J. KERNOHAN; G. BRUNDIGE; K. J. RAEDEKE & R. A. GITZEN. 1999. Effects of sample size on Kernel home range estimates. **Journal of Wildlife Management** 63: 739-747
- SELAS, V. & T. RAFOSS, 1999. Ranging behaviour and foraging habitats of breeding sparrowhawks *Accipiter nisus* in a continuous forested area in Norway. **Ibis** 141: 260-276.
- SICK, H. 1997. **Ornitologia brasileira**. Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro, RJ.
- SILVEIRA, L.; A. T. A. JÁCOMO; F. H. G. RODRIGUES & P. CRAWSHAW-JÚNIOR. 1997. Hunting association between the Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) and the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) in Emas National Park, central Brazil. **Condor** 99: 201-202.
- SMALLWOOD, J. A. 1987. Sexual segregation in american kestrels wintering in southcentral Florida: vegetative structure and responses to differential prey availability. **Condor** 89: 842-849.
- SMITH, R. N.; S. H. ANDERSON & J. R. DUNK. 2003. Habitat and nest use by red-tailed Hawks in Northwestern Wyoming. **Journal Raptor Research** 37: 219-227.
- SNYDER, N. F. R. & H. A. SNYDER. 1969. A comparaty study of mollusc predation by Limpkins Everglade Kites and Boat-tailed Grackles. **Living Bird** 8: 177-223.
- SOUTHERN, H. N. & V. P. M. LOVE. 1968. The pattern of distribution of prey and predator in Tawny Owl territories. **Journal Animal Ecology** 37: 75-97
- SWENSON, J. E. 1979. Factors affecting status and reproduction of ospreys in Yellowstone National Park. **Journal of Wildlife Management** 43: 595-601.
- SWIHART, R. K. & N. A. SLADE. 1985. Testing for independence of observations in animal movements. **Ecology** 66:1176-1184.
- SYLVEN, M. 1978. Interspecif relations between sympratically wintering Commom Buzzards *Buteo buteo* and Rough-legged Buzzards *Buteo lagopus*. **Ornis Scandinavian** 9: 197-206.
- THIOLLAY, J. M. 1985. Composition of Falconiformes communities along successional gradients from primary rainforest to secondary habitats. Pp. 181-190. *In* Newton, I.

- & R. D. Chancellor (eds.). **Conservation Studies on Raptors**. ICPB Technical Publication. Cambridge.
- THIOLLAY, J. M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. **Conservation Biology** 3: 128-137.
- THIOLLAY, J. M. 2007a. Raptor communities in French Guiana: distribution, habitat selection and conservation. **Journal Raptor Research** 41: 90-105.
- THIOLLAY, J. M. 2007b. Raptor declines in West Africa: comparisons between protected, buffer and cultivated areas. **Oryx** 41: 323-329.
- THIOLLAY, J. M. & Z. RAHMAN. 2002. The raptor community of Central Sulawesi: habitat selection and conservation status. **Biological Conservation** 107: 111-122.
- TRINCA, C. T.; S. F. FERRARI & A. C. LEES. 2008. Curiosity killed the bird: arbitrary hunting of Harpy Eagles *Harpia harpyja* on an agricultural frontier in southern Brazilian Amazonia. **Cotinga** 30: 12- 5.
- TRUETT, J. C. 2002. Aplomado Falcons and grazing: invoking history to plain restoration. **Southwest Naturalist** 47: 379-400.
- YOUNG, K. E.; B. C. THOMPSON; A. L. TERRAZAS; A. B. MONTOYA & R. VALDEZ. 2004. Aplomado Falcon abundance and distribution in the northern Chihuahuan Desert of Mexico. **Journal Raptor Research** 38: 107-117.
- WANG, M. & V. GRIMM. 2007. Home range dynamics and population regulation: An individual-based model of the common shrew *Sorex araneus*. **Ecological Modelling** 205: 397-409.
- WHITE, G. C. & R. A. GARROT. 1990. **Analysis of wildlife radio-tracking data**. Academic Press. San Diego, CA.
- WHITFIELD, D. P.; A. H. FIELDING & P. F. HAWORTH. 2004. The effects of persecution on age of breeding and territory occupation in golden eagles in Scotland. **Biological Conservation** 118: 249-259.
- WILEY, J. W. 1975. The nesting and reproductive success of Red-tailed Hawks and Red-shouldered Hawk in Orange Country, California. **Condor** 77: 133-139.
- WORTON, B. J. 1987. A review of models of home range for animal movement. **Ecological Modelling** 38: 277-298.

- WORTON, B. J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. **Ecology** 70: 164-168.
- WORTON, B. J. 2005. Using Mont Carlo to evaluate Kernel-based home range stimators. **Journal of Wildlife Management** 59: 794-800.

CAPÍTULO 4

Uso e seleção de hábitat pela taxocenose de Falconiformes na região central do Estado de São Paulo *

* O registro inédito de uma das espécies para a região foi publicado como:

The Crowned Solitary-eagle *Harpyhaliaetus coronatus* (Accipitridae) in the cerrado of Estação Ecológica de Itirapina, southeast Brazil. Granzinolli, M. A. M.; R. G. Pereira & J. C. Motta-Junior. 2006. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14 (4) 429-432.

RESUMO

Neste capítulo são apresentadas informações sobre o uso e seleção de hábitat pela taxocenose de Falconiformes na região central do Estado de São Paulo (22°15' S; 47°49' W). A área de estudo (151.866 ha) está inserida no Domínio do Cerrado, no entanto, a paisagem atualmente é representada por um mosaico que intercala porções naturais com monoculturas e pastagens. Entre setembro de 2005 e fevereiro 2007 as aves de rapina foram amostradas três vezes por mês, utilizando-se um veículo (25-30 km/h), em sete rotas de 14 km cada, totalizando 378 amostragens e 5.292 km percorridos. Adicionalmente, para conhecer a quantidade de hábitat disponível para as aves foi utilizado um mapa de uso/ocupação do solo, com 12 diferentes classes, a partir da classificação de imagem de satélite LANDSAT TM. Um total de 2.131 registros de 15 espécies (Falconidae n = 5 e Accipitridae n = 10) foi obtido nas rotas, enquanto quatro outras espécies (Pandionidae n = 1 e Accipitridae n = 3) foram observadas em deslocamentos esporádicos. Três espécies (*Caracara plancus*, *Falco sparverius* e *Rupornis magnirostris*) apresentaram dominância total de 76 %. A riqueza média nas monoculturas foi de 4,6 espécies e nas áreas naturais 10,3. A composição de espécies da taxocenose se mostrou mais relacionada às outras de área abertas sob influência do Cerrado. De acordo com o intervalo de confiança de Bailey, de uma maneira geral, as monoculturas foram evitadas, enquanto as áreas naturais foram selecionadas. O único ambiente alterado utilizado em maior proporção que o esperado foi pastagem, selecionada por quatro das 10 espécies analisadas. Em contrapartida, três espécies evitaram este hábitat. Este é o primeiro trabalho a avaliar a seleção de hábitat por Falconiformes no Brasil e demonstra que o intensivo incremento de áreas para agricultura (principalmente cana-de-açúcar) pode afetar negativamente até mesmo as espécies mais comuns. Finalmente, pelo menos para a área em questão, os dados demonstram que mesmo as espécies mais generalistas preferem hábitats naturais a alterados, contrário ao encontrado em algumas generalizações da literatura.

ABSTRACT

Habitat use and selection by a raptor assemblage in central state of São Paulo, southeast Brazil.

In this chapter we present data about habitat use and selection by a raptor assemblage in the central region of the state of São Paulo (22°15' S; 47°49' W). The study site is in the Cerrado Domain, but it is currently represented by a mosaic of natural areas, monocultures and pastures. From September 2005 to February 2007 we surveyed birds monthly by vehicle (25-30 km/h), from seven roadsides routes of 14 km each, three days per month, totaling 378 samples and 5.292 km. Additionally, in order to know the raptors habitat availability we use a land use/occupation map, with 12 different classes, from the satellite image LANDSAT TM. We made 2.131 records from 15 species (Falconidae n = 5 e Accipitridae n = 10) in the routes survey. Four other raptors (Pandionidae n = 1 e Accipitridae n = 3) were registered without routes survey. Three species (*Caracara plancus*, *Falco sparverius* e *Rupornis magnirostris*) presented total dominance of 76 %. The mean species richness in the monocultures areas was 4.6, whereas in natural it was 10.3. The species composition of the raptors assemblage is more related to those from open habitats under Cerrado influences. According to Bailey confidence interval's, in general, the monocultures areas were used less than expected by raptors. The only "non-natural" habitat used more than expect by four species was pasture. On the other hand, this habitat was rejected by three others raptors. This is the first quantitative study of habitat selection by raptors in Brazil, and our data demonstrate that intensive increment of agriculture areas (mostly sugar-cane) can affect negatively even the more common raptor species. Finally, at least to the study site, even common and generalist raptors seem to prefer natural habitats in relation to disturbed ones, contrary to some generalizations in the literature.

1 - Introdução

As aves de rapina, assim como os outros grupos animais, não estão distribuídas de maneira uniforme nos diferentes tipos de habitats que compõem a paisagem terrestre. Vários estudos vêm demonstrando que os rapineiros “escolhem” ou “preferem” um determinado habitat baseado principalmente nas características da relação espécie/habitat (ver Cody, 1985; Tapia *et al.*, 2007). No caso dos Falconiformes, muitas vezes considerados como predadores de topo de cadeia, diversos fatores podem influenciar no uso e/ou na seleção de habitat por uma determinada espécie. No entanto, a disponibilidade de presas, a estrutura da vegetação, a morfologia, o comportamento de caça - atuando de forma conjunta e/ou mesmo individual - parecem ter papel chave na determinação do uso e seleção de habitat por este grupo e, por consequência, na estruturação das taxocenoses de Falconiformes (Southern & Love, 1968; Newton, 1979; Jaksic *et al.*, 1981; Bechard, 1982; Janes, 1985; Thiollay, 1989a; Johnsgard, 1990; Newton & Marquis, 1991; Leary *et al.*, 1998; Rutz, 2006; Tapia *et al.*, 2007).

De maneira complementar, as relações intra e interespecífica, bem como, os fatores populacionais podem também influenciar fortemente o uso e a ocupação de um determinado habitat (Newton, 1979; Janes, 1985; Wiens, 1989). Tais interações são fundamentais no processo de co-evolução de estratégias que possibilitam a partição de recursos (Janes, 1985; Wiens, 1989; Granzinoli, 2003) e, por consequência, na seleção de habitat (Janes, 1985; Tapia *et al.*, 2007). Um bom exemplo a ser considerado é o de *Falco sparverius* na América do Norte (ver Koplin, 1973; Mills, 1976; Smallwood, 1981; 1987), onde machos e fêmeas selecionam diferentes habitats. Nesta região, as fêmeas ocupam habitats exclusivamente abertos, com vegetação baixa e/ou esparsa. Já os machos utilizam habitats intermediários e bordas de habitats fechados. De acordo com os autores, as fêmeas ocupam “o melhor habitat” e expulsam os machos para os “piores habitats”. Nas áreas abertas, há uma disponibilidade maior de presas e menor área de escape para as presas. Logo, os machos gastam a maior parte do dia caçando, já as fêmeas apresentam apenas dois picos de atividade de caça durante o dia, o que

permite que estas possam desempenhar outras funções e tenham maior sucesso de ocupação nos territórios (Smallwood, 1987).

Amplamente utilizados na literatura, os conceitos de “uso de hábitat” e “seleção de hábitat” muitas das vezes não são bem definidos ou se confundem no lado empírico ou da semântica (ver Garshelis, 2000; Jones, 2001). Desta maneira, foi adotado no presente capítulo, o uso de hábitat como: a utilização de um determinado hábitat por uma espécie de ave de rapina em um determinado tempo. Enquanto para a seleção de hábitat foi seguido o conceito elaborado por Tapia *et al.* (2007), que descreve como um processo hierárquico envolvendo uma série de respostas inatas e/ou aprendidas que levam as aves de rapina a utilizar, ou mesmo evitar, os hábitats de maneira desproporcional daquelas disponíveis na natureza. Dentro dessa ótica, os estudos de uso de hábitat devem considerar o simples fato da espécie estar presente em um determinado hábitat. Por outro lado, a seleção de hábitat obrigatoriamente tem que considerar o uso de cada um dos hábitats em função da disponibilidade destes, ou seja, sem a quantificação da “oferta” dos distintos hábitats não há estudo de seleção.

Além disso, no caso da seleção de hábitat existem diferentes maneiras de inferir a qualidade do hábitat em função da seleção (Cody, 1985; Garshelis, 2000; Jones, 2001). Segundo Garshelis (2000), existem três diferentes abordagens para a análise de seleção de hábitat. A primeira, chamada *use-availability design*, compara as proporções de tempo (ou número de registros) de um animal em um determinado hábitat em função da disponibilidade de cada tipo de hábitat, o que de maneira geral é chamado por outros autores como seleção de macro-hábitat ou simplesmente seleção de hábitat (Janes, 1985; Bibby, 2001; Tapia *et al.*, 2007). A segunda, denominada *attribute design*, compara as características do hábitat usado por um animal (*e.g.* número de poleiros, número de árvores, quantidade de presas), com as características do hábitat não usado ou, então, compara tais características com as de um hábitat escolhido aleatoriamente, também conhecido como seleção de micro-hábitat (Janes, 1985; Bibby, 2001; Tapia *et al.*, 2007). A última, *demographic response design*, utiliza uma abordagem mais direta e compara a demografia (*i.e.* densidade, taxa de reprodução ou sobrevivência) de

um animal em diferentes habitats. Dessa forma, Garshelis (2000) sugere que nos dois primeiros casos há uma medida de seleção de vários habitats ou atributos de habitats que pode ser inferida como uma seleção (mesmo que aparente). Já no terceiro há apenas uma relação entre o habitat e os parâmetros demográficos e não uma medida de seleção de habitat.

Entender o uso e a seleção/rejeição dos habitats passou a ser uma das principais prioridades dos ecólogos a partir da segunda metade do século XX. Além de buscar a entender quais eram as variáveis determinantes e como ocorria a "escolha" dos habitats naturais, era também necessário, dar atenção e compreender os "novos habitats" - originários das alterações provocadas em larga escala pelo homem nos ambientes naturais (Cody, 1985; Garshelis, 2000; Tapia *et al.*, 2007) - principalmente em regiões com alta diversidade e com consideráveis porções de habitat naturais, caso da região Tropical (Mittermeier *et al.*, 1997). Especificamente para as aves de rapina diurnas, a região Tropical é de vital importância, uma vez que 90 % de todas as espécies deste grupo ocorrem exclusivamente ou pelo menos parcialmente nos trópicos (Kenedy, 1986). De maneira geral isso é alarmante, considerando que os ecossistemas tropicais vêm sofrendo alterações muito rápidas (Whitmore, 1997) e que, 28 % das 307 espécies de Falconiformes estão mundialmente ameaçadas de extinção (IUCN, 2008). Dentre as alterações, a fragmentação e, conseqüente perda de habitat são alguns dos fenômenos que mais contribuem para a ameaça de extinções no grupo, seja ela local, regional e/ou mundial (Thiollay, 1989a; Johnsgard, 1990).

Embora as aves de rapina apresentem uma grande mobilidade, quando comparadas com os demais grupamentos taxonômicos, os Falconiformes são geralmente mais sensíveis às alterações antrópicas, principalmente a fragmentação de habitats (Thiollay, 1989a). Os dois principais fatores que podem explicar essa sensibilidade são: o maior tamanho do território exigido e o fato desses animais ocuparem, na maioria das vezes, o topo da cadeia alimentar (Newton, 1979; Johnsgard, 1990). Em vários casos, as manchas de habitat originadas com a fragmentação são menores do que as áreas requeridas como territórios e/ou área de vida (Bierregard & Lovejoy, 1989). Conseqüentemente, a sobrevivência destas

espécies vai depender da capacidade de explorar um conjunto de pequenas manchas de habitats naturais, juntamente com as porções alteradas, que acabam formando um território funcional (Rostald, 1991).

Recorrendo a literatura, percebe-se que os estudos referentes ao uso e a seleção de habitat por Falconiformes vêm sendo desenvolvidos há vários anos (*e.g.* Wakeley, 1978; Newton *et al.*, 1981; Smallwood, 1987; Navjot & Oliphant, 1992; Gamauf *et al.*, 1998; Berkelman *et al.*, 2002; Canavelli *et al.*, 2003). Todavia, a grande maioria destes foi realizada em regiões temperadas, especialmente no hemisfério norte (*e.g.* Wakeley, 1978; Newton *et al.*, 1981; Smallwood, 1987; Navjot & Oliphant, 1992; Gamauf *et al.*, 1998; Berkelman *et al.*, 2002; Rutz, 2006).

O Brasil, apesar de possuir em seu território cerca de 66 espécies de Falconiformes (CBRO, 2008), não apresenta nenhum estudo sobre seleção de habitat por espécies integrantes desta ordem. Ainda, o pequeno número de estudos específicos abordando o uso de habitat pela taxocenose de Falconiformes é muito pequeno (*e.g.* Manosa & Pedrocchi, 1997; Azevedo *et al.*, 2003; Manosa *et al.*, 2003; Loures-Ribeiro & Anjos, 2006; Costa & Castro, 2007; Carvalho & Marini, 2007; Baumgarten, 2007) e não contribui significativamente para o entendimento das relações ecológicas e para as políticas públicas. Ao contrário de outros países, como por exemplo, Espanha, França e Estados Unidos, onde os dados do uso e seleção de habitat por aves de rapina são utilizados como indicadores de qualidade ambiental, tanto nas políticas agrícolas como no requerimento de novas áreas para a conservação da diversidade biológica (Tella *et al.*, 1998; Meunier *et al.*, 2000; Morrison & Humphrey, 2001).

Mesmo sendo um dos processos ecológicos menos conhecidos (Krebs, 1994), a seleção de habitat tem recentemente assumido um papel de nova urgência na conservação (Caughley, 1994). Os resultados dos estudos de uso e/ou seleção de habitat vem demonstrando a importância da incorporação de informações de habitat e demografia em planos de conservação (Caughley, 1994; Jones, 2001). Como predadores de topo e com alta sensibilidade a alterações, as aves de rapina são particularmente sensíveis à perda de habitats. Adicionalmente à sensibilidade, sua alta visibilidade e sua atração/fascinação fazem com que este seja o grupo

ideal para a conservação de habitats criticamente em perigo e, para a proteção de outras espécies (Thiollay, 1989a; Johnsgard, 1990; del Hoyo *et al.*, 1994).

Com base nesse cenário, três questões foram aqui levantadas:

i) a taxocenose de Falconiformes da região central do Estado de São Paulo apresenta maior similaridade faunística com outras taxocenoses de cerrado do que com aquelas de outros biomas?

ii) as espécies de aves de rapinas diurnas utilizam todos os tipos de habitats disponíveis em uma paisagem heterogênea?

iii) os diferentes habitats são utilizados de acordo com suas disponibilidades pelas espécies de Falconiformes?

2 - MATERIAL E MÉTODOS

2.1 - Área de estudo

Vide capítulo 1.

2.2 - Levantamento das aves de rapina diurnas

O levantamento da taxocenose de Falconiformes foi realizado entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007, totalizando 18 meses. Para tal foi utilizado o método de contagem por veículo em estradas (Fuller & Mosher, 1981; 1987), definido por meio de rotas (Anderson *et al.*, 1985; Burnham *et al.*, 1989; Granzinoli & Motta-Junior, 2008). A busca foi efetuada em sete rotas de 14 km (Figura 1), com dois pesquisadores no veículo, em dois períodos do dia (manhã e tarde), utilizando-se um veículo com velocidade entre 20 e 25 km/h (ver Ellis *et al.*, 1990; Donazar *et al.*, 1993; Granzinoli & Motta-Junior, 2008). Cada período do dia era composto por quatro possíveis horários de amostragem com duração de 1 h cada, por exemplo, 8-9 h, 9-10 h, 10-11 h, 11-12 h na manhã, e 14-15 h, 15-16 h, 16-17 h, 17-18 h na tarde. Para o bloco da manhã a busca começou 1 h e 30 min após o nascer do sol, enquanto para o período da tarde foi considerada a última rota a ser percorrida com término 30 min antes do pôr-do-sol, logo, neste o horário foi estipulado da

última para a primeira rota do período. Os dados de nascente e poente do sol para a latitude da área de estudo foram consultados no INPE (www.cptec.inpe.br/).

Cada rota foi percorrida três vezes em cada mês, totalizando 42 km em cada rota no mês, 294 km por mês nas sete rotas. Ao final dos 18 meses foram realizadas 378 amostragens nas rotas e percorridos 5.292 km. Os indivíduos avistados nas rotas foram identificados com auxílio de binóculos Nikon 8x40, Pentax 10x50 e luneta Bushnell 18x20x60. A rota a ser percorrida era sorteada em função do horário e a sequência adotada foi sistematizada, tanto por questões logísticas quanto para uma equivalência entre todos os horários. Assim, todas as rotas foram percorridas eqüitativamente em função do horário.

Adicionalmente, nos deslocamentos entre as rotas, no período de captura e na coleta de dados de rádio-telemetria (junho de 2005 e abril de 2007, **capítulos 2 e 3**) foram anotados os registros das espécies não observadas nas rotas de amostragens.

Com o intuito de verificar a efetividade do método utilizado para amostrar a riqueza das aves de rapina diurnas para a área em questão foram feitas curvas de rarefação de espécies utilizando o método de Mao Tao (Gotelli & Entsminger, 2006; Colwell, 2006) por meio do programa EstimateS 8.0 (Colwell, 2006), com 1.000 aleatorizações. Assim, foram geradas 1.000 curvas de acumulação de espécies, aleatorizadas em função da ordem das amostras, sem repetição. Cada ponto da curva corresponde à média deste nas 1.000 curvas e está associado a um desvio-padrão. Para esta análise foi considerado como unidade amostral o maior número de contatos da espécie em um dos três dias do levantamento mensal em cada uma das sete rotas. Dessa maneira, foram utilizadas 126 unidades amostrais (1 amostra mensal x 7 rotas x 18 meses).

Adicionalmente foi estimada a riqueza de espécies para a área em questão. Para tal foram utilizados três estimadores de riqueza com índice de extrapolação de espécies, Chao 1 (Chao 1984 *apud* Colwell & Coddington, 1994); Jackknife 1 e 2 (Heltsh & Forester 1984 *apud* Colwell & Coddington, 1994). Segundo Chao (1987; 2005) os estimadores Chao e Jackknife são os mais apropriados para as estimativas de riqueza, principalmente com o uso da abundância e não apenas com dados de presença ou ausência, e geram menos viés.

Figura 1. Disposição das sete rotas utilizada no levantamento da taxocenose de aves de rapina na região central do Estado de São Paulo entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007.

2.3 - Comparação da composição de espécies com outras localidades

Para comparar a composição de espécies de aves de rapina diurnas da Estação Ecológica de Itirapina e região com outras taxocenoses de Cerrado, e outros biomas, foram utilizados dados sobre a composição de espécies de 14 localidades (Apêndice I).

Cerrado: Parque Nacional das Emas – GO (Baumgarten, 1998; 2007); Parque Nacional da Serra da Canastra e áreas adjacentes - MG (Silveira, 1998); Parque Estadual do Cerrado e áreas adjacentes – PR (Straube *et al.*, 2005) e; Alter do Chão - PA (Sanaiotti & Cintra, 2001).

Mata Atlântica: Serra de Paranapiacaba (Manosa *et al.*, 2003); Ilha de Santa Catarina (Azevedo *et al.*, 2003) e; Estuário de Santos (Olmos & Silva e Silva, 2001; Silva e Silva & Olmos, 2007).

Ecótone Cerrado-Mata Atlântica: Maringá - PR (Loures-Ribeiro & Anjos, 2006); Belo Horizonte - MG (Carvalho & Marini, 2007) e; Parque Estadual de Ibitipoca e áreas adjacentes - MG (Pacheco *et al.*, 2008).

Ecótone Mata Atlântica-Campos Sulinos: Bacia do Lago Guaíba (Accordi & Barcellos, 2006).

Pantanal: Poconé - MT (Cintra & Yamashita, 1990).

Amazônia: Parauapebas – PA e Serra dos Carajás - PA (Pacheco *et al.*, 2007).

As localidades selecionadas foram aquelas em que os levantamentos foram específicos para aves de rapina e cobriram todas as estações de um ciclo anual (Parque Nacional das Emas, Serra de Paranapiacaba, Ilha de Santa Catarina e Maringá) ou se gerais (toda avifauna), com mais de 17 espécies de Falconiformes e que também englobavam amostragens em todas as estações do ano (Parque Estadual do Cerrado e áreas adjacentes, Alter do Chão, Estuário de Santos, Bacia do Lago Guaíba, Parque Estadual do Ibitipoca e áreas adjacentes, Poconé, Parauapebas e Serra dos Carajás) (Apêndice I). A partir desses dados foi feita uma análise de agrupamento, utilizando o índice de similaridade de Sorensen (Wolda, 1981), no qual foram consideradas apenas presença e ausência de cada espécie nas localidades, e método de agrupamento “WPGMA” (média de pares de grupos

com peso; Sneath & Sokal, 1973). Este método de agrupamento foi escolhido devido às diferenças nos tamanhos das amostras (neste caso, número de espécies por localidade). A análise foi feita com o programa MVSP, versão 3.1 (Kovach, 1999). Para as 15 taxocenoses foram consideradas a presença e a ausência de 57 espécies de Falconiformes.

2.4 – Uso e seleção de hábitat

Para a análise de uso e seleção de hábitat foram utilizados os dados obtidos nas rotas de amostragens, considerando que uma vez avistado o indivíduo/espécie era anotado o ambiente no qual o mesmo estava inserido, bem como o comportamento (pousado, no chão, voando). No entanto, não foram considerados os contatos dos indivíduos que estavam voando a mais de 50 m do solo, uma vez que estes não implicam em uma utilização específica do hábitat (Bildstein, 1987; Canavelli *et al.*, 2003).

A escolha das rotas de amostragens se deu em função da proporção de cada tipo de hábitat na área de estudo, considerando a classificação prévia da imagem de satélite (mapa de uso e ocupação do solo, vide **capítulo 1**). Apesar de fatores como estradas, aceiros e trilhas pré-existentes, relevo acidentado, trânsito de veículos terem sido também importantes condicionantes, as rotas de maneira geral, cobriram os habitats em proporções semelhantes à representação destes na área de estudo.

Desta forma, para a análise de seleção de hábitat foi considerada a disponibilidade de cada tipo de hábitat e o uso destes pelos Falconiformes (Janes, 1985; Bibby, 2001; Tapia *et al.*, 2007), ou seja, foi comparado o número de contatos dos indivíduos da espécie em questão, observados em um determinado tipo de hábitat, com o número de indivíduos esperados, considerando a disponibilidade (proporção) do referido hábitat em toda a área de estudo (ver Neu *et al.*, 1974; Janes, 1985; Bibby, 2001; Tapia *et al.*, 2007). Assim, para verificar um possível uso de hábitat diferenciado foram consideradas as proporções de cada tipo de hábitat com o intervalo de confiança de Bailey (Neu *et al.*, 1974; Byers *et al.*, 1984).

Adicionalmente, considerando que a detecção das espécies de aves de rapina é diretamente influenciada pelo tipo de habitat, principalmente pela estrutura da vegetação (Craighead & Craighead, 1969; Bibby & Buckland, 1987; Buckland *et al.*, 2001; 2004) e pelo tamanho da espécie (Bibby & Buckland, 1987; Buckland *et al.*, 2001; 2004), foi feita a opção de considerar as porções dos habitats efetivamente amostradas (*i.e.* distância perpendicular a rota definida), ao invés de considerar-se toda a área de estudo (Tabela 1). Assim, para tal análise, foram seguidas as seguintes etapas:

i) para cada contato ao longo das rotas era medida a distância em metros entre o indivíduo e o observador, utilizando telêmetro digital (Newcon 3000-Pro Laser Range Finder Binocular); tomada a coordenada em UTM do local da observação (ponto da rota) por meio de um GPS (Garmin e-trex Vista); bem como obtido o ângulo em graus entre o observador e o indivíduo/espécie com o auxílio de uma bússola (Geotec-Pro). Posteriormente, estes dados (coordenada, distância e ângulo) foram inseridos em uma fórmula com funções de seno ou cosseno (Iezzi, 2004) para a obtenção da coordenada exata em UTM do local onde o indivíduo foi realmente detectado (Tabela 1):

Tabela 1. Fórmulas de seno e cosseno utilizadas para obter a posição exata dos indivíduos registrados durante o levantamento nas rotas. Onde: L = grau; J = coordenada Y; SEN = seno; π = ($Pi = 3,1416$); I = coordenada X; K = distância em metros.

Ângulos	Coordenada X	Coordenada Y
0° e 90°	$I + K * (SEN I (\pi * L/180))$	$J + K. [COS J (\pi. L/180)]$
181° e 270°	$I - K * SEN I ((L-180) * \pi /180)$	$J - K. COS [(L-180). \pi/180]$
91° e 180°	$I + K * COS I ((L-90) * \pi /180)$	$J - K. SEN [(L-90). \pi/180]$
271° e 360°	$I - K * SEN I ((360-L) * \pi /180)$	$J + K. COS[(360-L). \pi/180]$

ii) após este procedimento a coordenada exata em UTM (local onde o indivíduo se encontrava) foi inserida no programa ArcGis 9.2™ o que permitiu verificar sua posição no mapa de uso e ocupação do solo e, conseqüentemente, obter sua distância em relação a rota, uma vez que todo o trajeto da rota também foi georeferenciado e inserido no mapa de uso e ocupação do solo (Figura 1).

iii) as espécies foram agrupadas em três classes de tamanho: pequena, média e grande (Tabela 3). O agrupamento foi elaborado em função da massa de cada espécie segundo os dados apresentados por Ferguson-Lees & Christie (2001) e, também, dos indivíduos capturados na própria área de estudo (ver **capítulo 2**).

iv) para determinar a distância a ser considerada como área efetivamente amostrada foi utilizado o modelo de função de detecção proposto por Buckland *et al.* (2001; 2004), que é a “primeira” parte dos modelos utilizados para estimar a densidade de espécies pelo programa Distance, considerando três grupos de habitat, aberto, intermediário e fechado (Tabela 2). Como as premissas não permitiam o cálculo para cada uma das espécies (Buckland *et al.*, 2001; 2004), foi utilizada uma espécie de cada classe de tamanho. Dessa maneira, o modelo para as espécies da classe de tamanho grande foi baseado nos dados de *Caracara plancus* (830 – 1.600 g), a espécie escolhida para a classe de tamanho médio foi *Rupornis magnirostris* (200 - 350 g) e para a menor classe de tamanho foram utilizados os dados de *F. sparverius* (90 -150 g). O modelo de função de detecção, $g(x)$, é composto por:

$$g(x) = \text{função chave} + \text{termo de ajuste}.$$

Função chave, que é a forma fixa pode ser: uniforme, semi-normal ou *hazard-rate* e representa a parte paramétrica do modelo.

Termo de ajuste, que é a forma flexível é baseado em séries polinomiais e representa a parte semi-paramétrica. A descrição completa da função de detecção pode ser consultada em Buckland *et al.* (2001; 2004).

Para as três espécies o melhor modelo de detecção foi semi-normal com ajuste de coseno. As distâncias consideradas pelos modelos tiveram probabilidade de detecção próxima de 30 %, o que também, foi uma variável considerada na hora da escolha. As distâncias consideradas estão apresentadas na Tabela 2.

Independente dos modelos, os valores considerados parecem ser bastante razoáveis quando comparado com a percepção de detecção obtida em campo ao longo dos 18 meses e também de experiências anteriores (*e.g.* Granzinoli, 2003).

Tabela 2. Distância perpendicular considerada nas análises de seleção de hábitat (para a área efetivamente amostrada) em função do tipo de hábitat e do tamanho da espécie a partir das rotas por veículo. Considerar: Grupo 1 = hábitats abertos (cerrado aberto, pastagem, cana-de-açúcar); Grupo 2 = hábitats intermediários (campo cerrado, cerrado *sensu stricto*, laranja), Grupo 3: hábitats fechados (formação florestal, eucalipto e *Pinus*).

Espécies	Classe de Tamanho	Distância de Detecção (m)		
		Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
<i>Caracara plancus</i>	I (acima 400 g)	178	120	46
<i>Heterospizias meridionalis</i>	I (acima 400 g)	178	120	46
<i>Buteo albicaudatus</i>	I (acima 400 g)	178	120	46
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	I (acima 400 g)	178	120	46
<i>Rupornis magnirostris</i>	II (200 – 400 g)	143	98	40
<i>Elanus leucurus</i>	II (200 – 400 g)	143	98	40
<i>Falco femoralis</i>	II (200 – 400 g)	143	98	40
<i>Ictinia plumbea</i>	II (200 – 400 g)	143	98	40
<i>Milvago chimachima</i>	II (200 – 400 g)	143	98	40
<i>Falco sparverius</i>	III (até 150 g)	110	82	30

v) por meio do programa ArcGis 9.2 foram quantificados os hábitats dentro da faixa considerada para cada classe de tamanho das espécies e para cada grupo de hábitat. No entanto, por se tratar de uma área muito heterogênea e em alguns casos dentro da faixa considerada havia mais de um tipo e hábitat, foi necessário criar um “índice de ajuste”. Nesse sentido, por meio da ferramenta “cost distance” do ArcGis 9.2 foi elaborado um “ índice de ajuste” considerando os seguintes fatores:

a) foram atribuídos pesos para os diferentes grupos de hábitats a partir da linha central (rota) visando uma padronização. Para isso, dividimos o maior valor de distância (hábitat aberto) pelo valor de cada grupo (aberto, intermediário e fechado) para cada uma das classes de tamanho, por exemplo: peso para a

classe de tamanho I: Grupo 1: $178 / 178 = 1,00$; Grupo 2: $178 / 120 = 1,48$; Grupo 3: $178 / 46 = 3,87$.

Com isso, o escore máximo considerado como área efetivamente amostrada para o grupo 1 foi de 178, calculado em função da distância a partir da rota percorrida e da classe de hábitat.

b) uma área de hábitat fechado, situada atrás de uma área de hábitat aberto e/ou intermediário foi quantificada, porém, até o escore máximo do grupo. Por exemplo, no caso do grupo 1 (máximo 178 m), a área de formação florestal situada 100 m de uma pastagem considera foi de 20,1 m .

$100/1$ (peso do hábitat aberto) = 100 m ;

$78/3,87$ (peso do hábitat fechado) = 20,1 m.

c) área de hábitat de menor peso situada atrás de área de maior peso foi desconsiderada. Logo, uma área de pasto (peso = 1,00) situada atrás de uma faixa de mata (peso = 3,87) foi excluída do cálculo de área passível de detecção e, conseqüentemente, não foi quantificada.

Finalmente, com a área efetivamente amostrada quantificada e, também, com número de contatos de cada espécie dentro das respectivas faixas delimitadas foi realizado o calculo do intervalo de confiança de Bailey para verificar a possível seleção de hábitat (Neu *et al.*, 1974; Byers *et al.*, 1984; Garshelis, 2000).

3 - RESULTADOS

3.1 - Levantamento das aves de rapina diurnas

Nas 378 amostragens das rotas foram registradas 15 espécies de Falconiformes, totalizando 2.131 contatos (Tabela 3). Três espécies, *C. plancus*, *F. sparverius* e *R. magnirostris*, corresponderam por 76,7 % de todos os contatos. Por outro lado, cinco espécies, *Geranospiza caerulescens*, *Accipiter superciliosus*, *Gampsonyx swainsonii*, *Buteo brachyurus* e *Leptodon cayanensis*, representaram 0,5 % do total de contatos (Tabela 3). Adicionalmente, fora das rotas de amostragens outras quatro espécies foram registradas, *Harpyhaliaetus coronatus*, *Pandion*

haliaetus, *Rosthramus sociabilis* e *B. albonotatus* (Tabela 4), perfazendo assim, um total de 19 espécies de aves de rapina diurnas para o presente estudo.

A curva de rarefação de espécies mostrou uma nítida tendência de estabilização, principalmente próximo da amostra 85 (Figura 2), demonstrando que o método adotado foi capaz de amostrar quase todas as espécies possíveis. A riqueza estimada pelo método de Chao 1 foi de $15,0 \pm 0,25$; de Jackknife 1 de $15,9 \pm 0,99$ e pelo Jackknife 2 de $16,0 \pm 0,00$.

Figura 2. Curva de rarefação de espécies para 126 amostras de aves de rapina diurnas na região central do Estado de São Paulo, aleatorizada 1.000 vezes. A curva preta corresponde à média das 1.000 curvas geradas com ordem aleatória de amostras e as curvas em azul correspondem ao desvio-padrão associado a cada ponto da curva.

Tabela 3. Número mensal de registros das 15 espécies de Falconiformes observadas nas sete rotas da região central do Estado de São Paulo. Dados coletados entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007.

Espécie	set	out	nov	dez	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	jan	fev	Total
<i>Falco sparverius</i>	19	11	28	38	25	28	21	17	26	20	16	25	15	14	22	39	19	35	418
<i>Falco femoralis</i>	04	07	03	08	07	09	09	03	07	16	11	03	01	10	05	07	13	11	134
<i>Milvago chimachima</i>	09	10	08	13	05	11	11	07	07	09	04	04	04	04	11	03	08	08	136
<i>Caracara plancus</i>	53	48	37	28	18	28	43	33	36	28	60	67	32	70	50	38	59	77	805
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	03	--	01	01	01	04	02	01	01	--	02	01	01	02	03	02	02	02	29
<i>Ictinia plumbea</i>	02	01	05	04	--	01	--	--	--	--	--	--	--	03	03	10	--	--	29
<i>Elanus leucurus</i>	01	--	--	02	--	01	03	02	03	02	--	--	--	01	04	03	05	03	30
<i>Accipiter superciliosus</i>	--	--	--	01	--	--	--	--	--	--	--	--	--	01	01	--	--	--	03
<i>Rupornis magnirostris</i>	17	15	12	21	20	22	31	30	32	30	31	24	16	22	21	09	24	34	411
<i>Geranospiza cearulescens</i>	01	--	--	01	--	--	--	01	--	--	--	--	--	--	--	--	--	01	04
<i>Heterospizias meridionalis</i>	04	01	02	07	04	06	01	09	04	11	05	03	05	03	06	02	07	03	83
<i>Buteo albicaudatus</i>	03	02	03	03	04	06	01	02	03	01	01	01	--	03	02	03	04	01	43
<i>Buteo brachyurus</i>	--	--	--	--	--	--	01	--	--	--	--	--	01	--	--	--	--	--	02
<i>Gampsonyx swainsonii</i>	--	--	--	--	--	--	--	01	--	--	--	--	--	--	01	01	--	--	03
<i>Leptodon cayanensis</i>	--	--	--	--	--	--	--	01	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	01
Total	116	95	99	127	84	116	123	107	119	117	130	128	75	133	129	117	141	175	2131

Tabela 4. Número de contatos das espécies de Falconiformes registradas fora das rotas de amostragens com indicação do hábitat na qual estavam inseridas. Hábitat: Aq = ambientes aquáticos, Pa = pastagem, Ca = Cerrado aberto, Ci = Cerrado intermediário. Em data considerar mês/ano. Dados coletados entre junho de 2005 e abril de 2007.

Espécie	Hábitat				Data
	Aq	Pa	Ca	Ci	
<i>Pandion haliaetus</i>	07	--	--	--	11/2005 - 02/2006; 12/2006 – 02/2007
<i>Rosthramus sociabilis</i>	02	--	--	--	09/2006; 12/2006
<i>Harpyhaliaetus coronatus</i>	--	--	06	01	07/2005; 10/2005; 07/2006; 01/2007
<i>Buteo albonotatus</i>	--	02	01	01	09/2005; 10/2005; 08/2006
Total de registros	09	02	07	02	
Número spp	02	01	02	02	

3.2 – Comparação da composição de espécies com outras localidades

Conforme mencionado acima foram registradas no presente estudo 19 espécies de Falconiformes. No entanto, considerando também os dados da literatura (Willis, 2004; Marques, 2008), 23 espécies possuem ocorrência recente para a região. Comparando com as outras localidades selecionadas, tanto de cerrado quanto de outros biomas (ou transição de biomas), o presente estudo apresentou a quarta maior riqueza (Tabela 5). A lista com as espécies por localidade está apresentada no Apêndice I.

A análise de agrupamento revelou que a taxocenose de aves de rapina diurnas de Itirapina/Brotas possui maior similaridade (84 %) com outra área de cerrado, o Parque Nacional das Emas (Figura 3). Ainda, os resultados desta análise demonstraram que as duas localidades pertencentes ao bioma Amazônia (Parauapebas e Carajás) se juntam em um sub-grupo que se separa das demais (Figura 3). A única área exclusivamente de Mata Atlântica (Paranapiacaba) e, em bom estado de conservação, apresenta baixa similaridade com as demais localidades e não forma nenhum sub-grupo, fato este que também ocorreu com a Ilha de Santa Catarina, sob influencia de Mata Atlântica (Figura 3). Um grupo maior, contendo 10 localidades com fisionomias de cerrado, transição Cerrado-Mata Atlântica e habitats associados a ambientes aquáticos (Pantanal) apresentou similaridade de 60 % (Figura 3). No entanto, dentro deste há sub-grupos bem definidos que mais se assemelham, como: Ibitipoca e Jaguariúva (86 %); Santos e Guaíba (74 %). Os dois sub-grupos que demonstraram maior similaridade são de localidades inseridas na área central ou marginal do cerrado (Figura 3).

Tabela 5. Riqueza de espécies da taxocenose de Falconiformes registradas em 14 localidades do Brasil que foram utilizadas na comparação com a região de Itirapina/Brotas, SP.

Localidade	Bioma	Riqueza	Fonte
Itirapina/Brotas – SP	Cerrado	23	Presente estudo; Willis, 2004; Marques, 2008
P.N. Emas – GO	Cerrado	20	Baumgarten, 1998; 2007
Jaguariaíva – PR	Cerrado	17	Straube <i>et al.</i> , 2005
Alter do Chão – PA	Cerrado	17	Sanaioti & Cintra, 2001
P.N. S. Canastra – MG	Cerrado	17	Silveira, 1998
Ibitipoca – MG	Cerrado – Mata Atlântica	18	Pacheco <i>et al.</i> , 2008
Belo Horizonte – MG	Cerrado – Mata Atlântica	21	Carvalho & Marini, 2007
Maringá – PR	Cerrado – Mata Atlântica	17	Loures-Ribeiro & Anjos, 2006
Paranapiacaba – SP	Mata Atlântica	22	Manosa <i>et al.</i> , 2003
Ilha S. Catarina – SC	Mata Atlântica	20	Azevedo <i>et al.</i> , 2003
Santos – SP	Mata Atlântica	23	Olmos & Silva e Silva, 2001; Silva e Silva & Olmos, 2007
Bacia Guaíba – RS	Mata Atlântica – C. Sulinos	18	Yuri & Barcellos, 2006
Poconé – MT	Pantanal	24	Cintra & Yamashita, 1990
Parauapebas – PA	Amazônia	25	Pacheco <i>et al.</i> , 2007
Carajás – PA	Amazônia	32	Pacheco <i>et al.</i> , 2007

Figura 3. Dendrograma da análise de agrupamento resultante da presença das espécies de Falconiformes de 15 taxocenoses efetuado com Índice de Sorensen e método de agrupamento "WPGMA" (média de grupo com peso; veja detalhes no texto).

3.3 – Uso e seleção de hábitat das aves de rapina diurnas

No que tange ao tipo ou classe de hábitat utilizado (dados das rotas de amostragens), a classe pastagem foi a que apresentou maior riqueza e maior número de contatos de uma maneira geral (Tabela 6). Com exceção de *A. superciliosus* e *L. cayanensis*, todas as demais espécies foram registradas neste tipo de ambiente. Entretanto, analisando cada espécie, percebe-se que *H. cachinnans* e *B. albicaudatus* tiveram maior número de registros absolutos em outra classe e, que nenhuma espécie ocorreu exclusivamente na pastagem (Tabela 6). A classe mata foi a que revelou a segunda maior riqueza, seguida pelo campo cerrado. Em

contraste, os habitats de menor riqueza foram cana-de-açúcar, eucalipto, *Pinus* e outros cultivos (Tabela 6).

Tabela 6. Relação das 15 espécies de Falconiformes registradas nas rotas de amostragens e seus respectivos números de contatos de acordo com o tipo de ambiente. **Ca** = cana-de-açúcar; **La** = laranja; **Eu** = eucalipto; **Pa** = pastagem; **Ca** = cerrado aberto (campo limpo, campo sujo); **Ci** = cerrado intermediário (campo cerrado + cerrado *sensu stricto*); **Ff** = formação florestal (cerradão, mata de galeria, mata de interior). Dados coletados entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007.

Espécie	Ca	La	Eu	Pa	Ca	Ci	Ff	Pi	Cu	Total
<i>Falco sparverius</i>	13	80	--	313	03	04	03	--	02	418
<i>Falco femoralis</i>	04	23	--	66	22	10	07	02	--	134
<i>Milvago chimachima</i>	08	17	01	89	--	01	20	--	--	136
<i>Caracara plancus</i>	166	55	44	398	45	34	59	04	--	805
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	--	--	--	03	08	08	10	--	--	29
<i>Ictinia plumbea</i>	--	--	--	16	--	01	12	--	--	29
<i>Elanus leucurus</i>	02	05	--	14	02	05	02	--	--	30
<i>Accipiter superciliosus</i>	--	--	--	--	--	02	01	--	--	03
<i>Rupornis magnirostris</i>	14	35	14	184	02	22	137	03	--	411
<i>Geranospiza cearulescens</i>	--	--	--	03	--	--	01	--	--	04
<i>Heterospizias meridionalis</i>	--	07	--	27	23	16	10	--	--	83
<i>Buteo albicaudatus</i>	--	04	--	08	13	15	03	--	--	43
<i>Buteo brachyurus</i>	--	01	--	01	--	--	--	--	--	02
<i>Gampsonix swainsonii</i>	--	01	--	02	--	--	--	--	--	03
<i>Leptodon cayanensis</i>	--	--	--	--	--	--	01	--	--	01
Total de registros	207	228	59	1124	107	129	265	09	02	2131
Número spp.	06	10	03	13	08	11	12	03	01	15

Seleção de hábitat considerando toda a área de estudo

Das 15 espécies registradas nas rotas foi possível calcular o intervalo de confiança de Bailey para 10 delas (Tabelas 7 a 16), a exclusão das cinco outras se deu em função do uso de apenas um tipo de hábitat (*L. cayanensis*) ou pelo baixo número de registros (*A. superciliosus*, *B. brachyurus*, *G. swainsonii* e *G. cearulescens*) (Tabela 6). As monoculturas de cana-de-açúcar e eucalipto foram usadas abaixo do esperado (seleção negativa) por todas as seis espécies que utilizaram estes ambientes, exceção feita a *C. plancus* que utilizou cana-de-açúcar na proporção de sua disponibilidade (Tabela 7, 8, 9, 10, 11 e 16). As plantações de *Pinus* e laranja apresentaram resultados semelhantes, sendo utilizadas em proporções dentro do esperado por *F. femoralis* e evitadas por outras espécies (Tabelas 7, 8, 9, 12, 13, 14 e 16). Nenhum tipo de monocultura foi usado acima do esperado (seleção positiva) pelas aves de rapina analisadas. O único ambiente “não natural” utilizado em maior proporção que o esperado foi a pastagem, selecionada por *C. plancus*, *F. sparverius*, *F. femoralis*, *R. magnirostris*, *M. chimachima* e *E. leucurus*. Em contrapartida, *H. meridionalis*, *H. cachinnans* e *B. albicaudatus* evitaram este hábitat, enquanto *I. plumbea* o utilizou na mesma proporção do disponível (Tabelas 7 a 16).

Os habitats “naturais” (cerrado aberto, cerrado intermediário e formação florestal) foram os que apresentaram maior variação quanto à seleção, dependendo da espécie em questão (Tabelas 7 a 16). Cerrado aberto, por exemplo, foi selecionado por *C. plancus*, *F. femoralis*, *H. meridionalis*, *B. albicaudatus* e *H. cachinnans*; evitado por *R. magnirostris* e *E. leucurus* e; utilizado de maneira similar por *F. sparverius* (Tabelas 7 a 16).

Tabela 7. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Caracara plancus* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat em toda a área de estudo. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	27.532	19,0	59	153,1	0,073	0,190	$0,048 \leq p_i \leq 0,098$	-
Cerrado intermediário	4.707	3,3	45	26,2	0,056	0,033	$0,034 \leq p_i \leq 0,078$	+
Cerrado aberto	2.182	1,5	34	12,1	0,042	0,015	$0,023 \leq p_i \leq 0,062$	+
Eucalipto	19.782	13,7	44	110,0	0,055	0,137	$0,033 \leq p_i \leq 0,077$	-
<i>Pinus</i>	3.135	2,2	4	17,4	0,005	0,022	$0,000 \leq p_i \leq 0,012$	-
Pastagem	33.323	23,0	398	185,2	0,494	0,230	$0,446 \leq p_i \leq 0,543$	+
Laranja	21.134	14,6	55	117,5	0,068	0,146	$0,044 \leq p_i \leq 0,093$	-
Cana-de-açúcar	33.014	22,8	166	183,5	0,206	0,228	$0,167 \leq p_i \leq 0,245$	=
Total	144.809	100,0	805	805,0	1,000	1,000		

Tabela 8. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Falco sparverius* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat em toda a área de estudo. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	27.532	22,4	3	93,5	0,073	0,190	$0,000 \leq p_i \leq 0,018$	-
Cerrado intermediário	4.707	3,8	4	16,0	0,056	0,033	$0,000 \leq p_i \leq 0,022$	-
Cerrado aberto	2.182	1,8	3	7,4	0,042	0,015	$0,000 \leq p_i \leq 0,018$	=
Pastagem	33.323	27,1	313	113,2	0,494	0,230	$0,692 \leq p_i \leq 0,806$	+
Laranja	21.134	17,2	80	71,8	0,068	0,146	$0,140 \leq p_i \leq 0,243$	=
Outros cultivos	1.196	1,0	2	4,1	0,206	0,228	$0,000 \leq p_i \leq 0,014$	-
Cana-de-açúcar	33.014	26,8	13	112,1	0,068	0,146	$0,008 \leq p_i \leq 0,054$	-
Total	123.088	100,0	418	418,0	1,000	1,000		

Tabela 9. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Falco femoralis* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat em toda a área de estudo. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	27.532	22,0	7	29,5	0,052	0,217	$0,001 \leq p_i \leq 0,104$	-
Cerrado intermediário	4.707	3,8	10	5,0	0,075	0,037	$0,014 \leq p_i \leq 0,136$	=
Cerrado aberto	2.182	1,7	22	2,3	0,164	0,017	$0,078 \leq p_i \leq 0,250$	+
<i>Pinus</i>	3.135	2,5	2	3,4	0,015	0,025	$0,000 \leq p_i \leq 0,043$	=
Pastagem	3.3323	26,7	66	35,7	0,493	0,272	$0,376 \leq p_i \leq 0,609$	+
Laranja	21.134	16,9	23	22,7	0,172	0,169	$0,084 \leq p_i \leq 0,259$	=
Cana-de-açúcar	33.014	26,4	4	35,4	0,030	0,263	$0,000 \leq p_i \leq 0,069$	-
Total	125.027	100,0	134	134,0	1,00	1,00		

Tabela 10. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Rupornis magnirostris* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat em toda a área de estudo. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	27.532	19,0	137	78,1	0,333	0,188	$0,270 \leq p_i \leq 0,397$	+
Cerrado intermediário	4.707	3,3	22	13,4	0,054	0,032	$0,023 \leq p_i \leq 0,084$	=
Cerrado aberto	2.182	1,5	2	6,2	0,005	0,015	$0,000 \leq p_i \leq 0,014$	-
Eucalipto	19.782	13,7	14	56,1	0,034	0,135	$0,010 \leq p_i \leq 0,059$	-
<i>Pinus</i>	3.135	2,2	3	8,9	0,007	0,022	$0,000 \leq p_i \leq 0,019$	-
Pastagem	33.323	23,0	184	94,6	0,448	0,235	$0,380 \leq p_i \leq 0,515$	+
Laranja	21.134	14,6	35	60,0	0,085	0,146	$0,047 \leq p_i \leq 0,123$	-
Cana-de-açúcar	33.014	22,8	14	93,7	0,034	0,227	$0,010 \leq p_i \leq 0,059$	-
Total	144.809	100,0	411	411,0	1,000	1,000		

Tabela 11. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Milvago chimachima* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat em toda a área de estudo. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	27.532	19,7	20	26,8	0,147	0,197	$0,067 \leq p_i \leq 0,227$	=
Cerrado intermediário	4.707	3,4	1	4,6	0,007	0,034	$0,000 \leq p_i \leq 0,027$	-
Eucalipto	19.782	14,2	1	19,3	0,007	0,142	$0,000 \leq p_i \leq 0,027$	-
Pastagem	33.323	23,9	89	32,5	0,654	0,239	$0,548 \leq p_i \leq 0,761$	+
Laranja	21.134	15,2	17	20,6	0,125	0,152	$0,051 \leq p_i \leq 0,199$	=
Cana-de-açúcar	33.014	23,7	8	32,2	0,059	0,237	$0,006 \leq p_i \leq 0,112$	-
Total	141.358	100,0	136	136,0	1,000	1,000		

Tabela 12. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Ictinia plumbea* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat em toda a área de estudo. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	27.532	42,0	12	12,2	0,414	0,420	$0,194 \leq p_i \leq 0,633$	=
Cerrado intermediário	4.707	7,2	1	2,1	0,034	0,072	$0,000 \leq p_i \leq 0,116$	=
Pastagem	33.323	50,8	16	14,7	0,552	0,508	$0,330 \leq p_i \leq 0,773$	=
Total	65.562	100,0	29	29,0	1,000	1,000		

Tabela 13. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Heterospizias meridionalis* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat em toda a área de estudo. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	27.532	40,6	10	33,7	0,120	0,406	$0,028 \leq p_i \leq 0,213$	-
Cerrado intermediário	4.707	6,9	16	5,8	0,193	0,069	$0,081 \leq p_i \leq 0,304$	+
Cerrado aberto	2.182	3,2	23	2,7	0,277	0,032	$0,150 \leq p_i \leq 0,404$	+
Pastagem	33.323	49,2	27	40,8	0,325	0,492	$0,193 \leq p_i \leq 0,458$	-
Laranja	21.134	31,2	7	25,9	0,084	0,312	$0,006 \leq p_i \leq 0,163$	-
Total	88.878	100,0	83	83,0	1,000	1,000		

Tabela 14. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Buteo albicaudatus* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat em toda a área de estudo. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	27.532	40,6	3	13,32	0,070	0,310	$0,000 \leq p_i \leq 0,170$	-
Cerrado intermediário	4.707	6,9	15	2,28	0,349	0,053	$0,161 \leq p_i \leq 0,536$	+
Cerrado aberto	2.182	3,2	13	1,06	0,302	0,025	$0,122 \leq p_i \leq 0,483$	+
Pastagem	33.323	49,2	8	16,12	0,186	0,375	$0,003 \leq p_i \leq 0,339$	-
Laranja	21.134	31,2	4	10,22	0,093	0,238	$0,000 \leq p_i \leq 0,207$	-
Total	88.878	100,0	43	43,00	1,000	1,000		

Tabela 15. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Herpethores cachinnans* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat em toda a área de estudo. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	27.532	40,6	10	11,8	0,345	0,406	$0,124 \leq p_i \leq 0,565$	=
Cerrado intermediário	4.707	6,9	8	2,0	0,276	0,069	$0,068 \leq p_i \leq 0,483$	=
Cerrado aberto	2.182	3,2	8	0,9	0,276	0,032	$0,068 \leq p_i \leq 0,483$	+
Pastagem	33.323	49,2	3	14,3	0,103	0,492	$0,000 \leq p_i \leq 0,245$	-
Total	67.744	100,0	29,00	29,0	1,000	1,000		

Tabela 16. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Elanus leucurus* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat em toda a área de estudo. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	27.532	22,6	2	6,78	0,067	0,226	$0,000 \leq p_i \leq 0,186$	+
Cerrado intermediário	4.707	3,9	5	1,16	0,167	0,039	$0,000 \leq p_i \leq 0,345$	=
Cerrado aberto	2.182	1,8	2	0,54	0,067	0,018	$0,000 \leq p_i \leq 0,186$	-
Pastagem	33.323	27,3	14	8,20	0,467	0,273	$0,228 \leq p_i \leq 0,705$	+
Laranja	21.134	17,3	5	5,20	0,167	0,173	$0,000 \leq p_i \leq 0,345$	-
Cana-de-açúcar	33.014	27,1	2	8,13	0,067	0,271	$0,000 \leq p_i \leq 0,186$	-
Total	121.892	100,0	30	30,00	1,000	1,000		

Seleção de hábitat considerando área efetivamente amostrada

Procedendo a análise do intervalo de confiança de Bailey para as mesmas 10 espécies mencionadas acima, porém, considerando a área efetivamente amostrada e apenas os registros dos indivíduos que foram efetuados nesta faixa, percebe-se que nenhum hábitat “não- natural” foi selecionado (Tabelas 17 a 26). Cana-de-açúcar, por exemplo, foi evitada por todos os Falconiformes. Exceto por *F. sparverius*, *R. magnirostris* e *I. plumbea* as aves de rapina utilizaram as formações florestais dentro do esperado. O cerrado intermediário foi selecionado por *H. meridionalis*, *B. albicaudatus* e *H. cachinnas*; utilizado em proporções semelhantes por *C. plancus*, *F. femoralis*, *R. magnirostris*, *I. plumbea* e *E. leucurus* e; evitado apenas por *F. sparverius* e *M. chimachima* (Tabelas 17 a 26). Quatro espécies selecionaram pastagem, fato este que se repetiu com cerrado aberto (Tabelas 17 a 26).

Comparando os dois tipos de análises (toda área de estudo x área efetivamente amostrada) nota-se que dos 58 resultados individuais possíveis (espécie x hábitat) 19 apresentaram diferenças (Tabelas 7 a 16 e 17 a 26). A única espécie que não teve nenhuma alteração foi *M. chimachima* (Tabelas 11 e 21). A formação florestal foi a que mais variou de uma abordagem para outra, cinco diferenças em 10 possíveis.

Tabela 17. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Caracara plancus* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat considerado como efetivamente amostrado. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	142,3	5,4	45	38,5	0,063	0,054	$0,040 \leq p_i \leq 0,087$	=
Cerrado intermediário	139	5,3	33	37,6	0,046	0,053	$0,026 \leq p_i \leq 0,067$	=
Cerrado aberto	229,3	8,7	40	62,0	0,056	0,087	$0,034 \leq p_i \leq 0,078$	+
Eucalipto	88,7	3,4	28	24,0	0,039	0,034	$0,021 \leq p_i \leq 0,058$	=
<i>Pinus</i>	7,3	0,3	4	2,0	0,006	0,003	$0,000 \leq p_i \leq 0,013$	=
Pastagem	983,5	37,3	360	265,9	0,505	0,373	$0,457 \leq p_i \leq 0,553$	+
Laranja	326	12,4	43	88,1	0,060	0,124	$0,037 \leq p_i \leq 0,083$	-
Cana-de-açúcar	721,5	27,4	160	195,0	0,224	0,274	$0,184 \leq p_i \leq 0,265$	-
Total	2.637,6	100,0	713	713,0	1,000	1,000		

Tabela 18. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Falco sparverius* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat considerado como efetivamente amostrado. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	81,2	5,0	3	19,1	0,008	0,050	$0,000 \leq p_i \leq 0,019$	-
Cerrado intermediário	94,2	5,8	4	22,1	0,010	0,058	$0,000 \leq p_i \leq 0,024$	-
Cerrado aberto	146,1	8,9	3	34,3	0,008	0,089	$0,000 \leq p_i \leq 0,019$	-
Pastagem	635	38,9	298	149,3	0,776	0,389	$0,721 \leq p_i \leq 0,831$	+
Laranja	217,8	13,3	65	51,2	0,169	0,133	$0,120 \leq p_i \leq 0,219$	=
Outros cultivos	2	0,1	2	0,5	0,005	0,001	$0,000 \leq p_i \leq 0,015$	=
Cana-de-açúcar	457,1	28,0	9	107,5	0,023	0,280	$0,004 \leq p_i \leq 0,043$	-
Total	1.633,4	100,0	384	384,0	1,000	1,000		

Tabela 19. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Falco femoralis* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat considerado como efetivamente amostrado. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	114,3	5,5	5	6,6	0,042	0,055	$0,000 \leq p_i \leq 0,088$	=
Cerrado intermediário	113,9	5,5	10	6,6	0,083	0,055	$0,019 \leq p_i \leq 0,148$	=
Cerrado aberto	186,4	8,9	22	10,7	0,183	0,089	$0,093 \leq p_i \leq 0,273$	+
<i>Pinus</i>	5,9	0,3	2	0,3	0,017	0,003	$0,000 \leq p_i \leq 0,046$	=
Pastagem	808,2	38,8	57	46,5	0,475	0,388	$0,359 \leq p_i \leq 0,591$	=
Laranja	264,4	12,7	20	15,2	0,167	0,127	$0,080 \leq p_i \leq 0,253$	=
Cana-de-açúcar	592,2	28,4	4	34,1	0,033	0,284	$0,000 \leq p_i \leq 0,075$	-
Total	2.085,3	100,0	120	120,0	1,000	1,000		

Tabela 20. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Rupornis magnirostris* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções cada hábitat considerado como efetivamente amostrado. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	114,3	5,3	116	19,5	0,315	0,053	$0,252 \leq p_i \leq 0,397$	+
Cerrado intermediário	113,9	5,3	20	19,4	0,054	0,053	$0,024 \leq p_i \leq 0,084$	=
Cerrado aberto	186,4	8,6	2	31,7	0,005	0,086	$0,000 \leq p_i \leq 0,014$	-
Eucalipto	76,7	3,5	11	13,1	0,030	0,035	$0,007 \leq p_i \leq 0,059$	=
<i>Pinus</i>	5,9	0,3	1	1,0	0,003	0,003	$0,000 \leq p_i \leq 0,019$	=
Pastagem	808,2	37,4	174	137,6	0,473	0,374	$0,405 \leq p_i \leq 0,515$	+
Laranja	264,4	12,2	32	45,0	0,087	0,122	$0,049 \leq p_i \leq 0,123$	=
Cana-de-açúcar	592,2	27,4	12	100,8	0,033	0,274	$0,009 \leq p_i \leq 0,059$	-
Total	2.162	100,0	368	368,0	1,000	1,000		

Tabela 21. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Milvago chimachima* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções cada hábitat considerado como efetivamente amostrado. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	114,3	5,8	13	7,9	0,096	0,058	$0,030 \leq p_i \leq 0,162$	=
Cerrado intermediário	113,9	5,8	1	7,9	0,007	0,058	$0,000 \leq p_i \leq 0,027$	-
Eucalipto	76,7	3,9	1	5,3	0,007	0,039	$0,000 \leq p_i \leq 0,027$	-
Pastagem	808,2	41,0	88	55,8	0,647	0,410	$0,540 \leq p_i \leq 0,754$	+
Laranja	264,4	13,4	15	18,3	0,110	0,134	$0,040 \leq p_i \leq 0,181$	=
Cana-de-açúcar	592,2	30,1	8	40,9	0,059	0,301	$0,006 \leq p_i \leq 0,112$	-
Total	1.969,7	100,0	136	136,0	1,000	1,000		

Tabela 22. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Ictinia plumbea* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções cada hábitat considerado como efetivamente amostrado. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	114,3	11,0	10	3,0	0,370	0,110	$0,155 \leq p_i \leq 0,586$	+
Cerrado intermediário	113,9	11,0	1	3,0	0,037	0,110	$0,000 \leq p_i \leq 0,121$	=
Pastagem	808,2	78,0	16	21,1	0,593	0,780	$0,374 \leq p_i \leq 0,812$	=
Total	1.036,4	100,0	27	27,0	1,000	1,000		

Tabela 23. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Heterospizias meridionalis* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções cada hábitat considerado como efetivamente amostrado. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	142,3	7,8	6	5,2	0,091	0,078	$0,009 \leq p_i \leq 0,172$	=
Cerrado intermediário	139	7,6	14	5,0	0,212	0,076	$0,096 \leq p_i \leq 0,328$	+
Cerrado aberto	229,3	12,6	21	8,3	0,318	0,126	$0,186 \leq p_i \leq 0,450$	+
Pastagem	983,5	54,0	20	35,7	0,303	0,540	$0,173 \leq p_i \leq 0,433$	-
Laranja	326	17,9	5	11,8	0,076	0,179	$0,001 \leq p_i \leq 0,151$	-
Total	1.820,1	100,0	66	66,0	1,000	1,000		

Tabela 24. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Buteo albicaudatus* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções de cada hábitat considerado como efetivamente amostrado. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	142,3	7,8	2	2,5	0,063	0,078	$0,000 \leq p_i \leq 0,158$	=
Cerrado intermediário	139	7,6	11	2,4	0,344	0,076	$0,157 \leq p_i \leq 0,531$	+
Cerrado aberto	229,3	12,6	9	4,0	0,281	0,126	$0,134 \leq p_i \leq 0,458$	+
Pastagem	983,5	54,0	7	17,3	0,219	0,540	$0,056 \leq p_i \leq 0,381$	-
Laranja	326	17,9	3	5,7	0,094	0,179	$0,000 \leq p_i \leq 0,208$	=
Total	1.820,1	100,0	32	32,0	1,000	1,000		

Tabela 25. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Herpethores cachinnans* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções cada hábitat considerado como efetivamente amostrado. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	142,3	9,5	7	2,4	0,280	0,095	$0,072 \leq p_i \leq 0,488$	=
Cerrado intermediário	139	9,3	8	2,3	0,320	0,093	$0,103 \leq p_i \leq 0,537$	+
Cerrado aberto	229,3	15,3	7	3,8	0,280	0,153	$0,072 \leq p_i \leq 0,488$	=
Pastagem	983,5	65,8	3	16,5	0,120	0,658	$0,000 \leq p_i \leq 0,271$	-
Total	1.494	100,0	25	25,0	1,000	1,000		

Tabela 26. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para uso de hábitat por *Elanus leucurus* na região central do Estado de São Paulo, entre setembro de 2005 e fevereiro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no levantamento por veículo e os valores esperados são derivados das proporções cada hábitat considerado como efetivamente amostrado. Considerar: Obs. = observado; Esp. = esperado; P_i = proporção de uso observado e P_{io} = proporção de uso esperado. Seleção: (+) hábitat usado em proporção acima do esperado; (=) usado em proporção similar ao disponível; (-) usado em proporção abaixo do esperado.

Tipo de hábitat	Área (ha)	Área (%)	Obs.	Esp.	P_i	P_{io}	Intervalo de Bailey	Seleção
Formação florestal	114,3	5,5	1	1,4	0,038	0,055	$0,000 \leq p_i \leq 0,130$	=
Cerrado intermediário	113,9	5,5	4	1,4	0,154	0,055	$0,000 \leq p_i \leq 0,326$	=
Cerrado aberto	186,4	9,0	2	2,3	0,077	0,090	$0,000 \leq p_i \leq 0,204$	=
Pastagem	808,2	38,9	13	10,1	0,500	0,389	$0,261 \leq p_i \leq 0,739$	=
Laranja	264,4	12,7	4	3,3	0,154	0,127	$0,000 \leq p_i \leq 0,326$	=
Cana-de-açúcar	592,2	28,5	2	7,4	0,077	0,285	$0,000 \leq p_i \leq 0,204$	-
Total	2079	100,0	26	26,0	1,000	1,000		

4 - DISCUSSÃO

4.1 – Levantamento e comparação da composição de espécies com outras localidades

O método utilizado para a amostragem das aves de rapina diurnas no presente estudo aparentemente demonstrou ter sido eficiente. Apesar da curva de rarefação não ter se estabilizado, esta mostrou clara tendência a estabilização. Fato também corroborado pelos estimadores de riqueza (com índice de extrapolação e 1.000 aleatorizações) que reportaram de 15 a 17 espécies para a região. A não estabilização completa na curva de rarefação pode ser explicada pela ocorrência de apenas um registro de uma determinada espécie (Gotelli & Entsminger, 2006), no nosso caso, *L. cayanensis*. Como a curva média da rarefação é resultante de 1.000 curvas aleatorizadas em cada amostra e o desvio padrão reflete a variação que pode ocorrer nas 1.000 curvas, apenas um registro de uma determinada amostra refletirá na possibilidade de aleatorização de uma nova ocorrência, o que faz com que o desvio padrão nunca seja zero (e que não haja uma estabilização).

A despeito do não registro de quatro espécies durante as amostragens nas rotas alguns fatores devem ser considerados. Na área de abrangência das rotas, apenas uma delas, *H. coronatus*, não foi detectada durante o levantamento. As três outras espécies foram observadas fora da área de influência das rotas, porém, na maioria das vezes em deslocamentos de carro. A associação estrita de duas das espécies não detectadas durante as rotas, *P. haliaetus* e *R. sociabilis*, com ambientes aquáticos (Sick, 1997; Ferguson – Lees & Christie, 2001), aliada a não inserção de uma rota específica ao longo dos grandes corpos d'água permanentes da área pode também ter provocado um viés. Assim, das 19 espécies registradas para a região, 16 estavam sob a área de influência das rotas, valor bem próximo do apresentado na amostragem padronizada (15), e também contido dentro da estimativa de riqueza (15 – 17). Além disso, estas quatro espécies são raras para a

região (Willis, 2004; Granzinoli *et al.*, 2006; Motta-Junior *et al.*, 2008) e poderiam não ter sido detectadas também por outros métodos.

Estes fatos mais uma vez ratificam a eficiência do método para o projeto proposto. No entanto, conforme mencionado por Fuller & Mosher (1987), Thiollay (1989b) e Granzinoli & Motta-Junior (2008), para um levantamento completo da taxocenose das aves de rapina é necessário utilizar mais de um método. Apesar do levantamento por veículos em rotas ser também indicado para áreas florestais (Millsap & Lefranc, 1988) e grande parte da área de estudo ser historicamente formada por ambientes abertos (ver **capítulo 1**), maior atenção deve ser dada para um método complementar (*e.g.* ponto fixo, *play-back*, transeções a pé) nas formações florestais em futuros estudos na região, pois possivelmente estas foram sub-amostradas.

Das 19 espécies de Falconiformes registradas no presente estudo, três foram relatadas pela primeira vez na região: *H. coronatus*, *A. superciliosus* e *B. albonotatus* (ver Willis & Oniki, 2003; Willis, 2004). O registro destas não é só importante para a região, mas também para o Estado de São Paulo. A primeira, *H. coronatus*, é uma espécie globalmente ameaçada de extinção (IUCN, 2008), e também, uma das três aves de rapina diurnas que consta na lista da fauna brasileira ameaçada de extinção (MMA, 2003). Além disso, antes do presente estudo, apenas três registros deste accipitrídeo figuravam para o estado nos últimos 30 anos (ver Collar *et al.*, 1992; Granzinoli *et al.*, 2006), justificando assim, sua inclusão como criticamente ameaçado na lista estadual paulista (São Paulo, 2008).

A segunda espécie, *A. superciliosus*, nas últimas décadas foi observada apenas na região do Parque Estadual de Intervales (Willis & Oniki, 2003) e os registros históricos para o território paulista se resumem a oito exemplares depositados em museus (Willis & Oniki, 2003). Ainda, segundo estes autores, existe um registro duvidoso para o município de Cajuru (nordeste do estado), efetuado por Y. M. Barros e colaboradores em 1989. Este seria o registro mais próximo (cerca 100 km em linha reta) do efetuado no presente estudo. Vale salientar, que apenas o possível registro de Cajuru e o indivíduo coletado no município de Olímpia, no norte paulista (ver Willis & Oniki, 2003), são os únicos provenientes de áreas que apresentam

fisionomias de cerrado no estado, mesmo assim, tais localidades possuem também Floresta Estacional Semidecidual (Serra-Filho, 1994).

Já *B. albonotatus* não é incluído por Willis & Oniki (2003) na lista de espécies que ocorrem no Estado de São Paulo. No entanto, recorrendo à literatura pode se encontrar um registro para o município de São Carlos (Motta-Junior & Vasconcellos, 1996) e outro para a Ilha do Cardoso (Martusceli *et al.*, 2001). Além disso, L. F. Figueredo (com. pes.) salienta a presença deste gavião na Serra da Bocaina, no município de Itapetininga e na Reserva Florestal do Morro Grande. Os poucos registros de *B. albonotatus*, assim como de *A. superciliosus*, podem ser resultado da raridade destes accipitrídeos no estado. Porém, deve-se considerar também a hipótese de que estas espécies podem ser de difícil detecção e identificação. O caráter tímido/arrisco de *A. superciliosus* (Ferguson-Lees & Christie, 2001) e o hábito de “imitar” e “misturar” com urubus de *B. albonotatus* (Willis, 1963), aliados a “semelhança” destas com outras espécies podem contribuir para este fato. No caso, de *H. coronatus*, os poucos registros possivelmente são reflexo da raridade da espécie e, principalmente, da ausência de áreas preservadas de cerrado com fisionomias abertas e intermediárias acima de 3.000 ha no estado (Bitencourt & Mendonça, 2004).

Este mesmo raciocínio aliado ao método de levantamento utilizado, pode pelo menos parcialmente, explicar a não detecção no presente estudo de duas das quatro outras espécies reportadas para a região, *Chondrohierax uncinatus*, *A. striatus*, *B. swainsoni* (Willis, 2004) e *Micrastur semitorquatus* (Marques, 2008). Apesar do censo por rotas ser o mais apropriado para áreas abertas, principalmente para estudos em áreas de grande tamanho (Fuller & Mosher, 1987; Ellis *et al.*, 1990; Donazar *et al.*, 1993; Granzinoli, 2003; Granzinoli & Motta-Junior, 2008), e também, ser recomendado para levantamentos em áreas florestais (Millsap & Lefranc, 1988), possivelmente as espécies florestais, principalmente as mais tímidas/arriscas e que evitam a borda da mata, podem não ter sido detectadas. Assim, *A. striatus* e *M. semitorquatus* podem não ter utilizado as áreas amostradas ou não foram detectadas pelo método utilizado. A raridade de *C. uncinatus* na região e no estado, somada ao fato da mesma ser aparentemente vagante na área de estudo

(Willis & Oniki, 2003; Willis, 2004) e a não amostragem específica de grandes extensões de ambientes associados a corpos d'água (*e.g.* brejos) pode ser uma das explicações da ausência desta espécie no presente levantamento.

O não registro de *B. swainsoni* provavelmente está relacionado à rota de migração utilizada por este gavião. De acordo com Willis & Oniki (2003) e Willis (2004) existe apenas registros deste accipitrídeo para duas localidades no Estado de São Paulo, na cidade de São Paulo, na década de 70 (n não informado), e para Itirapina em 1989 e 1991 (n = 3 e n = 1, respectivamente). Considerado como um migrante neotropical, *B. swainsoni* deixa o hemisfério e migra para a região central e norte da Argentina no inverno (England *et al.*, 1997; Fuller *et al.*, 1998; Sarasola *et al.*, 2008). Dos 54 indivíduos migrantes deste gavião monitorados por transmissor via satélite em três diferentes anos (ver Fuller *et al.*, 1998), todos utilizaram a rota passando principalmente pelos países andinos, e nenhum utilizando o centro, nordeste ou sudeste do Brasil. Logo, supõe-se que os poucos e eventuais registros desta espécie para tais regiões são de indivíduos que não utilizaram a "rota tradicional", o que explicaria, os poucos registros para a maior parte do Brasil, e por consequência, para São Paulo.

Considerando também os outros estudos que registraram recentemente as quatro espécies mencionadas acima (Willis, 2004; Marques, 2008), 23 espécies de Falconiformes possuem registros para a região. Este número representa 35 % (23/66) das aves de rapinas diurnas com distribuição para o Brasil (CBRO, 2008), 45 % (23/51) das que ocorrem tanto no cerrado (Negret *et al.*, 1984; Silva, 1995) quanto no Estado de São Paulo (Willis & Oniki, 2003) e pode ser considerado como razoável quando se leva em conta o grau de alteração da região (ver **capítulo 1**). Além disso, quando comparado com as outras 14 localidades mencionadas acima este número passa a ser ainda mais significativo, pois apenas os levantamentos da região norte (Sanaïotti & Cintra, 2001; Pacheco *et al.*, 2007) e do Pantanal (Cintra & Yamashita, 1990) possuem maior número de espécies.

A comparação da riqueza e composição de aves de rapina diurnas entre localidades deve ser interpretada com cautela (Fuller & Mosher, 1987; Granzinoli & Motta-Junior, 2008), pois muitas vezes o esforço amostral, o método utilizado, a

experiência do pesquisador e o tamanho da área são diferentes. Para minimizar os efeitos de localidades “incomparáveis” alguns cuidados foram tomados na escolha destas e incorporados nesta discussão. Primeiro, os estudos englobavam amostragens para todas as estações do ano, sendo alguns específicos para o grupo. Segundo, estudos com menos de 17 espécies foram desconsiderados, pois possivelmente possuíam um número considerável de espécies não detectadas. Ainda assim, a comparação de riqueza feita acima e a de similaridade abordada abaixo devem ser tomadas como um indicativo e não seguidas estritamente.

A maior similaridade entre a taxocenose da região de Itirapina/Brotas e do Parque Nacional das Emas provavelmente deve-se ao fato destas pertencerem ao Bioma Cerrado, possuírem áreas territoriais semelhantes (151.000 e 132.000, respectivamente) e historicamente estarem mais associadas a ambientes abertos. As taxocenoses de aves de rapina diurnas destas duas localidades são formadas principalmente por espécies generalistas e de habitats abertos (Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Ainda, algumas aves de rapina especialistas e/ou exigentes, como *R. sociabilis* e *H. coronatus* (Ferguson-Lees & Christie, 2001) ocorrem nas duas áreas. Nesse sentido, os aspectos fitofisionômicos ligados a fatores históricos e evolutivos (ver Silva & Bates, 2002; Diniz-Filho *et al.*, 2002) parecem ter forte influência na similaridade das taxocenoses de aves de rapina, pois a maioria das espécies possui distribuição em todo o território brasileiro. Ajuda a elucidar essa questão o fato de Itirapina e o Parque Nacional das Emas distarem em linha reta aproximadamente 660 km, enquanto Itirapina e a Ilha de Santa Catarina (que estão em grupos diferentes no dendrograma) estão separadas por cerca de 580 km. Caso o fator distância tivesse uma alta influência quando comparado ao tipo de bioma, seria esperado maior similaridade entre Itirapina e a localidade mais próxima, Santos (ca 250 km) ou mesmo entre Jaguariaíva e Paranapiacaba, que são as localidades mais próximas e distam entre si cerca de 100 km, e que também, não se agrupam no dendrograma.

As características dos habitats parecem também explicar a formação do grupo maior com 10 localidades que apresentaram similaridades maiores de 60 %. Do total de localidades presente neste grupo, sete estão em áreas exclusivas de

Cerrado ou de transição entre Cerrado e Mata Atlântica (detalhes nos métodos), ou seja, apresentam habitats abertos juntamente com porções florestais (IBGE, 2004). A inclusão de uma área do Bioma Pantanal pode ser explicada do mesmo modo, uma vez que Poconé possui um mosaico de áreas abertas e fechadas (IBGE, 2004). Mesmo estando em grande parte associada a água, a fauna do Pantanal sofre uma forte influência da Amazônia, do Cerrado, do Chaco e de certa maneira até mesmo da Mata Atlântica (Silva & Santos, 2005). De acordo com estes autores, a avifauna do Pantanal não é um “centro de produção de espécies”, não possui endemismo e é composta por elementos biogeográficos dos biomas adjacentes.

Ainda, a participação das outras duas localidades neste grupamento provavelmente segue este mesmo raciocínio. O levantamento da Bacia do Rio Guaíba foi efetuado em uma área de transição entre os Campos Sulinos e a Mata Atlântica, logo, está sob influência de fisionomias abertas (principalmente banhados) e fechadas (Accordi & Barcellos, 2006; IBGE, 2004). Já o Estuário de Santos-Cubatão está inserido no Bioma Mata Atlântica, todavia, a área em questão possui habitats abertos naturais (baixios e campos inundáveis) intercalados com manguezais e ilhotas de restingas situadas perto da mata de encosta. Além disso, a ocupação da região (principalmente o desmatamento) criou novos “habitats abertos” que foram colonizados por espécies de áreas abertas, como *F. sparverius*, *C. plancus*, *M. chimachima*, *H. meridionalis* e *E. leucurus* (Olmos & Silva e Silva, 2001; Silva e Silva & Olmos, 2007). Estas provavelmente são oriundas de áreas abertas naturais, como por exemplo, os “campos de altitude” do Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Curucutu (ver Raimundo, 2006), situado a cerca de 30 km do mencionado estuário. Também, podem servir como fonte as áreas alteradas da Baixada Santista e do Planalto (grande São Paulo) que sofrem com uma forte ocupação desde o século XIX (Mazzei, 1999; Raimundo, 2006).

4.2 - Uso e seleção de habitat

Mesmo tendo assumido um papel chave no entendimento das relações ecológicas, sendo inclusive um importante subsídio para a conservação (Caughley, 1994), os estudos de seleção de habitat com aves de rapina diurnas ainda são

incipientes em algumas regiões e foram efetuados com um número relativamente pequeno de espécies. A revisão de Löhmus (2004) sobre estudos que abordavam o uso e/ou seleção de habitats por aves de rapina constatou que dos 896 trabalhos, 90 % foi realizado na América do Norte ou Europa e, apenas 10 espécies foram responsáveis pela metade destes. Estudos tratando de uma espécie foram evidenciados em 711 publicações (79 %), enquanto apenas 84 (9 %) incluíam mais de três espécies simultaneamente.

Após a revisão deste último autor (dados até 2003) essa tendência parece ainda permanecer. Tomando como base a revista científica específica do grupo (The Journal of Raptor Research), percebe-se que dos 24 artigos/notas publicados entre 2004 e 2008 envolvendo uso e/ou seleção de habitat, 79 % foram desenvolvidos nos Estados Unidos e Europa e 75 % enfocaram apenas uma espécie. Além das lacunas mencionadas por Löhmus (2004) pode-se evidenciar um terceiro fator: apenas um dos 24 estudos foi realizado de fato com seleção de habitat (Casado & Ferrer, 2005), os demais apenas mencionaram o habitat no qual foram efetuados os registros e/ou abordaram a seleção e as características do sítio reprodutivo - geralmente um raio fixo no entorno do ninho (*e.g.* Bibles & Mannan, 2004; Deng, 2006; Hobbs, 2006; Abe *et al.*, 2007; Woodford *et al.*, 2008).

Mesmo quando a revisão é ampliada (ver Jones, 2001; Löhmus, 2004; Tapia *et al.*, 2007) é de fato notada esta lacuna acerca da seleção de habitat por Falconiformes. Ainda, pode-se verificar que diferentes métodos são utilizados na seleção de habitat em áreas heterogêneas e que não existe uma padronização, principalmente no que diz respeito à área disponível. O grupo de estudos que utilizou a rádio-telemetria considerou como área disponível - para análise de seleção de habitat - aquela inserida dentro da área de vida (*e.g.* Marzluff *et al.*, 1997; Tornberg & Colpaert, 2001; Frutos & Olea, 2008). Outro grupo de estudos com seleção de habitat foi conduzido por pontos e/ou transectos (*e.g.* Robinson, 1994; Ueta & Minton, 1996; Manosa *et al.*, 1998; Thiollay, 2007). Dentre alguns destes, apesar do título e/ou objetivo mencionar seleção de habitat, o que de fato ocorre é o uso de habitat, pois não há quantificação e análise entre o efetivamente disponível e o utilizado (*e.g.* Robinson, 1994; Thiollay & Rahman, 2002; Thiollay, 2007).

Já a outra parte dos estudos que quantifica o disponível, considera o mesmo valor para os diferentes habitats, por exemplo, adotam o raio fixo no entorno do ponto de amostragem e/ou da rota percorrida (*e.g.* Ueta & Minton, 1996; Manosa *et al.*, 1998). Considerando que estrutura do habitat e o tamanho da espécie afetam diretamente a detecção desta, conforme reportado por alguns autores (*e.g.* Craighead & Craighead, 1969; Neu *et al.*, 1974; Janes, 1985; Bibby & Buckland, 1987; Garshelis, 2000; Buckland *et al.*, 2001; 2004; Thiollay & Rahman, 2002; Andersen, 2007), e podem gerar viés na análise de seleção de habitat, foi adotado e proposto no presente capítulo a área efetivamente amostrada, ou seja, com diferentes detecções entre os habitats e o tamanho das espécies.

A ausência de registros (não uso) de *H. meridionalis*, *B. albicaudatus*, *H. cachinnas* e *I. plumbea* e o uso abaixo do esperado de todas as espécies observadas na cana-de-açúcar, *F. sparverius*, *F. femoralis*, *R. magnirostris*, demonstraram o efeito negativo dessa monocultura para as aves de rapina. Mesmo *C. plancus*, espécie considerada como uma das mais generalistas no Brasil e associada a áreas abertas (del Hoyo *et al.*, 1994; Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001), utilizou ao menos esse habitat em proporções similares. O não uso de áreas de cana-de-açúcar por aves de rapina já foi relatado para o Japão. Neste estudo, dos seis habitats disponíveis (campo alagado, campo, pastagem, floresta, cana-de-açúcar e áreas residenciais) *Spilornis cheela* (Accipitridae) rejeitou cana-de-açúcar, floresta e áreas residenciais (Ueta & Minton, 1996).

Provavelmente a rejeição de áreas de cana-de-açúcar, pode ser explicada por pelo menos dois fatores fundamentais para que uma espécie de ave de rapina utilize um determinado habitat: a quantidade de presas e a disponibilidade de poleiro (Newton, 1979; Janes, 1985). De acordo com Petit *et al.* (1999), Willis (2006) e Miranda & Avelar (2008) nas áreas cultivadas por cana-de-açúcar há uma menor disponibilidade de presas quando comparado, por exemplo, com áreas naturais e pastagens. Ainda, as áreas ocupadas por esta monocultura na região ocupam grandes extensões (maioria > 2.000 ha, ver **capítulo 1**), são mecanizadas e não possuem poleiros, recurso importante para a maioria das espécies, e primordial para aquelas que adotam o método de caça “senta e espera” integral ou parcialmente,

como por exemplo, *R. magnirostris*, *B. albicaudatus*, *H. meridionalis* e *H. cachinnans* (Janes, 1985).

Além disso, talvez menos importante, é a característica desta monocultura. Geralmente, a colheita da cana-de-açúcar na região é feita entre 8-10 meses após o plantio, com a prática do fogo e dependendo da área o solo fica exposto durante 2-3 meses (M. A. Granzinoli obs. pes.). Ainda, no período do plantio e colheita há um intenso tráfego de máquinas agrícolas e caminhões. Adicionalmente, nos primeiros meses após o plantio é realizada a capina química (M. A. Granzinoli obs. pes.). Conforme relatado na literatura, a constante movimentação de veículos e/ou pessoas (principalmente no período reprodutivo) pode promover o abandono temporário e/ou permanente por parte das aves de rapina de uma determinada área utilizada para práticas agrícolas (*e.g.* Grubb & King, 1991; Granzinoli *et al.*, 2002; Watson, 2004).

Igualmente a cana-de-açúcar, as áreas ocupadas por plantios comerciais de eucalipto formam grandes extensões ("áreas florestais"). Dessa maneira, o não uso de *F. sparverius*, *F. femoralis*, *H. cachinnans*, *H. meridionalis*, *B. albicaudatus* e a rejeição de *M. chimachima* pode pelo menos parcialmente ser em função destas espécies serem principalmente de habitats abertos (Thiollay, 1985; del Hoyo *et al.*, 1994; Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Por outro lado, o não registro de *I. plumbea*, espécie considerada semi-florestal (Thiollay, 1985; Ferguson-Lees & Christie, 2001), provavelmente se deu em função da menor disponibilidade de insetos (principal item alimentar desse gavião; Robinson, 1994; Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001) – no eucalipto quando comparado, por exemplo, com campo cerrado, mata e até mesmo em áreas de pastagens extensiva (Petit *et al.*, 1999; Samways, 2007; Souza & Campos, 2008). No entanto, visando amostrar todas as fases do ciclo do plantio de eucalipto (5-6 anos), cerca de metade da área amostrada foi cortado logo no início deste estudo ou havia sido replantada há menos de um ano. Logo, a explicação para a rejeição das espécies de áreas abertas provavelmente se deve a ausência de recursos (*e.g.* presas, poleiros, locais para ninho). Por outro lado, a variação desde áreas recém cortadas até áreas

fechadas (4 – 5 anos) pode ter favorecido o uso similar do eucalipto por duas das espécies mais generalista, *C. plancus* e *R. magnirostris*.

Os resultados de seleção de hábitat para outros cultivos e *Pinus* devem ser desconsiderados, pois as áreas efetivamente amostradas nesses dois hábitats foram muito pequenas (2,0 e 7,3 ha, respectivamente) quando comparadas aos outros hábitats. Logo, é provável que exista um grande viés de amostragem e, por conseqüência, nos resultados. Entretanto, vale ressaltar que não houve diferença nos resultados de seleção de hábitat onde estas classes estavam inseridas quando o cálculo foi efetuado com ou sem os dados destas.

O uso dentro do esperado para seis (*F. sparverius*, *F. femoralis*, *M. chimachima*, *R. magnirostris*, *E. leucurus* e *B. albicaudatus*) das oito espécies que utilizaram as plantações de laranja revela que esta monocultura pode abrigar principalmente populações de espécies generalistas de áreas abertas. Como as plantações de laranja intercalam porções abertas (passagem de máquinas agrícolas) com fileiras da cultura, há a formação de um mosaico que pode favorecer a captura das presas quando comparado a áreas florestais. Ainda, tanto no momento da floração quanto no período de frutos provavelmente existe uma maior concentração de artrópodes (Siqueira de Castro, 2002; Andena *et al.*, 2005) e até mesmo aves que exploram estes artrópodes. Laranjais podem ser usados para nidificação de algumas espécies de aves, como por exemplo, *Columbina talpacoti* (Cintra, 1984). Nesse sentido, a monocultura de laranja forneceria a ocorrência de poleiros (mesmo que relativamente baixos) e recurso alimentar. Das seis espécies acima, *F. sparverius* é primordialmente insetívora (Cabral *et al.*, 2006), *M. chimachima*, *R. magnirostris* e *B. albicaudatus* possuem uma dieta generalista e podem incluir uma boa porção de artrópodes (Beltzer, 1990; Ferguson-Lees & Christie, 2001; Granzinoli & Motta- Junior, 2007) e *F. femoralis* é essencialmente ornitóforo (Ferguson-Lees & Christie, 2001).

De modo geral, áreas de pastagem representaram o hábitat utilizado de forma mais diferenciada pela taxocenose de Falconiformes, porém, dentro do previsto. As espécies que selecionaram pastagem, *C. plancus*, *F. sparverius*, *M. chimachima* e *R. magnirostris* são generalistas e de hábitats abertos (Thiollay, 1985;

del Hoyo *et al.*, 1994; Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Apenas *R. magnirostris* possui associação com florestas secundárias e capoeiras, embora utilize também áreas abertas onde há presença de árvores (Thiollay, 1985). Todavia, o maior uso de habitats alterados e/ou maior número de registros de *R. magnirostris* também é corroborada por três outros estudos. Na Colômbia Renjifo (2001) observou uma abundância quatro vezes maior do gavião-carijó em áreas de pastagem e plantações quando comparadas a floresta. Esta espécie também foi mais abundante em áreas alteradas do Paraná (Loures-Ribeiro & Anjos, 2006) e de Minas Gerais (Carvalho & Marini, 2007).

Das três aves de rapina, que utilizaram pastagem dentro da proporção esperada, *F. femoralis*, *E. leucurus* ocorrem essencialmente de áreas abertas e *I. plumbea* em áreas semi-florestais (Thiollay, 1985; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Nesse sentido, os diferentes tipos de pastagens da região parecem fornecer recursos e serem capazes de abrigar tais espécies. No caso específico de *I. plumbea*, o período de sua permanência na região coincide com a época de maior abundância de insetos (principalmente Acrididae) em áreas de pastagens do sudeste do Brasil (Granzinoli, 2003); visto o hábito insetívoro deste gavião e a inclusão de acridídeos em sua dieta (Robinson, 1994; Sick, 1997; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Logo, tal fato pode contribuir para o uso deste habitat de acordo com sua disponibilidade.

Já a evitação de pastagem por *H. cachinnas*, *H. meridionalis* e *B. albicaudatus* deixa indícios de que os recursos proporcionados por este habitat na região podem não ser capazes de manter uma grande população destas espécies. Um fator que pode ajudar a corroborar essa suposição é o baixo número de registros destas aves de rapina ao longo dos 18 meses de amostragens na pastagem (*H. meridionalis* n = 20, *B. albicaudatus* n = 7 e *H. cachinnans* n = 3), que teve a maior área efetivamente amostrada quando comparada com os demais habitats. Assim, ao contrário de algumas generalizações da literatura (*e.g.* Sick, 1997; del Hoyo *et al.*, 1994; Ferguson-Lees & Christie, 2001), as quais mencionam que a conversão de florestas para áreas abertas (pastagens, cultivos) favorece as espécies de áreas abertas naturais, os dados aqui apresentados demonstraram que

o uso de pastagem por estas espécies é muito abaixo do esperado, o que sugere cautela.

Como previsto, tanto o cerrado aberto quanto o cerrado intermediário foram selecionados ou utilizados dentro do esperado pela maioria das aves de rapina que são consideradas de áreas abertas, *C. plancus*, *H. cachinnas*, *E. leucurus*, *F. femoralis*, *H. meridionalis* e *B. albicaudatus*, (Thiollay, 1985; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Tal fato confirma e reforça a premissa de que em seus habitats originais, de modo geral, as espécies possuem uma utilização dentro ou acima do esperado, baseado principalmente em fatores históricos e coevolutivos (Newton & Marquis, 1982; Klopfer & Ganzhorn, 1985; Janes, 1985; Garshelis, 2000). Habitats abertos provavelmente fornecem condições ótimas para a sobrevivência e a reprodução e, presumivelmente são os que produzem uma maior perspectiva de vida quando comparados a um “habitat aleatório” (Klopfer & Ganzhorn, 1985; Garshelis, 2000).

No entanto, três espécies de áreas abertas e/ou generalistas rejeitaram ambos ou apenas um destes habitats. No caso de *F. sparverius* a rejeição aconteceu com cerrado intermediário, fato de certa forma já conhecido na literatura. A evitação de habitat com vegetação intermediária por parte de *F. sparverius* já foi reportada para a América do Norte (Smallwood, 1981; 1988). Segundo este autor, há um maior gasto de energia durante a procura e captura de presas (e menor taxa de captura) por este falcão nas áreas com vegetação intermediária quando comparado a áreas de vegetação aberta. Já a evitação de *R. magnirostris* no cerrado aberto pode ser explicada pela ausência de poleiros neste tipo de habitat. Por ser um gavião que caça quase que exclusivamente utilizando a estratégia “senta e espera” (Panasci & Whitacre, 2000) e a disponibilidade de poleiros ser baixa (e em alguns lugares até mesmo ausente), tal características provavelmente contribuíram para a rejeição do cerrado aberto. O fato do cerrado aberto não ter sido utilizado e o cerrado intermediário rejeitado por *M. chimachima* fornece indícios de que esta é uma espécie que é favorecida pela alteração dos habitats, semelhante ao relatado para outras aves de rapina diurnas (ver Knight & Kawashima, 1993; Zelanak & Rotella, 1997; Dykstra *et al.*, 2000; Rottenborn, 2000; Dean & Milton, 2003), uma vez que a pastagem foi selecionada

por este falconídeo. Por ter uma das dietas mais amplas dentre os Falconiformes, incluindo carniça, diversos grupos de invertebrados e vertebrados, frutos (Ferguson-Lees & Christie, 2001) e baixa exigência ecológica (Thiollay, 1985), *M. chimachima* pode ter encontrado maior disponibilidade de recurso alimentar e menor competição na pastagem, situação que pode ter provocado uma maior densidade-dependência neste hábitat e, por consequência, causado o uso abaixo do esperado nos dois hábitats naturais. Ainda, a vegetação em áreas de pastagem, em geral, é mais baixa do que nos dois hábitats de cerrado, o que pode facilitar a detecção e captura das presas. Soma-se a isso a associação desta espécie com outros animais (*e.g.* vacas, capivaras) para a captura de presas, facilitada pela locomoção (espantando a presa e denunciando a sua presença) ou mesmo inserida no corpo hospedeiro (Ferguson-Lees & Christie, 2001; Sazima, 2007). Porém, vale lembrar que outros dois hábitats alterados foram também rejeitados por *M. chimachima*, eucalipto e cana-de-açúcar.

Os resultados e as considerações da seleção de hábitat na formação florestal devem ser vistos com precaução, pois o que de fato foi amostrado foi borda da formação florestal e não a hábitat florestal em si. As distâncias de detecção ou área efetivamente amostrada foram de no máximo 46 m e poucos foram os locais onde havia este tipo de hábitat nos dois lados da rota (Figura 1). Mesmo assim, os resultados de maneira geral são congruentes. As duas aves de rapina que selecionaram este hábitat possuem, ao menos uma associação conhecida com vegetação fechada e/ou borda de mata, caso de *R. magnirostris* e *I. plumbea* (Thiollay, 1985). Por outro lado, *F. sparverius*, que rejeitou florestas é conhecido por ter associação com hábitats abertos, conforme mencionado acima (Smallwood, 1981; 1987). A utilização dentro das proporções esperadas por parte de espécies de áreas abertas, como *C. plancus*, *H. meridionalis* e *F. femoralis*, é uma possível consequência do uso do ecótono, pois na grande maioria das vezes os indivíduos estavam exatamente na borda e provavelmente exploravam os recursos dos dois tipos de hábitats, como por exemplo, o poleiro na borda da formação florestal e as presas da área imediatamente contígua.

Pelo fato da área de estudo ser bastante heterogênea, abrigar diferentes tipos de uso e ocupação do solo (de diferentes tamanhos), e possuir diversas áreas de transição, algumas considerações devem ser aqui discutidas. Um dos principais efeitos causado pelas alterações dos habitats sobre as aves de rapina é a formação de um território funcional (Bierregard & Lovejoy, 1989; Rostald, 1991; Thiollay & Rahman, 2002). Dependendo do grau de alteração, as manchas do habitat original que permanecem são menores que a área de vida requerida pelo indivíduo, logo, para a sobrevivência há a necessidade de exploração das áreas naturais juntamente com as áreas alteradas, formando assim, o território funcional (Bierregard & Lovejoy, 1989; Rostald, 1991). Nesse sentido, apenas o fato de uma determinada espécie ser registrada em um tipo de habitat pode não necessariamente significar que esta possa sobreviver neste. Ainda, a exploração de recursos entre os habitats alterados e os naturais pode ocorrer de maneira diferenciada e revelar efeitos distintos, por exemplo, maior requerimento de área (nos habitats alterados) e, conseqüentemente, menor densidade (Newton & Marquis, 1982). Logo, mesmo com algumas limitações, conforme expressado acima, os resultados de seleção de habitat obtidos neste estudo podem fornecer informações valiosas para a conservação das espécies e dar indicações de estudos mais refinados para seleção de micro-habitat. Por exemplo, verificar se há um efeito das características específicas (recursos) das diferentes "formas de pastagem" (*e.g.* extensiva, maior presença de árvores) na região sobre a taxocenose de Falconiformes ou se a tendência é a mesma da análise de macro-habitat mostrada aqui.

Além disso, os dados aqui apresentados e discutidos podem gerar indicações futuras para estudos em paisagens heterogêneas. Estes são, por exemplo, suficientes para a modelagem espacial do uso dos diferentes habitats por cada uma das espécies, usando como variável não só o tipo de ambiente onde o indivíduo foi registrado, mas sim os diferentes tipos de ambientes do entorno e a diversidade em cada um deles. Para tal, pode ser utilizada, por exemplo, a área de vida requerida (e composição) das espécies apresentadas no **capítulo 3**.

Em suma, o único ambiente não-natural usado mais que o esperado por *F. femoralis*, *F. sparverius*, *M. chimachima* e *R. magnirostris* foi pastagem. Esta constatação pode afetar negativamente a conservação dessas aves de rapina, pois atualmente há uma tendência de substituição das vastas áreas de pastagens por plantações de cana-de-açúcar, não só na região de estudo, mas em todo estado (Durigan *et al.*, 2007). Esta visa suprir a demanda nacional e internacional de bio-combustível (etanol) sustentado política e economicamente e, de certa forma, por atrativos ambientais – energia renovável que substituí os combustíveis fósseis e que pode mitigar os efeitos das mudanças climáticas.

Finalmente, pelo menos para a área de estudo, exceto por *M. chimachima*, mesmo as espécies relativamente comuns e generalistas preferem habitats naturais em relação aos alterados, contrariamente ao encontrado em algumas generalizações na literatura.

5 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABE, F. & O. HASEGAWA. 2007. Nest site selection of Northern Goshawk and Eurasian Sparrowhawks in a fragmented landscape in northern Japan. **Journal Raptor Research** 41: 299–306.
- ACCORDI, I. A. & A. BARCELLOS. 2006. Composição da avifauna em oito áreas úmidas da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ornitologia** 14: 101-115.
- ANDENA, S. R.; BEGO, L. R. & M. R. MECI. 2005. A Comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) de uma área de cerrado (Corumbataí, SP) e suas visitas às flores. **Revista Brasileira de Zoociências** 7: 47-54.
- ANDERSON, D. E.; O. J. RONGSTAD & W. R. MYTTON. 1985. Line transect analysis of raptor abundance along roads. **Wildlife Society Bulletin** 13: 533-539.
- ANDERSON, D. L. 2001. Landscape heterogeneity and diurnal raptor diversity in Honduras: the role of indigenous shifting cultivation. **Biotropica** 33: 511–519.
- ANDERSON, D. E. 2007. Survey Techniques. Pp. 89-100. *In* Bird, D. & K. Bildstein (eds.). **Raptor Research and Management Techniques**. Hancock House Publishers. Canadá.
- AZEVEDO, M. A. G.; D. A. MACHADO & J. L. B. ALBUQUERQUE. 2003. Aves de rapina na Ilha de Santa Catarina, SC: composição, frequência de ocorrência, uso de hábitat e conservação. **Ararajuba** 11: 75-81.
- BAUMGARTEN, L. C. 1998. Ecologia dos Falconiformes de áreas abertas do Parque Nacional das Emas (Mineiros – GO). **Dissertação de Mestrado**. Universidade Estadual de Campinas, SP.
- BAUMGARTEN, L. C. 2007. Dinâmica populacional de aves de rapina e suas presas em áreas abertas de cerrado. 2007. **Tese de Doutorado**. Universidade Estadual de Campinas, SP.
- BECHARD, M. J. 1982. Effect of vegetation cover on foraging site selection by Swainsoni's Hawk. **Condor** 84: 153-159.

- BELTZER, A. H. 1990. Biología alimentaria del Gavilán Común *Buteo magnirostris saturatus* (Aves: Accipitridae) en el valle aluvial del río Paraná Medio, Argentina. **Ornitología Neotropical** 1: 3-8.
- BERKELMAM, J.; J. D. FRASER & R. T. WATSON. 2002. Nesting and perching habitat use of the Madagascar fish-eagle. **Journal Raptor Research** 36: 287-293.
- BIBLES, B. D. & R. W. MANNAN. 2004. Productivity and nest-site characteristics of Gray Hawk in southern Arizona. **Journal Raptor Research** 38: 238-242.
- BIBBY, C. J. & S. T. BUCKLAND. 1987. Bias of bird census results due to detectability varying with habitat. **Acta Oecologica – Oecologia Generalis** 8: 103-112.
- BIBBY, C. J.; N. D. BURGESS; D. A. HILL & S. M. MUSTOE. 2001. **Bird Census Techniques**. 2nd. ed. Elsevier Academic Press. San Diego.
- BIERREGARD, R. O. & T. LOVEJOY. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory birds communities. **Acta Amazônica** 19: 215-241.
- BILDSTEIN, K. 1987. Behavioral ecology of red-tailed hawks (*Buteo jamaicensis*), rough-legged hawks (*Buteo lagopus*), northern harriers (*Circus cyaneus*), and american kestrel (*Falco sparverius*) in south central. **Ohio Biological Survey – Biological Notes nº 18**. The Ohio State University. Ohio.
- BITENCOURT, M. D. & R. R. MENDONÇA. 2004. **Viabilidade de Conservação dos Remanescentes de Cerrado no Estado de São Paulo**. Ed. Annablume. São Paulo.
- BUCKLAND, S. T.; D. R. ANDERSON; K. P. BURNHAM; J. L. LAAKE; D. L. BORCHERS & L. THOMAS. 2001. **Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations**. Oxford University Press. New York.
- BUCKLAND, S. T.; D. R. ANDERSON; K. P. BURNHAM; J. L. LAAKE; D. L. BORCHERS & L. THOMAS. 2004. **Advanced distance sampling: Estimating abundance of biological populations**. Oxford University Press. New York.
- BURNHAM, W. A.; D. F. WHITARE & C. W. TURLEY. 1989. **Maya project: use of raptors as environmental indices for densing and management of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America**. Progress Report II. The Peregrine Fund, Inc. Boise, Idaho.

- BYERS, C. R.; R. K. STEINHORST & P. R. KRAUSMAN. 1984. Clarification of a technique for analyses of utilization-availability data. **Journal of Wildlife Management** 48:1050-1053.
- CABRAL, J. C.; M. A. M. GRANZINOLLI & J. C. MOTTA-JUNIOR. 2006. Dieta do quiriquiri, *Falco sparverius* (Aves: Falconiformes), na Estação Ecológica de Itirapina, SP. **Revista Brasileira de Ornitologia** 14: 393-399.
- CANAVELLI, S. B.; M. J. BECHARD; B. WOODBRIDGE; M. N. KOCHERT; J. J. MACEDA & M. E. ZACCAGNINI. 2003. Habitat use by swainson's hawks on their austral wintering grounds in Argentina. **Journal Raptor Research** 37: 125-134.
- CARVALHO, C. E. & M. A. MARINI. 2007. Distribution patterns of diurnal raptors in open and forested habitats in south-eastern Brazil and effects of urbanization. **Bird Conservation International** 17: 367-380.
- CASADO, E. & M. FERRER. 2005. Analysis of reservoir selection by wintering Osprey in Andalusia, Spain: a potential tool for reintroduction. **Journal Raptor Research** 39: 168-173.
- CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. **Journal of Animal Ecology** 63: 215-244.
- CHAO, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics** 43: 783-791.
- CHAO, A. 2005. Species richness estimation. Pp. 7909-7916. In Balakrishnan, N.; C. B. Read & B. Vidakovic (eds.). **Encyclopedia of Statistical Sciences**. Wiley. New York.
- CINTRA, R. 1984. Taxas de crescimento de filhotes de rolinha, *Columbina talpacoti* (Aves: Columbidae), em relação a fatores ecológicos e populacionais no Planalto Central. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- CINTRA, R. & C. YAMASHITA. 1990. Habitats, abundância e ocorrência das espécies de aves do Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia** 37: 1-21.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos 2008. **Listas das aves do Brasil. Versão 05/10/2008**. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em 04/nov/2008.

- CODY, M. L. 1985. **Habitat selection in birds**. Academic Press. San Diego, California.
- COLLAR, N. J.; L. P. GONZAGA; N. KRABBE; A. MADROÑO-NIETO; L. G. NARANJO; T. A. PARKER III & D. C. WEGE. 1992. **Threatened birds of the Americas: the ICBP/IUCN Red Data Book**. International Council for Bird Preservation. Cambridge, UK.
- COLWELL, R. K. & J. A. CODDINGTON. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)** 345: 101-118
- COLWELL, R. K. 2006. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and share species from samples**. Version 8. User's guide and application published at: <<http://viceroy.eeb.unconn.edu/estimates>>.
- COSTA, E. S. & A. G. S. CASTRO. 2007. Falconiformes e Cathartiformes no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil: análise de distribuição e abundância. **Biodiversidade Pampeana** 5: 20-24.
- CRAIGHEAD, J. J. & F. C. CRAIGHEAD. 1969. **Hawks, owls and wildlife**. Dover Publications, Inc. New York.
- DEAN, W. R. J. & S. J. MILTON. 2003. The importance of roads and road verges for raptors and crows in the Succulent and Nama-Karoo, South Africa. **Ostrich** 74: 181-186.
- DEL HOYO, J.; A. ELLIOTT & J. SARGATAL. 1994. **Handbook of the birds of the world**. vol 2. New World vultures to Guinea fowl. Lynx Edicions. Barcelona.
- DENG, W. H. 2006. Breeding habitat selection by sympatric Grey-faced Buzzards and Northern Goshawks in northeast China. **Journal Raptor Research** 40: 264-269.
- DINIZ-FILHO, J. A.; C. E. R. SANT'ANA; M. C. SOUZA & T. F. RANGEL. 2002. Null models and spatial patterns of species richness in South American birds of prey. **Ecology Letters** 5: 47-55
- DONÁZAR, A. J.; O. CEBALHOS & F. HIRALDO. 1993. Roadside raptor surveys in the Argentinean Patagonia. **Journal Raptor Research** 27: 106-110.
- DURIGAN, G.; M. F. DE SIQUEIRA & G. A. D. C. FRANCO. 2007. Threats to the cerrado remnants of the State of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola** 64: 355-363.

- DYKSTRA, C. R.; J. L. HAYS; F. B. DANIEL & M. M. SIMON. 2000. Nest site selection and productivity of suburban red-shouldered hawks in Southern Ohio. **Condor** 102: 401–408.
- ELLIS, D. H.; R. L. GLINSK & D. G. SMITH. 1990. Raptor road surveys in South America. **Journal Raptor Research** 24: 98-106
- ENGLAND, A. S.; M. J. BECHARD & C. S. HOUSTON. 1997. Swanson's Hawk (*Buteo swainsoni*). Pp. 1-34. *In* Poole A. & F. Gill (eds.). **The birds of North America N 265**. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA and The American Ornithologist Union, Washington, D. C.
- FERGUSON-LEES, J. & D. A. CHRISTIE. 2001. **Raptors of the world**. Houghton and MifflinCompany. New York, USA.
- FRUTOS, A. & P. P. OLEA. 2008. The importance of premigratory areas in the ecology and conservation of the lesser kestrel: space use and habitat selection during the post-fledging period. **Animal Conservation** 11: 224-233.
- FULLER, M. R. & J. A. MOSHER. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. Pp. 235-246. *In* Ralph, C. J. & J. M. Scott (eds.). **Estimating numbers of terrestrial birds**.
- FULLER, M. R. & J. A. MOSHER. 1987. Raptor survey techniques. Pp. 37-69. *In* Pendleton, B. A. (ed.). **Raptor Management Techniques Manual**. National Wildlife Federation. Washington, DC.
- FULLER, M. R.; W. S. SEEGAR & L. S. SCHUECK. 1998. Routes and travel rates of migrating Peregrine Falcons *Falco peregrinus* and Swainson's Hawks *Buteo swainsoni* in the Western Hemisphere. **Journal of Avian Biology** 29: 433-440.
- GAMAUF, A.; M. PRELEUTHNER & H. WINKLER. 1998. Philippine birds of prey: interrelations among habitat, morphology and behavior. **Auk** 115: 713-726.
- GARSHELIS, D. L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection and importance. Pp. 111-164. *In* Boitani, L. & T. K. Fuller (eds.). **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences**. Columbia University Press. New York.

- GOTELLI, N. J. & G. L. ENTSMINGER. 2006. **EcoSim: Null models software for ecology**. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho. Disponível em <<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>>.
- GRANZINOLLI, M. A. M.; C. H. V. RIOS; L. D. MEIRELES & A. R. MONTEIRO. 2002. Reprodução do falcão-de-coleira *Falco femoralis* Temminck 1822 (Falconiformes: Falconidae) no município de Juiz de Fora, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica** 2: <http://www.biotaneotropica.cria.org.br/v2n2/pt/item?short-communication>.
- GRANZINOLLI, M. A. M. 2003. Ecologia alimentar do gavião-do-rabo-branco *Buteo albicaudatus* (Falconiformes: Accipitridae) no município de Juiz de Fora, sudeste do estado de Minas Gerais. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP.
- GRANZINOLLI, M. A. M.; R. J. G. PEREIRA & J. C. MOTTA-JUNIOR. 2006. The Crowned Solitary-eagle *Harpyhaliaetus coronatus* (Accipitridae) in the cerrado of Estação Ecológica de Itirapina, southeast Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 14: 429-432.
- GRANZINOLLI, M. A. M. & J. C. MOTTA-JUNIOR. 2007. Feeding ecology of the White-tailed Hawk in Brazil: number of prey, biomass consumption and seasonality **Emu – Austral Ornithology** 107: 214-222.
- GRANZINOLLI, M. A. M. & J. C. MOTTA-JUNIOR. 2008 (*no prelo*). Aves de rapina: levantamento, seleção de habitat e dieta. Pp. 56-71. In Von Matter, S.; F. Straube; I. Accordi; V. Piacentini & J. F. Cândido-Junior (orgs.). **Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**. Editora Technical Books. Rio de Janeiro, RJ.
- GRUBB, T. G. & R. M. KING. 1991. Assessing human disturbance of breeding Bald Eagles with classification tree models. **Journal Wildlife Management** 55: 500-511.
- HOBBS, R. J.; S. DE STEFANO & W. L. HALVORSON. 2006. Breeding biology and nest-site selection of Red-tailed Hawks in an altered desert grassland. **Journal Raptor Research** 40: 38-45.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2003. Instrução Normativa nº 03, de 27 de maio de 2003. **Lista das Espécies de Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**.

- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2004. **Mapa de biomas do Brasil e Mapa de Vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em <<http://mapas.ibge.gov.br/biomas2/viewer.htm>>. Acesso em 13/12/ 2008.
- IEZZI, G. 2004. **Fundamentos de Matemática Elementar – Trigonometria**. Atual Editora. São Paulo, SP.
- IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. 2008. **2008 IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>. Access on 31/01/2009.
- JAKSIC, F.; H. W. GREENE & J. L. YANEZ. 1981. The guild structure of a community of predators vertebrates in central Chile. **Oecologia** 49: 162-170.
- JANES, S. W. 1985. Habitat selection in raptorial birds. Pp. 159-188. *In* Cody, M. L. (ed.). **Habitat selection in birds** . Academic Press. San Diego, CA.
- JOHNSGARD, P. A. 1990. **Hawks, eagles and falcons of North America**. Smithsonian Institution Press. Washington, DC.
- JONES, J. 2001. Habitat selection in avian ecology: a critical review. **Auk** 118: 557-562.
- KLOPPER, P. H. & J. U. GANZHORN. 1985. Habitat Selection: Behavioral Aspects. Pp. 435-453. *In* Cody, M. L. (ed.). **Habitat selection in birds** . Academic Press. San Diego, CA.
- KLOPIN, J. R. 1973. Differential habitat uses by sexes of American Kestrel wintering in north California. **Journal Raptor Research** 7: 30-42.
- KNIGHT, R. L.; J. Y. KAWASHIMA. 1993. Responses of raven and red-tailed hawk populations to linear right-of-ways. **Journal Wildlife Management** 57: 266–271.
- KOVACH, W. L. 1999. **MVSP - A multi-Variate statistical package for windows, ver. 3.1**. Kovach computing Services. Pentraeth.
- KREBS, J. R. 1994. **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance**. Fourth Edition. The Lehigh Press. California. USA.
- LEARY, A. W.; R. MAZAIKA & M. J. BECHARD. 1998. Factors affecting the size of Ferruginous Hawk home ranges. **Wilson Bulletin** 110: 198-205.
- LÖHMUS, A. 2004. Raptor studies – the state of the art. Pp. 279-296. *In* Chancellor, R. D. & B. U. Meyburg (eds.). **Proceedings of the VI World Conference on Birds of Prey and Owls**. Budapest and Berlin.

- LOURES-RIBEIRO, A. & L. ANJOS. 2006. Falconiformes assemblages in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 49: 149-162.
- MANOSA, S.; J. REAL & J. CODINA. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's Eagle in Catalonia. **Journal Raptor Research** 32: 208-214.
- MANOSA, S. & V. PEDROCCHI. 1997. A raptor survey in the Brazilian Atlantic rainforest. **Journal Raptor Research** 31: 203-207.
- MANOSA, S.; E. MATEOS & V. PEDROCCHI. 2003. Abundance of soaring raptors in the brazilian atlantic rainforest. **Journal Raptor Research** 37: 19-30.
- MARQUES, M. T. 2008. Riqueza e abundância relativa de aves de dois fragmentos de Cerrado na região central do Estado de São Paulo. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de São Carlos, SP.
- MARTUSCELLI, P; F. OLMOS & M. GALETTI. 2001. **Birds of Ilha do Cardoso State Park**. Disponível em <<http://www.rc.unesp.br/ib/ecologia/birdscardoso.html>>. Acesso em 12/03/2006.
- MARZLUFF, J. M.; S. T. KNICK; M. S. VEKASY; L. S. SCHUECK & T. J. ZARRIELLO. 1997. Spatial use and habitat selection of Golden Eagles in southwestern Idaho. **Auk** 114: 673-687.
- MAZZEI, K. 1999. Manejo de unidades de conservação em áreas urbanas: Parque Estadual da Cantareira – discussão para incorporação de novas áreas. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP.
- MEUNIER, F. D.; C. VERHEYDEN & P. JOUVENTIN. 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. **Biological Conservation** 92: 291-298.
- MILLS, G. S. 1976. American Kestrel sex ratio and habitat separation. **Auk** 93: 740-748.
- MILLSAP, B. A. & M. N. LEFRANC. 1988. Road transect counts for raptors: how reliable are they? **Journal Raptor Research** 22: 8-16.
- MIRANDA, J. R. & M. G. VELLAT. 2008. **Sistemas agrícolas sustentáveis e biodiversidade faunística**. Disponível em <http://www.interfacehs.sp.senac.br/br/artigos.asp?ed=8&cod_artigo=142>. Acesso em 15/08/2008.

- MITTERMEIER, R. A.; P. ROBLES-GIL & C. G. MITTERMEIER. 1997. **Megadiversity: earth's biologically wealthiest nations**. CEMEX, Agrupación Serra Madre. Mexico.
- MOTTA-JUNIOR, J. C. & L. A. S. VASCONCELLOS. 1996. Levantamento das aves do *campus* da Universidade Federal de São Carlos, Estado de São Paulo, Brasil. **Anais do Seminário Regional de Ecologia** 7: 159-171.
- MOTTA-JUNIOR, J. C.; M. A. M. GRANZINOLLI & P. F. DEVELEY. 2008. Aves da Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** 8: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn00308032008>.
- MORRISON J. L. & S. R. HUMPHREY. 2001. Conservation Value of Private Lands for Crested Caracaras in Florida. **Conservation Biology** 15: 675-684
- NAVJOT, S. S. & L. W. OLIPHANT. 1992 Hunting and habitat use and selection of urban-breeding merlins. **Condor** 94: 743-749.
- NEGRET, A.; J. TAYLOR; R. C. SOARES; R. B. CAVALCANTI & C. JOHNSON. 1984. **Aves da região geopolítica do Distrito Federal**. SEMA. Brasília, DF.
- NEU, W.; C. R. BYERS & J. M. PEEK. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. **Journal of Wildlife Management** 38: 541-545.
- NEWTON, I. 1979. **Population ecology of raptors**. Buteo Books. Vermilion, USA.
- NEWTON, I.; P. E. DAVIS & D. MOSS. 1981. Distribution and breeding on red kites in relation to land-use in Wales. **Journal of Applied Ecology** 18:173-186.
- NEWTON, I. & M. MARQUIS. 1982. Removal experiments and the limitation of breeding density in sparrowhawks. **Journal of Animal Ecology** 60: 535-544.
- OLMOS, F. & R. SILVA E SILVA. 2001. The avifauna of a southeastern Brazilian mangrove swamp. **International Journal of Ornithology** 4: 127-207.
- PACHECO, J. F.; G. M. KIRWAN; A. ALEIXO; B. M. WHITNEY; A. WHITTAKER; J. MINNS; K. J. ZIMMER; P. S. FONSECA; M. F. C. LIMA & D. OREN. 2007. An avifaunal inventory of the CVRD Serra dos Carajás Project, Pará, Brazil. **Cotinga** 27: 15-30.
- PACHECO, J. F.; R. PARRINI; L. E. LOPES & M. F. VASCONCELOS. 2008. A avifauna do Parque Estadual do Ibitipoca e áreas adjacentes, com uma revisão crítica dos registros prévios e comentários sobre biogeografia e conservação. **Cotinga** 30: 16-32.
- PANASCI, T. & D. WHITACRE. 2000. Diet and foraging behaviour of nesting Roadside Hawks in Petén, Guatemala. **Wilson Bulletin** 112: 555-558.

- PETIT, L. J.; D. R. PETIT; D. G. CHRISTIAN & H. D. W. POWELL. 1999. Birds communities of natural and modified habitats in Panama. **Ecography** 22: 292-304.
- RAIMUNDO, S. A. 2006. A paisagem natural remanescente na Região Metropolitana de São Paulo. **São Paulo em Perspectiva** 20: 19-31.
- RENJIFO, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. **Ecological Applications** 11: 14-31.
- ROBINSON, S. K. 1994. Habitat selection and foraging ecology of raptors in Amazonian Peru. **Biotropica** 26: 443-458.
- ROSTALD, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. **Biological Journal of the Linnean Society** 42: 149-162.
- ROTTENBORN, S. C. 2000. Nest-site selection and reproductive success of urban Red-Shouldered Hawks in central California. **Journal Raptor Research** 34: 18-25.
- RUTZ, C. 2006. Home range size, habitat use, activity patterns and hunting behaviour of urban-breeding Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. **Ardea** 94: 185-202
- SAMWAYS, M. J. 2007. Insect Conservation: A Synthetic Management Approach. **Annual Review of Entomology** 52: 465-487.
- SANAIIOTTI, T. M. & R. CINTRA. 2001. Breeding and migrating birds in an Amazonian savanna. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** 36: 23-33.
- SARASOLA, J. H.; J. J. NEGRO; K. A. HOBSON; G. R. BORTOLOTTI & K. L. BILDSTEIN. 2008. Can a wintering area effect' explain population status of Swainson's hawks? A stable isotope approach. **Diversity and Distributions** 14: 686-691.
- SAZIMA, I. 2007. Unexpected cleaners: Black Vultures (*Coragyps atratus*) remove debris, ticks, and peck at sores of capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*), with an overview of tick-removing birds in Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 15: 417-426.
- SERRA-FILHO, R. 1974. Levantamento da cobertura natural e de reflorestamento no estado de São Paulo. **Boletim Técnico do IF** 11: 1-56.
- SICK, H. 1997. **Ornitologia brasileira**. Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro, Brasil.
- SILVA, J. M. C. 1995. Birds of the Cerrado Region, South America. **Steentrupia** 21: 69-92.

- SILVA J. M. & J. M. BATES. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a Tropical savanna hotspot. **BioScience**. 52: 225-233.
- SILVA, J. M. C. & M. P. D. SANTOS. 2005. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. Pp. 224-233. *In* Scariot, A.; J. C. Souza-Filho & J. M. Felfili. (orgs.). **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF.
- SILVA E SILVA, R. & F. OLMOS. 2007. Adendas e registros significativos para a avifauna dos manguezais de Santos e Cubatão, SP. **Revista Brasileira de Ornitologia** 15: 551-560.
- SILVEIRA, L. F. 1998. The birds of Serra da Canastra National Park and adjacent areas, Minas Gerais, Brazil. **Cotinga** 10: 55-63.
- SIQUEIRA DE CASTRO, M. 2002. Bee fauna of some tropical and exotic fruits: potencial pollinators and their conservation. Pp. 275-288. *In* Kevan, P. & V. L. Imperatriz Fonseca (eds.). **Pollinating Bees - The conservation link between agriculture and nature**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF.
- SMALLWOOD, J. A. 1981. Prey size selection by American Kestrel (*Falco sparverius*) in wintering in southcentral Florida. **Master Thesis**. Miami University. Ohio.
- SMALLWOOD, J. A. 1987. Sexual segregation in american kestrels wintering in southcentral Florida: vegetative structure and responses to differential prey availability. **Condor** 89: 842-849.
- SMALLWOOD, J. A. 1988. A mechanism of sexual segregation by habitat in American Kestrels (*Falco sparverius*) wintering in South Central Florida. **Auk** 105: 36-46.
- SNEATH, P. H. A. & R. R. Sokal. 1973. **Numerical taxonomy**. Freeman & Co. San Francisco.
- SOUTHERN, H. N. & V. P. M. LOVE. 1968. The pattern of distribution of prey and predator in Tawny Owl territories. **Journal of Animal Ecology** 37: 75-97
- SOUZA, L. & M. J. O. CAMPOS. 2008. Composition and diversity of bees(Hymenoptera) attracted by Moericke traps in an agricultural area in Rio Claro, state of São Paulo, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia** 98: 236-243.

- STRAUBE, F. C.; A. URBEN-FILHO & C. GATTO. 2005. A avifauna do Parque Estadual do Cerrado (Jaguariaíva) e a conservação do cerrado em seu limite meridional de ocorrência. **Atualidades Ornitológicas** 128: 29-39.
- TAPIA, L.; P. L. KENNEDY & R. W. MANNAN. 2007. Habitat sampling. Pp. 153-170. *In* Bird, D. & K. Bildstein (eds.). **Raptor Research and Management Techniques**. Hancock House Publishers. Canadá.
- TELLA, J.; M. G. FORERO; F. HIRALDO, & J. DONAZAR. 1998. Conflicts between lesser kestrel conservation and european agricultural policies as identified by habitat use analyses. **Conservation Biology** 12: 593-604.
- THIOLLAY, J. M. 1985. Composition of Falconiformes communities along successional gradients from primary rainforest to secondary habitats. Pp. 181-190. *In* Newton, I. & R. D. Chancellor (eds.). **Conservation Studies on Raptors**. ICPB Technical Publication. Cambridge.
- THIOLLAY, J. M. 1989a. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. **Conservation Biology** 3:128-137.
- THIOLLAY, J. M. 1989b. Censusing of diurnal raptor in a primary forest: comparative methods and species detectability. **Journal Raptor Research** 23: 72-84.
- THIOLLAY, J. M. & Z. RAHMAN. 2002. The raptor community of central Sulawesi: habitat selection and conservation status. **Biological Conservation** 107: 111-122.
- THIOLLAY, J. M. 2007. Raptor communities in French Guiana: distribution, habitat selection, and conservation. **Journal Raptor Research** 41: 90-105.
- TORNBERG, R. & A. COLPAERT. 2001. Survival, ranging, habitat choice and diet of the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* during winter in northern Finland. **Ibis** 143: 41-50.
- UETA, M. & J. S. MINTON. 1996. Habitat preference of Crested Serpent Eagle in southern Japan. **Journal Raptor Research** 30: 99-100.
- WATSON, J. W. 2004. Responses of nesting Bald Eagles to experimental pedestrian activity. **Journal Raptor Research** 38: 295-303.
- WAKELEY, J. S. 1978. Factors affecting the use of hunting sites by ferruginous hawks. **Condor** 80: 316-326.

- WIENS, J. A. 1989. **The ecology of bird communities**. vol. 1. Cambridge University Press. Cambridge.
- WHITMORE, T. C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Pp. 3-12. *In* Laurance, W. F. & R. O. Bierregaard (eds.). **Tropical forest remnants, ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. Chicago.
- WILLIS, E. O. 1963. Is the zone-tailed hawk a mimic of the turkey vulture? **Condor** 65: 313-317.
- WILLIS, E. O. 2004. Birds of a habitat spectrum in the Itirapina savanna, São Paulo, Brazil (1982-2003). **Brazilian Journal of Biology** 64: 901-910.
- WILLIS, E. O. 2006. Protected cerrado fragments grown up and lose even metapopulational birds in central São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 66: 829-837.
- WILLIS, E. O. & Y. ONIKI. 2003. **Aves do Estado de São Paulo**. Editora Divisa. Rio Claro, SP.
- WOLDA, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. **Oecologia** 50: 296-302.
- WOODFORD, J. E.; C. A. FLORANTA & A. RINALDI. 2008. Nest density, productivity, and habitat selection of Red-Shouldered Hawk in a contiguous forest. **Journal Raptor Research** 42: 79-86.
- ZELENAK, J. R. & J. J. ROTELLA. 1997. Nest success and productivity of ferruginous hawks in northern Montana. **Canadian Journal of Zoology** 75: 1035-1041.

Apêndice I – Composição de espécies das 15 taxocenoses de Falconiformes incluídas na análise de similaridade (Figura 3, Tabela 5). **ITI** = Itirapina/Brotas (presente estudo; Willis, 2004; Marques, 2008); **BH** = Belo Horizonte (Carvalho & Marini, 2007); **EMA** = Parque Nacional das Emas (Baumgarten, 1998; 2007), **CAN** = Parque Nacional da Serra da Canastra (Silveira, 1998); **ALT** = Alter do Chão (Sanaiotti & Cintra, 2001); **JAG** = Parque Estadual do Cerrado (Straube *et al.*, 2005), **IBI** = Parque Estadual de Ibitipoca (Pacheco *et al.*, 2008); **MAR** = Maringá (Loures-Ribeiro & Anjos, 2006); **PAR** = Serra de Paranapiacaba (Manosa *et al.*, 2003); **SCT** = Ilha de Santa Catarina (Azevedo *et al.*, 2003); **SAN** = Estuário de Santos (Olmos & Silva e Silva, 2001; Silva e Silva & Olmos, 2007); **GUA** = Bacia do Lago Guaíba (Accordi & Barcellos, 2006); **POC** = Poconé (Cintra & Yamashita, 1990); **PUB** = Parauapebas (Pacheco *et al.*, 2007) e; **CAR** = Serra dos Carajás (Pacheco *et al.*, 2007).

Táxon	Localidades														
	ITI	BH	EMA	CAN	ALT	JAG	IBI	MAR	PAR	SCT	SAN	GUA	POC	PUB	CAR
Pandionidae Bonaparte, 1854															
<i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758)	X				X			X		X	X		X		
Accipitridae Vigors, 1824															
<i>Leptodon cayanensis</i> (Latham, 1790)	X	X							X		X	X	X	X	X
<i>Chondrohierax uncinatus</i> (Temminck, 1822)	X		X								X			X	
<i>Elanoides forficatus</i> (Linnaeus, 1758)			X		X	X	X			X		X	X	X	X
<i>Gampsonyx swainsonii</i> Vigors, 1825	X		X		X								X	X	X
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X		
<i>Rostrhamus sociabilis</i> (Vieillot, 1817)	X		X					X		X	X	X	X	X	X
<i>Helicolestes hamatus</i> (Temminck, 1821)														X	
<i>Harpagus bidentatus</i> (Latham, 1790)					X									X	X
<i>Harpagus diodon</i> (Temminck, 1823)		X							X	X				X	
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	X	X	X	X	X			X		X				X	X
<i>Circus cinereus</i> Vieillot, 1816												X			
<i>Circus buffoni</i> (Gmelin, 1788)			X	X							X	X			
<i>Accipiter poliogaster</i> (Temminck, 1824)									X					X	X
<i>Accipiter superciliosus</i> (Linnaeus, 1766)	X								X						X
<i>Accipiter striatus</i> Vieillot, 1808	X	X			X	X	X	X	X	X			X		
<i>Accipiter bicolor</i> (Vieillot, 1817)		X				X	X				X		X		X
<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	X		X					X	X				X	X	
<i>Leucopternis schistaceus</i> (Sundevall, 1851)														X	
<i>Leucopternis albicollis</i> (Latham, 1790)															X
<i>Leucopternis lacernulatus</i> (Temminck, 1827)		X								X	X				
<i>Leucopternis polionotus</i> (Kaup, 1847)									X	X					
<i>Buteogallus aequinoctialis</i> (Gmelin, 1788)											X				
<i>Buteogallus urubitinga</i> (Gmelin, 1788)				X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X

Táxon	ITI	BH	EMA	CAN	ALT	JAG	IBI	MAR	PAR	SCT	SAN	GUA	POC	PUB	CAR
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	X		X	X		X	X	X			X	X	X		
<i>Harpyhaliaetus coronatus</i> (Vieillot, 1817)	X	X	X	X		X									
<i>Busarellus nigricollis</i> (Latham, 1790)					X			X				X	X	X	
<i>Parabuteo unicinctus</i> (Temminck, 1824)				X							X				X
<i>Percnophierax leucorrhous</i> (Quoy Gaimard, 1824)									X	X					
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Buteo albicaudatus</i> Vieillot, 1816	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	X		X
<i>Buteo melanoleucus</i> (Vieillot, 1819)		X		X		X	X		X	X					
<i>Buteo nitidus</i> (Latham, 1790)					X					X	X			X	X
<i>Buteo platypterus</i> (Vieillot, 1823)															X
<i>Buteo swainsoni</i> Bonaparte, 1838	X														
<i>Buteo brachyurus</i> Vieillot, 1816	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X			X
<i>Buteo albonotatus</i> Kaup, 1847	X		X		X								X		
<i>Morphnus guianensis</i> (Daudin, 1800)									X						X
<i>Harpia harpyja</i> (Linnaeus, 1758)														X	X
<i>Spizaetus tyrannus</i> (Wied, 1820)							X		X	X					
<i>Spizaetus melanoleucus</i> (Vieillot, 1816)													X		X
<i>Spizaetus ornatus</i> (Daudin, 1800)						X			X				X		X
Falconidae Leach, 1820															
<i>Daptrius ater</i> Vieillot, 1816															X
<i>Ibycter americanus</i> (Boddaert, 1783)														X	X
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Milvago chimango</i> (Vieillot, 1816)				X			X			X	X	X			
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	X	X		X	X	X		X		X	X	X
<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)		X				X	X		X					X	X
<i>Micrastur mintoni</i> Whittaker, 2002														X	X
<i>Micrastur mirandollei</i> (Schlegel, 1862)														X	X
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	X	X	X						X				X		
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X		
<i>Falco ruficularis</i> Daudin, 1800		X			X			X	X				X	X	X
<i>Falco deiroleucus</i> Temminck, 1825		X													X
<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X		X
<i>Falco peregrinus</i> Tunstall, 1771					X					X	X	X			
Total	23	21	20	17	17	17	18	17	22	20	23	18	24	25	32

CAPÍTULO 5

Considerações Finais

A paisagem da região estudada é essencialmente ocupada por atividades agropecuárias (77 %), os fragmentos de habitats naturais são na maioria de pequeno tamanho, possuem forma irregular e estão inseridos em uma matriz de monoculturas (cana-de-açúcar, eucalipto e laranja) e pastagens.

A situação dos remanescentes de cerrados na região (e da fauna deles dependentes) é crítica, principalmente do campo úmido, campo limpo e do campo sujo. Restam apenas 713 ha (0,5 % do total) dessas fisionomias fora da Estação Ecológica de Itirapina (EEI) que sofrem com a invasão de gramíneas exóticas e com a presença de gado.

A EEI sofre uma enorme pressão antrópica em sua zona de amortecimento. O entorno imediato (faixa de 1 km) é formado por 62 % de monoculturas (25 % de laranja, 24 % de eucalipto e 13 % de *Pinus*) e por 3 % de urbanização. Fato esse que contribui para a invasão de espécies exóticas, como *Pinus* e gramíneas, que ameaçam principalmente as formações savânicas.

A armadilha *bal-chatri* obteve êxito na captura de três espécies (*R. magnirostris*, *F. sparverius* e *F. femoralis*) e a armadilha *goshawk* de cinco espécies (*F. femoralis*, *F. sparverius*, *R. magnirostris*, *H. meridionalis* e *M. choliba*). Ainda, a captura de *F. femoralis*, *R. magnirostris* e *H. meridionalis* por esta última armadilha é reportada pela primeira vez na literatura.

Além das “iscas” que fazem parte da dieta habitual das espécies, iscas alternativas devem ser testadas nas tentativas de captura, uma vez que as características das armadilhas podem propiciar uma maior atratibilidade destas (e.g. *F. sparverius*).

A captura das aves de rapina diurnas em áreas abertas do Brasil deve considerar alguns fatores essenciais para obter uma maior eficiência (*e.g.* utilização de iscas mais resistentes, inspeção das armadilhas em menor intervalo, fechamento das armadilhas no crepúsculo, inspeção dos laços) quando comparada a outras regiões.

A média da área de vida (KA 95 %) foi de 1.329 ± 780 ha para *F. femoralis*, 129 ± 140 ha para *R. magnirostris* e de 1.883 ha para o indivíduo de *H. meridionalis*. A média da área de vida de *F. femoralis* foi 2,8 maior em áreas alterados quando comparada a áreas naturais.

Os dados aqui apresentados sugerem que a qualidade do hábitat tem uma influência direta no tamanho e na composição da área de vida. De maneira complementar, deixa indícios de haver um limiar mínimo desejável do hábitat característico da espécie. No caso de *F. femoralis*, por exemplo, a média de hábitats abertos (cerrado aberto e pastagem) dentro da área de vida foi de 52 %. Adicionalmente, os indivíduos monitorados em áreas naturais utilizam um menor número de hábitats.

Exceto por citricultura, grandes extensões de monoculturas (> 25 ha) não foram utilizadas por nenhum dos seis indivíduos de *F. femoralis*. Além disso, todas as monoculturas que representavam mais que 7 % da área de vida foram rejeitadas por este falcão. Por outro lado, os indivíduos de *F. femoralis* monitorados nas áreas naturais não selecionaram nenhum hábitat.

A taxocenose de aves de rapina diurnas da região é formada por 23 espécies, a maioria de hábitat aberto. Esta representa 35 % das espécies que ocorrem no Brasil e 45 % tanto das aves de rapina diurnas com distribuição para o Estado de São quanto para o Bioma Cerrado.

A composição de espécies da região é mais relacionada à taxocenoses de áreas abertas que estão sob influência do Cerrado, sendo mais similar àquela do Parque Nacional das Emas.

Como previsto, tanto o cerrado aberto quanto o cerrado intermediário foram selecionados ou utilizados dentro do esperado pela maioria das aves de rapina que são consideradas de áreas abertas. Em geral, as monoculturas foram rejeitadas pelas aves de rapina, o único ambiente não-natural usado mais que o esperado por quatro das 10 espécies analisadas foi pastagem.

Cana-de-açúcar foi rejeitada por todas as espécies. Este fato pode afetar negativamente a conservação dessas aves de rapina, pois atualmente há uma tendência de substituição das vastas áreas de pastagens por plantações de cana-de-açúcar para suprir a demanda nacional e internacional de bio-combustível.

Finalmente, pelo menos para a área de estudo, exceto por *M. chimachima*, mesmo as espécies relativamente comuns e generalistas preferem habitats naturais em relação aos alterados, contrariamente ao encontrado em algumas generalizações na literatura.