Mieko Ferreira Kanegae

Tamanho populacional, seleção de habitat e área de vida de espécies de aves endêmicas e ameaçadas do Cerrado na Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo.

São Paulo

2009

Mieko Ferreira Kanegae

Tamanho populacional, seleção de habitat e área de vida de espécies de aves endêmicas e ameaçadas do Cerrado na Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo.

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

Orientador: Prof. Dr. José Carlos Motta-Junior

São Paulo

2009

Kanegae, Mieko Ferreira
Tamanho populacional, seleção de habitat e área de vida de espécies de aves endêmicas e ameaçadas do Cerrado da Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo.
Número de páginas 111

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

1. Palavra-Chave Principal: aves, Cerrado, São Paulo. 2. Palavra-Chave Secundária: tamanho da população, seleção de habitat, área de vida, Estação Ecológica de Itirapina. 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(a). Dr(a).
Orientador(a)

Dedicatória

Ao Nino, meu grande amor e companheiro,
aos meus pais Toshihiro e Carlônia
a minha linda avó Livina
em memória da minha Batian.

Agradecimentos

Agradeço a todos aqueles que participaram em algum momento dessa etapa da minha vida.

Ao Severino A. Lucena Neto, pela compreensão e companhia durante todo o doutorado e pelo auxílio no campo, sem a qual não seria possível finalizar a coleta de dados.

Aos meus pais que me apoiaram durante a minha vinda para São Paulo e por me acompanhar e dar força, mesmo de longe em todo o percurso do doutorado.

Ao José Carlos Motta-Junior, pela orientação e apoio durante todo o desenrolar da tese.

Às amigas Gisele Levy e Marina Telles, pelas aventuras no cerrado e ajuda no campo e companhia na sorveteria, lanchonete e supermercado em Itirapina, por todos os bons momentos no alojamento, conversas ornitológicas e shows em São Carlos.

Ao Matheus Reis, João Cardoso Jr. e Andrea Sendoda pelo apoio e companhia durante a coleta de dados.

A Fabiana Pioker e Maria Vianna pelos almoços comunitários no alojamento e na USP, apoio no campo e companhia nos momentos de trabalho e descanso regados de sorvetes gostosos.

Ao Roberto G. Tovati, Hipólito Neto pelas sugestões e conversas biológicas na coleta de campo e pelos bons momentos no alojamento de Itirapina.

Ao Marco Granzinolli pela amizade e sugestões na coleta de dados, no uso do receptor, nas análises dos dados e no curso do Distance.

À Simone R. Freitas pela ajuda nas análises estatísticas e sugestões na discussão.

Ao Wellington Alessandro Bispo e Luis Carlos de Souza pelo auxílio nos programas, problemas no computador, pela paciência e disposição em ajudar.

À Dalva, a Bernardete e a Socorro pela disposição e paciência em resolver os nossos problemas e pelo carinho no atendimento.

À amiga Vivian Braz pelo grande auxílio nas análises com o Programa Distance e sugestões na tese.

Aos funcionários do Instituto Florestal Gilson, Major, Parada Louca, pela disposição e paciência em me socorrer dos inúmeros atolamentos na EEI em qualquer dia da semana ou horário.

À querida Isabel, funcionária do alojamento de Itirapina, pelo sincero apoio e amizade, pelas conversas descontraídas regadas de receitas e dicas culinárias de pães gostosos.

À Ana Cris Bondioli pelas preciosas dicas e ensinamentos de como e onde pedir apoio financeiro, sem essas aulas seria inviável grande parte do meu campo.

Ao Darius Tubelis pelas sugestões e idéias na coleta de campo.

Ao Professor Sérgio Tadeu pelas sugestões na parte estatística.

À Fernanda Marques, ao Steven Buckland e ao Walfrido Tomás pelas sugestões no desenho amostral, pela paciência e ajuda na análise do Programa Distance.

Ao Paulo Vianney Vilela Rodrigues por ter recebido os equipamentos de doação nos EUA e ter trazido para o Brasil.

Ao Alexandre Franchin pela amizade e pela companhia durante a produção da tese.

Aos Professores Manoel Martins Dias Filho & Mercival R. Francisco pelas informações e discussões sobre *Melanopareia torquata*.

À Professora Astrid de Matos Kleinert pelo auxílio e apoio durante o doutorado e por ter concordado em participar da banca.

À CAPES pela bolsa de doutorado.

Ao meu cachorro Juca que me acompanhou pacientemente durante a elaboração da tese e me proporcionou momentos de descontração e brincadeiras nos intervalos.

Ao Departamento de Ecologia da USP pelo apoio financeiro com algumas diárias, pelo apoio no Congresso de Ornitologia.

Ao Museu de Zoologia da USP por ter me atendido solicitamente e cedido material para consulta.

Ao Instituto Florestal pelo apoio durante a pesquisa na Estação Ecológica de Itirapina.

A Idea Wild, E. Alexander Bergstrom Memorial Research Award, Neotropical Grassland Conservancy, W. J., Virginia W. Moorhouse Memorial, Pamela e Alexander F. Skutch e Birders Exchange pelo apoio financeiro e doação de equipamentos.

.

Índice

Resumo Geral 01

Introdução Geral 05

Capítulo 1. Tamanho populacional de espécies de aves endêmicas e ameaçadas do Cerrado na Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. 07

Resumo/ *Abstract* 08

1.1. Introdução 12

1.2. Materiais e Métodos 14

1.3. Resultados 23

1.4. Discussão 24

Capítulo 2. Seleção de habitat por *Alectrurus tricolor* e *Culicivora caudacuta* (Aves, Tyrannidae) e *Melanopareia torquata* (Aves, Melanopareiidae) na Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil: implicações para a conservação. 32

Resumo/ *Abstract* 33

2.1. Introdução 37

2.2. Materiais e Métodos 40

2.3. Resultados 46

2.4. Discussão 50

Capítulo 3. Área de vida de *Melanopareia torquata* (Wied) (Aves, Melanopareiidae) na Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo. 59

Resumo/ *Abstract* 60

3.1. Introdução 63

3.2. Materiais e Métodos 65

3.3. Resultados 68

3.4. Discussão 76

Referências Bibliográficas 81

Resumo Geral: O Bioma Cerrado é considerado entre as áreas mundiais de grande prioridade para conservação por sua riqueza biológica e alto grau de alteração que vem sofrendo. Apesar da alta diversidade de aves do Cerrado (857 espécies), poucos estudos biológicos foram desenvolvidos com esse grupo. Os objetivos desse estudo foram: 1) estimar o tamanho populacional e a densidade de *Melanopareia torquata, Culicivora caudacuta, Alectrurus tricolor, Cypsnagra hirundincea, Saltator atricollis, Neothraupis fasciata* e *Cyanocorax cristatellus*; 2) investigar a seleção de habitat de *M. torquata, C. caudacuta* e *A. tricolor*; e 3) determinar o tamanho da área de vida de *M. torquata.* As coletas foram realizadas de setembro a dezembro de 2006 e 2007 em uma área de 2300 ha na Estação Ecológica de Itirapina (EEI) e em uma área contígua da Universidade de São Paulo (AUSP) com 420 ha. No Capítulo 1 foram obtidos os parâmetros populacionais das espécies pelo método de amostragem por distância com transecções por ponto. *Neothraupis fasciata* e *C. hirundinacea* apresentaram as maiores densidades médias estimadas, valores intermediários ocorreram para *C. caudacuta*, *S. atricollis* e *A. tricolor*, enquanto as mais baixas foram registradas para *M. torquata* e *C. cristatellus.* O tamanho médio das populações foi maior para *N. fasciata*, *C. hiruncinacea* e *S. atricollis* enquanto que para as demais espécies os valores foram abaixo de 100 indivíduos. No Capítulo 2 foi avaliada a seleção de macrohabitat e microhabitat. O macrohabitat foi estimado dispondo um total de 228 pontos de amostragem nas áreas campestres, savana, savana densa, cerrado alterado e áreas úmidas. Para detectar indivíduos de *M. torquata* foi utilizado o método de rádio-telemetria (12 rádio-transmissores). *Melanopareia torquata* selecionou apenas as áreas de campo cerrado, enquanto *A. tricolor* e *C. caudacuta* selecionaram as áreas campestres. O melhor modelo selecionado pelo AIC para explicar a presença de *M. torquata* incluiu a maior densidade de arbustos altos (> 1 m) e de gramíneas nativas.

O modelo mais relevante para *C. caudacuta* e *A. tricolor* a menor densidade de palmeira, *Attalea geraensis* e de árvores. No Capítulo 3 foi determinado o tamanho da área de vida, o qual foi estimado pelo método do Mínimo Polígono Convexo (MPC) 95% e a área nuclear de 70%, utilizando o Programa TRACKER 1.1. A área de vida se estabilizou para cinco indivíduos monitorados, sendo necessários em média (± Desvio Padrão) 36,4 ± 7,4 rádio-locações. A variação média (± DP) da área de vida e da área nuclear foi de 1,75 ± 1,66 ha e 0,44 ± 0,23 ha, respectivamente. Sugerimos algumas práticas para aumentar a sobrevivência e a viabilidade das populações na EEI: manejo da qualidade do habitat, aumento da área da EEI incorporando áreas naturais adjacentes e o estabelecimento de corredores ecológicos.

Palavras-chave: aves, cerrado, São Paulo, seleção de habitat, tamanho populacional, área de vida.

General abstract. The Cerrado Biome is one of the world areas with high conservation priority because of its biodiversity and elevated rate of disturbance. In spite of the high diversity of birds in Cerrado (857 species), biological studies of this group are uncommon in this biome. The aims of this study are: 1) to estimate the population size and density of *Melanopareia torquata, Culicivora caudacuta, Alectrurus tricolor, Cypsnagra hirundincea, Saltator atricollis, Neothraupis fasciata*, and *Cyanocorax cristatellus*; 2) to investigate the use and habitat selection of *M. torquata, C. caudacuta*, and *A. tricolor*; and 3) to determine the home range size of *M. torquata.* Data were obtained between September and December of 2006 and 2007, in a 2300 ha area, the Estação Ecológica de Itirapina (EEI), and in an adjacent area of Universidade de São Paulo (AUSP) with 420 ha. In Chapter 1 we measured population parameters of the species using distance sampling with point transect. *Nethraupis fasciata* and *C. hirundinacea* showed the largest average density estimates, intermediate ones occurred to *C. caudacuta, S. atricollis* and *A. tricolor*, and the lower density were reported to *M. torquata* and *C. cristatellus*. The population average size was large for *N. fasciata*, *C. hiruncinacea* and *S. atricollis*, while for other species the value were below 100 individuals. Macrohabitat, and microhabitat selection was discussed in Chapter 2. A total of 228 point samplings were set in grasslands, savannahs, woody savannah, disturbed cerrado, and flood areas. Radio-telemetry was used (12 radio-transmitters) for detecting individuals of *M. torquata.* In the habitat selection study, *M. torquata* only chose "campo cerrado" areas, while *A. tricolor* and *C. caudacuta,* grassland areas. The best model selected by AIC to explain *M. torquata* presence was the major density of tall bushes (> 1 m) and native grasses. The most relevant model for *C. caudacuta* and *A. tricolor* was the low density of the palm, *Attalea geraensis* and the trees. The home range size was evaluated in Chapter 3,

which was estimated by the method of Minimum Polygon Convex (MPC) 95% and the core area (70% of locations), analyzed by TRACKER 1.1 Program. The home range stabilized around five individuals tracked, on average (± Standard Desviation) 36.4 ± 7.4 radio-locations being sufficient. The mean (± SD) home range and core area was respectively 1.75 ± 1.66 ha and 0.44 ± 0.23 ha. We suggest some practices to increase the survival and viability of bird populations in EEI: management of habitat quality, increasing EEI area by incorporation of adjacent natural areas, and the establishment of ecological corridors.

Keywords: bird, cerrado, São Paulo, habitat selection, population size, home range.

I - Introdução Geral

Conhecer os requerimentos ecológicos de uma espécie é um pré-requisito para que as estratégias de conservação tenham sucesso (Evans & Gates 1997, Fredriksson & Nijman 2004, Oppel *et al.* 2004, Shochat & Tsurim 2004). Especialmente nos trópicos, as alterações antrópicas vêm reduzindo rapidamente diversos habitats naturais e a falta do conhecimento biológico dos organismos dificultam ainda mais a conservação efetiva das espécies (Oppel *et al.* 2004, Sodhi *et al.* 2008).

O Bioma Cerrado é considerado entre as áreas mundiais de grande prioridade para conservação por sua riqueza biológica e o alto grau de alteração que vem sofrendo (Myers *et al.* 2000, Klink & Machado 2005, Marini & Garcia 2005). Apesar de ser a maior, mais rica e provavelmente a mais ameaçada savana tropical do mundo (Silva & Bates 2002), apenas recentemente o Cerrado começou a receber uma maior atenção conservacionista (Myers *et al.* 2000).

O intenso processo de ocupação da terra resultou em substancial redução da vegetação nativa do Cerrado (Dias 1993, Cavalcanti 1999, Myers *et al.*, 2000, Klink & Machado 2005). Atualmente restam cerca de 34% de sua área original, dos quais apenas 2,2% estão protegidos em unidades de conservação (Machado *et al.* 2004a).

A situação do Cerrado no estado de São Paulo é ainda mais crítica. A cobertura original correspondia a 14% da área do estado, atualmente restam apenas 0,81% dispostos em fragmentos isolados (Kronka *et al.* 2005). Esses fragmentos foram recentemente incluídos nas áreas importantes para a conservação das aves no Brasil (Bencke *et al.* 2006). Ao contrário das idéias conservacionistas correntes, no Estado de São Paulo, o grau de ameaça das aves de Cerrado é maior do que das aves de floresta Atlântica (Willis & Oniki 1992).

Apesar da alta riqueza de aves do Cerrado (857 espécies, com 33 espécies endêmicas) (Cavalcanti 1999, Silva 1995, Silva & Bates 2002, Silva & Santos 2005, Piratelli & Blake 2006), poucos estudos biológicos foram desenvolvidos envolvendo esse grupo (Cavalcanti 1999, Marini & Garcia 2005). Considerando a necessidade de informações ecológicas básicas como forma de embasar as estratégias de conservação das aves do Cerrado, o presente estudo tem os seguintes objetivos de estimar o tamanho populacional e a densidade de *Melanopareia torquata, Culicivora caudacuta, Alectrurus tricolor, Cypsnagra hirundincea, Saltator atricollis, Neothraupis fasciata* e *Cyanocorax cristatellus*; avaliar a seleção de habitat de *M. torquata, C. caudacuta* e *A. tricolor* durante o período reprodutivo e determinar o tamanho da área de vida e da área nuclear de *M. torquata* na Estação Ecológica de Itirapina.

Capítulo 1

Tamanho populacional de espécies de aves endêmicas e ameaçadas do Cerrado na Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo, Brasil.

Resumo: As estimativas das populações são de fundamental importância para a ecologia aplicada. Através dessas informações é possível identificar espécies raras, monitorar o tamanho das populações e propor estratégias de conservação. O objetivo desse estudo foi estimar o tamanho populacional e a densidade de algumas espécies endêmicas e ameaçadas em um cerrado preservado. As coletas foram realizadas de setembro a dezembro de 2006, na Estação Ecológica de Itirapina (EEI) (2300 ha) e em uma área contígua da Universidade de São Paulo (AUSP) (420 ha), nos municípios de Itirapina e Brotas, estado de São Paulo. Os pontos de amostragem foram dispostos nos seguintes habitats: áreas campestres (campos sujo e limpo), savana (campo cerrado e cerrado *sensu stricto*), savana densa (cerradão), áreas alteradas e úmidas. Foram sistematicamente distribuídas 134 transecções pontuais em 2006. As amostragens de distâncias foram obtidas pela manhã (5:00 às 9:00 h) e durante a tarde (16:00 às 18:00 h). As maiores estimativas de densidade média para toda a área de estudo foram de *N. fasciata* e *C. caudacuta* (14,3 e 10,0 indivíduos/km^2 respectivamente). *C. hirundinacea* e *S. atricollis* também apresentaram densidades altas (8,2 indivíduos/km^2, 7,5 respectivamente). As densidades mais baixas foram registradas para *Alectrurus tricolor*, *Melanopareia torquata* e *Cyanocorax cristatellus* (4,6, 3,3 indivíduos/km^2 e 2,3 respectivamente). O tamanho médio das populações foi maior para *N. fasciata* (248 indivíduos), *C. hiruncinacea* (142 indivíduos), *S. atricollis* (130 indivíduos) e *C. caudacuta* (112 indivíduos). Para as demais espécies os valores foram abaixo de 100 indivíduos. As densidades médias de *C. caudacuta* e *A. tricolor* observadas nas áreas campestres da EEI apresentaram valor semelhante ao observado em áreas extensas, como no Parque Nacional de Brasília (PNB, 42389 ha) e na Chapada dos Veadeiros (PNCV, 65512 ha), isso indica que a área campestre da EEI, apesar de pequena está em bom estado de conservação. As estimativas de tamanho

populacional obtidas nesse estudo mostram que nenhuma das espécies estudadas apresentou uma população acima de 500 indivíduos, o mínimo indicado para uma população viável. Um dos fatores limitantes mais evidentes é a disponibilidade de área. Apesar da restrição de tamanho, os fragmentos pequenos podem manter populações de aves endêmicas e ameaçadas, contribuindo, para a biodiversidade local e os processos ecológicos da região. Contudo, para a manutenção das populações na EEI, sugerimos o monitoramento da qualidade do habitat, o aumento da área da EEI incorporando áreas naturais adjacentes e o estabelecimento de corredores ecológicos com outros fragmentos de cerrado.

Palavras-chave: aves, cerrado, São Paulo, tamanho populacional.

Abstract: Population estimates are of fundamental importance in applied ecology for identifying rare species, monitoring population size, and for proposing conservation actions. The main goal of this study is estimate population size and density of some endemic and threatened species in a preserved Cerrado. The field study was conducted during September and December of 2006, in the Estação Ecológica de Itirapina (EEI) in Brotas and Itirapina municipalities, state of São Paulo. These points were set in the following habitats: grasslands ("campo sujo" and "campo limpo"), savannahs ("campo cerrado" and "cerrado *sensu stricto*"), woody savannah ("cerradão"), disturbed cerrado, and flood areas. We have systematically distributed 134 point transects in 2006. The distance samplings were obtained in the morning (05:00 to 09:00 h) and in the afternoon (16:00 to 18:00 h). *Nethraupis fasciata* and *C. caudacuta* presented the major values of average density estimates (14.3 e 10.0 individuals/km^2 respectively) for the study area. *Cypsnagra hirundinacea* and *Saltator atricollis* also revealed high densities (8.2, 7.5 individuals/km^2, respectively). Low densities were recorded for *Alectrurus tricolour*, *Melanopareia torquata* and *Cyanocorax cristatellus* (4.6, 3.54 and 2.15 individuals/km^2, respectively). The population average size was larger to *N. fasciata* (248 individuals) *C. hiruncinacea* (142 individuals), *S. atricollis* (130 individuals) and *C. caudacuta* (112 individuals). For other species the values were below 100 individuals. The average densities of *C. caudacuta* and *A. tricolor* in grassland of EEI presented a similar value to those observed in larger areas than EEI, as the Parque Nacional de Brasília (PNB, 42389 ha), and the Parque Nacional Chapada dos Veadeiros (PNCV, 65512 ha), which indicate that the grassland area of EEI, in spite of its small area, has a good state of conservation. The population size estimates in this study showed that neither species studied presented a population above 500 individuals, the minimum recommended to a viable population. One of the

most evident limitations is related to area's size. In spite of this size restriction, small fragments can maintain endemic and threatened bird populations, contributing to the local biodiversity and the ecological processes in the region. We suggest some practices to increase the survival and viability of bird populations in EEI the management of habitat quality, increasing EEI area by incorporation of adjacent natural areas, and the establishment of ecological corridors connecting to other cerrado fragments.

Keywords: bird, cerrado, São Paulo, population size.

INTRODUÇÃO

A estimativa populacional é um parâmetro fundamental para a ecologia aplicada (Newson *et al.* 2008). Através dessa informação, é possível identificar espécies raras que podem entrar na lista de ameaçadas de extinção (IUCN 2008) e detectar as áreas mais importantes para conservação (Perez-Arteaga *et al.* 2005). Esse parâmetro permite ainda comparar os tamanhos das populações em diferentes áreas, tentando, assim, entender as variações regionais (Thogmartin *et al.* 2006). Além disso, possibilita monitorar as flutuações dessas populações e identificar as possíveis causas de declínio (Salafsky & Reynolds 2005), direcionando ações conservacionistas (Keller & Bollmann 2004).

Diversos trabalhos de estimativa populacional foram realizados com aves do Cerrado. A maioria obteve parâmetros de abundância relativa (Negret 1983, Marini 1989, Figueiredo 1991, Ferreira 1995, Antas 1998, Abreu 2000, Tubelis & Cavalcanti 2000, Tubelis & Cavalcanti 2001, Roma 2006, Lopes 2004, Motta-Junior *et al.* 2008) e alguns de densidade (Machado 2000, Duca 2007). Contudo, tais estimativas, que desconsideram as diferenças na detectabilidade, não são métodos passíveis de comparação (Rosenstock *et al.* 2002, Norvell *et al.* 2003, Buckland *et al.* 2006). A variação na detectabilidade está relacionada com o desempenho e o comportamento do observador, as variações ambientais e de estrutura da vegetação, e as diferenças morfológicas e comportamentais da ave. O primeiro estudo com aves de Cerrado, que considera a questão da detectabilidade, foi realizado em áreas campestres do Parque Nacional dos Veadeiros e do Parque Nacional de Brasília (Braz 2008).

A principal ameaça à biodiversidade do Cerrado é o processo acelerado de conversão para a agricultura e pastagens (Machado *et al.* 2004a, Klink & Machado

2005, Silva & Santos 2005). No Estado de São Paulo, a vegetação natural de Cerrado cobria originalmente 14% da área (SEMA 1997). Atualmente, esses remanescentes correspondem a apenas 0,81% do estado (Kronka *et al.* 2005), que ocorrem em pequenos fragmentos isolados por pastagem, monoculturas, reflorestamentos e áreas urbanas (Durigan *et al.* 2007).

O Cerrado é um bioma com alta riqueza de aves, correspondendo a cerca de 50% do total para o Brasil (857 espécies) (Silva 1995, Silva & Santos 2005, Piratelli & Blake 2006), das quais 33 espécies são endêmicas (Cavalcanti 1999, Silva & Bates 2002) e destas, 11,8% está ameaçada (Marini & Garcia 2005). As aves endêmicas tendem a ser mais restritas ao habitat, sendo menos capazes de sobreviver em ambientes alterados, o que as torna mais sensíveis à destruição de seu ambiente (Stotz *et al.* 1996). Outro grupo ameaçado, devido, principalmente, à expansão da agropecuária, é o das aves campestres especialistas obrigatórias. Estas são adaptadas e dependentes desse habitat (Vickery & Herkert 2001).

Apesar de as aves serem um grupo relativamente fácil de se estudar, poucos estudos biológicos foram desenvolvidos com a avifauna do Cerrado (Cavalcanti 1999, Marini & Garcia 2005), especialmente com as endêmicas e ameaçadas (Garcia & Marini 2006). Devido à necessidade de informações básicas sobre este grupo, foram estimados o tamanho populacional e a densidade em cinco espécies endêmicas: *Cypsnagra hirundinacea*, *Neothraupis fasciata*, *Saltator atricollis*, *Cyanocorax cristatellus* e *Melanopareia torquata*, e em duas espécies especialistas obrigatórias das áreas campestres: *Alectrurus tricolor* e *Culicivora caudacuta*, em um Cerrado preservado do interior paulista, a fim de indicar estratégias para sua conservação.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido no Cerrado da Estação Ecológica de Itirapina (EEI), localizada a 230 km de São Paulo, nos municípios de Itirapina e Brotas (22º 15' S; 47º 49' W), com uma área de 2300 ha (Figura 1.1). Essa estação representa uma das últimas áreas de campos e campos cerrados naturais remanescentes do estado de São Paulo (Gianotti 1988). A AUSP, área pertencente à Universidade de São Paulo, é um terreno abandonado com cerca de 420 ha contíguo a EEI (Figura 1.1). Possui campo sujo, campo cerrado e cerradão com algumas ruínas de galpões de aeroporto não concluido e sem fiscalização. Até meados de 2009, havia invasão de pecuaristas que criavam cabras, porcos e, principalmente, gado. A vegetação arbórea e arbustiva está bem preservada, contudo, a vegetação herbácea é mais escassa devido ao consumo intenso e pisoteio pelos herbívoros domésticos.

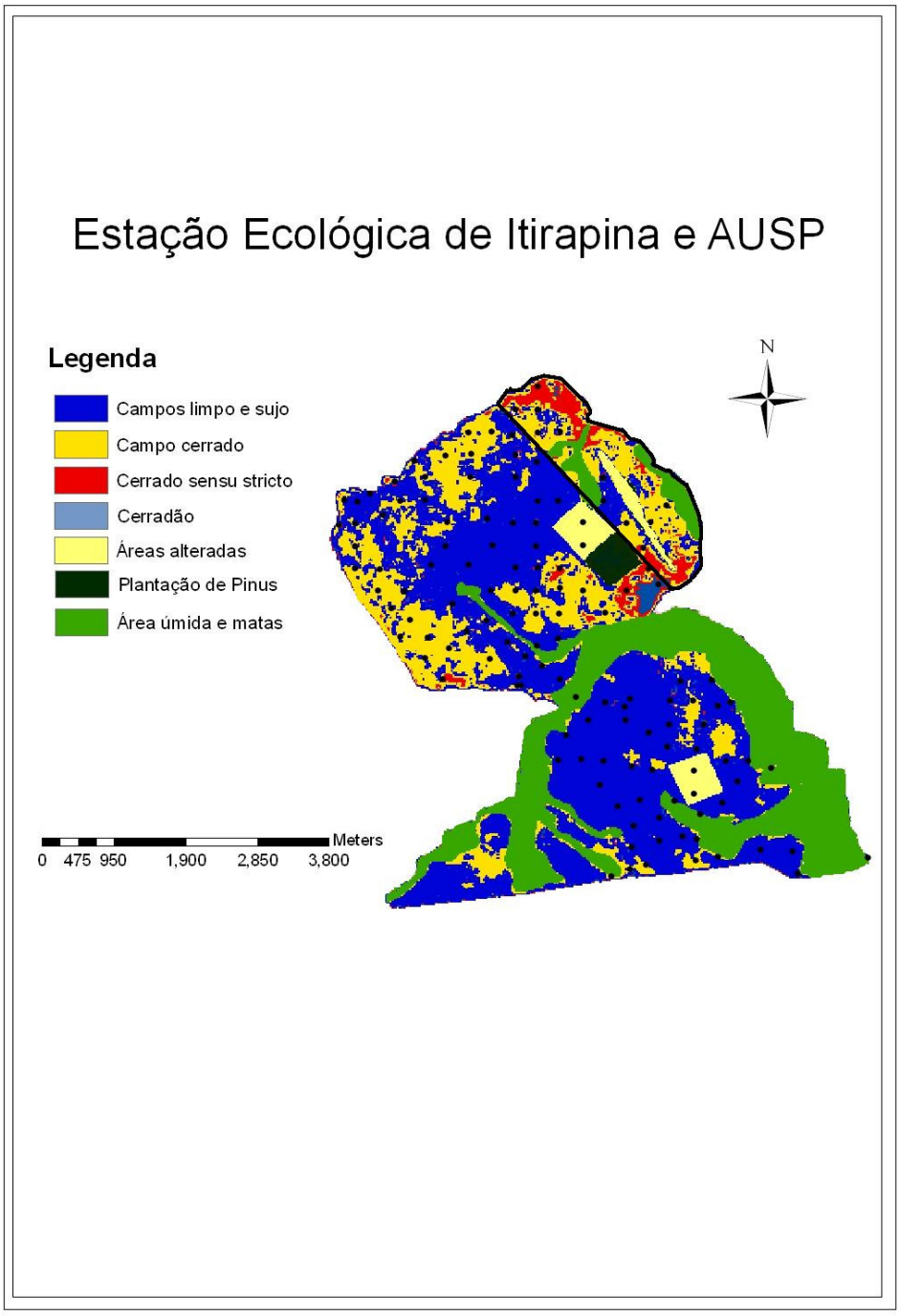


Figura 1.1 Total de pontos amostrados em 2006 e 2007 na Estação Ecológica de Itirapina e no fragmento de cerrado da USP (em preto).

O Cerrado apresenta um complexo de formações campestres (campos limpo e sujo) e florestais (cerradão). Entre estes extremos estão as formações intermediárias de savana, como campo cerrado e cerrado *sensu stricto*. Neste estudo são adotadas seis fitofisionomias de acordo com Ribeiro & Walter (1998).

A fitofisionomia mais densa é o cerradão, que apresenta um dossel predominantemente contínuo com cobertura arbórea de 50-90%. A altura média do estrato arbóreo varia de 8 a 15 m.

O cerrado *sensu stricto*, por sua vez, apresenta os subtipos "denso e típico". Estes possuem um dossel predominantemente contínuo com cobertura arbórea de 20-70%. A altura média deste estrato arbóreo varia de 8 a 15 m.

Com densidade intermediária, o campo cerrado apresenta cobertura arbórea variando de 5 a 20%, na qual predomina o estrato arbustivo-herbáceo com algumas árvores esparsas e altura média de 3 a 6 m.

As áreas campestres se subdividem em campo suje e limpo. O campo sujo é um tipo de fisionomia exclusivamente heráceo-arbustivo, com arbustos e subarbustos esparsos. As plantas são, muitas vezes, constituídas por indivíduos menos desenvolvidos das espécies arbóreas. Por outro lado, o campo limpo a vegetação predominantemente herbácea com raros arbustos e ausência de árvores.

As áreas úmidas se subdividem em campo limpo e sujo úmido. O campo limpo úmido é um campo limpo graminoso com herbáceas e arbustos raros. Esse tipo de fitofisionomia está localizado na borda de mata de galeria e apresenta inundação periódica. No período do estudo essas áreas se encontravam secas ou apenas úmidas, contudo, ainda não haviam sido alagadas. O campo sujo úmido e campo sujo com murundum são localizados em um lençol freático alto, com ou sem a presença de murunduns.

Por fim, as áreas alteradas consideradas são os locais em que anteriormente havia plantação de *Pinus*. spp. Atualmente a área encontra-se em recuperação natural e possui semelhança fisionômica ao campo cerrado.

A altitude da área de estudo varia entre 705 e 750 m (SEMA 1997). O clima é do tipo Cwa segundo a classificação de Köppen (1948) ou mesotérmico (Veiga 1975 *apud* Gianotti 1988). A precipitação média anual é de 1376 mm, com a estação seca, entre abril e setembro, variando de 32 a 88 mm mensal, e a estação chuvosa, entre outubro e março, com 117 a 257 mm mensal (DAEE Posto D4-014, Itirapina, SP). As temperaturas médias mensais oscilam entre 16,2 e 20,1º C, na estação seca, e 19,5 e 22,3 º C, na estação úmida (Gianotti 1988).

O Cerrado da EEI se encontra na lista de áreas prioritárias para conservação das aves no Brasil (Bencke *et al.* 2006), devido a sua alta riqueza de espécies. Em um levantamento recente registrou-se para EEI um total de 231 espécies de aves, das quais 38 (16,4%) encontram-se na lista de espécies ameaçadas para o estado de São Paulo e/ou são endêmicas do Cerrado (Motta-Junior *et al.* 2008).

O entorno da reserva apresenta diversos tipos de ocupação e uso do solo, fazendo divisa com pecuaristas, um condomínio, plantações de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. Podemos destacar entre as principais ameaças a expansão de espécies exóticas de gramíneas, como *Brachiaria decumbens* (capim braquiária), *Melinis minutiflora* (capim gordura). Além da entrada de espécies exóticas de árvores, como *Pinus* spp. e eucalipto vindos do entorno. *Brachiaria decumbens* é comum nas áreas marginais próximo às estradas e aceiros, enquanto *M. minutiflora* também é registrada nas áreas mais centrais da EEI. Outros fatores de perturbação são as invasões por caçadores e animais como gado, cabras, porcos e javalis (Motta-Junior *et al.* 2008).

Coleta dos dados

As amostragens ocorreram de setembro a dezembro de 2006, meses de maior vocalização das aves no campo, por ser o período reprodutivo no Cerrado (Alves & Cavalcanti 1990, Piratelli *et al.* 2000, Marini & Durães 2001, França 2005, Lopes & Marini 2005, Medeiros & Marini 2007, Sousa & Marini 2007). Os pontos de amostragem foram dispostos sistematicamente distando 300 m entre si. Cada habitat foi amostrado em proporções próximas a sua ocorrência na EEI e AUSP (Tabela 1.1).

Tabela 1.1 Tipos de habitat amostrados e número de pontos dispostos na Estação Ecológica de Itirapina (EEI) e na área da Universidade de São Paulo (AUSP) entre setembro e dezembro de 2006.

Habitats	Área (ha)	% habitat área	Pontos em 2006	% de pontos
Áreas úmidas	420,12	17,19	24	17,91
Campos limpo e sujo	1162,28	47,57	68	50,75
Campo cerrado	571,44	23,39	30	22,39
Cerrado *sensu stricto*	121,36	4,97	6	4,47
Cerradão	52,88	2,16	2	1,49
Área alterada	115,48	4,73	4	2,99
Total	2443,26	100,00	134	100,00

Os tipos e a porcentagem de cada habitat foram obtidos pela análise do índice de vegetação diferença normalizada (IVDN), com base em imagens de satélites do CBERS 2, de 17 de julho de 2006, fornecidas pelo Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). Foram utilizadas as faixas do infravermelho próximo e do vermelho (Mesquita Jr 1998, Bitencourt & Mesquita Jr 2005). Para a classificação da imagem foram atribuídos um intervalo de valores para as diferentes classes, com base nas informações dos pontos de amostragem. As assinaturas espectrais de cada

fitofisionomia obtidas por Mesquita Jr (1998) serviram de referência para a classificação.

A nomenclatura científica segue a proposta pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2008). Para verificar o período de maior atividade das aves foi realizada uma amostra piloto. Os dados obtidos mostraram que as espécies apresentavam maior atividade durante o início da manhã e o final da tarde, sendo suficiente para o registro das espécies o período de 10 min para cada ponto de amostragem. Entre setembro e dezembro de 2006, cada ponto foi amostrado três vezes, sendo duas amostragens pela manhã (5:00 às 9:00 h) e uma durante a tarde (16:00 às 18:00 h).

Inicialmente foram sorteados um único ponto e a direção, para determinar a rota a ser seguida nas estradas e a seqüência de pontos para a amostragem. Para evitar duplicações de contagens e aumentar a independência dos dados, foi considerada uma distância mínima de 600 m entre os pontos. Durante a segunda visita, a ordem dos pontos foi então invertida, possibilitando a realização de amostragens em períodos distintos do dia. As aves não foram amostradas em dias com chuva e vento forte, ou ainda, com temperaturas muito altas, pois esses fatores alteram o seu comportamento diminuindo a detecção (Bibby *et al.* 2000).

Amostragem com distância

A amostragem com distância ilimitada é um dos métodos mais utilizados para gerar estimativas da população (Newson *et al.* 2008). A partir do ponto de amostragem são estimadas as distâncias dos indivíduos observados ao ponto, sendo a distância ilimitada. Essa metodologia tem como base a função de detecção g(r) para transecções pontuais. Essa função é estimada com os dados de distância sendo

utilizado para calcular a probabilidade de detecção (p). A função de detecção compensa pelo fato da probabilidade de detecção diminuir com o aumento da distância ao observador. Em um caso mais simples, a densidade (*D*) é estimada como $D = n/a \times p$, onde *n* é o número total de detecções, e *a* é a área amostrada (Burnham *et al.* 1980, Rosenstock *et al.* 2002, Buckland *et al.* 2006). Essa metodologia considera em sua análise as variações de detectabilidade da espécie, possibilitando a avaliação de grandes áreas, com baixos custos e em pouco tempo (Buckland *et al.* 2001).

A probabilidade de detectar uma ave pode variar com diversos fatores tanto ambientais, como comportamentais (observador e ave) e morfológicos da espécie alvo. Os modelos usados para a função de detecção são bastante robustos, isso significa que as estimativas de densidade não são afetadas por variações na probabilidade de detecção. Além disso, estes modelos também podem se adequar a uma ampla variedade de formatos (Rosenstock *et al.* 2002, Buckland *et al.* 2006).

A detecção ocorreu com uso da bioacústica e/ou visualização utilizando um binóculo, Swift 8 x 42. Para obter a densidade e o tamanho populacional das aves foi utilizada a amostragens de distância com transecções por ponto (Buckland *et al.* 2001). O termo transecção por ponto se refere a uma transecção de comprimento zero (Buckland *et al.* 2001). Essa metodologia é preferida para estudos populacionais com várias espécies, pois permite uma maior concentração do pesquisador durante as detecções. Além disso, áreas com formação de mosaicos de paisagem, como observado no Cerrado, podem ser mais bem representadas nas proporções de sua ocorrência na área (Buckland *et al.* 2001).

Uma das críticas para a transecção por ponto é a possibilidade da recontagem de um mesmo indivíduo após o seu deslocamento. Entretanto, essa questão não é preocupante se um animal é detectado mais de uma vez em diferentes ocasiões, no

mesmo ponto de amostragem, ou se o mesmo animal detectado em um ponto é também registrado em outro ponto, desde que seja um movimento aleatório (Buckland *et al.* 2001). Para minimizar esse tipo de erro, foram obtidas as direções dos registros, o que possibilitou um melhor acompanhamento dos movimentos das aves.

A densidade e o tamanho populacional foram analisados utilizando-se o programa DISTANCE 5.1 (Thomas *et al.* 2005). Para a escolha da função de detecção foram utilizados os seguintes critérios: Critério de Informação de Akaike (Akaike 1973, Burnham & Anderson 2002), modelo estatístico de ajuste do qui-quadrado, e inspeção visual da probabilidade de detecção (Buckland *et al.* 2001).

As seguintes premissas do método foram consideradas (Buckland *et al.* 2001):

1. Todas as aves no ponto de amostragem serão detectadas. Como os pontos foram identificados com marcadores e encontrados com ajuda do GPS (Sistema de Posicionamento Global), eTrex Summit, com a aproximaçãodo pesquisador ao ponto, a atenção foi intensificada para permitir a detecção da ave em suas proximidades.
2. As aves serão detectadas em sua posição inicial no momento da chegada do observador. Aquelas aves sobrevoando a área, ou pousando, após iniciar o período de contagem, não foram registradas. Essa premissa pode ser violada com *M. torquata*, devido ao seu deslocamento no chão entre as gramíneas, o que dificulta a sua detecção. Entretanto, como a espécie é territorialista e apresenta deslocamentos curtos, a sua movimentação é mais restrita às proximidades do ponto (obs. pess.), aumentando as chances de detecção.
3. As distâncias das aves ao observador serão estimadas com precisão. Para isso, foi utilizado um telêmetro monocular a laser, marca Bushnell (Yardage Pro), com alcance de 10 a 850 m. A fim de minimizar os erros durante a mensuração

foi realizado um treinamento prévio para medidas menores que 10 m. Como na área de estudo é comum a observação de gramíneas altas (> 1,5 m de altura) foi necessária a utilização de um banco de plástico para o uso adequado do telêmetro. Este procedimento facilitou as observações e principalmente, as mensurações. Para algumas espécies, as distâncias mensuradas foram dispostas em categorias, de forma a diminuir possíveis erros da mensuração.

Outras considerações:

Ocorrência em bandos

Para as espécies que ocorrem em bandos mono e/ou heteroespecíficos, como *Cypsnagra hirundinacea, Saltator atricollis*, *Cyanocorax cristatellus* e *A. tricolor* a análise foi realizada com populações em grupos (Ragusa-Netto 2000, 2001, Ridgley & Tudor 1994). A unidade amostral considerada foi o número de bandos detectados. Para os grupos em que não foi possível realizar a contagem dos indivíduos, o tamanho do bando foi determinado pelo número médio de indivíduos presentes nos grupos observados. Buckland *et al.* (2001) estabelece que a probabilidade de detecção é dependente tanto da distância do ponto, como do tamanho do bando. Assim, os bandos maiores são mais facilmente detectados a maiores distâncias do que os bandos menores. Para minimizar esse viés da amostragem a maioria dos dados foi truncada. Dessa forma foi possível a aumentar a correção entre a distância de detecção e o tamanho do bando (Buckland *et al.* 2001).

Tipos de habitat

Como os habitats amostrados diferiam na estrutura da vegetação, provavelmente influenciando na detectabilidade das espécies, a densidade foi

calculada por habitat através da estratificação, ou com uso de covariáveis (Marques *et al.* 2007). Essa última abordagem utiliza todos os dados obtidos nos diferentes habitats para avaliar a função de detecção. As áreas de campo limpo e campo sujo foram analisados conjuntamente para *C. caudacuta* e *A. tricolor.* Isto ocorreu devido aos seus registros ocorrerem basicamente nas áreas campestres e às semelhanças do campo de visão nesses habitats, sem a presença de árvores.

Como *N. fasciata* apresentou poucos registros nas áreas de campo sujo e campo cerrado sendo o seu registro, principalmente auditivo, as suas observações foram agrupadas, sendo o tipo de habitat considerado como uma covariável. Esse tipo de análise é indicado para espécies com número de registros baixos por habitat. Para as demais espécies os registros esporádicos em outros habitats impossibilitaram a realização de uma análise separada, devido ao número mínimo de observações necessárias (n = 60) para o cálculo do tamanho da população.

RESULTADOS

Densidade

As maiores estimativas de densidade média para toda a área de estudo foram de *N. fasciata*, *C. caudacuta*, *C. hirundinacea* e *S. atricollis.* As densidades mais baixas foram registradas para *A. tricolor*, *M. torquata* e *C. cristatellus* (Tabela 1.2).

Considerando as densidades estratificadas por habitats, verificamos que *S. atricollis* foi mais comum no campo cerrado do que nas áreas campestres. Por outro lado, *C. hirundinacea* e *M. torquata* apresentaram uma densidade similar nas áreas

campestres e no campo cerrado. A densidade de *M. torquata* por habitat foi baixa, quando comparada com *S. atricollis* e *C. hiruncinacea* (Tabela 1.2).

A taxa de encontro, número de animais detectados por ponto amostrado, foi maior para *C. caudacuta*, *C. cristatellus*, *M. torquata*, *A. tricolor* e *N. fasciata* (Tabela 1.3). A probabilidade de detecção, por sua vez, foi maior para *C. hirundinacea* (campo limpo e sujo) e *S. atricollis* (campo limpo e sujo, campo cerrado). Todos os resultados obtidos apresentaram $p > 0,05$ para o teste de aderência, ou seja, os valores observados para a função de detecção foram semelhantes ao esperado.

Tamanho populacional

O tamanho médio das populações foi maior para *N. fasciata*, *C. hiruncinacea*, *S. atricollis* e *C. caudacuta* (Tabela 1.2). Para as demais espécies os valores foram abaixo de 100 indivíduos. As menores médias populacionais foram de *C. cristetellus*, *A. tricolor* e *M. torquata*. O coeficiente de variação da população total da área foi maior para *A. tricolor* (37,74), que apresentou tamanho populacional variando de 26 a 111 indivíduos. Os demais coeficientes foram abaixo de 25%.

Considerando os valores inferiores populacionais, os menores valores foram de *A. tricolor* e *C. cristatellus*, com cerca de 25 indivíduos, e *M. torquata* com 57 indivíduos. As maiores populações inferiores, com mais de 100 indivíduos, observadas foram de *C. hiruncinacea* e *N. fasciata.*

Tabela 1.2. Estimativa da densidade (D - indivíduos por km^2) ± Erro padrão (EP) e do tamanho populacional (N) ± (EP) das espécies de aves endêmicas e ameaçadas da EEI e AUSP entre setembro e dezembro de 2006. O intervalo de confiança considerado foi de 95% (ICi – inferior e ICs – superior), por habitat (cc – campo cerrado e clecs – campo limpo e campo sujo), CV – coeficiente de variação. A área total corresponde ao cálculo da média da densidade e do tamanho populacional obtido para toda a área de estudo.

Espécie	Habitat	D ± EP	D_{ICi}	D_{ICs}	N ± EP	N_{ICi}	N_{ICs}	CV
M. torquata	Cc	4,0 ± 0,8	2,6	6,0	23 ± 4,8	15	34	0,21
M. torquata	Clecs	3,0 ± 0,6	2,0	4,3	34 ± 6,6	23	50	0,19
M. torquata	Área total	3,3	2,5	4,4	57	43	76	0,14
C. caudacuta	Clecs	9,6 ± 2,0	6,3	14,7	112 ± 24,1	73	171	0,21
A. tricolor	Clecs	4,6 ± 1,7	2,2	9,5	53 ± 20	26	111	0,38
S. atricollis	Cc	10,0 ± 1,9	6,9	14,6	57 ± 10,8	40	83	0,19
S. atricollis	Clecs	6,3 ± 1,2	4,3	9,1	73 ± 13,9	50	106	0,19
S. atricollis	Área total	7,5	5,6	10,1	130	97	176	0,15
C. hirundinacea	Cc	9,2 ± 1,3	7,0	12,1	53 ± 7,4	40	69	0,14
C. hirundinacea	Clecs	7,7 ± 1,5	5,3	11,2	89 ± 17,1	61	130	0,19
C. hirundinacea	Área total	8,2	6,1	10,9	142	106	198	0,15
N. fasciata	Csecc	14,3 ± 3,2	9,3	22,1	248 ± 55,33	161	384	0,22
C. cristatellus	Cc	5,5 ± 1,2	3,7	8,4	32 ± 6,8	21	48	0,21
C. cristatellus	Clecs	0,7 ± 0,2	0,4	1,2	8,0 ± 2,4	5	15	0,29
C. cristatellus	Área total	2,3	-	-	40	25	63	0,23

Tabela 1.3 – As melhores análises obtidas pelo programa Distance 5.1. São apresentados os tipos de habitats (cc – campo cerrado, clecs – campo limpo e campo sujo), as análises executadas (ADC – amostragem por distância convencional, ADCM – amostragem por distância usando covariáveis múltiplas, Critério de Informação de Akaike (AIC), função - chave de detecção (SN – semi-normal, HZ – hazard rate e UN – uniforme) tipos de ajuste (cos – coseno, pol – polinômio simples), TR – percentagem de truncamento, n – número de observações por espécies, Esf. – esforço amostral, P.D. – probabilidade de detecção, T.E. – taxa de encontro, Largura Efetiva LE (m) ± Erro padrão (EP), coeficiente de variação e o GOF Chi-p – valor de *p* de aderência.

Espécie	Habitat	Análise	AIC	Fun	TR	n	Esf.	P. D.	T. E.	L.E. ± EP	GOF Chi-*p*
M. torquata	Cc	CDS	202,54	UN cos	10%	63	135,0	0,37	0,63	192,87 ± 12,33	0,80
M. torquata	Clecs	CDS	278,88	UN cos	10%	87	217,0	0,47	0,53	207,97 ± 13,85	0,78
C. caudacuta	Clecs	CDS	459,23	UN cos	5%	47	202,0	0,24	0,76	87,70 ± 4,60	0,49
A. tricolor	Clecs	CDS	199,28	HN	0%	18	120,0	0,30	0,58	121,45 ± 12,52	0,56
S. atricollis	Cc	CDS	718,88	HN	5%	66	168,0	0,54	0,32	139,64 ± 9,76	0,07
S. atricollis	Clecs	CDS	781,18	HN	5%	71	216,0	0,59	0,27	161,83 ± 11,8	0,36
C. hirundinacea	Cc	CDS	98,8	UN cos	5%	50	111,0	0,44	0,34	176,49 ± 8,18	0,36
C. hirundinacea	Clecs	CDS	183,48	HN	5%	88	153,0	0,68	0,21	218,47 ± 17,27	0,34
N. fasciata	Cs e cc	MCDS	567,64	Hz	5%	55	311,0	0,34	0,56	84,54 ± 5,49	0,08
C. cristatellus	Cc	CDS	740,99	UN pol	3%	65	174,0	0,21	0,28	241,76 ± 11,75	0,98
C. cristatellus	Clecs	CDS	180,97	UN	3%	16	185,0	0,26	0,74	327,00	0,37

DISCUSSÃO

Densidade

O primeiro trabalho quantitativo no Cerrado, considerando a variação na detectabilidade, enfocou as aves campestres (campos limpos, campos sujos, campos úmidos e campos rupestres) do Parque Nacional de Brasília (PNB) e do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV) (Braz 2008). Esse estudo mostrou que mesmo em áreas amplas e preservadas, em Unidades de Conservação localizadas próximas, podem existir grandes variações populacionais. Como exemplo, a espécie mais abundante nas áreas campestres no PNCV foi *Coryphaspiza melanotis* (23 indivíduos/km^2), uma espécie vulnerável, que no PNB apresentou número de registros insuficientes para a análise da densidade.

As densidades médias de *C. caudacuta* e *A. tricolor* observadas nas áreas campestres da EEI apresentaram valorores semelhante ao observado em áreas extensas, como no Parque Nacional de Brasília e da Chapada dos Veadeiros. Essa semelhança sugere que a área campestre da EI, apesar de pequena, se encontra em bom estado de conservação.

A classificação de *A. tricolor* e *C. caudacuta* como vulnerável teve como base apenas a alta taxa destruição do habitat campestre no Brasil, não existindo consideração com relação à população das espécies (BirdLife International 2008a,b). A densidade mínima de *A. tricolor* observada, de 6,7 indivíduos/km^2, representa valor bem maior do que as estimativas considerada pela BirdLife International (2008a), 1 indivíduo/km^2. Esta estimativa teve como base as menores densidades obtidas para espécies da família Tyrannidae. Os resultados obtidos mostram que os pequenos fragmentos preservados de

Cerrado podem conter densidades de espécies ameaçadas semelhantes, ou maiores, às áreas extensas e preservadas, como ocorrido com *A. tricolor* e *C. caudacuta*.

Alectrurus tricolor apresentou um número baixo de observações para machos (N = 21) e fêmeas (N = 4). Essa diferença de detecção ocorreu, provavelmente, devido ao dimorfismo sexual da espécie. Os machos são facilmente detectados, pois possuem coloração branca e preta. Por outro lado, fêmeas e jovens, são mais camuflados e, portanto, apresentam menor detecção. Apesar do baixo número de machos registrados e do valor mais alto do coeficiente de variação (0,38), a análise foi, mesmo assim, realizada por ser essa uma espécie vulnerável (IUCN 2008).

Tamanho da População

Populações pequenas com distribuição restrita são altamente vulneráveis a extinção (Terborgh & Winter 1980, Gilpin & Soule 1986, Schoener & Spiller 1987). Existem muitas controvérsias a respeito do tamanho mínimo necessário para que uma população garanta a sua persistência (Reed *et al.* 2003). O tamanho mínimo viável para uma população (MVP) pode ser definido como o menor tamanho requerido da população de uma espécie, que apresente 99% de chances de persistir em 1000 anos (Shaffer 1981). Reed *et al.*(2003) analisando o tamanho mínimo viável para 102 espécies de vertebrados sugere que as áreas para programas de conservação sejam capazes de suportar aproximadamente 7000 indivíduos adultos, de forma a garantir a sua persistência. Outros estudos indicam um tamanho de população mais baixo, entre 500 – 1000 (Franklin & Frankham 1998), ou de 1000-5000 indivíduos (Lynch & Lande 1998).

As estimativas de tamanho populacionais obtidas nesse estudo indicam que nenhuma das espécies estudadas apresentou população acima de 500 indivíduos, o mínimo indicado para uma população viável (Franklin & Frankham 1998). O tamanho pequeno da população e o isolamento resultam em uma baixa diversidade genética (Reed & Frankham 2003, Willi *et al.* 2006), e na diminuição da aptidão reprodutiva (Reed 2005).

Apesar de *C. caudacuta* e *A. tricolor* serem incomuns, com localizações pontuais em toda a sua distribuição, apresentaram tamanhos relevantes de populações. Estas espécies, como são ameaçadas, devem ser monitoradas em longo prazo. Braz (2008) verificou que em unidades de conservação extensas, o tamanho populacional médio pode alcançar entre 1022 a 1786 indivíduos para *C. caudacuta*, e de 1374 indivíduos para *A. tricolor*.

Estimativas indiretas especulam que o tamanho populacional para ambas as espécies esteja em torno de 10.000 indivíduos maduros (BirdLife International 2008a,b), entretanto, essa estimativa teve como base informações de outras espécies aparentadas (IUCN 2008). Provavelmente o valor real do tamanho da população desses tiranídeos não seja esse estimado. Apesar da densidade obtida nos estudos ser maior do que anteriormente previsto (BirdLife International 2008a,b), faz-se necessário conhecer a disponibilidade de áreas campestres, que ainda estão em bom estado de conservação, para se obter uma estimativa mais segura da população global. Considerando que os remanescentes de áreas campestres no Brasil encontram-se restritos a poucas Unidades de Conservação (Collar *et al.* 1992) e que a destruição fora dessas áreas é eminente (Stotz *et*

al. 1996), sugerimos que o *status* dessas espécies seja pelo menos mantidos caso não ocorra uma averiguação detalhada dos seus habitats.

Melanopareia torquata é uma espécie territorialista de fácil detecção auditiva, durante o período reprodutivo de setembro a dezembro na EEI. A sua densidade na região foi mais alta do que a observada em outras áreas de campo sujo e campo cerrado, como no PNB (obs. pess.). Essa espécie também apresenta área de vida pequena durante a época reprodutiva, variando de 0,54 a 1,62 ha (dados não publicados).

As demais espécies endêmicas que participam de bandos, como *S. atricollis, N. fasciata* e *C. hirundinacea* tiveram uma diferença populacional considerável. *Neothraupis fasciata* é residente e territorialista durante o ano inteiro, com área de vida de (3,7 ± 0,6 ha) (Duca 2007) e grupos monoespecíficos que variam de quatro a seis indivíduos (Duca 2007, Alves 1990). Apesar de ser considerada quase ameaçada (IUCN 2008) foi a espécie mais comum na EEI dentre as aves endêmicas do Cerrado avaliadas. Duca (2007) estimou para a Estação Ecológica de Águas Emendadas, área com 6000 ha, uma população média de 3438 indivíduos, o que representou um valor inferior à capacidade de suporte estimada para *N. fasciata* nessa área.

Cyanocorax cristatellus é uma espécie oportunista, pouco sensível aos distúrbios antrópicos (Lopes 2008). Esta espécie se estabelece facilmente em áreas agrícolas e pode ser encontrada em locais semi-urbanos das grandes cidades (Vasconcelos & Nemésio 2007). No presente estudo, apresentou o mais baixo tamanho populacional, provavelmente, por possuir uma área de vida média maior que os demais Passeriformes, 172 ha, podendo formar grupos extensos de 10 indivíduos (Amaral & Macedo 2003). Entretanto, na EEI observamos, em geral, a ocorrência de casais (N = 47 registros).

Provavelmente, áreas menores não suportem grupos grandes de gralhas, limitando também o tamanho das populações. Outra possibilidade é que este seja um comportamento mais restrito ao do período reprodutivo da espécie. O uso oportunístico de áreas alteradas (Lopes 2008) também foi constatado na EEI, onde foi comum a sua ocorrência em plantações de eucalptais e *Pinus* spp, tanto dentro, como nos arredores da EEI.

Considerações Finais

O presente trabalho contribui para mostrar a importância da preservação de áreas pequenas e fragmentadas do Cerrado, e a necessidade de manejo e expansão dessas áreas. As populações da EEI representam um dos últimos remanescentes da comunidade de aves de Cerrado do estado de São Paulo. Apesar da restrição de tamanho, os fragmentos pequenos podem abrigar populações de aves endêmicas e ameaçadas, contribuindo assim, para a biodiversidade local e os processos ecológicos da região. Entretanto, para a manutenção dessas populações é fundamental a realização de ações para monitorar o tamanho das populações ao longo do tempo e avaliar meios para incrementar a qualidade de habitat. Além disso, sugerimos uma avaliação de outras áreas que possam ser acrescentadas à EEI, ou utilizadas como corredores ecológicos. A manutenção dessas áreas poderia incrementar populações de espécies, com aparente baixa capacidade de dispersão, como *M. torquata* e *C. caudacuta.* Sugerimos que as áreas do seu entorno, mesmo aquelas alteradas, mas possíveis de recuperação sejam acrescentadas a EEI, como áreas da AUSP e da Sadia (campo limpo).

Capítulo 2

Seleção de habitat por *Melanopareia torquata* (Aves, Melanopareiidae), *Culicivora caudacuta* e *Alectrurus tricolor* (Aves, Tyrannidae) na Estação Ecológica de Itirapina, Estado de São Paulo, Brasil: implicações para a conservação.

Resumo: Diversos estudos realizados com uso e/ou seleção de habitat apresentaram implicações importantes para a conservação dos animais. O presente estudo tem como objetivo verificar a seleção de habitat de uma espécie de ave endêmica do Cerrado (tapaculo-de-colarinho, *Melanopareia torquata*), família Melanopareiidae, e de dois tiranídeos ameaçados (papa-mosca-do-campo, *Culicivora caudacuta* e galito, *Alectrurus tricolor*), durante o período reprodutivo, em um cerrado preservado do sudeste do Brasil. O estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica de Itirapina (EEI), com 2300 ha, e em uma área contígua da Universidade de São Paulo (AUSP), com 420 ha, estado de São Paulo. Foram utilizadas duas escalas: macrohabitat e de microhabitat, durante o período reprodutivo (outubro e novembro de 2006 e 2007). Para avaliar o macrohabitat das três espécies e o microhabitat de *C. caudacuta* e *A. tricolor* foram amostrados 134 pontos sistematicamente distribuídos. Na análise de macrohabitat foram utilizadas informações de uso-disponibilidade com o intervalo de confiança de Bailey. Para obter a seleção de microhabitat de *M. torquata* foram utilizados 12 rádio-transmissores da Holohil Systems. Os modelos de regressão logística foram selecionados pelo Critério de Informação de Akaike (AIC). *Melanopareia torquata* selecionou apenas as áreas de campo cerrado. As áreas campestres e úmidas foram utilizadas em proporções menores do que o esperado. *Alectrurus tricolor* ocorreu basicamente nas áreas campestres. *Culicivora caudacuta* selecionou as áreas campestres, enquanto as áreas úmidas foram menos utilizadas do que o esperado. O melhor modelo de microhabitat selecionado pelo AIC para explicar a presença de *M. torquata* incluiu a maior densidade de arbustos altos (> 1 m) e gramíneas nativas. A importância dessas variáveis para *M. torquata* é evidenciada durante as vocalizações em arbustos altos. Além disso, o seu deslocamento, forrageamento e a

reprodução (local do ninho) ocorrem basicamente no estrato inferior, entre moitas de gramíneas. As gramíneas exóticas não inibiram a presença de *M. torquata.* No entanto, preferência por gramíneas nativas pode indicar uma relação adversa indireta com as exóticas, uma vez que se observa uma relação competitiva entre essas gramíneas no Cerrado. O modelo mais relevante, para *C. caudacuta* e *A. tricolor* foi a menor densidade da palmeira, *Attalea geraensis* e de árvores. *C. caudacuta* selecionou áreas com maior densidade de arbustos baixos (< 1 m) e solo menos exposto, associados com a menor densidade de *A. geraensis*. Sugerimos para *M. torquata* o manejo da área com a remoção de gramíneas exóticas e a manutenção dos limites da área, sem a presença de grandes herbívoros domésticos. Para os tiranídeos estudados, sugerimos preservar e restaurar as áreas campestres naturais com dominância de gramíneas nativas, incluindo arbustos baixos.

Palavras-chave: aves, Cerrado, São Paulo, seleção de habitat.

Abstract: Studies on use and habitat selection are important to animal conservation. The present study has the goal to verify the use and habitat selection of an endemic Cerrado Collared crescentchest (*Melanopareia torquata*), Melanopareiidae, and two threatened tyrannids (Sharp-tailed Tyrant, *Culicivora caudacuta* and Cock-tailed Tyrant, *Alectrurus tricolor*) during the reproductive period in a preserved Cerrado in southeast Brazil. The study was developed in an area with 2300 ha, the Estação Ecológica de Itirapina (EEI), and in an adjacent area of Universidade de São Paulo (AUSP) with 420 ha, state of São Paulo. Two scales were considered: macrohabitat, and microhabitat during the reproductive period (October and November of 2006 and 2007). Macrohabitat selection was analyzed through use-availability data performing confidence intervals of Bailey. To evaluate macrohabitat selection of the three species, and microhabitat for *C. caudacuta* and *A. tricolor*, we sampled 134 point counts systematically distributed. To evaluate microhabitat selection, radio-telemetry was used (12 radio-transmitters, Holohil Systems) for detecting individuals of *M. torquata.* Logistic regression models were selected by Akaike Information Criterion (AIC). *Melanopareia torquata* selected only "campo cerrado" areas. The grassland and flood areas were used less than expected. *Alectrurus tricolor* occurred mainly in grasslands. *Culicivora caudacuta* selected grassland areas, while the flooded grasslands were less used than expected. The best model selected by AICc to explain *M. torquata* presence was the high density of tall shrubs (> 1 m) and native grasses. The importance of these variables to *M. torquata* is evident during its vocalizations on high shrubs. Its movement, foraging, and reproduction (nest location) occurs mainly in the lower stratum, among grassland bushes. The alien grasses did not inhibit *M. torquata* presence, although the native grasses selection could indicate an

indirect adverse relation with alien grasses, because of the occurrence of a competitive relation among them. The low density of the palm, *Attalea geraensis* and trees was the most relevant model for *C. caudacuta* and *A. tricolor*. Akaike criterion selected other models as short shrubs (< 1 m), and lesser exposed ground associated with a low density of *A. geraensis* for *C. caudacuta.* The area management with the removal of alien grasses and the maintenance of bordering areas without the presence of large domestic herbivores could be beneficial to *M. torquata.*. We suggest for the tyrannids studied to preserve and restore natural grasslands with dominance of native grasses, including short shrubs.

Keywords: bird, Cerrado, São Paulo, habitat selection.

INTRODUÇÃO

A seleção de habitat é uma resposta comportamental do animal, inata ou aprendida, que permite a ele distinguir vários componentes do ambiente, resultando em um uso desproporcional destes. O resultado desse processo de decisão é observado na distribuição real dos indivíduos nos diferentes tipos de habitat (uso do habitat). A escolha realizada pela ave terá influência tanto na sua sobrevivência, como na sua aptidão reprodutiva (Hutto 1985, Block & Brennan 1993).

Diversos estudos realizados com uso e/ou seleção de habitat apresentaram implicações importantes para a conservação dos animais. Alguns a associam com os possíveis motivos para o declínio das populações (Peach *et al.* 2004, Hinsley *et al.* 2007) ou identificam os habitats apropriados para a ocorrência da espécie (Oppel *et al.* 2004). Considerando a importância dessas pesquisas, com aplicação direta na conservação, o presente estudo tem como objetivo verificar a seleção de habitat de três espécies de aves, durante o período reprodutivo, em um cerrado preservado do interior paulista.

O Bioma Cerrado é considerado entre as áreas mundiais de grande prioridade para conservação (Myers *et al.* 2000). No Cerrado foram registradas 857 espécies de aves, das quais 33 espécies são endêmicas (Cavalcanti 1999, Silva 1995, Silva & Bates 2002, Silva & Santos 2005, Piratelli & Blake 2006). Considerando a necessidade de pesquisas biológicas com aves do Cerrado (Cavalcanti 1999, Marini & Garcia 2005) como forma de subsídio para sua conservação e manejo das espécies, o presente estudo foi desenvolvido com uma espécie de ave endêmica, e duas ameaçadas do Cerrado.

O tapaculo-de-colarinho, *Melanopareia torquata*, é uma espécie endêmica do Cerrado (Silva & Bates 2002), que pertence à família Melanopareiidae (CBRO 2008).

Habita os campos cerrados, savanas ricas em cupinzeiros e campos sujos (Sick 1997). A espécie não é muito comum em áreas muito abertas, como nos campos limpos (Ridgley & Tudor 1994), ou mais fechadas, como no cerrado *sensu stricto* (Tubelis & Cavalcanti 2000). Nas áreas alteradas, é mais freqüente nas áreas de campo cerrado com predominância de gramíneas exóticas, ocasionalmente ocorrendo em áreas alteradas, como pastagens com arbustos (Tubelis & Cavalcanti 2000).

O papa-mosca-do-campo, *Culicivora caudacuta*, é um tiranídeo que ocorre em áreas de campo sujo e campo limpo com capim alto (Silveira *et al.* 1998, Bagno & Marinho Filho 2001, Tubelis & Cavalcanti 2001, Willis 2004, Di Giacomo 2005, Sousa & Marini 2007, Braz 2008, Motta-Junior *et al.* 2008). Ocasionalmente é observado em áreas com capim introduzido, do gênero *Brachiaria* (Braz 2008), ou *Andropogon* (Wetmore 1926 *apud* Di Giacomo 2005). Sua ocorrência é mais eventual no campo cerrado (Lowen *et al.* 1996, Sousa & Marini 2007) e no errado *sensu stricto* (Sousa & Marini 2007), em locais próximos a áreas úmidas (Lowen *et al.* 1996), em áreas de transição entre campo úmidos e secos, e próximos de corpos d'água (Wetmore 1926 *apud* Di Giacomo 2005, Ridgley & Tudor 1994).

Alectrurus tricolor (Tyrannidae) ocorre nos campos limpos e sujos (Bagno & Marinho Filho 2001, Tubelis & Cavalcanti 2001, Willis & Oniki 2003, Willis 2004, Braz 2008, Motta-Junior *et al.* 2008) com gramíneas altas (> 1 m) (Rigley & Tudor 1994, Esquivel *et al.* 2007), sendo menos comum nas proximidades de áreas úmidas ou de banhados, em áreas com gramíneas altas e queimadas recentes, ou com intenso pastoreio (Ridgley & Tudor 1994, Sick 1997, Fitzpatrick *et al.* 2004, Sigrist 2006). A espécie

também é registrada em áreas com capim introduzido, do gênero *Brachiaria* (Braz 2008) ou *Andropogon* (Esquivel *et al.* 2007).

De acordo com a lista da IUCN (IUCN 2008) e do IBAMA (2003), *C. caudacuta* e *A. tricolor* são espécies "vulneráveis". Willis & Oniki (2003) consideram as espécies quase extintas no estado de São Paulo. As suas populações estão declinando devido, principalmente, à perda de habitat, em decorrência da conversão dos campos em plantações de eucalipto, soja e pastagens (Parker III & Willis 1997) e as freqüentes queimadas no Cerrado (Ridgley & Tudor 1994). Na Lista dos Animais Ameaçados de Extinção do Estado de São Paulo *A. tricolor* e *C. caudacuta* estão na categoria "criticamente em perigo", enquanto *M. torquata* está "em perigo" (São Paulo 2008).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo (ver Capítulo 1)

Procedimento de Campo

Para avaliar a seleção de habitat foram consideradas uma escala maior (paisagem), e outra menor (uso de poleiros, local de forrageamento) (Hutto 1985, Block & Brennan 1993, Jones 2001). A primeira, que denominamos de habitat, está relacionado com as características da paisagem, por exemplo, com as fitofisionomias do Cerrado. O microhabitat está relacionado às características da vegetação, como o uso de poleiros e no forrageamento.

Seleção de habitat

A seleção de habitat foi obtida tanto pela detecção auditiva, como pela observação direta da ave nos pontos de amostragem. Foram avaliados cinco tipos de habitats na EEI e AUSP: cerrado *sensu stricto*, campo cerrado, campo sujo, campo limpo, áreas úmidas e áreas alteradas.

Os tipos e a porcentagem de cada habitat na área de estudo foram obtidos pela análise do índice de vegetação diferença normalizada (NDVI, Normalized Difference Vegetation Index), com base em imagens de satélites do CBERS 2, datadas de 17 de julho de 2006, fornecidas pelo Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). Para essa análise foram utilizadas as faixas do infravermelho próximo e do vermelho (Mesquita Jr 1998, Bitencourt & Mesquita Jr 2005). As imagens foram então classificadas, sendo atribuído

um intervalo de valores para as diferentes classes com base nas informações dos pontos de amostragem. As assinaturas espectrais de cada fitofisionomia, obtidas por Mesquita Jr (1998), serviram de referência para a classificação.

O método utilizado para a análise de seleção de habitat teve como base informações de uso-disponibilidade (Garshelis 2000). A disponibilidade de cada tipo de habitat e o uso destes foi calculada de acordo com Neu *et al.* (1974) e Canavelli *et al.* (2003). Nesta análise compara-se a proporção dos indivíduos observados em um determinado tipo de habitat com a proporção de indivíduos esperados, considerando a disponibilidade do referido habitat na área de estudo. Para determinar um possível uso de diferenciado do habitat foram considerados as proporções de cada tipo de habitat com o intervalo de confiança de Bailey (Canavelli *et al.* 2003). O intervalo de confiança de Bailey é mais robusto para pequenas amostras e o seu erro é menor, quando comparado aos outros intervalos de confiança, como o de Bonferroni (Cherry 1996).

Seleção de microhabitat: uso de telemetria para *M .torquata*

Como *M. torquata* é uma espécie críptica que se desloca principalmente no chão, as detecções visuais nos pontos de amostragem foram raras. Portanto, os pontos de registro para a seleção de microhabitat tiveram que ser obtidos com o uso de 12 rádio-transmissores (modelo LB-2, 0,52 g de peso, Holohil Systems Ltd, Carp, ON), alguns dos quais foram reutilizados. Kenward (2001) sugere que os transmissores representem 5% do peso da ave (Peso $_{M.\ torquata}$ = 15,7 ± 1,3 g; N = 36 indivíduos), portanto o transmissor usado pesa 3,3% do peso médio da ave. A captura da espécie foi realizada no período da manhã, entre 6:00 e 12:00 h, e à tarde, entre 16:00 e 18:00 h. Após a detecção auditiva da

espécie, às vezes estimulada pelo "playback", uma única rede ornitológica de 12 x 2 m foi aberta próximo ao local de registro. Como a ave durante o vôo o seu deslocamento ocorre na parte inferior da vegetação, a abertura de apenas 1 m da altura rede foi suficiente para a captura. O "playback" foi realizado com um mini-gravador, Panasonic modelo RR – US450, disposto entre 0,5 m a 1 m de altura, distante 1 m da rede. As aves capturadas foram pesadas com balança, Pesola de 20 g e precisão de 1 g, marcadas em uma dos tarsos com anilhas metálicas, cedidas pelo CEMAVE/IBAMA. Foram obtidos dados morfométricos, de acordo com Sick 1997, dos indivíduos capturados. Amostras de sangue (0,1 ml) foram obtidas a partir da veia jugular do pescoço e estocadas em álcool absoluto para posterior sexagem das aves. Em seguida, foi colocado um transmissor no dorso de cada indivíduo, preso por fita (90% poliéster e 5% nylon) na forma de mochila que pesava 0,1 g (Navjot & Oliphant 1992, Kenward 2001, Millspaugh & Marzluff 2001). O equipamento utilizado no monitoramento foi o receptor LA 12-Q (AVMa) com uma antena Yagi de três elementos.

O monitoramento ocorreu durante o período reprodutivo, em outubro e novembro de 2007, em intervalos de 5 h no início e final da manhã e no final da tarde. A possibilidade de triangulação foi excluída, pois essa técnica está sujeita a diversos erros de localização: erro do operador, durante movimento do animal, interferências eletromagnética, distância do receptor a ave monitorada, erro com o tipo de vegetação e durante o mapeamento dos registros (White & Garrott 1990, Kauhala & Tiilikainen 2002, Withey *et al.* 2001). Esses erros podem ser agravados quando a espécie possui uma área de vida pequena, podendo ser mesmo inaceitáveis quando o objetivo é investigar a seleção de habitat (White & Garrott 1990). Como *M. torquata* é territorialista e se desloca

pouco com a aproximação (obs. pess.), optamos pela aproximação do observador até o indivíduo monitorado. Foram incluídos na análise apenas os pontos com o sinal mais forte, onde se teve certeza da presença da ave naquele exato local. Aqueles pontos em que o sinal não foi forte, ou que a ave logo se deslocou com a presença do observador, não foram incluídos na análise. Outros registros, também incluídos, foram obtidos devido ao desprendimento do rádio-transmissor do dorso da ave. Estes pontos mostram o local exato de seu deslocamento.

Essa metodologia empregada está sujeito a alguns erros relacionados ao deslocamento da ave, que na maioria das vezes, não foi visualizada (White & Garrott 1990), mesmo assim, consideramos ser a técnica mais apropriada para essa espécie. Os pontos de registros das aves foram comparados com outros 35 pontos de disponibilidade. Foram inseridos 100 pontos dispostos em grades de 300 m de distância e em seguida foram sorteados esses 35 pontos.

Seleção de microhabitat: amostragem por pontos para *Alectrurus tricolor* e *Culicivora caudacuta*

A coleta de dados dos microhabitats ocorreu em novembro e dezembro de 2006. Foram amostrados um total de 134 pontos sistematicamente distribuídos distando no mínimo 300 m entre si. Cada ponto foi amostrado três vezes, duas no período da manhã (5:00 até 10:00) e uma, à tarde (16:00 até 18:00). Para avaliar os recursos utilizados e a sua disponibilidade, foram sorteados 67 pontos do total de pontos distribuídos na área.

Metodologia de seleção de microhabitat

A partir do ponto exato da primeira observação da ave, delimitou-se um círculo de 5 m de raio. As variáveis foram escolhidas com base nas características da vegetação que poderiam ter importância para a espécie. Para entender melhor a escolha dos poleiros, foram obtidas as medidas da altura de localização da ave no poleiro, altura total do poleiro e tipo de poleiro (árvore, arbusto ou gramínea), além da presença ou ausência de folhagens.

As variáveis da vegetação registradas para a análise de seleção foram: percentagem de ocorrência de gramíneas exóticas, nativas e de solo exposto (0: 0-20%, 1: 21-40%, 2: 41-60%, 3: 61-80% e 4: 81-100%), densidade de arbustos e árvores, altura de arbustos e árvores, densidade de palmeiras (*Syagrus petrea* e *Attalea geraensis*) e a heterogeneidade da vegetação (Wiens 1969). Como *M. torquata* utiliza tocas de tatu e rato, foram contabilizados o número de tocas que foram incluídas na análise. Para separar os estratos da vegetação foi utilizada a seguinte classificação: árvores (indivíduos lenhosos com diâmetro do caule ao nível do solo maior ou igual a 3 cm) e arbustos (indivíduos lenhosos com diâmetro do caule ao nível do solo menor do que 3 cm) (M. Batalha e G. Durigan, com. pess.).

Para as análises relacionadas à heterogeneidade da vegetação herbácea e arbustiva foi utilizado um bastão graduado (1 m), subdividido em intervalos de 10 cm. A partir do centro do círculo foi sorteada uma direção onde se estenderam dois barbantes com 10 m de diâmetro cada, formando um ângulo perpendicular (Wiens 1974). Na ponta desses barbantes foram obtidas três variáveis da estrutura da vegetação: Het - índice de heterogeneidade (Wiens 1969), Altmax - intervalo com a maior altura da vegetação, Mtoq

- número médio de contatos da vegetação com o bastão graduado. Todos os dados foram padronizados em categorias de 0 a 5.

Foram gerados modelos de regressão logística para explicar a presença das espécies estudadas através das variáveis de microhabitat (variáveis independentes). Foram usadas no máximo duas variáveis independentes do microhabitat, devido a limitações no número amostral. O melhor modelo ajustado foi obtido pela verossimilhança com distribuição binomial utilizando o pacote de modelos lineares generalizados (glm) no R 2.7.1 (2008 The R Foundation for Statistical Computing), sendo selecionado pelo Critério de Informação de Akaike (AIC, Burnham & Anderson 2002), com a correção para amostras pequenas (AICc) de acordo com Hurvich & Tsai (1989). Para ordenar os melhores modelos e avaliar o desempenho dos mesmos, usamos o peso do AIC (*wi*) e a evidência (*wi*_max/*wi*_i; Burnham and Anderson 2002). A seleção de modelos vem sendo usada recentemente em estudos de seleção de habitat por aves (e.g. Hasui *et al.* 2007, Howell *et al.* 2008, McKinney *et al. in press*). Foi realizada todas as combinações de duas variáveis, utilizando a correlação de Spearman, para evitar problemas relacionados à multicolinearidade. As variáveis independentes, com correlação superior a 60%, não foram incluídas no mesmo modelo (Zar 1999).

RESULTADOS

Seleção de habitat

Melanopareia torquata selecionou apenas as áreas de campo cerrado (Tabelas 2.1 e 2.2). As áreas campestres e úmidas foram utilizadas em proporções menores do que o esperado de acordo com sua disponibilidade na EEI. Nas áreas alteradas, no cerrado *sensu stricto* e no cerradão não houve registro da espécie. O mesmo também ocorreu nos 20 pontos amostrados dentro da AUSP, apesar do uso de playback.

Não foi possível analisar o intervalo de Bailey para *A. tricolor*, pois essa espécie ocorreu basicamente nas áreas campestres. Registros esporádicos de *A. tricolor* foram obtidos fora dos pontos de amostragem em áreas de campo úmido (dois registros) e em uma faixa estreita de campo limpo próximo à estrada que faz limite sul com a EEI e a ferrovia (três registros).

Culicivora caudacuta mostrou preferência pelas áreas de campo sujo e campo limpo (Tabelas 2.3 e 2.4). Por outro lado, as áreas úmidas foram evitadas. Não houve nenhum registro em fisionomias mais fechadas como o campo cerrado, cerrado *sensu stricto* e cerradão. O único registro da espécie em áreas úmidas ocorreu em um local com muitos arbustos e herbáceas.

Ambas as espécies de tiranídeos foram observadas coexistinto em sítios próximos (< 30 m) durante 10 ocasiões. Para o total dos registros das espécies, essa observação conjunta representa uma freqüência de 55% de dos registros de *A. tricolor* e 31% de *C. caudacuta*.

Tabela 2.1 Uso de habitat por *M. torquata* na EEI, região central do estado de São Paulo, entre setembro e dezembro de 2006 e setembro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no censo por ponto e os valores esperados são derivados das proporções de cada habitat na área de estudo.

Tipo de habitat	Área do habitat (ha)	Proporção do habitat	Número de registros observados	Número de registros esperados
Campo limpo e sujo	1125,65	0,54	127	152,37
Campo cerrado	411,94	0,20	150	55,76
Área úmida	538,31	0,26	4	72,87

Tabela 2.2 Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para seleção de habitat por *M. torquata* na EEI, região central do estado de São Paulo.

Tipo de habitat	Proporção de uso observado Pi	Proporção de uso esperado	Intervalo de Bailey	Seleção
Campo limpo e sujo	0,452	0,542	$0,451 \leq pi \leq 0,455$	-
Campo cerrado	0,533	0,198	$0,533 \leq pi \leq 0,537$	+
Área úmida	0,014	0,259	$0,014 \leq pi \leq 0,017$	-

Pi: proporção real de uso de cada tipo de vegetação; (+): utilizado mais do que o esperado; (-): utilizado menos do que o esperado.

Tabela 2.3. Uso de habitat por *C. caudacuta* na EEI, região central do estado de São Paulo, entre setembro e dezembro de 2006 e setembro de 2007. Os valores observados correspondem ao número total dos registros obtidos no censo por ponto e os valores esperados são derivados das proporções de cada habitat na área de estudo.

Tipo de habitat	Área do habitat (ha)	Proporção do habitat	Número de indivíduos observados	Número de indivíduos esperados
Campo limpo e sujo	1125,65	0,68	58	39,90
Área úmida	538,32	0,32	1	19,09

Tabela 2.4. Intervalo de confiança simultâneo de Bailey para seleção de habitat por *C. caudacuta* na EEI, região central do estado de São Paulo.

Tipo de habitat	Proporção de uso observado	Proporção de uso esperado	Intervalo de Bailey	Seleção
Campo limpo e sujo	0,983	0,676	$0,930 \leq pi \leq 0,999$	+
Área úmida	0,017	0,323	$0,001 \leq pi \leq 0,077$	-

Pi: proporção real de uso de cada tipo de vegetação; (+): utilizado mais do que o esperado; (-): utilizado menos do que o esperado.

Seleção de microhabitat

Foram monitorados um total de 20 indivíduos, dos quais se obteve entre um a dois pontos de registro por indivíduo (total de 31 pontos de registro). O melhor modelo selecionado pelo AICc para explicar a presença de *M. torquata* incluiu a maior densidade de arbustos altos (> 1 m) e de gramíneas nativas (Tabela 2.5). O modelo mais relevante, tanto para a presença de *C. caudacuta*, quanto de *A. tricolor*, foi a menor abundância de *A. geraensis* e de árvores (Tabela 2.5). Outras características de microhabitat foram selecionadas por *C. caudacuta*, tais como arbustos mais baixos (< 1 m) e solo menos exposto, ou seja, mais coberto por vegetação. Ambas as características foram selecionadas em associação com a menor densidade de *A. geraensis*.

Tabela 2.5. Modelos de regressão selecionados por AICc (Evidência ≤ 2) para *M. torquata*, *A. tricolor* e *C. caudacuta* e na EEI, região central do estado de São Paulo.

Variável dependente	Variáveis Independentes		AICc	wAIC	Evidência
Melanopareia torquata	+ altarb	+ gramnat	47,62	0,5681	1,0
Alectrurus tricolor	- *Attalea*	- narv	88,50	0,5501	1,0

Culicivora caudacuta	- *Attalea*	- narv	96,59	0,1386	1,0
	- *Attalea*	- altarb	97,45	0,0902	1,5
	- *Attalea*	- soloexp	97,68	0,0801	1,7

gramnat: percentagem de gramíneas nativa; narv: número de árvores; altarb: altura dos arbustos; soloexp: solo exposto. (+) = relação positiva entre a variável dependente e a independente; (-) = relação negativa entre as variáveis dependente e independente.

Foram obtidos 31 pontos de rádio-localização de *M. torquata* se deslocando no chão, embaixo das gramíneas. Outros 10 registros de vocalização da ave em poleiros foram obtidos com a mesma metodologia de pontos de amostragem utilizada para os tiranídeos, acima descrita. Os poleiros utilizados durante a vocalização foram: árvores (oito registros; altura da ave no poleiro 2,15 m ± 1,64 m e altura total do poleiro de 4,26 m ± 2,29 m) e arbustos (dois registros; altura da ave no poleiro 1,05 m ± 0,9 m e altura total do poleiro de 1,5 m ± 1,4 m). Os indivíduos monitorados se deslocaram entre moitas de gramíneas, arbustos e palmeiras, com raras observações visuais da espécie.

Como *C. caudacuta* é pequena (5,8 ± 0,6 g, Sousa & Marini 2007) e de coloração discreta, sua detecção ocorreu principalmente durante as vocalizações. Os poleiros utilizados durante essa atividade foram herbáceas anuais e arbustos, sem folhagem (N = 15 registros) e com folhagem (N = 8), árvores (N = 1) e hastes de gramíneas altas (N = 5). A sua localização no poleiro ocorreu a uma altura média de 1,2 ± 0,5 m, em arbustos ou capins de 2,0 ± 0,6 m de altura.

A detecção de *A. tricolor* ocorreu apenas visualmente, pois a sua vocalização é muito rara. Entre os meses de novembro e dezembro de 2006 observamos comportamentos reprodutivos com a presença de um a cinco machos, com média de dois machos ± 1 (desvio padrão), N = 11 observações, geralmente em companhia da fêmea

(obs. pess.). Durante a corte, quando o macho realiza pequenos vôos verticais acima da fêmea, quando é emitido um canto fraco "tic-tic-tic..." (Sick 1997) com produção sonora das penas (obs. pess.). Os machos utilizaram como poleiros arbustos sem folhagem (N = 11) e com folhagem (N = 1), árvores sem folhagem (N = 7) e com folhagem (N = 3) e hastes de gramíneas (N = 4). A sua localização no poleiro ocorreu a uma altura média de 1,8 ± 0,5 m em plantas de 2,1 ± 0,6 m de altura. Enquanto, as fêmeas de *A. tricolor* possuem coloração marrom bem discreta, semelhante à dos jovens, o que impossibilita a sua distinção. Os poleiros utilizados foram arbustos sem folhagem (N =3) e hastes de gramíneas (N = 2). A localização no poleiro ocorreu a uma altura média de 1,3 ± 0,4 m, em plantas de 1,6 ± 0,4 m de altura.

DISCUSSÃO

Seleção de habitat

Os dados indicam que *M. torquata* selecionou as áreas de campo cerrado. Apesar de comumente ocorrer nas áreas campestres, principalmente com presença de arbustos, a espécie utilizou essas áreas em proporções menores do que o esperado. Sick (1997) também cita que a espécie ocorre em ambos os habitats, sendo mais comum nos cerrados ralos. Os estudos de Tubelis & Cavalcanti (2000) no Cerrado central do Distrito Federal não apresentam registros de *M. torquata* em áreas de campo sujo. Por outro lado, nessa mesma região a espécie foi mais abundante no campo cerrado e cerrado *sensu stricto*. No presente trabalho a espécie não foi detectada no cerrado *sensu stricto*, contudo esse habitat é pouco representativo na EEI. Provavelmente o tamanho restrito da EEI e o tipo

de matriz (plantações, pastagem e uma área estreita de cerrado alterado) podem ter influência no padrão de distribuição observado.

Melanopareia torquata não foi registrada nas áreas alteradas da EEI. Essas áreas são pequenas (50 ha) e apresentam uma estrutura arbórea e arbustiva semelhante ao campo cerrado. Com a retirada do talhão de *Pinus* spp. foi mantida grande quantidade de galhos e uma grande camada de serapilheira cobrindo parte do solo. Esses fatores podem ter impedindo a reestruturação da cobertura herbácea dificultando a sua reocupação.

Alguns registros mostram que *M. torquata* pode ocorrer em áreas alteradas de Cerrado com dominância de gramíneas exóticas. Tubelis & Cavalcanti (2000) avaliando a abundância das aves em áreas de Cerrado no Distrito Federal observaram poucos registros da espécie em áreas de pastagem com muitos arbustos e poucas árvores; contudo nas áreas de campo cerrado alterado com muitos arbustos e árvores jovens a espécie foi encontrada na mesma proporção do que nos campos cerrados preservados.

Na AUSP, apesar de ter predomíneo de campo cerrado, *M. torquata* não foi registrada. Isso indica que *M. torquata* não ocorre, ou ao menos, é muito rara nessa área. Como a espécie se movimenta principalmente pelo chão entre moitas de gramíneas, a escassez dessas moitas representa o desaparecimento de abrigos, locais para a nidificação e alteração na comunidade de insetos do sub-bosque. Além disso, a presença de *B. decumbens*, mesmo ocorrendo em moitas mais baixas, devido ao pastoreio pelo gado, pode ter sido um fator agravante para o seu desaparecimento. Portanto, apesar da predominância de campo cerrado na área, a espécie mostrou ser sensível à alteração desse habitat, podendo ser uma espécie bioindicadora de áreas com vegetação herbácea e arbustiva recuperada ou preservada.

Os dados de *C. caudacuta* mostram a sua seleção pelas áreas campestres (campo limpo e sujo). Outros estudos também apontavam um maior uso desse habitat (Tubelis & Cavalcanti 2001, Sousa & Marini 2007, Braz 2008). Apesar do resultado obtido, Sousa & Marini (2007) verificaram que a área de vida dessa ave (> 17,5 ha, N = 3 grupos) pode compreender um mosaico de habitats, com áreas de campo limpo, campo sujo, cerrado ralo, campo cerrado e eventualmente cerrado *sensu stricto*. Apesar de a espécie ocorrer em áreas de campo cerrado (Tubelis & Cavalcanti 2001) a sua ocorrência nesse habitat não foi registrada na EEI, provavelmente devido a sua pouca representação na área.

Observações esporádicas de *C. caudacuta* em campo sujo úmido, com muitas herbáceas, arbustos esparsos e gramíneas altas, também foram registradas por Lowen *et al.* (1996). A espécie é mais freqüente nos campos inundados com gramíneas altas, no Parque San Rafael, Paraguai (Esquivel *et al.* 2007). *Alectrurus tricolor* selecionou áreas campestres na EEI, padrão de uso que se repete em outras regiões (Silveira 1998, Tubelis & Cavalcanti 2001, Braz 2008). A ocorrência esporádica de *A. tricolor* nas áreas úmidas também foi constatada na Reserva El Bagual, na Argentina (Di Giacomo 2005) e no Cerrado da região central do Brasil (Braz 2008).

Seleção de microhabitat

Melanopareia torquata selecionou microhabitats caracterizados pela maior densidade de arbustos altos (> 1 m) e de gramíneas nativas, variáveis essas que ocorrem em campo cerrado e campo sujo mais denso. A importância das gramíneas nativas e da altura dos arbustos para *M. torquata* é observada em diversos aspectos da sua história de vida. Os arbustos são usados como poleiros nas vocalizações durante a defesa de

território ou seleção sexual. O seu deslocamento, forrageamento (procura por insetos) e a reprodução (localização do ninho) ocorrem basicamente no estrato inferior, sob gramíneas, palmeiras e moitas de arbustos.

As gramíneas exóticas não inibiram a presença de *M. torquata*. No entanto, a preferência por gramíneas nativas pode indicar uma relação adversa indireta com as exóticas, uma vez que se observa uma relação competitiva entre ambas no Cerrado (Klink 1996, Pivello *et al.* 1999a). Tubelis & Cavalcanti (2000) mostraram que *M. torquata* ocorre em áreas alteradas com dominância de capim exótico. Contudo, essas áreas são adjacentes ao Jardim Botânico de Brasília que juntas formam uma extensa área de Cerrado, possibilitando deslocamentos para outras áreas.

Atualmente, *Brachiaria decumbens* e *Melinis minutiflora* – provenientes da África e introduzidas como forrageiras no Brasil – estão presentes em praticamente todo fragmento de cerrado, dominando extensas partes do ambiente (Klink 1996, Pivello *et al.* 1999a). A riqueza da comunidade de espécies herbáceas no Cerrado é alta, com cerca de 4700 espécies, com destaque a família Gramineae com 500 spp. (Mendonça *et al.* 1998). Portanto, a dominância de apenas um tipo de gramínea, como vem ocorrendo com as gramíneas africanas, pode alterar de forma intensa a composição e a estrutura do microhabitat, afetando principalmente as espécies que se deslocam no chão. Essas gramíneas exóticas possuem uma alta alocação de produção na biomassa em folhas (Pivello *et al.* 1999a), além de descaracterizarem as fitofisionomias, modificando também a sua estrutura (Coutinho 1982, Filgueiras 1990).

Melinis minutiflora, por exemplo, atinge até 1,5 a 2 m de altura formando uma densa camada de folhas e ramos (Parsons 1972), podendo diminuir a chegada da luz no

solo em até 99% (Hughes & Vitousek 1991). Esse capim apresenta folhas pubescentes e aromáticas que com o toque provocam sensação pegajosa da gordura (Lorenzi 1991) e liberam um odor que afasta os mosquitos e outros insetos (Kissmann 1997). É provável que essa característica seja um aspecto negativo para as aves que se deslocam entre suas moitas (Edwin O. Willis, com pess.), principalmente as insetívoras. *Brachiaria decumbens* atinge cerca de 1 m de altura (Kissmann 1997) e apresenta uma maior estratificação na sua altura comparada com algumas gramíneas nativas do Cerrado (Pivello *et al.* 1999b).

Aparentemente, *M. torquata* é uma espécie sensível ao pisoteamento da vegetação herbácea e ao intenso pastoreio de grandes herbívoros, como gado e cabras. A presença de gado no Cerrado altera tanto a riqueza como a estrutura da comunidade de plantas. O seu consumo atinge não apenas as folhas, mas também as flores e sementes de 83 espécies de plantas, pertencentes a 33 famílias (Macedo *et al.* 1978).

Alectrurus tricolor e *C. caudacuta* selecionaram características semelhantes de microhabitat. Ambas as espécies selecionaram microhabitat com menor densidade de *A. gearensis* e de árvores. As áreas com maior densidade de palmeiras e árvores são encontradas em áreas de campo cerrado, ambiente no qual não houve registros de *A. tricolor* e *C. caudacuta* na EEI. *Culicivora caudata* também selecionou outras duas características, arbustos mais baixos e solo coberto por vegetação.

As palmeiras do Cerrado, apesar de não serem muito diversas, são abundantes e representam um recurso valioso para a vida silvestre (Vidal 2007). *Attalea gearensis* é uma palmeira acaule que ocupa uma área considerável em decorrência do seu porte. Pode atingir até 1 m de altura e conter de 5 a 6 folhas com cerca de 1,4 m de comprimento cada

(Lorenzi *et al.* 1996). A própria estrutura da palmeira também dificulta o seu uso como poleiros. A sua ocorrência é mais freqüente no campo sujo e no campo cerrado (Bueno *et al.* 2004), do que no campo limpo. Essa palmeira apresenta distribuição mais aglomerada nos fragmentos menores, provavelmente devido à ausência dos dispersores de sua semente (p. ex. *Dasyprocta azarae*, paca) (Almeida & Galetti 2007). Na EEI, a ausência de *D. azarae* (Hülle 2006), pode ter influenciado a disposição de *A. gearensis* em aglomerados.

A preferência de *A. tricolor* e *C. caudacuta* por áreas com menor densidade de *A. gearensis* e de árvores indica que ambas selecionam áreas mais abertas nos campos sujo e limpo. No entanto, *C. caudacuta* seleciona também microhabitat com arbustos mais baixos e solo coberto por vegetação. A relação negativa encontrada entre a presença de *C. caudacuta* e solo exposto podem indicar o papel da cobertura vegetal no solo como abrigo para essa espécie. O uso de arbustos baixos pode ser observado em alguns aspectos da história de vida da espécie. Os ninhos de *C. caudacuta* são localizados principalmente em áreas de campos limpo e sujo, dispostos em arbustos e herbáceas, a uma altura de 0,45 a 1 m do ninho com relação ao chão (total de 337 ninhos) (Braz 2008, Di Giacomo 2005, Sousa & Marini 2007). O forrageamento também ocorre com a procura ativa de insetos nas folhagens de arbustos e nas hastes de gramíneas, sendo comum o uso desses poleiros para realizar ataques a insetos no ar (Fitzpatrick 1980).

Culicivora caudacuta e *A. tricolor* também ocorrem em áreas com presença de gramíneas nativas e exóticas (Braz 2008, obs. pess.). Entretanto, áreas com dominância de braquiaria e capim gordura, as espécies não são registradas (Tubelis & Cavalcanti 2001). Algums relatos indicam a existência de associação desses tiranídeos com a

ocorrência de gramíneas altas (> 1 m) (Ridgley & Tudor 2004, Esquivel *et al.* 2007, Di Giacomo 2005). Entretanto, a ausência de relação com gramíneas nativas, especialmente com as de porte alto, não foi constatada no presente estudo, provavelmente, devido à abundância desse recurso em toda a estação.

Implicações para a Conservação

Melanopareia torquata

A ausência de registros de *M. torquata* nas áreas de campo cerrado da AUSP indica que a espécie parece ser sensível ao pisoteamento da vegetação herbácea por grandes herbívoros. Portanto, áreas de Cerrado onde a pecuária é intensa podem afetar de forma negativa a ocorrência da espécie. A ocorrência de *M. torquata* em uma área de pastoreio abandonada e em recuperação pode, portanto, ser uma indicação de que a vegetação herbácea e arbustiva está recuperada ou preservada. Portanto, nesse caso específico podemos considrar a espécie como bioindicadora de áreas de pastagem no Cerrado em recuperação.

Apesar de *M. torquata* ocorrer nas áreas com braquiárias e capim gordura, o presente estudo verificou uma seleção clara por áreas com gramíneas nativas. Assim sendo, sugerimos como estratégia de manejo e conservação desta espécie o controle da expansão das gramíneas exóticas com a sua retirada mecânica ou química.

Entre 1985 e 1996, *M. torquata* esteve presente de forma regular, mas em pequeno número, nas áreas de campo cerrado e campo sujo, cerrado *sensu sricto* e eucaliptais com sub-bosque no *campus* da reserva da Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, localizado 25 km ao norte da EEI, (Motta-Junior 1990, Motta-Junior & Vasconcellos

1996). Em 1994, houve uma diminuição de cerca de 30% do Cerrado devido à plantação de eucaliptos, diminuindo a área para 21 ha (Manoel Martins Dias Filho & Mercival R. Francisco com. pess). Provavelmente, os fragmentos pequenos e isolados aliados à dominância de gramíneas exóticas afetam de forma negativa a ocorrência de *M. torquata*. Alguns estudos indicam ser a espécie sensível a esse conjunto de fatores (Motta-Junior & Belentani 2003, Motta-Junior & Granzinolli 2004, Motta-Junior *et al.* 2006).

Sugerimos a realização de estudos quantitativos comparando as populações de *M. torquata* em áreas com e sem a predominância de capins exóticos, levando em consideração as características da paisagem como isolamento, tamanho da área e o tipo de matriz para averiguar as tendências aqui indicadas. Outra questão interessante a ser abordada de forma comparativa é a densidade da espécie e a oferta de recurso alimentar.

Alectrurus tricolor* e *Culicivora caudacuta

Ambas estas espécies selecionam as áreas campestres e evitam locais com maior ocorrência de *A. geraensis* e árvores. Além disso, *C. caudacuta* também seleciona áreas com arbustos mais baixos e solo coberto por vegetação. Assim, estratégias de conservação e manejo dessas espécies devem conservar ou restaurar campos limpo e sujo com predomínio de áreas abertas com arbustos baixos, recursos esses utilizados tanto no forrageamento como na reprodução. Apesar do presente estudo não identificar uma relação negativa de *A. tricolor* e *C. caudacuta* com as gramíneas exóticas, sabemos que a dominância das gramíneas resulta no desaparecimento dessas espécies (Tubelis & Cavalcanti 2000). Portanto, também sugerimos como estratégia de manejo desses tiranídeos a retirada das gramíneas exóticas das áreas campestres.

Como forma de incrementar as áreas campestres da EEI, sugerimos a sua expansão incluindo ambientes com menor densidade de *A. geraensis*, como o campo limpo pertencente à Sadia. Como *A. tricolor* e *C. caudacuta* selecionaram áreas com baixa densidade de *A. geraensis*, um estudo envolvendo a dinâmica populacional dessa palmeira na Estação poderia também elucidar a distribuição desses tiranídeos na área.

Capítulo 3

Área de vida de *Melanopareia torquata* (Wied) (Aves, Melanopareiidae) na Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo.

Resumo: O conhecimento da área de vida de uma espécie é de grande importância tanto para o entendimento de sua biologia, como também para se propor estratégias de manejo e conservação. O tapaculo-de-colarinho (*Melanopareia torquata*) é uma espécie de ave endêmica do Cerrado com pouca informação sobre a sua biologia. Considerando a necessidade dessas informações sobre *M. torquata* como subsídio para o seu manejo, o presente estudo tem como objetivo estimar o tamanho de sua área de vida durante o período reprodutivo em um Cerrado preservado do interior paulista. O estudo foi desenvolvido em áreas de campo sujo e campo cerrado da Estação Ecológica de Itirapina (EEI), com 2300 ha, estado de São Paulo. Foram monitorados 10 indivíduos com rádio-transmissor (modelo LB-2, Holohil Systems) em intervalos de 5 h, desde o início da manhã ao final da tarde, em outubro e novembro de 2007. O ponto com o sinal mais forte foi registrado com o GPS (Sistema Global de Posicionamento). Como *M. torquata* é uma espécie territorialista que se desloca pouco com a presença humana, optamos pela abordagem da aproximação do observador até a ave para obter o registro. A área de vida foi estimada pelo método do Mínimo Polígono Convexo (MPC) 95% e a área nuclear de 70%, utilizando o Programa TRACKER 1.1 para a análise. Os registros obtidos por indivíduos variaram entre 10 a 44 pontos. As capturas ocorreram em campo sujo (um indivíduo) e campo cerrado (9 indivíduos). A área de vida se estabilizou para cinco indivíduos monitorados, sendo necessárias, em média, 36,4 ± 7,4 rádio-locações. Não foi possível obter a área de vida dos quatro indivíduos com menos de 21 rádio-locações. Apenas um indivíduo com 35 rádio-locações não apresentou a curva estabilizada (3,3 ha). A variação da área pelo método do MPC (95%) foi de 1,75 ± 1,66 ha e com a área nuclear (70%) de 0,44 ± 0,23 ha. Todos os indivíduos rastreados eram machos e suas áreas de

vida apresentaram ampla variação. Os dois machos de *M. torquata* monitorados com ninho apresentaram a menor (0,56 ha) e maior (4,6 ha) áreas de vida analisadas. Sugerimos a realização de estudos futuros para averiguar se *M. torquata* apresenta variação no tamanho da área de vida entre diferentes estações.

Palavras-chave: tapaculo-de-colarinho, Cerrado, São Paulo, área de vida.

Abstract: The knowledge of a species home range is of great importance not only for a better understanding of its biology, but also to propose management strategies and conservation. The Collared-crescentchest (*Melanopareia torquata*) is an endemic bird of Cerrado with little biology information about it. Considering the need of this information about *M. torquata* as a requisite for its management, the present study has the goal to estimate its home range size during the reproductive period in a preserved Cerrado in southeast Brazil. The study was developed in areas of "campo sujo" and "campo cerrado" in the Estação Ecológica de Itirapina (EEI) with 2,300 ha, state of São Paulo. Ten individuals were tracked with transmitters (model LB-2, Holohil Systems) in intervals of 5 h from sunrise to sunset from October to November of 2007. The point with the strongest signal was recorded with GPS (Geographic System Position). Because *M. torquata* is a territorialist species and its movement is limited by the human presence, we chose the observer approximation to the bird to obtain registers. The home range was estimated by the method of Minimum Polygon Convex (MPC) 95% and the core area (70%), both analyzed by TRACKER 1.1 Program. It was obtained from 10 to 44 radio-locations by individuals. The captures took place in "campo sujo" (one individual), and

"campo cerrado" (nine individuals). The home range was stabilized with five of the individuals tracked. It was necessary on average 36.4 ± 7.4 radio-locations. It was not possible to obtain the home range of four individuals, having minus than 10 radio-locations. One individual with 35 radio-locations did not presented a stabilized curve (3.3 ha). The home range variation with the MPC (95%) was 1.75 ± 1.66 ha and the core area (70%) was 0.44 ± 0.23 ha. All individuals tracked were males and their home range has a wide variation during the reproductive period. Two tracked males with nests presented the smallest (0.56 ha), and biggest (4.6 ha) home ranges. We suggest that further studies may verify if *M. torquata* presents variation in home range size among different seasons.

Keywords: Collared-crescentchest, Cerrado, São Paulo, home range.

INTRODUÇÃO

O Cerrado é o terceiro bioma mais rico em espécies de aves do Brasil, com 857 espécies, correspondendo a cerca de 50% do total para o Brasil (Silva 1995, Silva & Santos 2005, Piratelli & Blake 2006). Apesar do baixo número de espécies endêmicas no Cerrado, 33 espécies (3,9%) (Cavalcanti 1999, Silva & Bates 2002, Lopes 2004), muitas destas espécies estão ameaçadas (Marini & Garcia 2005).

Poucos estudos foram desenvolvidos sobre a biologia básica de aves endêmicas e ameaçadas no Brasil (Marini & Garcia 2005). O tapaculo-de-colarinho (*Melanopareia torquata*) é uma espécie endêmica do Cerrado (Silva & Bates 2002) pertencente à família Melanopareiidae (CBRO 2008). Ocorre no sul do Pará, sul do Piauí até Goiás, oeste da Bahia até oeste de Minas Gerais, norte de São Paulo, Mato Grosso do Sul, leste da Bolívia (Santa Cruz) e extremo nordeste do Paraguai (Ridgely & Tudor 1994, Sick 1997).

Melanopareia torquata é mais comum em áreas de campo sujo e campo cerrado, sendo menos freqüente em campos limpos (Ridgley & Tudor 1994) e cerrado *sensu stricto* (Tubelis & Cavalcanti 2000). Utilizam o chão ou a parte inferior de arbustos, geralmente abaixo das gramíneas altas (Krabbe & Schulenberg 2003). É uma espécie solitária e provavelmente sedentária, sendo menos comum sua observação em pares (Krabbe & Schulenberg 2003). Cantam durante todos os meses do ano (Sick 1997), sendo a sua detecção mais auditiva do que visual (Ridley & Tudor, 1994). Sobem no topo de arbustos baixos e cantam uma série de "tüt" que soa de forma ressonante e alta (Sick 1997). Pode participar de bandos mistos com outras espécies endêmicas de cerrado, como *Cypsnagra hirundinacea* e *Neothraupis fasciata* (Ragusa-Netto 2000).

Pouco ainda se conhece sobre a reprodução de *M. torquata*, sendo seus ninho e filhotes, apenas recentemente encontrados e monitorados (Gressler & Marini 2008, Kanegae *et al.* 2008). O ninho apresenta um aspecto globular fechado, localizado na parte inferior entre as moitas de gramíneas (Gressler & Marini 2007). O período de incubação varia de 12-16 dias e os filhotes abandonam o ninho com 13 a 14 dias após o nascimento (Kanegae *et al.* 2008).

Essa espécie encontra-se na Lista dos Animais Ameaçados de Extinção no estado de São Paulo (Decreto Estadual nº 53.494 de 02 de outubro de 2008) na categoria "em perigo" (São Paulo 2008). De acordo com Stotz *et al.* (1996), a espécie é quase comum na totalidade de sua distribuição, mas irregularmente distribuída. Apesar de apresentar sensitividade média a distúrbios antrópicos, quase nada se conhece a respeito da história natural da espécie (Krabbe & Schulenberg 2003).

A área de vida pode ser definida como uma área utilizada pelo animal em suas atividades normais, durante a obtenção de alimentos e parceiros, e no cuidado com a prole (Burt 1943, Brown & Orian 1970). O conhecimento da área de vida da espécie, principalmente das ameaçadas, é de grande importância não apenas para o entendimento de como o indivíduo está distribuído na paisagem, mas também para se propor estratégias de manejo e conservação com uso na determinação do tamanho de reservas (Woodroffe & Ginsberg 1998, Wiktander *et al.* 2001, Bellis *et al.* 2004). Apesar de sua importância, poucos estudos tiveram esse enfoque com aves do Cerrado (Alves 1990, Marini & Cavalcanti 1992, Amaral & Macedo 2003, Duca & Marini 2005, Lopes & Marini 2006, Duca 2007, Sousa & Marini 2007). Esse estudo tem como objetivo estimar o tamanho da

área de vida de *M. torquata* durante o período reprodutivo em um cerrado preservado do interior paulista.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Ver Capítulo 1

Técnicas de adesão dos radio-transmissores

Foram utilizados 12 rádio-transmissores (modelo LB-2, 0,52 g de peso, Holohil Systems Ltd, Carp, ON), alguns dos quais, reutilizados. Kenward (2001) sugere que os transmissores representem, no máximo, 5% do peso da ave (Peso $_{M.\ torquata}$ = 15,7 ± 1,3 g; N = 36). O peso do transmissor usado no estudo corresponde a 3,3% do peso médio da ave. O equipamento utilizado no monitoramento foi o receptor LA 12-Q (AVMa) com uma antena Yagi de três elementos.

As capturas da espécie foram realizadas no período da manhã, entre 6:00 e 12:00 h, e à tarde, entre 16:00 e 18:00 h. Após a detecção auditiva da espécie, às vezes estimulada pelo "playback", uma única rede ornitológica de 12 x 2 m era aberta próximo ao local de registro. As aves capturadas foram pesadas, com balança Pesola (20 g precisão de 1 g), marcadas em um dos tarsos com anilhas metálicas, cedidas pelo CEMAVE/IBAMA, e no outro com uma combinação única de anilhas coloridas. Também foram obtidos os dados morfométricos, de acordo com Sick (1997) (Kanegae *et al.* 2009 submetido).

Para colar o rádio transmissor primeiro utilizamos cola de cílios sem latex (Raim 1978 modificado), posteriormente, base de cianocrilato da marca Super-Bonder (Browman *et al*. 2002). Como nenhuma destas técnicas foi muito eficiente, pois em geral, os rádios se desprenderam em cerca de 5 dias, a solução foi elaborar uma mochila presa com linha de costura nas costas (peso = 0,1 g) (Hill *et al.* 1998 modificado). O transmissor foi então preso no dorso com fita (90% poliéster e 5% nylon), na forma de mochila, pesando 0,1 g (Navjot & Oliphant 1992, Kenward 2001, Millspaugh & Marzluff 2001).

Período e técnica de monitoramento

Foram monitorados 10 indivíduos durante o período reprodutivo, outubro e novembro de 2007, em intervalos de 5 h, durante o início e final da manhã, e final da tarde. O primeiro dia após a equipagem do rádio-transmissor na ave foi desconsiderado. O ponto com o sinal mais forte foi registrado com o GPS (Sistema Global de Posicionamento, Garmin – Etrex Summit). Para obter maior precisão durante a rádio-localização, foi realizado um treinamento de procura dos rádio-transmissores que foram dispostos sob moitas de gramíneas e arbustos no Cerrado. Enquanto o ponto de detecção da ave era registrado, algumas vezes foi possível visualizar o indivíduo monitorado se deslocando no chão, ou identificá-lo pelo ruído de sua movimentação.

A técnica de triangulação foi excluída, pois o seu cálculo está sujeito a diversos tipos de erros: variância das rádio-localizações, intercepto do ângulo durante a triangulação, erro do polígono, distância do receptor ao animal monitorado, erro do operador, durante a movimentação do animal, interferências eletromagnéticas, erro com o tipo de vegetação e durante o mapeamento dos registros (White & Garrott 1990, Saltz

1994, Kauhala & Tiilikainen 2002, Withey *et al.* 2001). Esses erros podem ser agravados quando a espécie possui uma área de vida pequena, podendo ser mesmo inaceitáveis, quando o objetivo é investigar a seleção de habitat (White & Garrott 1990). Como *M. torquata* é territorialista e se desloca pouco com a aproximação (obs. pess.), optamos por esse procedimento (White & Garrott 1990) para obter o registro.

Análise dos dados

A área de vida foi estimada pelo método do Mínimo Polígono Convexo (Mohr 1947) (Tabela 3.1), utilizando o Programa TRACKER 1.1 (Componotus AB, sistemas de Rádio Locação, Huddinge Sweden) para a análise. Esse método produz o uso espacial dos dados, entretanto subestima o tamanho do território até certo número acumulado de localizações (Kenward 1987). Os registrados obtidos por indivíduos variaram entre 10 a 44 pontos, o que impossibilitou a estimativa da área de vida pelo método de Kernel, pois essa técnica geralmente se estabiliza perto da amostra 50, com o número mínimo de 30 amostras (Seaman *et al.* 1999).

Para verificar se o número de amostras foi suficiente para a determinação da área de vida calculou-se a curva de acumulação por indivíduos a partir do MPC (Mínimo Polígono Convexo) 95 % (Odum & Kuenzler 1955, Leary *et al.* 1998). 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. O ponto de estabilização foi o local da curva, onde a adição dos pontos representou menos que 1% de aumento da área de vida (Leary *et al.* 1998).

Apesar dos problemas relacionados com o MPC (Anderson 1982, White *et al.* 1990, Burgman *et al.* 2003, Borger *et al.* 2006), este método é comumente utilizado para

o estudo de populações simples (Preatani *et al.* 2005) e em comparação com outros trabalhos (Perry & Garland 2002, Jetz *et al.* 2004, Herfindal *et al* 2005).

RESULTADOS

Técnicas empregadas para adesão do rádio-transmissor

Entre outubro e novembro de 2007, foram capturados um total de 20 indivíduos de *M. torquata*, dos quais 13 indivíduos tiveram o rádio-transmissor desprendido do dorso devido a ineficiência de duas técnicas de colagem empregadas (cola para cílios e base de cianocrilato) (Tabela 3.1). Desses indivíduos que perderam o rádio-transmissor, cinco foram recapturados e tiveram o rádio-transmissor aderido por uma mochila. Conseguimos monitorar apenas 10 indivíduos (7 com mochila e três com base de cianocrilato) que tiveram > 10 registros por indivíduo.

Aparentemente, no primeiro dia com o rádio-transmissor os indivíduos se deslocavam normalmente. A primeira técnica utilizada com cola de cílios postiços foi empregada em cinco indivíduos. A sua permanência foi de três a cinco dias, com média ± desvio padrão de 5 ± 0,89 dias. A segunda técnica com base de cianocrilato foi utilizada para 10 indivíduos e sua permanência foi de 11 dias com média de 5,72 ± 3 dias. Finalmente, a técnica do rádio-transmissor preso em formato de mochila foi utilizada em 7 indivíduos, dois dos quais foram predados, o que pode ser um efeito do método utilizado. Os animais recapturados não apresentaram qualquer desgaste físico ou alteração na pele em decorrência das técnicas de colagem empregadas. O indivíduo com maior número de registros e tempo de monitoramento teve o rádio-transmissor aderido com base de cianocrilato.

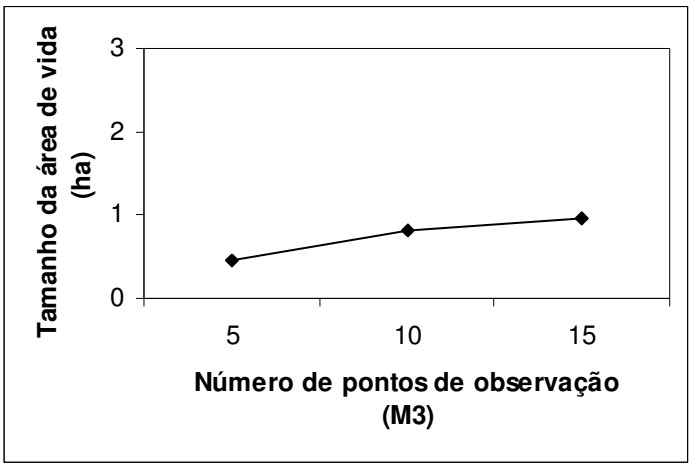
Variação da área de vida e área nuclear

As capturas ocorreram em campo sujo (N = 1 indivíduo) e campo cerrado (N = 9). Os indivíduos monitorados eram machos. A área de vida estabilizou para cinco indivíduos monitorados, sendo necessários entre 20 e 30 registros, com média de 24 ± 4,2 registros (Figura 3.1). Não foi possível obter a área de vida dos quatro indivíduos com menos de 21 rádio-localizações. Apenas um indivíduo (M6), com 35 rádio-localizações, não apresentou a curva estabilizada (3,3 ha). A variação da área pelo método do mínimo polígono convexo (95%) apresentou um mínimo de 0,54 ha, até o máximo de 4,6 ha, com média de 1,75 ± 1,66 ha. A área nuclear (70%) também apresentou uma ampla variação, de 0,19 ha a 0,83 ha, com média de 0,44 ± 0,23 ha.

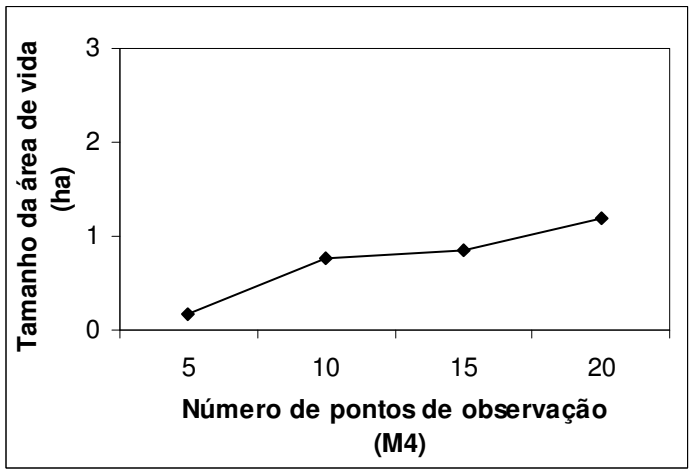
Os indivíduos (M8 e M9) monitorados estavam com filhotes nos ninhos. A disposição de seus ninhos dentro da área nuclear se restringiu aos limites localizados a nordeste e noroeste da área. Caso fosse considerada a área nuclear de 55% para ambos os indivíduos, a localização dos ninhos seriam excluídos da área delimitada. Apesar de ambos os indivíduos apresentarem número semelhante de rádio-localizações (39 e 38 registros), mostraram uma diferença considerável no tamanho da área de vida (4,6 e 0,54 ha respectivamente) (Tabela 3.1).

Não houve sobreposição das áreas de vida entre os indivíduos monitorados (Figura 3.2). Apesar de observarmos pontos de ocorrência próximos, como entre M7 e M4, M4 e M6. Provavelmente se o método tivesse incluído os pontos de M7 e M4 haveria uma pequena sobreposição entre as áreas. Apenas M7 apresentou área de vida

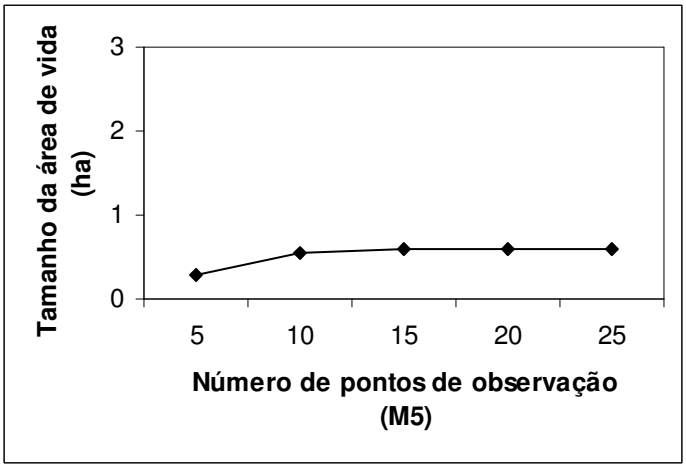
exclusivamente em campo sujo. Outros indivíduos (M3, M4 e M6) tiveram a área de vida abrangendo as duas fitofisionomias, campo sujo e campo cerrado.



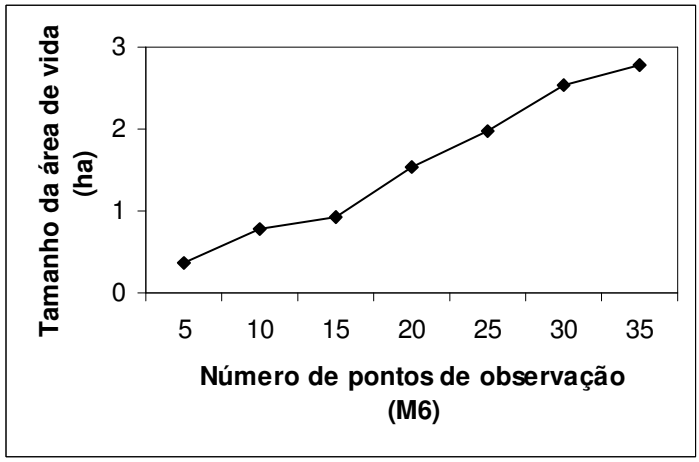
(M3)



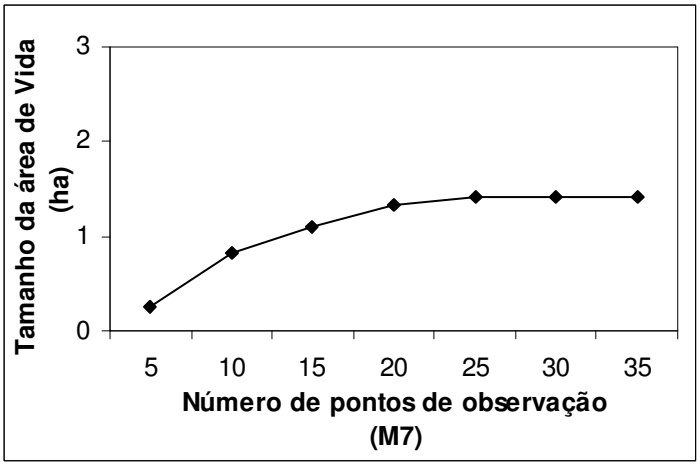
(M4)



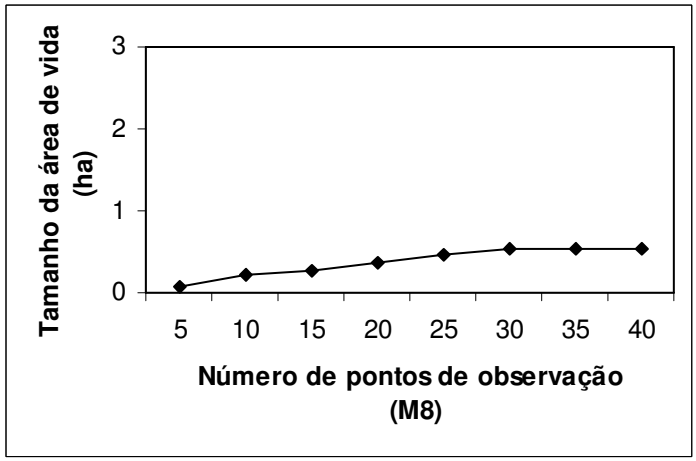
(M5)



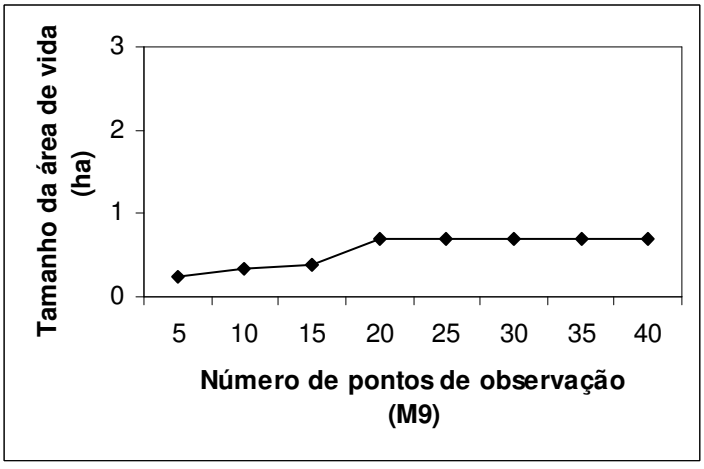
(M6)



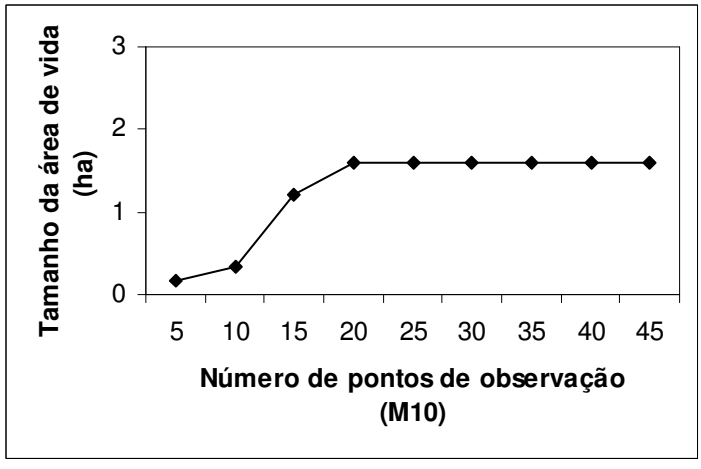
(M7)



(M8)



(M9)



(M10)

Figura 3.1. Curvas de acumulação obtidas a partir do Mínimo Polígono Convexo de 95 % de oito indivíduos machos de *Melanopareia torquata* com número de observações > 15 na EEI, região central do estado de São Paulo, monitorados durante os meses de outubro e novembro de 2007. O número em parêntese corresponde à identificação dos indivíduos.

Tabela 3.1. Estimativas da área de vida de 10 indivíduos machos (número de identificação dos indivíduos - nº ID) de *Melanopareia torquata* na EEI, de outubro a novembro de 2007, região central do estado de São Paulo nos habitats (cs: campo sujo e cc: campo cerrado). As técnicas empregadas para adesão do rádio-transmissor no dorso da ave (base de cianocrilato, cola de cílios postiços e colete com fita). São apresentados os indivíduos recapturados, o período de permanência do rádio na ave (dias) e o tempo de monitoramento (Monit.). As análises empregadas foram o Mínimo Polígono Convexo (MPC) de 95% e a área nuclear de 70%. As datas representam o primeiro e o último dia de monitoramento da ave. Em negrito estão os machos monitorados com ninhos.

Indivíduos (nº ID)	**Habitat**	**Técnica (captura)**	**Período captura (dias)**	**Monit. (dias)**	**Período recaptura (dias)**	**Monit. (dias)**	**Técnica (recaptura)**	**N° registros**	**MPC 95% (ha)**	**Área Nuclear 70% (ha)**
M1*	Cc	Cianocrilato	16 out – 21 out (6)	5	N	-	-	10	0,55	0,14
M2*	Cc	Cola de cílios	6 out – 10 nov (5)	2	27 out -01 nov (6)	6	Colete (M)	11	0,22	0,14
M3*	Cs e Cc	Cianocrilato	15 out – 20 out (6)	6	N	-	-	15	0,97	0,55
M4*	Cs e Cc	Cianocrilato	15 out - 25 out (11)	9	N	-	-	21	1,25	0,45
M5	Cc	Cola de cílios	7 out - 9 out (3)	2	26 out - 12 nov (18)	14	Colete (M)	24	0,60	0,4
M6*	Cs e Cc	Cianocrilato	12 out – 20 out (9)	4	2 nov - 24 nov (23)	19	Colete	35	3,3	0,94
M7	Cs	Cianocrilato	12 out – 20 out (4)	4	02 nov - 24 nov (23)	19	Colete	37	1,4	0,47

M8	Cs	Colete	7 nov - 25 nov (19)	18	N	-	-	38	0,54	0,19
M9	Cc	Colete	8 nov - 24 nov (17)	16	N	-	-	39	4,6	0,34
M10	Cc	Cianocrilato	13 out – 15 out (3)	2	15 out - 7 nov (24)	20	Colete	44	1,62	0,83

*curva de estabilização não alcançada.

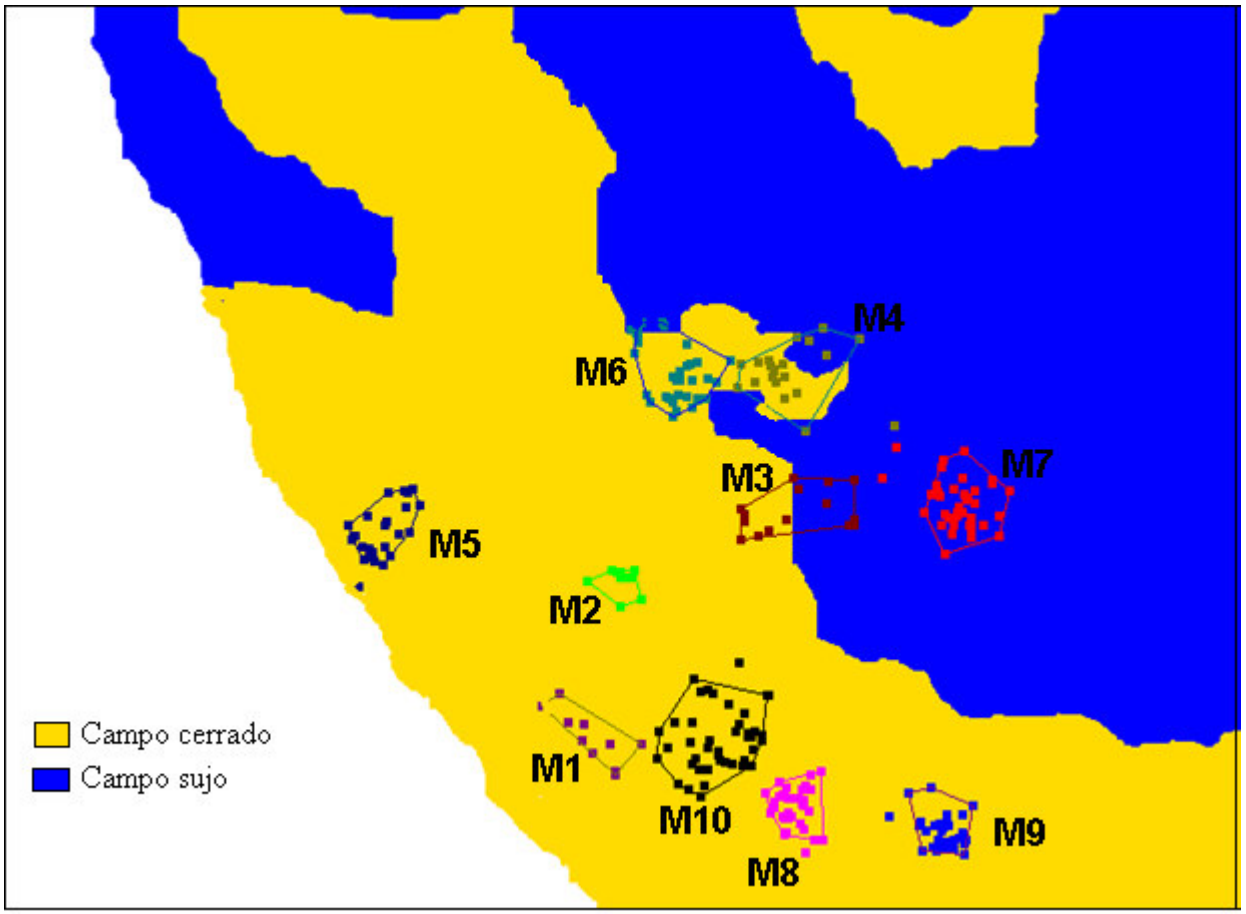


Figura 3.2. Áreas de vida de dez indivíduos machos de *Melanopareia torquata* obtidas a partir do Mínimo Polígono Convexo de 95 %, com número de observações > 10 na EEI, região central do estado de São Paulo, durante os meses de outubro e novembro de 2007.

DISCUSSÃO

Técnicas empregadas para adesão do rádio-transmissor

A melhor técnica utilizada foi a adesão do rádio-transmissor em forma de mochila (Hill *et al.* 1998 modificado). Com relação aos indivíduos predados com mochila, não é possível afirmar que o uso dessa técnica contribuiu para a predação. As demais técnicas, base de cianocrilato (Browman *et al*. 2002) e cola de super-cílios sem latex (Raim 1978 modificado) não foram muito eficientes. Hansbauer (2008) utilizando a cola de super-cílios com e sem latex em aves florestais verificou uma permanência de cerca de 15 dias. Alguns fatores podem ter resultado em uma queda maior do rádio-transmissor. O primeiro seria alta temperatura do Cerrado, que pode chegar a cerca de 28º C durante meio-dida. Além disso, o próprio comportamento da ave durante o seu deslocamento entre moitas de gramíneas e arbustos podem pressionar o transmissor a descolar.

Variação da área de vida e área nuclear

A área de vida dos indivíduos rastreados de *M. torquata* apresentou ampla variação. Os dois registros de machos com ninhos apresentaram a menor (0,56 ha) e maior (4,6 ha) áreas de vida analisadas. Ambos os machos participaram do cuidado da prole com visitas periódicas ao ninho, provavelmente alimentando os filhotes. As diferenças observadas tanto na área de vida, quanto na área nuclear, podem estar relacionadas com variações quanto à disponibilidade de alimento (insetos), ou mesmo com a ocorrência de competidores e/ou predadores.

Estudos realizados com corvídeos mostram que a área de vida pode ser menor no período reprodutivo, comparado ao período não reprodutivo (Amaral & Macedo 2003, Roth *et al.* 2004). Esta diferença ocorre devido às atividades reprodutivas relacionadas com o cuidado da prole, a defesa de território e a proteção da prole

contra predadores. Amplas variações nas áreas de vida na ordem de dois ou três vezes, também foram observados com aves florestais de Floresta Atlântica (Hansbauer *et al.* 2008). Algumas dessas diferenças estão relacionadas com o sexo, idade, estação reprodutiva, período do ano e com as características da paisagem (fragmento ou área contínua).

A área nuclear é mais frequentemente utilizadas que qualquer outra área, provavelmente, contenha os locais de dormida, refúgios e os recursos alimentares mais importantes (Burt 1943, Kaufmann 1962, Ewer 1968). No presente estudo a localização dos ninhos nos limites da área nuclear, pode ser um indicativo de que os machos, apesar de participarem do cuidado da prole (Kanegae *et al.* 2009), não o fazem de forma muito intensa. Por outro lado, estudos com gralhas, *Corvus corax*, mostram um comportamento distinto do observado, onde a área nuclear de machos e fêmeas é centrada ao redor do ninho e dos recursos alimentares (Roth *et al.* 2004). A área nuclear também pode também estar associada a centros de vocalizações, como o observado pelos machos de *Dendroica cerulea* que selecionaram locais como com alta densidade da árvore (*Corya cordiformis*), preferida como poleiros (Barg *et al.* 2006).

Comparação com outros estudos de aves do Cerrado

O tamanho da área de vida de *M. torquata* foi bem menor quando comparado com outras espécies de Cerrado. A área de vida de *Neothraupis fasciata* família Emberizidae, foi de 3,7 ± 0,6 ha (peso de 28,6 g; n = 38 grupos monitorados, bandos de 2 a 7 indivíduos) em áreas de cerrado ralo e típico (Duca 2007). Resultado semelhante foi observado por Alves (1990) de 4,3 ha (n = 1 grupo monitorado com três indivíduos de *N. fasciata*). Espécies maiores da família Corvidae, como a gralha,

Cyanocorax cristetellus (134 g) que vivem em bandos com cerca de dez indivíduos apresentam uma área de vida de 172 ± 46 ha. Contudo, durante o perído reprodutivo a área diminui consideravalmente, se restringindo a 29 ha nas proximidades do ninho (Amaral & Macedo 2003).

Para espécies pequenas de tiranídeos, como *Culicivora caudacuta*, estima-se que a área de vida seja de pelo menos 17,5 ha (5,7 g; n = 2 grupos com três e sete indivíduos) nas áreas campestres e de campo cerrado (Sousa & Marini 2007). Outros tiranídeos maiores do Cerrado encontrados aos pares ou em bandos mistos, como *Suiriri affinis* (20,6 g, n = 12 grupos), apresentam uma área de vida de 14 ± 1,9 ha em cerrado típico e denso. *Suiriri islerorum* (20,1 g, n = 11 grupos) possui uma área de 11,2 ± 0,6 ha em cerrado ralo (Lopes & Marini 2006). Enquanto, *Knipolegus lophotes* (32 g, n = 2 pares) ocupam área de vida de 6,5 e 7,7 ha em área de campo rupestre (Ribeiro *et al.* 2002).

Espécies monitoradas em florestas apresentaram áreas de vida pequenas, como o piprídeo, *Antilophia galeata* (20 g), que ocuparam áreas de (0,60 – 0,96 ha) em mata de galeria (Marini & Cavalcanti 1992). O emberizídeo *Basileuterus flaveolus* (13,4 g, n = 8 grupos de 1 a 2 indivíduos) apresentou área de 2,0 ± 0,6 ha em floresta de transição de Cerrado e Mata Atlântica (Duca & Marini 2005).

Essas comparações das áreas de vida com outras espécies mostram que essas diferenças podem estar associadas com o tamanho dos bandos e com o peso da espécie. Indivíduos com uma massa corporal maior necessitam de mais energia para se manter, isso reflete em uma área de vida mais extensa. O mesmo ocorre para espécies que ocorrem em bandos monoespecíficos, embora possam ser pequenas, como *Culicivora caudacuta*, necessitam para a manutenção do grupo de mais locais de forrageamento.

Melanopareia torquata é uma espécie insetívora solitária que ocorre, principalmente, em áreas de campo sujo e campo cerrado. Durante o período reprodutivo (setembro a dezembro) foi observado a ocorrência de casais e indivíduos solitários. O seu deslocamento é realizado basicamente no chão, local onde forrageia, nidificando em suas proximidades. A espécie é pouco observada em vôos, que em geral, são curtos e ocorrem após as vocalizações. Essa limitação durante os deslocamentos pode ajudar a explicar a reduzida área de vida da espécie.

A área de vida pequena de *M. torquata* apresentou tamanho semelhante ao observado para as espécies florestais (Marini & Cavalcanti 1992, Duca & Marini 2005). Esse mesmo padrão também foi observado em um emberizídeo terrícola de savanas campestres (*Ammodramus henslowii*), com área de vida bem pequena (0,3 ± 0,09 ha, n = 16 observações) (Bechtoldt & Stouffer 2005).

Apesar de alguns estudos mostrarem variações quanto ao tamanho da área de vida entre os períodos reprodutivos e não reprodutivos (Amaral & Macedo 2003, Wiktander *et al.* 2001) essa diferença não se observa em outras espécies de aves do Cerrado, como *S. islerorum*, *S. affinis* e *N. fasciata* (Duca & Marini 2005, Lopes & Marini 2006).

Fatores que influenciam a área de vida

Diversos fatores afetam o tamanho da área de vida dos organismos dificultando as comparações intra e interespecíficas. As variações quanto às áreas de estudo, o período do estudo (estação reprodutiva ou não), diferenças entre os anos de amostragem, no comportamento dos indivíduos, nos sexos e nos habitats amostrados (Borger *et al.* 2006, Gallerani & Rodgers 1997, Mitchell 2006). Alguns estudos também têm mostrado uma correlação positiva entre o tamanho da area de vida e a

distância dos recursos alimentares (Schoener 1968, Engle & Young 1992, Marzluff *et al.* 1997, Roth *et al.* 2004).

Sugestões para manejo e conservação

As áreas nucleares são potencialmente importantes para os machos como locais de forrageamento, defesa de território e reprodução sendo o seu foco fundamental para implementar estratégias de manejo e conservação. A área de vida de *M. torquata* abrangeu as fitofisionomias de campo sujo e campo cerrado, ambientes esses importante para a conservação da espécie. Sugerimos a realização de estudos futuros para averiguar se *M. torquata* apresenta variação no tamanho da área de vida entre essas estações, os diferentes habitats, e em áreas mais extensas de cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abreu, T. L. S. 2000. Efeitos de queimadas sobre a comunidade de aves do Cerrado. Dissertação de Mestrado. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília. Brasília, DF.

Akaike, H. 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. Pp. 267- 281 *In*: Second International Symposium on Information Theory. B. N. Petrov & F. Csaki. (Eds.). Akademiai Kiado, Budapest.

Almeida L. B. & Galetti, M. 2007. Dispersal and spatial distribution of *Attalea geraensis* (Arecaceae) in two remnants of Cerrado n Southeastern Brazil. Acta Oecologica 32: 180–187

Alves, M. A. & Cavalcanti, R. B. 1990. Ninhos, ovos e crescimento de filhotes de *Neothraupis fasciata.* Ararajuba 1: 91-94

Alves, M. A. 1990. Social system and helping behavior in the White-banded Tanager (*Neothraupis fasciata*). The Condor 92: 470-474

Amaral, M. F. & Macedo. R. H. F. 2003. Breeding patterns and habitat use in the endemic Curl-crested Jay of central Brazil. Journal of Field Ornithology 74(4): 331-340

Anderson, D. J. 1982. The home range: a new nonparametric estimation technique. Ecology 63: 103–112

Antas, P. T. Z. 1998. Comunidade de Aves dos Cerrados do Planalto Central e Porção Ocidental do Médio Rio São Francisco. Tese de doutorado em Ecologia. Instituto de Ciências Biologicas. Universidade de Brasília. Brasília.

Bagno, M. A. & J. Marinho-Filho. 2001. A avifauna do Distrito Federal: Uso de ambientes abertos e florestais e ameaças. Pp. 495-528. *In* Cerrado: Caracterização

e Recuperação de Matas de Galeria. J. F. Ribeiro, C. E. L. Fonseca & J. C. Sousa-Silva. (Eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina.

Barg, J. J., Aiama, D. M., Jones, J., Robertson, R. J. 2006. Within-territory habitat use and microhabitat selection by male Cerulean Warblers (*Dendroica cerulea*). Auk 123: 795-806

Bechtoldt, C. & Stouffer, P. C. 2005. Home-range size, response to fire, and habitat preferences of wintering Henslow's Sparrows. Wilson Bulletin 117(3): 211-225

Bellis, L. M., Martella, M. B., Navarro, J. L., Vignolo, P. E. 2004. Home range of greater and lesser rhea in Argentina: relavance to conservation. Biodiversity and Conservation. 13: 2589-2598

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. Editora SAVE Brasil. 494 p.

Bibby, J. C., Burgess, N. D., Hill, D. A., S. H. Mustoe. 2000. Bird Census Techniques, The British Trust for Ornithology and The Royal Society for The Protection of Birds, London, UK. 302 p.

BirdLife International 2008a. Species factsheet: *Alectrurus tricolor*. http://www.birdlife.org (acesso em 01/2009)

BirdLife International 2008b. Species factsheet: *Culicivora caudacuta*. http://www.birdlife.org (acesso em 01/2009)

Bitencourt, M. D. & Mesquita Jr, H. N. 2005. Análise ambiental espacializada da Gleba Pé-de-Gigante. In: O Cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação – Parque Estadual de Vassununga. V. P. Pivello & E. M. Varanda (Eds). São Paulo, SMA.

Block, W. M. & Brennan, L. A. 1993. The habitat concept in ornithology: Theory and applications. Pages 35–91 *In*: Current Ornithology, vol. 11. D. M. Power (Ed.). Plenum Press, New York.

Börger, L., Franconi, N., Michele, G., Gantz, A., Meschi, F., Manica, A., Lovari, S., Coulson, T. 2006. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. Journal of Animal Ecology 75: 1393-1405

Braz, V. S. 2008. Ecologia e conservação das aves campestres do Bioma Cerrado. Tese de doutorado. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília

Bowman, J., M. C. Wallace, W. B. Ballard, J. H. Brunjes IV, M. S. Miller, and J. M. Hellman. 2002. Evaluation of two techniques for attaching radio transmitters to turkey poults. Journal of Field Ornithology 73: 276-280

Brown, J. L. & Orians, G. H. 1970. Spacing patterns in mobile animals. Annual Review of Ecology and Systematics 1:239–262

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. & Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biologic Populations Oxford University Press, New York. 448 p.

Buckland, S. T., Summers, R. W., Borchers, D. L., Thomas, L. 2006. Point transect sampling with traps or lures. Journal of Applied Ecology. 43: 377-384

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 de Biologia Tropical 52: 1009-1011

Burgman, M. A. & Fox, J. C. 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. Animal Conservation 6: 19–28

Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a pratical information-theoretic approach. Springer, New York, 488 p.

Burnham, K. P., Anderson, D. R., Laake, J. L. 1980. Estimating density from line transect sampling of biological populations. Wildlife Monographs no. 72.

Burt, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. Journal of Mammalogy 24: 346–352

Canavelli, S. B., Bechard., M. J; Woodbridge., B., Kochert, M. N., Maceda, J. J., Zaccagnini, M. E. 2003. Habitat use by Swainson's hawks on their austral wintering grounds in Argentina. Journal of Raptor Research 37: 125-134

Cavalcanti, R. B. 1999. Bird species richness and conservation in the cerrado region of central Brazil. Studies in Avian Biology 19: 244–249

CBRO 2008. Lista das aves do Brasil do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. http://www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm (último acesso em 24/01/2008).

Cherry, S. 1996. A comparison of confidence interval methods for habitat use-availiability studies. Journal of Wildlife Management 60: 653-658

Collar, N. J., Gonzaga, L. A. P., Krabbe, N., Nieto, A. M., Naranjo., L. G., Parker_III D. C., & Wege, D. C. 1992. Threatened Birds of the Americas: The ICBP/IUCN Red Data Book International Council for Bird Preservation, Cambridge. 1150 p.

Coutinho, L. M. 1982. Aspectos ecológicos da saúva no cerrado. Os murunduns de terra, as características psamofíticas das espécies de sua vegetação e a invasão pelo capim-gordura. Revista Brasileira de Botânica 42: 147-153

Di Giacomo, A. G. 2005. Aves de la Reserva El Bagual. Pp. 201-465. *In:* A. G. Di Giacomo & S. F. Krapovickas (Eds.). Historia natural y paisaje de la Reserva El

Bagual, Provincia de Formosa, Argentina. Inventario de la fauna de vertebrados y de la flora vascular de un área protegida del Chaco Húmedo. Buenos Aires: Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata. Temas de Naturaleza y Conservación 4.

Dias, B. F. S. 1993. Conservação da natureza no Cerrado brasileiro. Pp. 607–663 *In*: M. N. Pinto (Org.) Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. Brasília: Editora Universidade.

Duca, C. & Marini, M. Â. 2005. Territory size of the Flavescent Warbler, *Basileuterus flaveolus* (Passeriformes, Emberizidae, Parulinae), in a forest fragment in Southeastern Brazil. Lundiana (UFMG), Belo Horizonte, MG. 6(1): 29-33

Duca, C. G. 2007. Biologia e conservação de *Neothraupis fasciata* (Aves; Thraupidae) no Cerrado do Brasil Central. Tese de Doutorado: Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília.

Durigan, G., Siqueira, M. F., Franco, G. A. D. C. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the State of São Paulo, Brazil. Scientia Agrícola 64(4): 355-363

Engle, K. A. & Young, L. S. 1992. Movements and habitat use by Common Ravens from roost sites in southwestern Idaho. Journal of Wildlife Management 56: 596–602

Esquivel, A. M., Velázquez, M. C., Bodrati, A., Fraga, R., Del Castillo, H., Klavins, J., Clay, R. P., Madroño, A., Peres, S. J. 2007. Status of the avifauna of San Rafael National Park, one of the last large fragments of Atlantic Forest in Paraguay. Bird Conservation International 17: 301–317

Evans, D. R. & Gates, J. E. 1997. Cowbird selection of breeding areas: the role of habitat and bird species abundance. Wilson Bulletin 109: 470-480

Ferreira, A. A. 1995. Dinâmica de Comunidades de aves em matas de galeria. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Universidade de Brasília. Brasília.

Figueredo, S. V. 1991. Efeito do fogo sobre o comportamento e sobre a estrutura da avifauna de cerrado. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília. Brasília.

Filgueiras, T. S. 1990. Africanas no Brasil: Gramíneas introduzidas da África. Cadernos de Geociências 5: 57-63

Fitzpatrick, J. W. 1980. Foraging behavior of neotropical tyrant flycatchers. Condor 82: 43-57

Fitzpatrick, J. W., J. M. Bates, K. S. Bostwick, I. C. Caballero, B. M. Clock, A. Farnsworth, P. A. Hosner, L. Joseph, G. M. Langham, D. J. Lebbin & Others. 2004. Family Tyranidae (Tyrant-Flycatchers). *In:* Handbook of Birds of the World. vol. 9: Cotingas to Pipits and Wagtails. J. del Hoyo, A. Elliott, & D. Christie. (Eds.). Lynx Edicions, Barcelona, Spain. Family Tyrannidae (Tyrant-flycatchers). Pp.170-463.

França, L. C. 2005. Teste do efeito de borda na predação de ninhos naturais e artificiais no Cerrado do Planalto Central, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.

Franklin, I. R. & Frankham, R. 1998. How large must populations be to retain evolutionary potential? Animal Conservation. 1: 69-73

Fredriksson, G. M. & Nijman V. 2004. Habitat use and conservation status of two elusive ground birds (*Carpococyx radiatus* and *Polyplectron schleiermacheri*) in the Sungai Wain Protection Forest, East Kalimantan, Indonesian Borneo. Oryx 38: 297-303

Gallerani, E. J. & Rodgers, A. R. 1997. Differences in home-range size computed in commonly used software programs. Wildlife Society Bulletin 25(3): 721-729

Garcia, F. I. & Marini, M. Â. 2006. Estudo comparativo entre as listas global, nacional e estaduais de aves ameaçadas no Brasil. Natureza & Conservação 4(2): 24-49

Garshelis, D. L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. Pp: 111-164. *In:* Boitani, L., Fuller, T. K. (Eds.). Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences. Columbia University Press, New York.

Gianotti, E. 1988. Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação de Cerrado e mata ciliar da Estação Ecológica de Itirapina (SP). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

Gilpin, M. E. & Soulé, M. E. 1986. Minimum viable populations: the processes of species extinction. Pp. 19-34. *In:* Conservation Biology: The science of scarcity and diversity. M. E. Soulé (Ed.) Sinauer Associates, Sunderland, Massachusets.

Gressler, D. R. & Marini. M. Â. 2007. Nest, eggs and nestling of the Collared Crescentchest *Melanopareia torquata* in the Cerrado region, Brazil. Revista Brasileira de Ornitologia 15: 574-576

Hansbauer, M. M., Storch, I., Pimentel, R. G., Metzger, J. P. 2008. Comparative range use by three Atlantic Forest understory bird species in relation to forest fragmentation. Journal of Tropical Ecology 24: 291-299

Hasui, E., Gornes, V. S. M., Silva, W. R. 2007. Effects of vegetation traits on habitat preferences of frugivorous birds in Atlantic rain forest. Biotropica 39(4): 502-509

Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Odden, J., Nilsen, E. B. & Andersen, R. 2005. Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). Journal of the Zoological Society of London 265: 63–71

Hill, I., B. H. Cresswell, and R. E. Kenward. 1998. The problems and rewards of radio-tagging nestling passerines – testing harnesses to accommodate growth. Dissertation, Edward Grey Institute of Field Ornithology, University of Oxford, Great Britain.

Hinsley, S. A., Carpenter, J. E., Broughton, R. K., Bellamy, P. E., Rothery, P., Amar, A., Hewson, C. W., Gosler, A. G. 2007. Habitat selection by Marsh Tits *Poecile palustris* in the UK. Ibis Suppl. 2: 224-233

Howell, J. E., Peterson, J. T., Conroy, M. J. 2008. Building hierarchical models of distributions for the State of Georgia. Journal of Wildlife Management 72(1): 168-178

Hughes, F., Vitousek, P. M. & Tunison, T. 1991. Alien grass invasion and fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. Ecology 72: 743-746

Hülle, N. L. 2006. Mamíferos de médio e grande porte num remanescente de Cerrado no sudeste do Brasil (Itirapina, SP). Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Hurvich, C. M. & Tsai, C. 1989. Regression and time series model selection in small samples. Biometrika 76(2): 297-307

Hutto, R. L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. Pages 455–476 In: Habitat Selection in Birds (M. L. Cody, Ed.). Academic Press, New York.

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

dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) / Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF. Brasil.

IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 3 February 2009.

Jetz, W., Carbone, C., Fulford, J. & Brown, J. H. 2004. The scaling of animal space use. Science 306: 266-268

Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: A critical review. Auk 118: 557-562

Kanegae, M. F., Silva, M. T. M., Damiano, R. Z. 2008. Primeiro registro fotográfico do desenvolvimento de ninhego de tapaculo de colarinho. Atualidades Ornitológicas 141: 94-102

Kauhala, K. & Tiilikainen, T. 2002. Radio location error and the estimates of home-range size, movements, and habiat use: a simple field test. Annales Zoologici Fennici 39: 317-324

Keller, V. & Bollmann, K. 2004. From red lists to species of conservation concern. Conservation Biology 18: 1636–1644

Kenward, R. E. 1987. Wildlife radio tagging: equipment, field techniques and data analysis. Academic Press, Orlando, Florida, USA.

Kenward, R. E. 2001. A manual for wildlife radio tagging. Academic Press, London, UK.

Kissmann, K. G. 1997. Plantas infestantes e nocivas. 2ª Ed. Basf.

Klink, C. A. & Machado, R. B. 2005. A Conservação do Cerrado Brasileiro. Megadiversidade 1(1): 147-155

Klink, C. A. 1996. Germination and seedling establishment of two native and one invading African species in the Brazilian cerrado. Journal of Tropical Ecology 12: 139-147

Köppen, W. 1948. Climatologia. Fondo Cultura Economica. México, p. 478.

Krabbe, N. & Schulenberg, T. 2003. Family RHINOCRYPTIDAE (Tapaculos). p. 748-787. *In:* Handbook of the Birds of the World. H. Josep, E. Andrew & C. David. (Eds.). Lynx Edicions, v. 8, Broadbills to Tapaculos.

Kronka, F. J. N., Nalon, M. A., Matsukuma, C. K., Kanashira, M. M., Ywane, M. S. S., Pavão, M., Durigan, G., Lima, L. M. P. R. Guillaumon, J. R., Baitello, J. B., Borgo, S. C., Manetti, L. A., Barradas, A. M. F., Fukuda, J. C., Shida, C. N., Monteiro, C. H. B., Pontinha, A. A. S., Andrade, G. G., Barbosa O., Soares, A. P. 2005. Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; Imprensa Oficial 200p.

Leary, A. W., Mazaika, R., Bechard, M. J. 1998. Factors affecting the size of Ferruginous Hawk home ranges. Wilson Bulletim 110 (2): 198-205

Lopes, L. E. & Marini, M. Â. 2005. Biologia reprodutiva de *Suiriri affinis* e *S. islerorum* no Cerrado do Brasil Central. Papéis Avulsos de Zoologia 45(12): 127-141

Lopes, L. E. & Marini, M. Â. 2006. Home range and habitat use by *Suiriri affinis* and *Suiriri islerorum* (Aves: Tyrannidae) in the central Brazilian Cerrado. Studies on Neotropical Fauna and Environment 41(2): 87-92

Lopes, L. E. 2004. Biologia comparada de *Suiriri affinis* e *Suiriri islerorum* (Aves: Tyrannidae) no Cerrado do Brasil Central. Dissertação de mestrado em Ecologia. Instituto de Ciências Biologicas. Universidade de Brasília. Brasília.

Lopes, L. E. 2008. The range of the curl-crested-jay: lessons for evaluating bird endemism in the South American Cerrado. Diversity and Distribution 14: 561-568

Lorenzi, H. 1991. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais. Nova Odessa, São Paulo. Ed. Plantarium. 2ª Ed.

Lorenzi, H. Souza, H. M., Medeiros-Costa, J. T., Cerqueira, L. S. C., Von Behr, N. 1996. Palmeiras no Brasil: nativas e exóticas. Editora Plantarum, Nova Odessa, SP. 40 p

Lowen J. C., Bartrina L., Brooks T. M., Clay R. P. & Tobias J. 1996. Project YACUTINGA 95: Bird Surveys and Conservation Priorities in Eastern Paraguay. Cotinga 5: 14-19

Lynch, M. & Lande, R. 1998. The critical effective size for a genetically secure population. Animal Conservation 1: 70-72

Macedo, G. A. R., Ferreira, M. B., Escuder, C. J. 1978. Dieta de Novilhos em Pastagem nativa de Cerrado. Belo Horizonte: Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais.

Machado, R. B. 2000. A fragmentação do Cerrado e efeitos sobre a avifauna na região de Brasília-DF. Tese de doutorado em Ecologia. Instituto de Ciências Biologicas. Universidade de Brasília.

Machado, R. B., Ramos Neto, M. B., Harris, M. B., Lourival, R., Aguiar L. M. S. 2004a. Análise de lacunas de proteção da biodiversidade no Cerrado. Pp. 29–38 *In:* Anais IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação da Fundação o Boticário de Proteção a Natureza, Curitiba, Brasil.

Machado, R. B., Ramos Neto, M. B., Pereira, P., Caldas, E., Gonçalves, D., Santos, N., Tabor, K., Steininger, M. 2004b. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservation International do Brasil.

Marini, M. Â. & Cavalcanti, R. B. 1992. Mating system of the Helmeted Manikin (*Antilophia galeata*) in Central Brazil. The Auk 109(4): 911-913

Marini, M. Â. & Durães R. 2001. Annual cycles of molt and reproduction of passerines from central-south Brazil. Condor 103(4): 767-775

Marini, M. Â. & Garcia, F. I. 2005. Bird conservation in Brazil. Conservation Biology 19(3): 665-671

Marini, M. Â. 1989. Seleção de habitat e socialidade em *Antilophia galeata* (Aves: Pipridae). Tese de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

Marzluff, J. M., B. A. Kimsey, L. S. Schueck, M. E. McFadzen, M. S. Vekasy, Bednarz, J. C.. 1997. The influence of habitat, prey abundance, sex, and breeding success on the ranging behavior of Prairie Falcons. Condor 99: 567–584

Marques, T. A., Thomas, L., Fancy, S. G., Buckland, S. T. 2007. Improving estimates of bird density using multiple covariate distance sampling. The Auk 124(4): 1229-1243

Medeiros, R. C. S. & M. Â. Marini 2007. Biologia reprodutiva de *Elaenia chiriquensis* (Lawrence) (Aves, Tyrannidae) em Cerrado do Brasil Central. Revista Brasileira de Zoologia 24:12-20

Mendonça, R. C., Felfini, J. M., Walter, B. M. T., da Silva Jr., M. C., Rezende, A. V., Filgueiras, T. S. & Nogueira, P. F. 1998. Flora vascular do Cerado. Pp. 286-556. *In:* Sano, S. M. and S. P. de Almeira (Eds.). Cerrado: Ambiente e Flora. Planaltina: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.

Mesquita Jr, H. N. 1998. Análise temporal com sensor orbital de unidades fisionômicas de cerrado na Gleba Pé-de-Gligante (Parque Estadual de Vassununga-SP). Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Millspaugh, J. J. and Marzluff, J. M. 2001. Radio tracking and animal populations. Academic Press, São Francisco. USA.

Mitchell, B. R. 2006. Comparison of programs for fixed kernel home range analysis. Remotely Wild 21: 1-7

Mohr, C. O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. America Midland Naturalist 37: 223-249

Motta-Junior, J. C & Belentani, S. C. S. 2003. Composição das faunas de aves e mamíferos em seis parques florestais da A.W. Faber-Castell S.A., Triângulo Mineiro, Brasil. Relatório Final.

Motta-Junior, J. C. & Granzinolli, M. A. M. 2004. Ocorrência de aves ameaçadas e endêmicas em fragmentos de cerrado no Estado de São Paulo. In: Coutinho, L.M. & Delitti, W. B. C. Cerrado. CDROM. Departamento de Ecologia – IBUSP.

Motta-Junior, J. C. & Vasconcellos, L. A. da S. 1996. Levantamento das aves do campus da Universidade Federal de São Carlos, estado de São Paulo, Brasil. Anais do VII Seminário Regional de Ecologia. VII: 159-171. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

Motta-Junior, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats na região Central do Estado de São Paulo. Ararajuba 1: 65-71

Motta-Junior, J. C., Develey, P. F. & Granzinolli, M. A. M. 2008. Aves da Estação Ecológica de Itirapina, Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotropica 8(3) http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?inventory+bn00308032008

Motta-Junior, J. C., Granzinolli, M. A. M. & Bueno, A. A. 2006. Monitoramento das faunas de aves e mamíferos não-voadores nas áreas de cerrado, mata e florestas de eucalipto no Horto Santa Fé B, Brotas, SP. Instituto de Biologia da Conservação Convênio com a International Paper do Brasil.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853-858

Navjot, S. S. & Oliphant, L. W. 1992. Hunting ranges and habitat use and selection of urban-breeding Merlins. The Concor 94: 743-749

Negret, Á. J. 1983. Diversidade e abundância da avifauna da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília - DF. Departamento de Biologia Vegetal. Universidade de Brasília, Brasília.

Neu, C. W., Byers, C. R. & Peek, J. M. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. Journal of Wildlife Management 38: 541-545

Newson, S. E., Evans, K. L., Noble, D. G., Greenwood, J. J. D., Gaston, K. J. 2008. Use of distance sampling to improve estimates of national population size for common and widespread breeding birds in the UK. Journal of Applied Ecology 45: 1330-1338

Norvell, R. E., Howe, F. P., Parrish, J. R. 2003. A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. The Auk 120(4): 1013-1028

Odum, E. P. & Kuenzler, E. J. 1955. Measurement of territory and home range size in birds. The Auk 72: 128-137

Oppel, S., Schaefer, H.M., Schmidt. V. & Schröder, B. 2004. Habitat selection by the pale-heades brush-finch (*Atlapetes pallidiceps*) in southern Ecuador: implications for conservation. Biological Conservation 118: 33-40

Parker III, T. A. & Rocha, O. O. 1991. La avifauna del cerro San Simon, una localidad de campo rupestre aislado en el Depto. Beni, noreste boliviano. Ecologia em Bolívia 17:15-29

Parker III, T. A. & Willis, E. O. 1997. Notes on three tiny grassland flycatchers, with comments on the disappearance of South American fire diversified savannas. Ornithological Monographs 48(5): 49-555

Parsons, J. J. 1972. Spread of African pasture grasses to the American Tropics. Journal of Range Management 25: 12-17

Peach, W. J., Denny, M., Cotton, P. A., Hill, I. F., Gruar, D., Barritt, D., Impey, A. & Mallord, J. 2004. Habitat selection by son thrushes in stable and declining farmland population. Journal of Applied Ecology 41: 275-293

Perez-Arteaga, A., Jackson, S. F., Carrera, E. & Gaston, K. J. 2005. Priority sites for wildfowl conservation in Mexico. Animal Conservation 8: 41–50

Perry, G. & Garland, T. 2002. Lizard home ranges revisited: effects of sex, body size, diet, habitat, and phylogeny. Ecology 83: 1870-1885

Piratelli, A. & Blake, J. G. 2006. Bird communities of the southeastern Cerrado region, Brazil. Ornitologia Neotropical 17: 213-225.

Piratelli, A., Siqueira, M. A. C., Marcondes Machado, L. O. 2000. Reprodução e muda de penas em aves de sub-bosque na região leste de Mato Grosso do Sul. Ararajuba. Revista Brasileira de Ornitologia. 8: 99-107.

Pivello, V. R., Carvalho, V. M. C., Lopes, P. F., Peccinini, A. A. & Rosso, S. 1999b. Abundance and distribution of native and alien grasses in a 'cerrado' (Brazilian savanna) Biological reserve. Biotropica 31: 71-82

Pivello, V. R., Shida C. N. & Meirelles, S. T. 1999a. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. Biodiversity and Conservation 8: 1281-1294

Preatoni, D., Mustoni, A., Martinoli, A., Carlini, E., Chiarenzi, B., Chiozzini, S., Van Dongen, S., Wauters, L. A., Tosi, G. 2005. Conservation of brown bear in the

Alps: space use and settlement behavior of reintroduced bears. Acta Oecologica 28: 189-197

Ragusa-Netto, J. 2000. Raptors and "Campo-Cerrado" bird mixed flock led by *Cypsnagra hirundincea* (Emberezidae:Thraupinae). Revista Brasileira de Biologia 60: 461-467

Ragusa-Netto, J. 2001. Sentinel in *Saltator atricollis* (Passeriformes: Emberezidae). Revista Brasileira de Biologia 61: 317-322

Raim, A. 1978. A radio transmitter attachment for small passerine birds. Bird Banding 49: 326-332

Reed, D. H. 2005. Relationship between population size and fitness. Conservation Biology 19: 563-568

Reed, D. H., & Frankham, R. 2003. Correlation between fitness and genetic diversity. Conservation Biology 17: 230-237

Reed, D. H., O'Grady, J. J., Brook, B. W., Ballou, J. D., Frankham, R. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. Biological Conservation 113: 23-34

Ribeiro, B. de A., Goulart, M. F., Marini, M. Â. 2002. Aspectos da territorialidade de *Knipolegus lophotes* (Tyrannidae, Fluvicolinae) em seu período reprodutivo. Ararajuba 10(2): 231-235

Ribeiro, J. F. & Walter, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. Cerrado: Ambiente e Flora. Pp. 89-166. S. M. Sano & S. P. Almeida (Eds.). Embrapa-CPAC, Planaltina, DF.

Ridgely, R.S. & Tudor, G. 1994. The Birds of South America – The Suboscine Passerine. Oxford University Pess, Oxord, v.2, Pp.423.

Roma, J. C. 2006. A fragmentação e seus efeitos sobre aves de fitofisionomias abertas do Cerrado. Tese de doutorado em Ecologia. Instituto de Ciências Biologicas. Universidade de Brasília. Brasília.

Roth, J. E., Kelly, J. P., Sydeman, W. J., Colwell, M. A. 2004. Sex differences in space use of breeding common ravens in Westerns Marin country California. Condor 106: 529-539

Rosenstock, S. S., Anderson, D. R., Giesen, K. M., Leukering, T., Carter, M. F. 2002. Landbird counting techniques: current practices and an alternative. The Auk 119 (1): 46-53

Salafsky, S. R. & Reynolds, R. T. 2005. Patterns of temporal variation in Goshwk reproduction and prey resources. Journal of Raptor Research 39(3): 237-246

Saltz, D. 1994. Reporting error measures in radio location by triangulation: a review. Journal of Wildlife Management 58(1): 181-184

São Paulo. 2008. Fauna ameaçada no estado de São Paulo. Documentos Ambientais. Série PROBIO/SP. SMA, São Paulo.

Schoener, T. W. & Spiller, D. A. 1987. High population persistence in a system with high turnover. Nature 330: 474-477

Seaman, D. E., Millspaugh, J. J., Kernohan, B. J. Brundige, G., Raedeke, K. J. & Gitzen. R. A. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. Journal of Wildlife Management 63: 739-747

SEMA. 1997. Cerrado: Bases para a conservação e uso sustentável das áreas de cerrado do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.

Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. BioScience 31 (2): 131-134

Shochat, E. & Tsurim, I. 2004. Winter bird communities in the norhern Negev: species dispersal patterns, habitat use and implications for habitat conservation. Biodiversity and Conservation 13: 1571-1590

Sick, H. 1997. Ornitologia Brasileira. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

Sigrist, T. 2006. Aves do Brasil – Uma visão artística. Ed. Avis Brasilis e Fosfértil, São Paulo. 672 p

Silva, J. M. C. & Bates, J. M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: A tropical savanna Hotspot. BioScience 52:225-233

Silva, J. M. C. & Santos, M. P. D. 2005. A importância relativa dos processos biogeográfcos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. Pp. 219-233 *In:* Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. A. Scariot, J. C. Sousa-Silva & J.M. Felfli (Orgs). MMA, Brasília,

Silva, J. M. C. 1995. Birds of the Cerrado Region, South America. Steenstrupia 21: 69-92

Silveira, L. F. 1998. The birds of Serra da Canastra National Park and adjacent areas, Minas Gerais, Brazil. Cotinga 10: 55-63

Silveira, L. F. 1998. The birds of Serra da Canastra National Park and adjacent areas, Minas Gerais, Brazil. Cotinga 10: 55-63

Sodhi, N. S., Posa, M. R. C., Lee, T. M., Warkentin, I. G. 2008. Effects of tropical rainforest disturbance or loss on birds. Auk 125: 511-519

Sousa, N. O. M. & Marini, M. Â. 2007. Biologia de *Culicivora caudacuta* (Aves: Tyrannidae) no Cerrado, Brasília, DF. Revista Brasileira de Ornitologia 15(4): 569-573

Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick., T. Parker III & D. K. Moskovits. 1996. Neotropical birds: Ecology and Conservation. University of Chicago Press, Chicago.

Stutchbury, B. J. M. & Morton. E. S. 2001. Behavioral ecology of tropical birds. Academic Press, San Diego.

Terborgh, J. & Winter, B. 1980. Some causes of extinction. *In:* Conservation Biology: an evolutionary ecological perspective: 199–133. Soule, M.S. & Wilcox, B.A. (Eds.). Sunderland, MA: Siquer Associates Inc.

Thogmartin, W. E., Knutson, M. G. & Sauer, J. R. 2006. Predicting regional abundance of rare grassland birds with a hierarchical spatial count model. The Condor. 108: 25-46

Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buckland, S. T., Borchers, D. L. Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedley, S. L., Pollard, J. H., Bishop, J. R. B., Marques, T. A. 2005. Distance 5.0.Beta 5. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/ Thogmartin, W. E., Knutson, M. G.,

Tubelis, D. P. & Cavalcanti, R. B. 2000. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. Bird Conservation International 10: 331-350

Tubelis, D. P. & Cavalcanti, R. B. 2001. Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a Central Brazilian Cerrado. Ornitologia Neotropical 12: 57-73

Vasconcelos, M. F. & Nemésio, A. 2007. Registro da gralha-do-campo, *Cyanocorax cristatellus* (Temminck, 1823) em ambiente urbano de Belo Horizonte, Minas Gerais. Atualidades Ornitológicas 138: 8-9

Vickery, P. D. & Herkert, J. R. 2001. Recent Advances in Grassland Bird Research: Where Do We Go From Here? The Auk 118: 11-15

Vidal, M. M. 2007. Frutos de duas espécies de palmeiras como recurso alimentar para vertebrados no Cerrado Pé de Gigante (Santa Rita do Passa Quatro, SP). Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.

White, G. C. & Garrot, R. A. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press. San Diego, CA.

Wiens, J. A. 1969. An approach to the study of ecological relationships among grassland birds. Ornithological Monographs 8: 1-93

Wiens, J.A. 1974. Habitat heterogeneity and avian community structure in North American grasslands. American Midland Naturalist 91: 195-213

Wiktander, U., Olsson, O., Nilsson, S. G. 2001. Seasonal variation in home-range size, and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. Biological Conservation 100: 2126-2128

Willi, Y., Buskirk, J. V., Hoffmann, A. A. 2006. Limits to the adaptative potential of small populations. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic 37: 433-458

Willis, E. O. & Oniki, Y. 1992. Losses of São Paulo birds are worse in the interior than in Atlantic forests. Ciências e Cultura 44: 326-328

Willis, E. O. 2004. Birds of a habitat spectrum in the Itirapina savanna, São Paulo, Brazil (1982-2003). Brazilian Journal of Biology 64(4): 901-910

Willis, E.O. & Oniki, Y. 2003. Aves do Estado de São Paulo. Divisa, Rio Claro. Pp.79

Withey, J. C., Bloxton, T. D., Marzluff, J. M. 2001. Effects of tagging and location error in wildlife radiotelemetry studies. *In:* Radio Tracking and Animal

Population. Millspaugh, J. J. & Marzluff, J. M. (Eds.). Academic Press. California. Pp. 43-75

Woodroffe, R. & Ginsberg, J. R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. Science 280: 2126-2128

Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis, Prentice Hall, New Jersey. Pp. 663