Mieko Ferreira Kanegae

**Tamanho populacional, seleção de habitat e
área de vida de algumas aves endêmicas e
ameaçadas na Estação Ecológica de
Itirapina, São Paulo.**

São Paulo

2009

Mieko Ferreira Kanegae

**Tamanho populacional, seleção de habitat e área de
vida de algumas espécies de aves endêmicas e
ameaçadas da 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 algumas espécies de aves endêmicas e ameaçadas 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
e às minhas lindas avós Fumiko e Livina.

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 funcionária Isabel pela amizade, apoio e conversas regadas de receitas e dicas culinárias de pães gostosos no alojamento da EEI.

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 Alexandre Franchin pelas sugestões, pela amizade e pela companhia durante a produção da tese.

À CAPES pela bolsa de doutorado.

Ao Juca, meu cachorro 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 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 aves endêmicas e ameaçadas do Cerrado na Estação Ecológica de Itirapina, Estado de São Paulo, Brasil.	07
Resumo/ <i>Abstract</i>	08
1.1. Introdução	12
1.2. Materiais e Métodos	13
1.3. Resultados	23
1.4. Discussão	27
Capítulo 2. Seleção de habitat por <i>Alectrurus tricolor</i> e <i>Culicivora caudacuta</i> (Aves, Tyrannidae) e <i>Melanopareia torquata</i> (Aves, Melanopareiidae) na Estação Ecológica de Itirapina, Estado de São Paulo, Brasil: implicações para a conservação.	35
Resumo/ <i>Abstract</i>	36
2.1. Introdução	40
2.2. Materiais e Métodos	43
2.3. Resultados	49
2.4. Discussão	53
Capítulo 3. Área de vida de <i>Melanopareia torquata</i> (Wied) (Aves, Melanopareiidae) na Estação Ecológica de Itirapina, Estado de São Paulo.	62
Resumo/ <i>Abstract</i>	63
3.1. Introdução	66
3.2. Materiais e Métodos	67
3.3. Resultados	70

3.4. Discussão	74
Considerações Finais	77
Anexo. Aspectos comportamentais e reprodutivos de <i>Melanopareia torquata</i> (Aves, Melanopareiidae) na Estação Ecológica de Itirapina, Estado de São Paulo.	78
Referências Bibliográficas	91

Resumo Geral: 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. Apesar da alta diversidade de aves do Cerrado (856 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 hirundinacea*, *Saltator atricollis*, *Neothraupis fasciata* e *Cyanocorax cristatellus*; 2) investigar o uso e 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 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. hirundinacea* 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. Esses dados foram analisados usando informações de uso-disponibilidade com o intervalo de Bailey. Para detectar indivíduos de *M. torquata* foi utilizado o método de rádio-telemetria (12 rádio-transmissores). Os dados de microhabitat foram obtidos a partir de cada ponto exato de registro da ave, de onde se obteve as variáveis de vegetação. Os modelos de regressão logística foram selecionados pelo Critério de

Informação de Akaike (AIC). *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 ($\pm$ DP) $36,4 \pm 7,4$ rádio-locações. A variação média ($\pm$ DP) da área de vida e da área nuclear foi de $1,75 \pm 1,66$ ha e $0,44 \pm 0,23$ 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 (856 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 hirundinacea*, *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 point transect. *Neothraupis 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. hirundinacea* 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, which was analysed using information use-availability through confidence intervals of Bailey. Radio-telemetry was used (12 radio-transmitters) for detecting individuals of *M. torquata*. The microhabitat data was obtained from the exact bird record, where were obtained vegetation variables. Logistic regression models were selected by Akaike Information Criterion (AIC). 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 ($\pm$ SD) 36.4 ± 7.4 radio-locations being sufficient. The mean ($\pm$ 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 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 dificulta ainda mais a conservação efetiva de diversas 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). Recentemente esses fragmentos foram 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 diversidade de aves do Cerrado (856 espécies, com 33 espécies endêmicas) (Cavalcanti 1999, Silva 1995a, Silva & Bates 2002, Silva & Santos 2005), poucos estudos biológicos foram desenvolvidos envolvendo esse grupo (Cavalcanti 1999, Marini & Garcia 2005). Este estudo tem os seguintes objetivos: 1) Estimar o tamanho populacional e a densidade de *Melanopareia torquata*, *Culicivora caudacuta*, *Alectrurus tricolor*, *Cypsnagra hirundinacea*, *Saltator atricollis*, *Neothraupis fasciata* e *Cyanocorax cristatellus*; 2) investigar o uso e a seleção de habitat de *M. torquata*, *C. caudacuta* e *A. tricolor* e 3) determinar o tamanho da área de vida de *M. torquata*.

Capítulo 1

**Tamanho populacional de algumas 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 principal 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 e em setembro de 2007, 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, sudeste do Brasil. 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. Em 2006, 134 transecções pontuais foram sistematicamente distribuídas na EEI. Em 2007, 94 transecções pontuais foram distribuídas. Os tipos e a porcentagem de cada habitat na EEI foram obtidos pela análise do índice de vegetação diferença normalizada (IVDN), com base em imagens de satélites do CBERS 2 fornecidas pelo Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). As amostragens 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. hirundinacea* (11,36 e 9,4 indivíduos/km² respectivamente). *Culicivora caudacuta*, *S. atricollis* e *A. tricolor* também apresentaram densidades altas (7,8 indivíduos/km², 7,2 e 6,7 respectivamente). As densidades mais baixas foram registradas para *Melanopareia torquata* e *Cyanocorax cristatellus* (3,54 indivíduos/km² e 2,15 respectivamente). Considerando as densidades estratificadas por habitats verificamos que *S. atricollis* e *M. torquata* foram mais comuns no campo cerrado do que nas áreas campestres. Por outro lado, *C. hirundinacea* apresentou uma densidade similar nas áreas campestres e

no campo cerrado. A densidade de *M. torquata* foi baixa para os habitats amostrados, quando comparada com *S. atricollis* e *C. hiruncinacea*. O tamanho médio das populações foi maior para *N. fasciata* (210 indivíduos), *C. hiruncinacea* (164 indivíduos) e *S. atricollis* (126 indivíduos). Para as demais espécies os valores foram abaixo de 100 indivíduos. A densidade média de *C. caudacuta* observada 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. O mesmo foi observado para *A. tricolor* que apresentou densidade média estimada na EEI um pouco maior ao encontrado no PNCV. 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. O estabelecimento de um sistema de unidades de conservação com áreas isoladas pode fornecer uma falsa idéia de que certas espécies estão protegidas. 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. Para a manutenção das populações na EEI, sugerimos algumas estratégias: monitorar a qualidade do habitat, aumentar a área da EEI incorporando áreas naturais adjacentes e estabelecer corredores ecológicos conectando 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, and in September of 2007 in the Estação Ecológica de Itirapina (EEI) in Brotas and Itirapina municipalities, state of São Paulo, southeast Brazil. 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. In 2006, 134 point transects were systematically distributed in EEI. In 2007, were distributed 94 point transects. Habitat types and percentages in EEI were determined by vegetation index image (NDVI), using CBERS 2 satellite images provided by Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). The samplings were obtained in the morning (05:00 to 09:00 h) and afternoon (16:00 to 18:00 h). *Nethraupis fasciata* and *Cypsnagra hirundinacea* presented the major values of average density estimates (11.36 and 9.4 individuals/km² respectively) for the study area. *Culicivora caudacuta*, *Saltator atricollis* and *Alectrurus tricolor* also revealed high densities (7.8, 7.2 and 6.7 individuals/km², respectively). Low densities were recorded for *Melanopareia torquata* and *Cyanocorax cristatellus* (3.54 and 2.15 individuals/km², respectively). Considering the densities stratified by habitats we found *S. atricollis* and *M. torquata* were more common in campo cerrado than in grassland. On the other hand, *C. hirundinacea* has a similar density in grasslands and in campo cerrado. *Melanopareia torquata* densities were very low for both habitats, when compared to *S. atricollis* and *C. hiruncinacea*. The population average size was larger to *N. fasciata* (210 individuals), *C. hiruncinacea* (164 individuals) and *S. atricollis* (126 individuals). For

other species the values were below 100 individuals. The average density of *C. caudacuta* 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 same was observed for *A. tricolor* that presented a density estimated in EEI larger than the one observed in PNCV. 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. The establishment of conservation systems with an isolated area provides a false idea that some species are protected. 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: 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 das populações 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 (IUCN 2008). Permite também comparar os tamanhos das populações em diferentes áreas tentando entender as variações regionais (Thogmartin *et al.* 2006), identificar áreas mais importantes para a conservação de determinada espécie (Perez-Arteaga *et al.* 2005), monitorar as flutuações dessas populações e identificar as possíveis causas de declínio (Salafsky & Reynolds 2005) direcionando ações conservacionistas (Keller & Bollmann 2004).

O Cerrado é pouco conhecido em termos avifaunísticos, uma estimativa realizada em 1995 mostra que cerca de 70% desse bioma ainda não foi satisfatoriamente amostrado (Silva 1995b). A riqueza das espécies de aves dessa região é extremamente alta correspondendo a cerca de 50% do total para o Brasil (856 espécies) (Silva 1995a, Silva & Santos 2005), das quais 33 espécies são endêmicas (Cavalcanti 1999, Silva & Bates 2002). Apesar das aves serem um grupo relativamente fácil de trabalhar, poucos estudos biológicos foram desenvolvidos com a avifauna do Cerrado (Cavalcanti 1999, Marini & Garcia 2005), principalmente com as endêmicas e ameaçadas (Garcia & Marini 2006).

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 2006). 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). Será que esses fragmentos possuem populações viáveis de aves ameaçadas ou endêmicas de cerrado?

A maioria dos trabalhos com estimativas populacionais no Cerrado obteve parâmetros de abundância relativa (Negret 1983, Marini 1989, Figueiredo 1991, Ferreira 1995, Antas 1999, Tubelis & Cavalcanti 2000, Abreu 2000, Tubelis & Cavalcanti 2001, Roma 2003, Lopes 2004, Motta-Junior *et al.* 2008) e alguns de densidade (Machado 2000, Duca 2007).

Essas estimativas que desconsideram as diferenças na detectabilidade (período do estudo, tipos de habitat, diferenças do observador e das espécies) não são métodos passíveis de comparação (Rosenstock *et al.* 2002, Norvell *et al.* 2003, Buckland 2006). O primeiro estudo com densidade e tamanho populacional no Cerrado que considera as diferenças na detectabilidade das espécies foi realizado nas áreas campestres do Parque Nacional dos Veadeiros e do Parque Nacional de Brasília (Braz 2008).

Considerando a importância das estimativas populacionais para direcionar prioridades para a conservação e a escassez dessas informações com aves do Cerrado, o presente trabalho tem como objetivos estimar o tamanho populacional e a densidade de algumas espécies endêmicas e ameaçadas em um cerrado preservado do interior paulista.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido numa unidade de conservação do interior paulista sob o Bioma Cerrado. O Cerrado apresenta um complexo que inclui desde formações

campestres (campos limpo e sujo) até florestais (cerradão). Entre esses extremos estão às formações intermediárias de savana como campo cerrado e cerrado *sensu stricto*. Neste estudo são adotadas as divisões fitofisionômicas sugeridas por Ribeiro & Walter (1998):

1. Cerradão: apresenta um dossel predominantemente contínuo com cobertura arbórea de 50-90%. A altura média do estrato arbóreo varia de 8 a 15 m;

2. Cerrado *sensu stricto*: subtipos “denso e típico” apresentam um dossel predominantemente contínuo com cobertura arbórea de 20-70%. A altura média do estrato arbóreo varia de 8 a 15 m;

3. Campo cerrado: cobertura arbórea varia de 5 a 20%. Predomina o estrato arbustivo-herbáceo com algumas árvores esparsas e altura média de 3 a 6 m;

4. Áreas campestres:

Campo sujo: é um tipo de fisionomia exclusivamente heráceo-arbustivo, com arbustos e subarbustos esparsos, cujas plantas, muitas vezes, são constituídas por indivíduos menos desenvolvidos das espécies arbóreas;

Campo limpo: vegetação predominantemente herbácea com raros arbustos e ausência de árvores;

5. Área úmida

Campo limpo úmido: é um campo limpo graminoso com herbáceas e raros arbustos, localizado na borda de mata de galeria inundados periodicamente. No período do estudo essas áreas se encontravam secas ou úmidas, ainda não alagadas;

Campo sujo úmido e campo sujo com murundum: é um campo sujo localizado em um lençol freático alto, sem ou com a presença de murunduns;

6. Áreas alteradas: foram consideradas aquelas em que anteriormente havia plantação de *Pinus*. spp. Atualmente essa área encontra-se em recuperação natural e possui semelhança fisionômica ao campo cerrado.

O presente estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica de Itirapina (EEI) localizada a 230 km de São Paulo, nos municípios de Itirapina e Brotas (22° 15' S; 47° 49' W) com uma área de 2300 ha (Figura 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). Possui campo sujo, campo cerrado e cerradão com algumas ruínas de galpões de aeroporto não concluído e sem qualquer tipo de fiscalização. Até pouco tempo atrás havia uma 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. Limites da Estação Ecológica de Itirapina (em amarelo) e do fragmento de cerrado da USP (em vermelho).

A altitude da região 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 estação seca entre abril e setembro (32 a 88 mm mensal) e chuvosa entre outubro e março (117 a 257 mm mensal; DAEE Posto D4-014, Itirapina, SP). As temperaturas médias mensais

oscilam entre 16,2 e 20,1° C na estação seca e 19,5 e 22,3 ° 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, algumas das quais são endêmicas do cerrado e/ou ameaçadas para o Estado de São Paulo (Motta-Junior *et al.* 2008). 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. Entre as principais ameaças podemos destacar a expansão de espécies exóticas como *Brachiaria decumbens* (capim braquiária), *Melinis minutiflora* (capim gordura) entre outras vindas do entorno, como *Pinus* spp. e eucalipto. *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 da área por caçadores e animais vindos dos arredores como gado, cabras, porcos e javalis (Motta-Junior *et al.* 2008).

Coleta dos dados

As amostragens ocorreram de setembro a dezembro de 2006 e em setembro de 2007, meses de maior vocalização das aves no campo, por ser um período de reprodução no Cerrado (Alves & Cavalcanti 1990, 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 de sua ocorrência na EEI e AUSP, com exceção das áreas úmidas (Tabela 1). Como os registros de *M. torquata* para essas áreas são inexistentes e de *C. caudacuta* e *A. tricolor* são esporádicos na literatura, alguns pontos foram incluídos nos ambientes periodicamente alagados.

Tabela 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 e setembro de 2007.

Habitats	Área (ha)	% habitat área	Pontos em 2006	Pontos em 2007	Total	% de pontos
áreas úmidas e mata	672,12	24,72	24	9	33	14,47
campos limpo e sujo	1162,28	42,75	68	55	123	53,95
campo cerrado	571,44	21,02	30	27	57	25,00
cerrado <i>sensu stricto</i>	121,36	4,46	6	6	12	5,26
cerradão	52,88	1,95	2	0	2	0,88
área alterada	115,48	4,25	4	0	4	1,75
plantação de Pinus	25,00	0,92	0	0	0	0,00
Total	2720,56	100,00	134	94	228	100,00

Os tipos e a porcentagem de cada habitat na EEI foram obtidos pela análise do índice de vegetação diferença normalizada (IVDN), 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 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.

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 a 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, para registro das aves 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).

O ponto inicial e a direção eram sorteados, em seguida os pontos foram escolhidos sistematicamente, considerando uma distância mínima de 600 entre pontos, evitando duplicações de contagens e garantindo independência dos dados. Para a segunda visita, a ordem dos pontos foi invertido, o que possibilitou a realização de amostragens em períodos distintos. As aves não foram amostradas em dias com chuva e vento forte, ou ainda com temperaturas muito altas ($> 28^{\circ}\text{C}$), pois esses fatores alteram o seu comportamento diminuindo a sua detecção (Bibby *et al.* 1992).

Amostragem por distância

A amostragem por distância é um dos métodos mais utilizados para gerar estimativas da população (Newson *et al.* 2008). Essa metodologia considera em sua análise as variações de detectabilidade da espécie, sendo possível avaliar áreas grandes, com baixos custos e em pouco tempo (Buckland *et al.* 2001). Isso permite comparações diretas entre a mesma espécie presente em diferentes habitats (Marsden *et al.* 1997, Riley 2002).

Para obter a densidade e o tamanho populacional das aves foi utilizada a amostragem de distância com transecções por ponto (Buckland *et al.* 2001). O termo transecção por ponto se refere a um 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 a detecção. Além disso, áreas com formação de mosaicos de paisagem, como observado no Cerrado, podem

ser representadas nas proporções de sua ocorrência, permitindo assim a amostragem adequada (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 registrado também em outro ponto, desde que seja um movimento aleatório (Buckland *et al.* 2001). Para minimizar esse possível erro, foram obtidas as direções dos registros, o que permitiu um melhor acompanhamento dos movimentos das aves.

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).

A população total foi estimada multiplicando-se a área de cada habitat disponível na Estação Ecológica pela densidade estimada da espécie em cada habitat (Buckland *et al.* 2001). Essa metodologia assume que a área amostrada é uma porção representativa da área total habitada pela espécie. A densidade e o tamanho populacional foram analisados utilizando-se o programa DISTANCE 5.1 (Thomas *et al.* 2005).

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), com a aproximação do 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 o início do 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 por meio de telêmetro. A mensuração da distância foi obtida com o uso de um telêmetro monocular a laser com alcance de 10 a 850 m. Para minimizar os erros durante a mensuração foi realizado um treinamento prévio para medidas menores do que 10 m. Como na área de estudo é comum a observação de gramíneas altas (> 1,5 m de altura), para o uso adequado do telêmetro foi necessária a utilização de um banco que facilitou as observações e principalmente, as mensurações. Para algumas espécies, as distâncias medidas foram dispostas em categorias, de forma a diminuir possíveis erros da mensuração.

Zoofonia

A premissa de precisão nas medidas de distância pode ser violada durante os registros zoofônicos. Para aumentar a qualidade dos dados foram realizados treinamentos de detecção zoofônica com estimativa da distância das espécies do estudo. Além disso, os dados foram agrupados em intervalos de distâncias de forma a aumentar a acurácia dos mesmos.

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). As amostras foram representadas pelo número de bandos detectados durante a coleta de dados. O tamanho do bando foi determinado pela média dos registros dos grupos. Buckland *et al.* (2001) estabelece que a probabilidade de detecção é dependente tanto da distância do ponto, como do tamanho do bando. Para minimizar esse viés da amostragem a maioria dos dados foi truncada de forma a aumentar a correção entre a distância de detecção e o tamanho do bando e dessa forma aplicar uma análise semiparamétrica (Buckland *et al.* 2001).

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 o uso de covariáveis (Marques *et al.* 2007). Essa última abordagem utiliza todos os dados obtidos nos diferentes habitats para avaliar a função de detecção, não sendo, portanto, necessário separar a função de detecção por habitat. As áreas de campo limpo e campo sujo foram analisados conjuntamente para *C. caudacuta* e *A. tricolor* devido aos seus registros em ambos os habitats campestres e às semelhanças quanto ao campo de visão, sem a presença de árvores. Como *N. fasciata* e *C. cristatellus* apresentaram 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 ($n = 70$) 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* e *C. hirundinacea* (11,36 e 9,4 indivíduos/km² respectivamente). *Culicivora caudacuta*, *S. atricollis* e *A. tricolor* também apresentaram densidades altas (7,8 indivíduos/km², 7,2 e 6,7 respectivamente). As densidades mais baixas foram registradas para *M. torquata* e *C. cristatellus* (3,54 indivíduos/km² e 2,15 respectivamente) (Tabela 2).

Considerando as densidades estratificadas por habitats verificamos que *S. atricollis* e *M. torquata* foram mais comum no campo cerrado (9,0 e 4,5 indivíduos/km²) do que nas áreas campestres (6,4 e 3,0 indivíduos/km²) respectivamente. Por outro lado, *C. hirundinacea* apresentou 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. hirundinacea* (Tabela 2).

A taxa de encontro (número de animais detectados por ponto amostrado) foi maior para *M. torquata*, *C. caudacuta*, *N. fasciata* e *C. hirundinacea* (campo cerrado) (Tabela 3). Por outro lado a probabilidade de detecção foi maior para *C. hirundinacea* (campo cerrado), *S. atricollis* (campo limpo e sujo), *A. tricolor* e *N. fasciata*. Todos os resultados obtidos apresentaram $p > 0,05$ para o teste de bondade do ajuste, ou seja, os valores observados para a da função de detecção foram semelhantes ao esperado.

Tamanho populacional

O tamanho médio das populações foi maior para *N. fasciata* (210 indivíduos), *C. hiruncinacea* (164 indivíduos) e *S. atricollis* (126 indivíduos) (Tabela 2). Para as demais espécies os valores foram abaixo de 100 indivíduos. O tamanho médio das populações para algumas espécies representou uma subestimativa do tamanho real, devido aos registros esporádicos em outros habitats, impedindo a realização da análise. *Saltator atricollis*, *M. torquata* e *C. caudacuta* foram registrados no campo úmido. Entretanto, como foram registros eventuais a estimativa real provavelmente seja um pouco maior do que a média estimada.

Tabela 2. Estimativa da densidade (D - indivíduos por km^2) $\pm$ Erro padrão (EP) e do tamanho populacional (N) $\pm$ (EP) com o intervalo de confiança 95% (IC_i – inferior e IC_s – superior), por habitat (cc – campo cerrado e clecs – campo limpo e campo sujo), CV – coeficiente de variação e o Total que corresponde ao cálculo da densidade média e do tamanho da população médio obtido para toda a área de estudo, das espécies de aves endêmicas e ameaçadas da EEI e A USP entre setembro e dezembro de 2006 e setembro de 2007.

Espécie	Habitat	$D \pm EP$	D_{IC_i}	D_{IC_s}	$N \pm EP$	N_{IC_i}	N_{IC_s}	CV
<i>M. torquata</i>	Cc	$4,5 \pm 0,011$	2,9	7,3	$26 \pm 6,2$	16	41	0,24
<i>M. torquata</i>	Clecs	$3,0 \pm 0,006$	2,7	4,7	$35 \pm 6,6$	25	51	0,18
<i>M. torquata</i>	Total	3,54	-	-	61	46	82	0,15
<i>C. caudacuta</i>	Clecs	$7,8 \pm 1,8$	5,0	12	$91 \pm 20,9$	58	143	0,23
<i>A. tricolor</i>	Clecs	$6,7 \pm 0,02$	3,7	12,2	$78 \pm 23,7$	43	142	0,30
<i>S. atricollis</i>	Cc	$9,0 \pm 0,01$	6,6	12,2	$52 \pm 8,03$	38	70	0,15
<i>S. atricollis</i>	Clecs	$6,4 \pm 0,01$	4,4	9,3	$74 \pm 14,3$	51	108	0,19
<i>S. atricollis</i>	Total	7,2	-	-	126	93	169	0,15
<i>C. hirundinacea</i>	Cc	$8,4 \pm 0,02$	5,4	13,0	$48 \pm 10,8$	31	75	0,22
<i>C. hirundinacea</i>	Clecs	$9,9 \pm 0,02$	7,3	13,5	$116 \pm 17,8$	85	156	0,15
<i>C. hirundinacea</i>	Total	9,4	-	-	164	120	224	0,16
<i>N. fasciata</i>	Csecc	$11,36 \pm 0,02$	-	-	$197 \pm 39,97$	133	292	0,20
<i>C. cristatellus</i>	Total	2,15	1,4	3,2	58	40	85	0,19

Tabela 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, (b) – uso de bootstrap para a estimativa da variância), 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) e o respectivo coeficiente de variação e o GOF Chi-p – valor de p do teste de bondade do ajuste.

Espécie	Habitat	Análise	AIC	Fun	TR	n	Esf.	P. D.	T. E.	L.E. ± EP	GOF Chi-p
<i>M. torquata</i>	Cc	CDS	1195,74	SN	5%	104	161,9	25,1	74,9	212,1 ± 12,73	0,10
<i>M. torquata</i>	Clecs	CDS	1332,95	SN	5%	116	161,9	40,9	59,1	217,16 ± 13,09	0,92
<i>C. caudacuta</i>	Clecs	CDS	572,87	UN cos	5%	58	151,0	30,4	69,6	97,60 ± 6,19	0,81
<i>A. tricolor</i>	Clecs	CDS	199,28	SN	0%	18	81,7	46,1	34,1	121,45 ± 12,52	0,56
<i>S. atricollis</i>	Cc	CDS	988,93	UN cos	5%	90	200,5	28,4	44,8	161,38 ± 6,65	0,25
<i>S. atricollis</i>	Clecs	CDS	1031,90	HN	5%	94	200,5	48,7	34,1	174,58 ± 11,78	0,84
<i>C. hirundinacea</i>	Cc	CDS	965,13	UN pol	5%	84	146,7	53,9	27,4	220,45 ± 18,19	0,77
<i>C. hirundinacea</i>	Clecs	CDS	1423,30	UN pol	5%	124	146,7	18,1	41,7	218,88 ± 7,15	0,21
<i>N. fasciata</i>	Cs e cc	MCDS	705,03	HZ	0%	67	383,2	34,9	54,2	92,58 ± 5,55	0,20
<i>C. cristatellus</i>	Cc	MCDS (b)	1085,18	SN	5%	96	520,9	-	-	244,62	0,47

DISCUSSÃO

Densidade

A variação na detectabilidade está relacionada com diversos fatores, entre os quais se destacam o desempenho e o comportamento do observador, as variações ambientais, a estrutura da vegetação e as diferenças morfológicas e comportamentais da ave. Com essas informações sobre a detectabilidade é possível realizar comparações da densidade das aves em diferentes áreas (Rosenstock *et al.* 2002, Norvell *et al.* 2003).

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/km²), uma espécie vulnerável que no PNB apresentou número de registros insuficientes para a análise da densidade.

A densidade média de *C. caudacuta* observada nas áreas campestres da EEI apresentaram valor semelhante ao observado em áreas extensas, como no Parque Nacional de Brasília e da Chapada dos Veadeiros (Tabela 4), isso indica que a área campestre da EI, apesar de pequena está em bom estado de conservação. O mesmo pode ser observado para *A. tricolor* que apresentou densidade média estimada na EEI um pouco maior ao encontrado Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros.

A classificação de *A. tricolor* e *C. caudacuta* como vulnerável teve como base apenas a destruição do habitat campestre no Brasil, não existindo nenhuma consideração com relação à população das espécies (BirdLife International 2008a,b). A densidade mínima de *A. tricolor* observada de 6,7 indivíduos/km², representa valor bem maior do que as estimativas considerada pela BirdLife International (2008a) (1 indivíduo/km²) com base nas menores taxas 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 respectivamente 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 devido à coloração branca e preta. Por outro lado, fêmeas e jovens, são mais camuflados e, portanto, apresentaram uma menor detecção. Apesar do baixo número de machos registrados e do valor alto para o coeficiente de variação foi alto (0,30), a análise foi realizada por ser essa uma espécie vulnerável (IUCN 2008).

Os registros de *A. tricolor* na EEI ocorreram apenas no ano de 2006 entre setembro e novembro. Em setembro de 2007, não houve registro da espécie nos pontos amostrados. Nesse período foi observado apenas um casal com dois filhotes em uma mesma área restrita de campo limpo, divisa sul da EEI com a ferrovia, durante oito dias consecutivos. A ausência de registros nos pontos de amostragem durante esse período pode estar relacionada ao comportamento migratório da espécie ainda pouco estudado (Ridgley & Tudor 1994, Fitzpatrick *et al.* 2004, L. F. Silveira, com. pess). Braz (2008)

constatou que o pico de exibição da espécie no PNCV ocorreu entre julho e setembro quando os machos começam a se exibir para as fêmeas, enquanto os ninhos foram registrados, principalmente em novembro. Esse mesmo comportamento de exibição foi observado em período diferente na EEI, entre novembro e dezembro de 2008, indicando ser uma variação regional.

Tabela 4. Comparação entre a estimativa da densidade (D - indivíduos por km²), o tamanho populacional e o coeficiente de variação (CV) de *Alectrurus tricolor* e *Culicivora caudacuta* nas áreas campestres do Parque Nacional de Brasília (PNB), do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV) e da Estação Ecológica de Itirapina (EEI) e A USP.

<i>Alectrurus tricolor</i>	PNB*	PNCV*	EEI e A USP
Área total (ha)	42389,01	65512	2718,56
Área campestre (ha)	14253	33290	1162,28
Coeficiente de variação	-	0,28	0,30
Tamanho mínimo	-	756	43
Tamanho médio	-	1373,7	78
Tamanho máximo	-	2498,4	142
Densidade Mínima	-	2,46	3,7
Densidade Média	-	4,47	6,6
Densidade Máxima	-	8,13	12,2
<i>Culicivora caudacuta</i>	PNB	PNCV	EEI e A USP
Coeficiente de variação	0,41	0,24	0,23
Tamanho mínimo	440,4	1008	58
Tamanho médio	1021,9	1785,5	91
Tamanho máximo	2374,5	3165,3	143
Densidade mínima	3,09	4,8	5,0
Densidade média	7,17	7,92	7,8
Densidade máxima	16,66	13,09	12

* Braz (2008)

Tamanho da População

Populações pequenas e 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 necessário para se predeterminar a probabilidade de persistência em um determinado intervalo de tempo (Shaffer 1981). Reed *et al.*(2003) analisando o tamanho mínimo viável (99% de chances de persistir em 40 gerações) 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 & Lander 1998).

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

Apesar de *C. caudacuta* e *A. tricolor* serem incomuns com localizações pontuais em toda a sua distribuição, apresentaram tamanhos relevantes de populações que 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).

Melanopareia torquata é uma espécie territorialista com 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.). Possivelmente a limitação de espaço seja um aspecto a ser considerado na EEI, pois alguns indivíduos monitorados possuem 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 $(3,7 \pm 0,6 \text{ ha})$ (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 (6000 ha) uma população média de 3438 indivíduos, o que representou um valor inferior à capacidade de suporte estimada para *N. fasciata* para essa área.

Cyanocorax cristatellus é uma espécie pouco sensível aos distúrbios antrópicos (Tubelis & Cavalcanti 2000) que se adapta facilmente às áreas agrícolas, podendo ser encontrado em locais semi-urbanos das grandes cidades (Vasconcelos & Nemésio 2007). No presente estudo, apresentou o tamanho de população mais baixo, provavelmente por possuir uma área de vida média maior que os demais Passeriformes (172 ha), podendo

formar grupos extensos de 10 indivíduos, como registrado no Parque Nacional de Brasília (Amaral & Macedo 2003). Entretanto, na EEI observamos que o tamanho médio dos grupos observados foi bem menor, de dois indivíduos ($N = 47$ registros). Provavelmente, áreas menores não suportem grupos grandes de gralhas, limitando também o tamanho das populações, ou então, esse pode ser 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 dentro e nos arredores da EEI.

Considerações Finais

O tamanho populacional das espécies estudadas na EEI foi bem abaixo do mínimo proposto 500 – 1000 (Franklin & Frankham 1998) para se manter uma população viável. Um dos fatores limitantes mais evidentes é a disponibilidade de área. O estabelecimento de um sistema de unidades de conservação com áreas isoladas pode fornecer uma falsa idéia de que certas espécies estão protegidas. É necessário que essa proteção seja seguida por um regime de manejo para manter ou aumentar a qualidade do habitat (Noss *et al.* 1997).

O presente trabalho contribui para mostrar a importância da preservação de áreas pequenas e fragmentadas do Cerrado e a necessidade de manejo 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, analisando também a expansão da área da EEI e a formação de corredores ecológicos. Sugerimos que as áreas do seu entorno, mesmo aquelas alteradas, mas possíveis de recuperação sejam acrescentadas a EEI, como áreas da A USP e da Sadia (campo limpo). A formação de um sistema de corredores biológicos com outros fragmentos de Cerrado também é possível, pois existem áreas preservadas nas suas proximidades como do Botelho com cerradão e da Estação Experimental de Itirapina, com fragmentos de cerrado *sensu stricto*, cerradão e matas ciliares (1,5 a 2 km de distância da EEI).

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 o uso e 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 no sudeste do Brasil. Algumas perguntas foram levantadas: As espécies usam as fitofisionomias do Cerrado independentemente de sua disponibilidade?; Quais características da vegetação são mais importantes para a ocorrência das espécies?; A presença de gramíneas exóticas inibe a ocorrência das espécies? 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, nos municípios de Brotas e Itirapina, estado de São Paulo. Foram utilizadas duas escalas: macrohabitat (paisagem) e de microhabitat (local de forrageamento e uso de poleiro). As espécies foram monitoradas durante o período reprodutivo (outubro e novembro de 2006 e 2007). O método utilizado para a análise de seleção de habitat teve como base informações de uso-disponibilidade com o intervalo de confiança de Bailey. Para avaliar a seleção de microhabitat foi utilizada a rádio-telemetria (12 rádio-transmissores, Holohil Systems) para a detecção de indivíduos de *M. torquata*. Já, para *C. caudacuta* e *A. tricolor* foram amostrados em 134 pontos sistematicamente distribuídos. A partir de cada ponto exato de onde a ave foi observada delimitou-se um círculo com 5 m de raio, de onde se obteve as variáveis de vegetação. 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 esperado. A espécie não foi registrada nas áreas alteradas, no cerrado *sensu stricto*, no cerradão e em habitats de “campo cerrado” da A USP. *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 de gramíneas nativas, características essas observadas nos habitats de campo cerrado e campos sujos. A importância dessas variáveis para *M. torquata* é evidenciada durante as vocalizações quando os arbustos altos são utilizados como poleiros. 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*, entretanto a preferência por gramíneas nativas pode indicar uma relação adversa indireta com as gramíneas exóticas, uma vez que se observa uma relação competitiva entre essas gramíneas no Cerrado. O modelo mais relevante, para *C. caudacuta* e *A. tricolor* a menor densidade da palmeira, *Attalea geraensis* e de árvores. Ambas as espécies são comumente observadas no mesmo habitat (campo limpo e campo sujo), sendo possível o registro de indivíduos convivendo próximos e participando de bandos mistos. O critério de Akaike também selecionou outros modelos para *C. caudacuta*, como a maior densidade de arbustos mais 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. Some questions were approached: Are the species using the Cerrado phytophysiognomies independent of their availability? Which vegetation characteristics are more important to the bird species occurrence? Is the alien grassland presence inhibiting the species incidence? 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, Brotas and Itirapina municipalities, state of São Paulo. Two scales were considered: macrohabitat (landscape), and microhabitat (foraging local, perch use). The species were monitored during the reproductive period (October and November of 2006 and 2007). Habitat selection was analyzed through use-availability data performing confidence intervals of Bailey. To evaluate microhabitat selection, radio-telemetry was used (12 radio-transmitters, Holohil Systems) for detecting individuals of *M. torquata*, while for *C. caudacuta* and *A. tricolor*, we sampled 134 point counts systematically distributed. From the exact bird record point, a circle with 5 m of radius was delimited to obtain vegetation variables. 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. The species were not reported in disturbed areas, in “cerrado” s. s., in “cerradão”, and in “campo cerrado”, habitats at A USP areas. *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 when high shrubs are often used as perch. 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*. Both species are commonly observed in the same habitat (campo limpo and campo sujo), which possibly includes records of individuals living closely and participating of mixed flocks. 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 da ave, inata ou aprendida, que permite a ela 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 (Block & Brennan 1993, Hutto 1985).

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). Diferentes escalas podem ser utilizadas nesse tipo de estudo (Block & Brennan 1993, Hutto 1985), desde uma escala menor, de microhabitat, como na escolha do ninho (Bailey & Thompson III 2007), uso de poleiros, local de forrageamento (Muchai *et al.* 2002, Barg *et al.* 2006) e de macrohabitat, durante a seleção de territórios, área de vida (Oppel *et al.* 2004, Hinsley *et al.* 2007) e de paisagem (Bassett-Touchell & Stouffer 2006, Hoodless & Hirons 2007). Apesar da importância desses estudos, com aplicação direta na conservação, apenas um estudo avaliou o uso e a disponibilidade com aves no Brasil (*e.g.* Lopes *et al.* 2006).

O tapaculo-de-colarinho (*Melanopareia torquata*) é ave endêmica do Cerrado (Silva & Bates 2002) que pertence à família Melanopareiidae (CBRO 2008). Habita os campos cerrados, savanas ricas em cupinzeiros e campos sujos, sendo maior a população nos cerrados ralos do que nos 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). Também pode ocorrer em áreas alteradas como pastagens com arbustos, onde é menos abundante, e no campo cerrado com predominância de gramíneas exóticas (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 (Bagno & Marinho Filho 2001, Silveira *et al.* 1998, 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). É eventualmente observado no campo cerrado (Lowen *et al.* 1996, Sousa & Marini 2007) e cerrado *sensu stricto* (Sousa & Marini 2007), em locais próximos a áreas úmidas com gramíneas baixas e arbustos (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). Nas áreas campestres do Paraguai a espécie é mais comum nos campos inundados com gramíneas altas (> 1 m) (Esquivel *et al.* 2007). Vivem aos pares, voam baixo, logo acima das gramíneas e procuram por insetos nas folhagens, flores dos arbustos, gramíneas altas ou no ar (Fitzpatrick 1980, Traylor & Fitzpatrick 1982).

Alectrurus tricolor (Tyrannidae) ocorre em áreas de campos limpos e campos 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) (Esquivel *et al.* 2007), sendo menos comuns nas proximidades de áreas úmidas ou de banhados, em áreas com gramíneas altas sem queimadas recentes ou intenso pastoreio (Ridgley & Tudor 1994, Sick 1997, Sigrist 2006, Fitzpatrick *et al.* 2004). Ocasionalmente, pode ser

observado em campo limpo úmido, podendo também ocorrer 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). As espécies de aves do presente estudo também se encontram na Lista dos Animais Ameaçados de Extinção no Estado de São Paulo (Decreto Estadual nº 53.494 de 02 de outubro de 2008). *Alectrurus tricolor* está na categoria “criticamente em perigo”, enquanto *C. caudacuta* e *M. torquata* estão “em perigo” (São Paulo 1998).

O presente estudo tem como objetivo verificar o uso e a seleção de habitat destas três espécies durante o período reprodutivo em um cerrado preservado do interior paulista. Algumas perguntas foram levantadas: As espécies usam as fitofisionomias do Cerrado independentemente de sua disponibilidade?; Quais características da vegetação são mais importantes para as espécies?; A presença de gramíneas exóticas inibe a ocorrência das espécies? Tais informações contribuirão para um conhecimento inicial dos habitats usados e eventualmente preferidos e das características relacionadas à estrutura da vegetação mais importantes como subsídios para o manejo e a conservação da espécie.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo (ver Capítulo 1)

Procedimento de Campo

Para avaliar a seleção de habitat consideramos a escala maior (paisagem) e a 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, aos diferentes tipos de fitofisionomias do Cerrado, e o microhabitat está relacionado às características da vegetação com o uso de poleiros e no forrageamento.

Cada habitat foi amostrado em proporções próximas de sua ocorrência na EEI e A USP, com exceção das áreas úmidas (Tabela 1). Como os registros de *M. torquata* para essas áreas são inexistentes e de *C. caudacuta* e *A. tricolor* são esporádicos na literatura, alguns pontos foram incluídos nos ambientes periodicamente alagados.

Tabela 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 e setembro de 2007.’

Habitats	Área (ha)	% habitat área	Pontos em 2006	Pontos em 2007	Total	% de pontos
áreas úmidas e mata	672,12	24,72	24	9	33	14,47
campos limpo e sujo	1162,28	42,75	68	55	123	53,95
campo cerrado	571,44	21,02	30	27	57	25,00
cerrado <i>sensu stricto</i>	121,36	4,46	6	6	12	5,26
cerradão	52,88	1,95	2	0	2	0,88
área alterada	115,48	4,25	4	0	4	1,75
plantação de Pinus	25,00	0,92	0	0	0	0,00
Total	2720,56	100	134	94	228	100

Seleção de habitat

O uso do habitat foi obtido tanto pelo método de zoofonia como pela observação direta da ave nos pontos de contagem. 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 da espécie observados em um determinado tipo de habitat com a proporção do número de indivíduos esperados, considerando a disponibilidade do referido habitat na área de estudo. Para determinar um possível uso de habitat diferenciado 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 pelo 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* = $15,7 \pm 1,3$ 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. 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, Millsaugh & Marzluff 2001). O equipamento utilizado no monitoramento foi o receptor LA 12-Q (AVMa) com uma antena Yagi de três elementos.

As aves foram monitoradas durante o período reprodutivo (outubro e novembro de 2007) em intervalos de 5 h no início e final da manhã e no final da tarde. Foram monitorados 20 indivíduos, dos quais se obteve entre um a dois pontos de registro por indivíduo (total de 31 pontos de registro). 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 para obter o registro. Esse método deve estar sujeito a alguns erros relacionados ao deslocamento da ave que na maioria das vezes, não foi visualizada (White & Garrott 1990), entretanto consideramos ser a técnica mais apropriada para essa espécie.

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 de 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 as características dos poleiros, foram obtidas as medidas da altura de uso e da altura total e o 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, essas variáveis também foram incluídas. 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, disposto verticalmente nos quatro pontos opostos da vegetação (Wiens 1974). Em cada

extremidade, foram obtidas quatro variáveis da estrutura da vegetação: Het - índice de heterogeneidade (Wiens 1969), Toq10 - intervalo médio de contatos da vegetação herbácea e arbustiva com o bastão graduado, Altmax - intervalo com o maior número de contatos da vegetação com o bastão graduado, Mtoq - número médio de contatos da vegetação com o bastão graduado. Todos os dados foram padronizados em categorias de 0 a 5.

Geramos 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) proposta por Hurvich & Tsai (1989). Para ordenar os melhores modelos e avaliar o desempenho dos mesmos, usamos o peso do AIC (w_i) e a evidência (w_{i_max}/w_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). Para evitar problemas relacionados à multicolinearidade, todas 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 e 3). As áreas campestres e úmidas foram utilizadas em proporções menores do que esperado de acordo com sua disponibilidade na EEI. Nas áreas alteradas, no cerrado *sensu stricto* e no cerradão não houve registro. A espécie também não foi registrada nos 20 pontos amostrados dentro da A USP, mesmo com o uso de playback. Isso indica que *M. torquata* não ocorre, ou ao menos, é muito rara nessa área.

Não foi possível analisar o intervalo de Bailey para *A. tricolor*, pois essa espécie ocorreu basicamente nas áreas campestres (campo limpo e sujo). Registros esporádicos de *A. tricolor* foram obtidos fora dos pontos de amostragem em áreas de campo úmido (2 registros) e em uma faixa estreita de campo limpo próximo à estrada que faz limite sul com a EEI e a ferrovia (3 registros).

Culicivora caudacuta mostrou preferência pelas áreas de campo sujo e campo limpo (Tabelas 4 e 5). 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 coexistindo em sítios próximos (< 30 m) durante 10 ocasiões. Para o total dos registros das espécies, essa observação conjunta representa uma frequência de 55% de dos registros de *A. tricolor* e 31% de *C. caudacuta*.

Tabela 2. 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 3. 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 P_i	Proporção de uso esperado	Intervalo de Bailey	Seleção
Campo limpo e sujo	0,452	0,542	$0,451 \leq p_i \leq 0,455$	-
Campo cerrado	0,533	0,198	$0,533 \leq p_i \leq 0,537$	+
Área úmida	0,014	0,259	$0,014 \leq p_i \leq 0,017$	-

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

Tabela 4. 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 5. 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	0,98	0,68	$0,012 \leq \pi \leq 0,929$	+
Área úmida	0,02	0,32	$0,001 \leq \pi \leq 0,102$	-

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

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 6). 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 5). Outras características de microhabitat foram selecionadas por *C. caudacuta* tais como arbustos mais baixos (< 1 m) e solo menos exposto (ou seja, coberto por vegetação). Ambas as características foram selecionadas em associação com a menor densidade de *A. geraensis*.

Tabela 6. 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
<i>Melanopareia torquata</i>	+ altarb	+ gramnat	47,62	0,5681	1,0
<i>Alectrurus tricolor</i>	- Attalea	- narv	88,50	0,5501	1,0
<i>Culicivora caudacuta</i>	- 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 deslocamento no chão, embaixo das gramíneas. Outros 10 registros esporádicos da ave vocalizando 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 $2,15 \pm 1,64$ m e altura total do poleiro de $4,26 \pm 2,29$ m) e arbustos (dois registros; $1,05 \pm 0,9$ m e altura total do poleiro de $1,5 \pm 1,4$ m). Os indivíduos monitorados se deslocaram entre moitas de gramíneas, arbustos e palmeiras com raras observações visuais da espécie.

Como *C. caudacuta* é pequena ($5,8 \pm 0,6$ g, Sousa & Marini 2007) 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 $1,2 \pm 0,5$ m em arbustos ou capins de $2,0 \pm 0,6$ 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 (média de dois machos), geralmente em companhia da fêmea (obs. pess.). Durante a corte, quando o macho realiza pequenos vôos verticais em cima da fêmea, é emitido um canto fraco “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 $1,8 \pm 0,5$ m em plantas de $2,1 \pm 0,6$ m de altura. Já, 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 $1,3 \pm 0,4$ m em plantas de $1,6 \pm 0,4$ m de altura.

DISCUSSÃO

Seleção de habitat

Os dados indicam que *M. torquata* selecionou o campo cerrado, habitat onde também foi registrada uma maior densidade de indivíduos (Capítulo 1). Apesar de comumente ocorrer nas áreas campestres, a espécie se utilizou dessas áreas em proporções semelhantes ao 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 área 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 essa área é pouco representativa 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 predomínio de campo cerrado, *M. torquata* não foi registrada. Como a espécie movimenta-se 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.

Os dados de *C. caudacuta* mostram a sua seleção pelas áreas campestres (campo limpo e sujo). Outros estudos apontavam um maior uso desse habitat, contudo sem considerar a questão da disponibilidade (Tubelis & Cavalcanti 2001, Sousa & Marini 2007, Braz 2008). Apesar dessa seleção, 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 cerrado, campo sujo, cerrado ralo e eventualmente cerrado *sensu stricto*.

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). Por outro lado, no Paraguai a espécie é mais freqüente nos campos inundados com gramíneas altas (Esquivel *et al.* 2007). Apesar de a espécie ocorrer em áreas de campo cerrado (Tubelis & Cavalcanti 2001) a sua ocorrência nesse habitat não foi registrada na EEI.

Alectrurus tricolor selecionou áreas campestres na EEI, padrão que parece se repetir também 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).

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).

Alguns 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.

Os registros esporádicos de *A. tricolor* nas regiões limítrofes da EEI e no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (Braz 2008) indicam a importância de se preservar os arredores das Unidades de Conservação, com a inclusão das áreas de amortecimento.

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 durante as vocalizações, na defesa de território ou seleção sexual. O seu deslocamento, forrageamento (procura por insetos) e a reprodução ocorrem basicamente no estrato inferior, sob gramíneas, palmeiras, moitas de arbustos e dentro de tocas de tatus e ratos (obs. pess.). O ninho globular, localizado na parte inferior de moitas de gramíneas, é elaborado com folhas secas de árvores e/ou arbustos e gramíneas (Gressler & Marini 2007).

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 gramíneas exóticas, uma vez que se observa uma relação competitiva entre as gramíneas nativas e as exóticas do Cerrado (Pivello *et al.* 1999a, Klink 1996). 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 (Pivello *et al.* 1999a, Klink 1996). Essas gramíneas africanas 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 a sensação pegajosa da gordura (Lorenzi 1991). É provável que essa característica seja um aspecto negativo para as aves que se deslocam entre suas moitas (Edwin O. Willis, com pess.). Além disso, acredita-se que o odor afaste os mosquitos e outros insetos (Kissmann 1997), o que pode afetar as aves 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).

A riqueza da comunidade de espécies herbáceas no Cerrado é alta, com cerca de 4700 espécies, tendo 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, podendo afetar principalmente para as espécies que se deslocam no chão.

Aparentemente, *M. torquata* é uma espécie sensível ao pisoteamento da vegetação herbácea pelo intenso pastoreio de herbívoros (gado e cabras). A presença de gado no Cerrado também pode alterar tanto a riqueza como a estrutura da comunidade de plantas, pois o seu consumo atinge folhas, 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. *Culicivora caudata* também selecionou outras duas características (arbustos mais baixos e solo coberto por vegetação). A seleção de características em comum é resultado da ocorrência no mesmo habitat (campo limpo e sujo) e da convivência próxima desses tiranídeos (obs. pess.). As espécies podem ser observadas juntas, participando de bandos mistos com *Mimus saturninus*, *Neothraupis fasciata*, *Cypsnagra hirundinacea* e *Polystictus pectoralis* (Parker III & Willis 1997). Ragusa-Netto (2000) também registrou a participação ocasional de *A. tricolor* em bandos mistos com *C. hiruncinacea*, *N. fasciata* e *Emberizoides herbicola*.

No Cerrado, as palmeiras, apesar de não serem muito diversas, são abundantes e representam um recurso valioso para a vida silvestre (Vidal 2007). *Attalea gearensis* é 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 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*) (Almeida & Galetti 2007). Na EEI, a ausência de *D. azarae* (Hülle 2006), pode ter influenciado a disposição de *A. gearensis* em aglomerados. Áreas com maior densidade de palmeiras e árvores são encontradas em habitats de campo cerrado, ambiente no qual não houve registros de *A. tricolor* e *C. caudacuta* na EEI. A própria estrutura da palmeira também dificulta o seu uso como poleiros.

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 diversos aspectos da história de vida da espécie. Os ninhos de *C. caudacuta* são localizados principalmente em áreas de campos limpo, sujo e esporadicamente em banhados, como observado na Argentina. Os ninhos são 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).

Implicações para a Conservação

Melanopareia torquata

Parece ser sensível ao pisoteamento da vegetação herbácea. Portanto, áreas de Cerrado onde a pecuária é intensa podem afetar de forma negativa a ocorrência da espécie. Apesar de *M. torquata* ocorrer nas áreas com braquiárias e capim gordura, o presente estudo verificou uma seleção clara por áreas com gramíneas nativas. Tubelis & Cavalcanti (2000), mostraram que *M. torquata* ocorre em áreas alteradas com dominância de capim exótico. Entretanto, essas áreas são adjacentes ao Jardim Botânico de Brasília

que juntas formam uma extensa área de Cerrado, possibilitando deslocamentos para outras áreas.

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 stricto* 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, 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 *et al.* 2004, Motta-Junior *et al.* 2006).

Assim sendo, 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 a matriz de inserção, para confirmar 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 (usados no forrageamento e reprodução). Esses locais também são os mais adequados para reintrodução dessas espécies.

Sugerimos a expansão das áreas campestres da EEI incluindo outras locais do entorno, como a área da Sadia, com campo limpo, especialmente áreas com menor densidade de *A. geraensis*. 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 para o entendimento de sua biologia, como também para se propor estratégias de manejo e conservação, com uso direto na determinação do tamanho de reservas. O tapaculo-de-colarinho (*Melanopareia torquata*) é uma ave endêmica do Cerrado. Considerando-se a necessidade de informações ecológicas para a espécie, como subsídio para planos de manejo da mesma, o presente estudo tem como objetivo estimar o tamanho da área de vida de *M. torquata*, durante o período reprodutivo (outubro e novembro de 2007), em um cerrado preservado. Foram monitorados 12 indivíduos com rádio-transmissor (modelo LB-2, Holohil Systems). As aves foram monitoradas em intervalos de 5 h desde o início da manhã ao final da tarde. O ponto com o sinal mais forte foi registrado com o GPS (Sistema Global de Posicionamento). Como *M. torquata* é uma espécie territorialista e se desloca pouco com a presença humana, optamos pela abordagem por aproximação 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. Foram monitorados 10 indivíduos de *M. torquata*, de outubro a novembro de 2007. As capturas ocorreram em campo sujo (1 indivíduo) e campo cerrado (9 indivíduos). A área de vida se estabilizou para cinco indivíduos monitorados, sendo necessárias, em média, $36,4 \pm 7,4$ 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 $1,75 \pm 1,66$ ha e com a área nuclear (70%) de $0,44 \pm 0,23$ ha. Todos os indivíduos rastreados eram machos e suas áreas de vida apresentaram ampla variação. Os dois

machos de *M. torquata* monitorados com ninho participaram do cuidado da prole, o que deve restringir o seu movimento às proximidades do ninho. Esses machos apresentaram a menor (0,56 ha) e maior (4,6 ha) áreas de vida analisadas. O tamanho da área de vida de *M. torquata* foi bem menor quando comparado com outras espécies de Cerrado, sendo mais semelhante ao observado para as espécies de mata de galeria como *Antilophia galeata* (0,60 – 0,96 ha) e *Basileuterus flaveolus* ($2,0 \pm 0,6$ ha). Sugerimos a realização de estudos futuros para averiguar se *M. torquata* apresenta variação no tamanho da área de vida entre diferentes estações e habitats em áreas mais extensas de cerrado que a EEI.

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 with direct use in the determination of reserve size. The Collared-crescentchest (*Melanopareia torquata*) is an endemic bird of Cerrado. Considering the need of ecological information about the species as a prerequisite for its management, the present study has the goal to estimate its home range size during the reproductive period (October and November 2007) in a preserved cerrado. Twelve individuals were tracked with transmitters (model LB-2, Holohil Systems). The birds were monitored in intervals of 5 h from sunrise to sunset. 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 approximation approach 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. Ten individuals of *M. torquata* were tracked from October to November of 2007. 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 12 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 helped in offspring care, which could restrict their movement to the nest proximities. These males presented the smallest (0.56 ha), and biggest (4.6 ha) home ranges. The home range of *M. torquata* was smaller than other Cerrado species, but similar to those observed in gallery forest birds as *Antilophia galeata* (0.60 – 0.96 ha), and *Basileuterus flaveolus* (2.0 ± 0.6 ha). We suggest that further studies may verify if *M. torquata* presents variation in home range size among different seasons and habitats in larger areas of cerrado than the EEI.

Keywords: Collared-crescentchest, Cerrado, São Paulo, área de vida.

INTRODUÇÃO

O Cerrado é o terceiro bioma mais rico em espécies de aves do Brasil (856 de acordo com Silva & Santos 2005), dos quais 33 espécies (3,9%) são endêmicas (Cavalcanti 1999, Silva & Bates 2002, Lopes 2004). Apesar do baixo número de espécies endêmicas, o Cerrado possui uma alta taxa de espécies ameaçadas, principalmente endêmicas (Marini & Garcia 2005). Um dos maiores desafios para os ornitólogos brasileiros é o de obter informações sobre a biologia básica das espécies endêmicas e ameaçadas no Brasil (Marini & Garcia 2005).

O tapaculo-de-colarinho (*Melanopareia torquata*) é uma ave 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, todo o Mato Grosso do Sul, leste da Bolívia (Santa Cruz) e extremo nordeste do Paraguai (Ridgely & Tudor 1994, Sick 1997).

Habita os campos cerrados, savanas ricas em cupinzeiros e campos sujos, sendo maior a população nos cerrados ralos que nos campos sujos (Sick 1997). 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”. De acordo com Stotz *et al.* (1996) a espécie é quase comum na totalidade de sua distribuição, mas irregularmente distribuída. Apesar de apresentar sensibilidade média a distúrbios antrópicos, quase nada se conhece a respeito da história natural da espécie (Krabbe & Schulenberg 2003).

A área de vida é definida como uma área utilizada pelo animal em determinado intervalo de tempo (Burt 1943, White & Garrot 1990). O conhecimento da área de vida

da espécie, principalmente aquelas ameaçadas, é de grande importância não apenas para o entendimento de sua biologia, mas também para se propor estratégias de manejo e conservação com uso direto 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).

Considerando a necessidade de informações sobre a ecologia da espécie, como subsidio para planos de manejo da mesma, o presente 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

Uso de 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* = $15,7 \pm 1,3$ g; N = 36). O peso do transmissor usado no estudo corresponde a 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 era aberta próximo ao local de registro. Em seguida, o transmissor foi disposto 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. Para colar o rádio transmissor utilizamos inicialmente cola de cílios e posteriormente Super-Bonder. Como nenhuma das técnicas foi muito eficiente, pois em geral os rádios se desprenderam entre 2 e 3 dias, a solução foi elaborar uma mochila presa com linha de costura nas costas (peso = 0,1 g). No geral, no primeiro dia com o rádio-transmissor os indivíduos se deslocavam normalmente. Dois indivíduos com o rádio-transmissor em mochila foram predados, o que pode ter sido um efeito do método utilizado. Entretanto, o indivíduo com maior número de registros e maior tempo de monitoramento teve o rádio-transmissor aderido com Super-Bonder.

As aves foram monitoradas no período reprodutivo (outubro e novembro de 2007) em intervalos de 5 h durante o início e final da manhã e no final da tarde, sendo o primeiro dia após a equipagem do rádio-transmissor na ave desconsiderado. Foram monitorados 12 indivíduos, dos quais não foi possível obter registros suficientes para a análise da área de vida de dois indivíduos, devido à perda do rádio-transmissor no dorso da ave ou pelo desgaste da bateria. O ponto com o sinal mais forte foi registrado com o GPS (Sistema Global de Posicionamento, Garmin - Etrex). Para obter uma maior precisão durante a rádio-localização foi realizado um treinamento de localização dos rádio-transmissores 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 triangulação foi excluída, pois essa técnica está sujeita a diversos erros: variância das rádio-localizações, intercepto do ângulo durante a triangulação, erro do polígono, da distância do receptor ao animal monitorado, erro do operador, do movimento 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 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. A área de vida foi estimada pelo método do Mínimo Polígono Convexo (Mohr 1947) (Tabela 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 um 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). 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 (Fulley & Munkhtsolg 2005, Preatani *et al.* 2005) e em comparação com outros trabalhos (Perry & Garland 2002, Jetz *et al.* 2004, Herfindal *et al.* 2005). 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 considerado foi o local da curva onde a adição dos pontos representou menos que 1 % de aumento da área de vida (Leary *et al.* 1998).

RESULTADOS

Entre outubro e novembro de 2007 foram monitorados 10 indivíduos de *Melanopareia torquata*. As capturas ocorreram em campo sujo (N = 1 indivíduo) e campo cerrado (N = 9). A área de vida estabilizou para cinco indivíduos monitorados, sendo necessários em média $36,4 \pm 7,4$ registros (Figura 1). Não foi possível obter a área de vida dos quatro indivíduos com menos de 21 rádio-localizações. Apenas um indivíduo (150,220) com 35 rádio-localizações não apresentou a curva estabilizada (3,3 ha). A variação da área pelo método do mínimo polígono convexo (95%) foi de $1,75 \pm 1,66$ ha e a área nuclear (70%) foi de $0,44 \pm 0,23$ ha. Todos os indivíduos rastreados eram machos (ver Capítulo 4).

Os indivíduos (150,340 e 150,050) monitorados estavam com filhotes nos ninhos (ver Capítulo 4). Apesar de ambos os indivíduos apresentarem número semelhante de rádio-localizações (39 e 38 registros), apresentaram uma considerável diferença no tamanho da área de vida (4,6 e 0,54 ha respectivamente) (Tabela 1).

Figura 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 frequência do rádio-transmissor utilizado.

Tabela 1. Estimativas da área de vida de 10 indivíduos machos (Freq - frequência do rádio-transmissor) de *Melanopareia torquata* na EEI, região central do estado de São Paulo, monitorados durante os meses de outubro e novembro de 2007 nos habitats (cs: campo sujo e cc: campo cerrado) utilizando 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 são os machos monitorados com ninhos.

Indivíduos (Freq)	Habitat	Início	Fim	Nº registros	MPC 95% (ha)	Área Nuclear 70% (ha)
150,340a*	Cc	16 de outubro	21 de outubro	10	0,55	0,14
150,420*	Cc	6 de outubro	01 de novembro	11	0,22	0,14
150,450*	Cc	15 de outubro	21 de outubro	15	0,97	0,55
150,278*	Cc	15 de outubro	25 de outubro	21	1,25	0,45
150,400	Cc	7 de outubro	11 de novembro	24	0,60	0,4
150,220*	Cc	1 de novembro	25 de novembro	35	3,3	0,94
150,200	Cc	12 de outubro	24 de novembro	37	1,4	0,47
150,050	Cs	7 de novembro	25 de novembro	38	0,54	0,19
150,340	Cc	8 de novembro	24 de novembro	39	4,6	0,34
150,080	Cc	13 de outubro	7 de novembro	44	1,62	0,83

*curva de estabilização não alcançada.

DISCUSSÃO

A área de vida dos indivíduos rastreados de *M. torquata* durante o período reprodutivo apresentou uma ampla variação. Os dois machos de *M. torquata* monitorados com ninho participaram do cuidado da prole, o que deve restringir o seu movimento às proximidades do ninho. Os dois registros de machos com ninhos apresentaram a menor (0,56 ha) e maior (4,6 ha) áreas de vida analisadas. As diferenças observadas podem estar relacionadas com variações no tipo de habitat e na abundância de recursos.

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* (28,6 g), família Emberizidae, foi de $3,7 \pm 0,6$ ha ($n = 38$ 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 período reprodutivo a área diminui consideravelmente, se restringindo 29 ha nas proximidades do ninho (Amaral & Macedo 2003).

Para espécies pequenas de tiranídeo como *Culicivora caudacuta* (5,7 g) estima-se que a área de vida seja de pelo menos 17,5 ha ($n = 2$ 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 $14 \pm 1,9$ ha em cerrado típico e denso, *Suiriri islerorum* (20,1 g, $n = 11$ grupos) possui uma área de $11,2 \pm 0,6$ ha em cerrado ralo (Lopes & Marini 2006) e *Knipolegus lophotes* (32 g, n

= 2 pares) ocuparam 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 $2,0 \pm 0,6$ ha em floresta de transição de Cerrado e Mata Atlântica (Duca & Marini 2005).

Melanopareia torquata é uma espécie insetívora que ocorre, principalmente em áreas de campo sujo e campo cerrado. O seu deslocamento é realizado basicamente no chão, local onde também forrageia, nidificando também próximo deste. A espécie é raramente observada durante o vôo, que em geral é curto e ocorre principalmente 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 ($0,3 \pm 0,09$ ha, n = 16 observações) (Bechtoldt & Stouffer 2005).

Diversos fatores afetam o tamanho da área de vida, 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, nos habitats, na metodologia empregada, no tipo de análise empregado e no programa utilizado para a análise (Borger *et al.* 2006, Gallerani & Rodgers 1997, Mitchell 2006).

Apesar de alguns estudos mostrarem variações quanto ao tamanho da área de vida entre os períodos reprodutivos e não reprodutivos (Amaral & Macedo 2003, Wiklander *et al.* 2001) essa diferença não foi constatada para *S. islerorum*, *S. affinis* e *N. fasciata* (Duca & Marini 2005, Lopes & Marini 2006). 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 em áreas mais extensas de cerrado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS:

O presente trabalho contribui para entender um pouco melhor a ecologia de algumas espécies de aves de Cerrado no interior paulista. Também mostra a importância da conservação de fragmentos de Cerrado como forma de manter a biodiversidade de aves na região. Considerando a dificuldade cada vez maior de se conseguir recursos para a conservação da biodiversidade, principalmente com essa crise mundial, é fundamental a realização de estudos que abordem a auto-ecologia das espécies de aves, principalmente as endêmicas e ameaçadas. Por meio dessas informações é possível elaborar estratégias de conservação direcionadas e mais efetivas.

Anexo

**Behavioural and morphological notes on the Collared
Crescentchest *Melanopareia torquata* (Melanopareiidae) in a cerrado
area from south-east Brazil/ Notas comportamentais e morfológicas
do Tapaculo de colarinho, *Melanopareia torquata* (Wied)
(Melanopareiidae) em uma área de cerrado do sudeste do Brasil***

Mieko Ferreira Kanegae¹; Marina Telles²; Severino de Albuquerque Lucena
Neto³ & José Carlos Motta-Junior⁴

^{1,4} Laboratório de Ecologia de Aves, Departamento de Ecologia, Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo, 05508-900 São Paulo, SP, Brasil. ¹ E-
mail: mieko.kanegae@gmail.com;

² Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São
Carlos.

³ Laboratório de Bioquímica de Insetos, IOC – FIOCRUZ

(*) para submeter na Austral Ornithology

Abstract: The Collared Crescentchest (*Melanopareia torquata*) is endemic from the Cerrado Region in Brazil, and threatened with extinction in the State of São Paulo, south-east Brazil. The main goal of the present study was to add information on its natural history, mainly related to its behaviour and morphology. The research was conducted in the Estação Ecológica de Itirapina (EEI), in Brotas and Itirapina municipalities, which has an area of 2.300 ha. Thirty six individuals were captured by mist-nets through attraction by playback. Data on biometry, blood, brood patch, and moult was obtained from September to December, 2006 and 2007. The captures were made in areas of “campo sujo” (N = 17 individuals), and “campo cerrado” (N = 19). Gender identification was possible in 32 individuals, only five of which were females, suggesting that territory defence (response to a playback) is performed mainly by males. Some individuals were soon captured in the mist-net (20 min), while others delayed. The former individuals (more aggressive) had a white patch on the back of their necks, and were males. The size and the intensity of the patch were related to aggressiveness. The reproductive period and the body moult occurred in October and November. In general, we verified that there was an overlap among the reproductive period and feather molting

Key words: threatened bird, natural history, savanna, São Paulo.

Introduction

The Collared Crescentchest *Melanopareia torquata* (Melanopareiidae) is endemic of the Cerrado Biome (Silva & Bates 2002). It inhabits grassland savannahs (Sick 1997), being always found near the ground or in the lower vegetation, generally hidden under tall grasses (Krabbe & Schulenberg 2003). Because this particular behaviour they are rarely seen, and can be more easily detected by its vocalization (Ridgley & Tudor 1994). Pairs are not frequently observed, being mostly a solitary species. Besides, it is believed that they have low dispersal ability and are vulnerable to habitat fragmentation (Krabbe & Schulenberg 2003).

As the cerrado Biome has been increasingly devastated in South America (Machado *et al.* 2004), Collared Crescentchest have been extirpated or have become rare in many portions of its original distribution (Willis & Oniki, 2003). Although not globally endangered, it has been regarded in local lists, such as the List of Animals Threatened with Extinction of State of São Paulo (Decree 42.839 of 04 February 1998), in which Collared Crescentchest was classified as “Endangered”. Willis & Oniki (2003) also indicated that the population is declining in this State. However, little is known about its natural history (Krabbe & Schulenberg 2003).

Here we investigated colour banded individuals from a population of Collared Crescentchest and provided information on its natural history. Specifically, we present for the first time data on territory fidelity and feather molt. Furthermore, banded individuals were sexed through DNA analyses to address the following questions: Does *M. torquata* present sexual dimorphism? Do both sexes sing and defend territories? Is there any overlapping among feather molt and the incubation period?

Material and Methods

Study Area

The study was carried out in the Estação Ecológica de Itirapina (EEI), a conservation unit of 2,300 ha localized in State of Sao Paulo, south-east Brazil (22° 15' S; 47° 49' W). This area represents one of the last grassland and savannah remnants of the state (Gianotti 1988), including 231 bird species of which 11 are Cerrado endemics (Motta-Junior *et al.* 2008). Here we adopted the cerrado's physiognomic classification suggested by Ribeiro & Walter (1998). The Cerrado has a complex of physiognomies, since open grasslands (campo limpo) to forest (cerradão), including intermediate types, as “campo sujo”, “campo cerrado” e “cerrado *sensu stricto*” (Ribeiro & Walter 1998).

Procedures

We captured birds with mist nets from September to December 2006 and from October to November 2007, in areas of “campo sujo” and “campo cerrado”, during mornings (06:00-12:00 h) and afternoons (16:00-18:00 h). After hearing the individuals, sometimes stimulated by playback, a single mist net (12 x 2.5 m, 36 mm mesh) was opened close to the register location. We performed playbacks using the song recorded previously in the EEI, inducing birds to approximate to the net, which facilitated the captures. The time of capture was recorded from the moment we opened the mist nest. Captured birds were weighted using a spring scale (Pesola, 50 g, accurate to 1 g), and banded with a metal ring (provided by CEMAVE/IBAMA) in one tarsus and an unique combination of colour rings in the other tarsus. Territoriality was evaluated through capture/recapture data (Bibby *et al.* 2000).

We took blood samples (0.1 ml) from the jugular vein, and stored in absolute alcohol for posterior sex identification according to Griffiths *et al.* (1998). To infer about the existence of sexual dimorphism, the following parameters were compared between males and females: body, wing, tail, tarsus and bill length, and intensity of individuals white neck-collars. The measurements of males and females were compared using Mann-Whitney U test, calculated by the statistical package BioEstat 4.0 (Ayres *et al.* 2005).

We considered wing and tail molt when we detected molt symmetry. We identified body molt when we observed at least 10 feathers growing in one or more region of bird's body (Marini & Durães 2001). Cloacal protuberance and the brood patches occurrence were also checked.

Results and Discussion

Captures and recaptures

In the reproductive periods of 2006 and 2007 we captured 36 individuals of *M. torquata*, and recaptured seven of them (all adults). The capture effort in 2006 and 2007 was 45.0 and 57.9 net hours, respectively. Seventeen and 19 individuals were captured in “campo sujo” and “campo cerrado”, respectively. One individual caught in November 2006 was recaptured one month latter 38 m far from the location where it was captured for the first time. Another individual, captured in November 2006, was recaptured eleven months later, 167 m from the original point. The other five recaptures occurred in shorter time intervals (17 ± 7.9 days) and the distances from the original capturing points were on average 80 m (± 52.1).

The exclusive capture of adults can indicate that the young birds do not defend the territories. Data from recaptures indicate that the birds had little

displacement, apparently remaining near to their territories. The individuals that were not recaptured seem to remain close to their territories (pers. obs.). Some of them were followed using telemetry (8 individuals, M. F. Kanegae (unp. data). Slater & Mann (2004) suggested that the bird couples from tropical regional, mainly insectivorous, maintain their territories during all over the year due to constant and predicable food supply.

Sex and morphology

Of the 36 birds captured, only five were females (Table 1). The difference among males and females were not significant: [body mass ($U = 55$, $p = 0.3$), body length ($U = 67$, $p = 0.63$), wing ($U = 72.5$, $p = 0.82$), tail ($U = 55$, $p = 0.3$), bill length ($U = 37$, $p = 0.06$), and tarsus ($U = 44.5$, $p = 0.13$)].

Territory defence and vocalization

We observed individual differences in bird behaviour during the capture procedures. Some individuals that presented a visual intense white on the back ($> 70\%$ of the feathers were white) (Figure 1) were quickly captured (20.0 ± 8.7 min, $n = 6$ males); others individuals with medium intensity ($< 70\%$ - 10% of the feathers were white) of white delayed around 36.3 ± 19.8 min ($n = 7$ males) (Figure 2) and those with no white on back were more difficult to catch (324.0 ± 154.5 min, $n = 3$ males and 2 females) (Figure 3). Very few or no white in the back ($< 10\%$ of the feathers were white) was found in two adult females. This patch is observed when some feathers on the back are raised.

In few cases, we observed the couple was singing in duets, or that while an individual was singing a typical whistle “tü”, the other was doing a “pirrr” call. This

one was rare and we reported it in nine occasions, always with the couple's presence. Apparently, this vocalization is a warning announcement, a kind of advertisement to the partner, nestling or even the intruder.

Gressler & Marini (2007) also observed the same “pirrr” call emitted during the nest construction. In this occasion, while one bird vocalized, the other collected nest material. Parker III & Rocha (1991) suggested that this type of call is emitted by the couple to keep the contact. Also a variety of calls, alarms and behaviours are associated with different types of predators and the reproductive period (Walters 1999).

The female sing is little documented and studied in the tropical region. This behaviour is rare in temperate region, where singing is almost exclusively performed by males (Slater & Mann 2004). In the tropical region there are few reports of Passeriformes couples defending the territory and singing all over the year (Stutchbury & Morton 2001). Apparently *M. torquata* sings during all over the year Sick (1997). If couples defend their territories during the non reproductive period, only long term studies could answer this question.

The predominance of male captures suggested that the territory defence (response to playback) occurred mainly by this gender during the rainy period. The females probably helped the male defence, occasionally emitting a “rrru”. Nevertheless their approximation with the “intruder” intimidation is rare.

Apparently, the aggressiveness of the individuals captured is related to the size and the intensity of the white patch. Two hypotheses can be evaluated:

i) the size and/or the intensity of white patch could be an indication of the male status, whether it was visible during the court. The white patch can be displayed to the females, making part of the sexual selection (Bókonyi *et al.* 2006), and it can

also be an advertisement for other males of the great ability in territory defence (Contreras-Garduño *et al.* 2008). This type of behaviour is well established in many bird species (reviewed by Senar 1999).

ii) The white patch could increase with the age, as observed by Nakagawa & Burke (2008) for the black spot next to the eyes of male *Passer domesticus*. In this species, older males present a larger spot and also have greater reproductive success than younger males. Due to the low number of individuals captured, our results can not be conclusive. This characteristic certainly deserves a further study addressing its function.

Brood patch and feather molt

In 2006 we observed nine males with brood patches: two individuals in October, two in November and five in December. In 2007 we reported three males in October and three in November. In 2006 we captured 14 individuals in which only one was a female. From 32 captured birds, only 15.6% (six individuals) do not displayed brood patch.

Based on captures we verified that the reproductive period occurred between October and December, in the beginning of the rainy season (Gianotti 1988). The number of captures in September was low, so it was not possible to accurately determine the occurrence of brood patches in this month.

In general, we verified that there was an overlap between the reproductive period and feather molting. This represents a great energetic cost for the individuals (Hemborg & Lundberg 1998). The low rate of overlapping between feather molting and brood patch presence (4% from 101 spp with this overlapping/ total of 2315 individuals captured in birds of Atlantic forest and Cerrado (Marini & Durães 2001)

suggests that it is a common occurrence. Nevertheless, to obtain conclusive results a great number of captures during all over the year is necessary.

Table I. Morphometric measurements (mm) and body mass (g) of five females and 31 males of the Collared Crescentchest (*Melanopereia torquata*) captured in Estação Ecológica de Itirapina, south-east Brazil, September-December of 2006 and 2007. Bill length was not measured in 2006 captures. BL - body length; SD – standard deviation.

females	wing	tail	tarsus	nostril	bill length	BL	body mass
1	48,1	67,1	19,6	7,0	16,0	15,1	17,5
2	48,3	57,5	20,5	6,6	15,5	14,2	15,0
3	51,3	62,3	18,5	6,5	15,2	14,3	16,3
4	48,0	62,9	17,2	6,8	13,0	-	14,2
5	52,8	64,6	18,6	7,0	-	-	15,0
mean	49,7	62,9	18,9	6,8	12,0	14,5	15,6
SD	2,2	3,5	1,2	0,29	1,3	0,4	1,3
males	wing	tail	tarsus	nostril	bill length	LB	body mass
1	48,8	61,9	18,2	7,3	15,8	13,8	15,5
2	48,8	69,0	20,3	7,3	16,6	14,7	15,9
3	50,0	68,3	19,6	6,7	16,0	15,3	17,0
4	49,0	55,5	20,3	7,4	15,7	13,6	16,6
5	52,0	62,6	19,8	6,8	14,6	14,2	16,5
6	46,9	64,3	20,1	5,7	14,5	14,0	17,3
7	48,2	61,9	19,7	7,7	16,5	14,0	15,0
8	50,2	74,5	20,4	7,2	16,6	15,2	15,0
9	46,6	63,3	18,3	5,2	14,4	14,1	16,0
10	47,4	55,4	19,7	6,9	16,0	13,0	17,0
11	48,6	67,0	19,2	7,2	15,4	14,1	15,2
12	50,9	63,1	18,9	7,3	16,8	14,5	17,0
13	51,8	69,8	18,3	6,6	15,8	15,5	16,9
14	47,9	57,9	19,5	6,1	14,9	13,7	15,5
15	50,3	67,5	20,6	7,3	16,4	14,7	16,5

16	50,5	65,7	19,6	6,1	15,2	14,7	15,1
17	51,4	66,4	19,2	7,3	-	12,5	14,0
18	48,3	70,2	21,1	6,7	-	12,5	14,0
19	47,2	66,3	19,2	7,4	-	12,7	13,5
20	50,8	67,0	19,5	6,9	-	14,6	16,0
21	42,5	57,9	19,6	8,1	-	13,3	15,0
22	48,9	65,5	19,9	7,2	-	14,5	17,0
23	52,9	66,2	20,2	7,1	-	14,9	16,0
24	50,1	65,0	20,1	7,8	-	14,5	17,0
25	42,4	62,4	20,1	6,0	-	12,5	13,5
26	49,9	57,9	20,3	7,4	-	14,2	13,0
27	51,3	62,3	20,1	6,5	-	13,8	13,5
28	49,4	62,7	20,5	7,1	-	13,6	17,0
29	50,7	66,8	20,3	6,5	-	15,1	15,0
30	50,9	64,6	20,2	6,7	-	14,3	16,5
31	52,9	65,7	21,1	7,6	-	14,4	18,0
mean	42,4	55,4	17,0	6,0	12,6	12,5	13,5
SD	2,2	4,1	0,7	0,6	0,8	0,7	1,2

Figure 1 – *Melanopareia torquata* with an intense white patch on the back.

Figure 2 - *Melanopareia torquata* with a medium intensity of white patch on the back.

Figure 3 - *Melanopareia torquata* with no white patch on back.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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. 1990. Social system and helping behavior in the White-banded Tanager (*Neothraupis fasciata*). *The Condor* 92: 470-474
- Alves, M. A. & Cavalcanti, R. B. 1990. Ninhos, ovos e crescimento de filhotes de *Neothraupis fasciata*. *Ararajuba* 1: 91-94
- 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
- Ayres, M., Ayres Jr. M., Ayres, D. L., & Santos, A. S. 2005. BioEstat 4.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Belém, Sociedade Civil Mamirauá, Imprensa oficial do Estado do Pará.
- 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.

- Bailey, J. W. & Thompson III, F. R. 2007. Multiscale nest-site selection by Black-Capped Vireos. *Journal of Wildlife Management* 71(3): 828-836
- Barg, J. J., Aiama, D. M., Jones, J. 2006. Within-territory habitat use and microhabitat selection by male Cerulean Warblers (*Dendroica cerulea*). *The Auk* 123(3): 795-806
- Bassett-Touchel, C. A. & P. C. Stouffer. 2006. Habitat selection by Swainson's warblers breeding in loblolly pine plantations in southeastern Louisiana. *The Journal of Wildlife Management* 70(4): 1013-1019
- 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: relevance 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. 1992. *Bird Census Techniques*, The British Trust for Ornithology and The Royal Society for The Protection of Birds, London, UK. 257 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.
- Bókonyi, V., Lendvai, Á.Z. & Liker, A. 2006. Multiple cues in status signalling: the role of wingbars in aggressive interactions of male House Sparrows. *Ethology* 122:947-954
- Bonato, V. 2002. Ecologia e história natural de tatus do Cerrado de Itirapina, São Paulo (Xenarthra: Dasypodidae). Dissertação de mestrado em Ecologia, UNICAMP, Campinas.
- 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
- Borghesio, L. & P. Laiolo. 2004. Habitat use and feeding ecology of Kulal White-eye *Zosterops kulalensis*. *Bird Conservation International* 14: 11-24
- Braz, V. S. 2008. Ecologia e conservação das aves campestres do Bioma Cerrado. Tese de doutorado. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L. 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations, Chapman and Hall, London, UK. 446 p.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. & Thomas, 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 practical information-theoretic approach. Springer, New York, 488 p.
- 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
- Carter, T. S & Encarnação, C. D. 1983. Characteristics and use of burrows by four species of armadillos in Brazil. *Journal of Mammalogy* 64: 103-108
- 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-availability studies. *Journal of Wildlife Management* 60: 653-658

- Contreras-Garduño, J., Buzatto, B. A., Serrano-Menezes, M. A., Najera-Cordero, K. & Córdoba-Aguilar, A. 2008. The size of the red wing spot of the American roby-spot as a heightened condition dependent ornament. *Behaviour Ecology* 19(4): 724-732
- 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

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

- Griffiths, R., Double, M., Orr, K. C. Y., Dawson, R. J. G. 1998. A DNA test to sex most birds. *Molecular Ecology* 7: 1071-1075
- 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
- Hemborg, C. & Lundberg, A. 1998. Costs of overlapping reproduction and moult in passerine birds: an experiment with the pied flycatcher *Behaviour*. *Ecology and Sociobiology* 43: 19-23
- 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
- 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
- Hoodless, A. N. & Hirons, G. J. M. 2007. Habitat selection and foraging behavior of breeding Eurasian Woodcock *Scolopax rusticola*: a comparison between contrasting landscapes. *Ibis* 149(2): 234-249
- 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 nº 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.
- Jetz, W., Carbone, C., Fulford, J. & Brown, J. H. 2004. The scaling of animal space use. *Science* 306: 266-268
- IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 3 February 2009.
- Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: A critical review. *Auk* 118: 557-562
- Kauhala, K. & Tiilikainen, T. 2002. Radio location error and the estimates of home-range size, movements, and habitat use: a simple field test. *Annales Zoologici Fennici* 39: 317-324
- 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. 1996. Germination and seedling establishment of two native and one invading African species in the Brazilian cerrado. *Journal of Tropical Ecology* 12: 139-147
- Keller, V. & Bollmann, K. 2004. From red lists to species of conservation concern. *Conservation Biology* 18: 1636–1644
- Klink, C. A. & Machado, R. B. 2005. A Conservação do Cerrado Brasileiro. *Megadiversidade* 1(1): 147-155
- 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.
- Leary, A. W., Mazaika, R., Bechard, M. J. 1998. Factors affecting the size of Ferruginous Hawk home ranges. *Wilson Bulletin* 110 (2): 198-205
- Lopes, E. V., Volpato, G. H., Mendonça, L. B., Favaro, F. L. & dos Anjos, L. 2006. Abundância, microhabitat e repartição ecológica de papa-formigas (Passeriformes, Thaminophilidae) na bacia hidrográfica do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(2): 395-403
- 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 Biológicas. 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. 1988. 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 Biológicas. 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. 1989. Seleção de habitat e socialidade em *Antilophia galeata* (Aves: Pipridae). Tese de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.
- 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
- 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
- Marsden, S. J., Jones, M. J., Linsley, M. D., Mead, C., Hounscome, M. V. 1997. The conservation status of the restricted-range lowland birds of Buru, Indonesia. Bird Conservation International 7: 213-233
- 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 Cerrado. Pp. 286-556. In: Sano, S. M. and S. P. de Almeida (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-Gigante (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. *American Midland Naturalist* 37: 223-249
- 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. & 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., 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.
- 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>
- Muchai, M., Lens, L., Bennun, L. 2002. Habitat selection and conservation of
Sharpe's long claw (*Macronyx sharpie*), a threatened Kenyan grassland endemic.
Biological Conservation 105: 271-277
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., Kent, J. 2000.
Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858
- Nakagawa, S. & Burke, T. 2008. The mask of seniority? A neglected age indicator in
house sparrows *Passer domesticus*. *Journal of Avian Biology* 39(2):222-225
- 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 populations sizes 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
- Noss, R. F., O'Connell, M. A., Murphy, D. D. 1997. *The science of conservation planning: Habitat conservation under the endangered species act*, Island Press, Washington. Pp. 246
- 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-headed brush-finch (*Atlapetes pallidiceps*) in southern Ecuador: implications for conservation. *Biological Conservation* 118: 33-40
- 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
- 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 Bolivia* 17:15-29
- 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., Guar, D., Barritt, D., Impey, A. & Mallord, J. 2004. Habitat selection by song 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

- 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
- 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
- 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. 2001. Sentinel in *Saltator atricollis* (Passeriformes: Emberezidae). *Revista Brasileira de Biologia* 61: 317-322
- Ragusa-Netto, J. 2002. Vigilance towards raptors by nuclear species in bird mixed flocks in a Brazilian savannah. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37 (3): 219-226
- 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, 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.

- 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
- Ricklefs, R.E. 1976. Growth rates of birds in the humid new world tropics. Ibis 118: 179–207
- Ridgely, R.S. & Tudor, G. 1994. The Birds of South America – The Suboscine Passerine. Oxford University Press, Oxford, v.2, Pp.423.
- Riley, J. 2002. Population sizes and the status of endemic and restricted-range bird species on Sangihe Island, Indonesia. Bird Conservation International 12: 53-78
- Roma, J. C. 2006. A fragmentação e seus efeitos sobre aves de fitofisionomias abertas do Cerrado. Tese de doutorado em Ecologia. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília. Brasília.
- 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
- Saltz, D. 1994. Reporting error measures in radio location by triangulation: a review. Journal of Wildlife Management 58(1): 181-184
- São Paulo. 1998. 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

- Shochat, E. & Tsurim, I. 2004. Winter bird communities in the northern Negev: species dispersal patterns, habitat use and implications for habitat conservation. *Biodiversity and Conservation* 13: 1571-1590
- 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. 1983. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31 (2): 131-134
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Sigrist, T. 2006. *Aves do Brasil – Uma visão artística*. Ed. Avis Brasilis e Fوسفertil, São Paulo. 672 p
- Silva, J. M. C. 1995a. Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia* 21: 69-92
- Silva, J. M. C. 1995b. Avian inventory of the cerrado region, South America: implications for biological conservation. *Bird Conservation International* 5: 291-304
- 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 biogeográficos 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. & Bates, J. M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: A tropical savanna Hotspot. *BioScience* 52:225-233
- Silveira, L. F. 1998. The birds of Serra da Canastra National Park and adjacent areas, Minas Gerais, Brazil. *Cotinga* 10: 55-63

- Slater, P. & Mann, N. I. 2004. Why do the females of many bird species sing in the tropics? *Journal of Avian Biology* 35: 289-294
- 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
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick., T. Parker III & D. K. Moskovits. 1996. Neotropical birds: Ecology and Conservation. University of Chicago Press, Chicago.
- 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
- 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: Siquier Associates Inc.
- 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.,
- Sauer, J. R. 2006. Predicting regional abundance of rare grassland birds with a hierarchical spatial count model. *The Condor* 108: 25-46
- Salafsky, S. R. & Reynolds, R. T. 2005. Patterns of temporal variation in Goshawk reproduction and prey resources. *Journal of Raptor Research* 39(3): 237-246
- Silveira, L. F. 1998. The birds of Serra da Canastra National Park and adjacent areas, Minas Gerais, Brazil. *Cotinga* 10: 55-63

- Traylor Jr, M. A. & Fitzpatrick, J. W. 1982. A survey of the tyrant flycatchers. *Living Bird* 19: 7-50
- 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
- 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
- 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
- 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.
- Walters, J. R. 1990. Anti-predatory behavior of lapwings: field evidence of discriminative abilities. *Wilson Bulletin* 102(1): 49-70
- 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

- Wiklander, 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. & Oniki, Y. 2003. *Aves do Estado de São Paulo*. Divisa, Rio Claro. Pp.79
- 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
- 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