



Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Pós-Graduação em Ecologia

Charles Gladstone Duca Soares

**BIOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE *Neothraupis fasciata*  
(AVES: THRAUPIDAE) NO CERRADO DO BRASIL  
CENTRAL**



Brasília

2007

Charles Gladstone Duca Soares

**BIOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE *Neothraupis fasciata*  
(AVES: THRAUPIDAE) NO CERRADO DO BRASIL  
CENTRAL**

Tese de doutorado apresentada como requisito parcial  
para obtenção do título de Doutor em Ecologia pela  
Universidade de Brasília.

**Orientador:** Miguel Ângelo Marini, Ph.D.

Instituto de Ciências Biológicas - UnB

Brasília – Distrito Federal

2007

CHARLES GLADSTONE DUCA SOARES

BIOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE *Neothraupis fasciata* (AVES:  
THRAUPIDAE) NO CERRADO DO BRASIL CENTRAL

Tese defendida e aprovada em 17 de abril de 2007 junto ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Banca Examinadora:

---

Prof. Dr. Miguel Ângelo Marini  
Presidente / Orientador – UnB

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Regina H. F. Macedo  
Membro Titular – Unb

---

Prof. Dr. Roberto B. Cavalcanti  
Membro Titular - UnB

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Maria Alice S. Alves  
Membro Titular – UERJ

---

Prof. Dr. Robert Young  
Membro Titular – PUC.Minas

## AGRADECIMENTOS

Agradeço e dedico este trabalho a Lêola, presente que a natureza me trouxe, pois compartilha comigo todas as dificuldades e expectativas e agora colhemos juntos os frutos do plantio. Que a nossa Filha possa aproveitar desses frutos e encontrar um terreno fértil para crescer e ser feliz.

Sou grato aos meus pais, Sebastião e Lourdes, pelo amor, amizade e oportunidade de vida. Sou grato porque sempre me proporcionaram tudo que uma pessoa necessita para vencer na vida. Seguirei o exemplo com a Neta que vem chegando.

Ao Prof. Miguel Ângelo Marini, que desde 1997 vem me mostrando o caminho para uma boa formação profissional. Penso que vamos continuar produzindo juntos por longos períodos. Valeu e continua valendo!

Ao Professores Hugh P. Possingham e Hiroyuki Yokomizo pela colaboração nas análises e redação do capítulo 4.

A toda a equipe do Laboratório de Ornitologia pela amizade e auxílio durante trabalho de campo. Especialmente aos amigos Leonardo Lopes e Rita Medeiros pelo companheirismo e trabalho no primeiro ano de coleta dos dados no campo. Regamos o chão da ESECAE com chuva de suor naquele ano. Também sou grato ao amigo Tadeu Guerra pelo auxílio nas análises estatísticas.

Sou realmente grato a Eliane Costa pela amizade e apoio durante o tempo que passamos em Brisbane (Austrália). A Karen Hurley pelo auxílio durante os trabalhos na ‘The University of Queensland’. A todos da equipe do ‘Spatial Ecology Lab’ pelo apoio e amizade. A Kerrie Wilson e Peter Baxter pelo auxílio nas estimativas de custo para o capítulo 4. Também a Liana Joseph e Reinaldo Lourival pelos valiosos comentários no capítulo 4.

Aos amigos Nabil, Beatriz, Raíza e Sofia pela amizade, apoio e inúmeras hospedagens em Brasília após meu retorno para Belo Horizonte. Ao amigo Leonardo França e Alan Fecchio que também me receberam diversas vezes em suas casa.

Aos Professores Guarino R. Colli e Regina Macedo pela participação na banca de qualificação e valiosos comentários ao projeto de tese. Espero que o Prof. Guarino realmente tenha encontrado “leite na pedra” que espremeu e que tenha sido o suficiente.

Aos Professores Roberto Cavalcanti (UnB), Regina Macedo (UnB), Maria Alice S. Alves (UERJ) e Robert Young (PUC-Minas), por aceitar participar da banca avaliadora

desta tese. Também, ao Professor Jader Marinho Filho que aceitou ser suplente na banca avaliadora.

Esse trabalho foi financiado pelo Programa de Incentivo à Conservação da Natureza da FUNDAÇÃO O BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA e apoiado pela PEQUI – PESQUISA E CONSERVAÇÃO DO CERRADO. Sou grato a Fundação O Boticário pelo suporte financeiro e a todo pessoal da PEQUI pelo suporte institucional e preciosos auxílios na administração desse projeto.

À administração da Estação Ecológica de Águas Emendadas por permitir o desenvolvimento deste estudo nesta reserva. Também agradeço a CAPES e ao CNPq pelas bolsas concedidas durante os quatro anos deste trabalho.

Ao CEMAVE / IBAMA, pela licença de anilhamento e concessão de anilhas metálicas.

Enfim, agradeço a Deus e a todos que ajudaram ou torceram para que este trabalho se realizasse.

*“As dificuldades existem para se vencer”*

JOSÉ GABRIEL DA COSTA

## SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	4
INTRODUÇÃO GERAL.....	6
ÁREA DE ESTUDO.....	9
CAPÍTULO I – Biologia e sucesso reprodutivo de <i>Neothraupis fasciata</i> (Aves: Emberizidae) na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Distrito Federal, Brasil central.....	12
Introdução.....	13
Métodos.....	15
Resultados.....	19
Discussão.....	31
CAPÍTULO II – Territorialidade e distribuição espacial de <i>Neothraupis fasciata</i> (Aves: Emberizidae) na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Brasil central.....	41
Introdução.....	42
Métodos.....	45
Resultados.....	48
Discussão.....	59
Conclusão.....	65
CAPÍTULO III – Aspectos demográficos da população de <i>Neothraupis fasciata</i> (Aves: Emberizidae) na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Brasil central.....	67
Introdução.....	68
Métodos.....	70
Resultados.....	78
Discussão.....	87

CAPÍTULO IV – Análise de viabilidade populacional e relação custo-eficiência de estratégias para conservação de <i>Neothraupis fasciata</i> (Aves: Emberizidae) no cerrado do Brasil central.....	95
Introdução.....	96
Métodos.....	99
Resultados.....	108
Discussão.....	115
Conclusão.....	118
SÍNTESE.....	119
REFERÊNCIAS.....	124



## ÍNDICE DE FIGURAS

### ÁREA DE ESTUDO

- Figura 1: Região do cerrado, localização da Estação Ecológica de Águas Emendadas e do gride de amostragem..... 10
- Figura 2: Gride de amostragem (100 ha) mostrando o gradiente fitofisionômico..... 11

### CAPÍTULO I – Biologia e sucesso reprodutivo de *Neothraupis fasciata* (Aves: Emberizidae) no cerrado do Brasil central

- Figura 1: Ninho com ovos e filhotes de *Neothraupis fasciata* na ESECAE..... 20
- Figura 2: Número de ninhos ativos, com ovos e filhotes de *Neothraupis fasciata* na ESECAE durante as estações reprodutivas de 2003 a 2006..... 21
- Figura 3: Chuva acumulada mensal e normal climatológica (61-90) da estação meteorológica de Brasília (número 83377), Distrito Federal, para os anos de 2003 a 2006. Gráficos extraídos do site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2006)..... 22
- Figura 4: Porcentagem de indivíduos adultos capturados com placa de incubação ou protuberância cloacal e jovens e adultos capturados com mudas de penas na ESECAE entre os anos de 2003 a 2006. .... 23
- Figura 5: tempo de permanência de filhotes de *Neothraupis fasciata* no ninho.. 23
- Figura 6: Porcentagem de ninhos de *Neothraupis fasciata* em relação ao tamanho da ninhada durante as estações reprodutivas de 2003 a 2006..... 25
- Figura 7: Variação na taxa de predação de ninhos de *N. fasciata* com ovos ou filhotes na ESECAE durante as estações reprodutivas de 2003 a 2006..... 26
- Figura 8: Filhotes de *Neothraupis fasciata* parasitados por larvas de *Philornis* sp. na ESECAE. A foto ‘a’ mostra um filhote que sobreviveu e a foto ‘b’ mostra o detalhe da cabeça de um filhote que morreu, provavelmente devido às lesões causadas pelas larvas..... 27
- Figura 9: Ninhos de *Neothraupis fasciata* parasitados por *Molothrus bonariensis* em habitats de borda da ESECAE. A foto ‘a’ mostra um ninho com três ovos de *N. fasciata* e dois ovos e um filhote de *M. bonariensis* e a foto ‘b’ mostra um ninho com um filhote de *N. fasciata* (filhote menor) e outro de *M. bonariensis* (filhote maior)..... 27

Figura 10: Sucesso reprodutivo de <i>N. fasciata</i> na ESECAE estimado através de porcentagem simples dos ninhos com sucesso e através do protocolo de Mayfield (1961, 1975).....	31
CAPÍTULO II – Territorialidade e distribuição espacial de <i>Neothraupis fasciata</i> (Aves: Emberizidae) na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Brasil central	
Figura 1: Distribuição dos territórios de <i>Neothraupis fasciata</i> na ESECAE durante as estações reprodutivas (R) e não reprodutivas (NR) entre os anos de 2003 e 2005. Polígonos vermelhos e pretos representam bandos com sucesso ou fracasso na reprodução, respectivamente. Territórios com números iguais não necessariamente indicam os mesmos indivíduos em diferentes estações.....	50
Figura 2: Tamanho dos territórios de <i>Neothraupis fasciata</i> nas estações reprodutivas (R) e não reprodutivas (NR) na ESECAE entre os anos de 2003 e 2005.....	56
Figura 3: Relação entre tamanho dos territórios na estação reprodutiva e o número de indivíduos nos bandos de <i>Neothraupis fasciata</i> na ESECAE.....	56
Figura 4: Porcentagem de indivíduos de <i>Neothraupis fasciata</i> machos e fêmeas em relação às distâncias (nº territórios) dispersadas durante o tempo de estudo (2003 a 2006) na ESECAE. Valores sobre as colunas indicam número de registros.....	58
Figura 5: Box plot das distâncias dispersadas por machos e fêmeas de <i>Neothraupis fasciata</i> durante o tempo de estudo (2003 a 2006) na ESECAE.....	58
Figura 6: Porcentagem de indivíduos de <i>Neothraupis fasciata</i> machos e fêmeas que dispersaram ou permaneceram no mesmo território na ESECAE durante o tempo de estudo (2003 a 2006). Valores sobre as colunas indicam número de registros.....	59
CAPÍTULO III – Aspectos demográficos da população de <i>Neothraupis fasciata</i> (Aves: Emberizidae) na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Brasil central	
Figura 1: Indivíduos jovem-1, jovem-2, subadultos e adultos de <i>Neothraupis fasciata</i> .....	72
Figura 2: Distribuição etária da população de <i>Neothraupis fasciata</i> na ESECAE utilizando valores médios dos dados coletados durante a estação reprodutiva de 2003 e estações não reprodutiva e reprodutiva de 2004 e 2005...	80

Figura 3: Variação da taxa semestral de sobrevivência de indivíduos jovens de <i>Neothraupis fasciata</i> durante os anos de 2004 e 2005 na ESECAE.....	82
CAPÍTULO IV – Análise de viabilidade populacional e estratégia de conservação para <i>Neothraupis fasciata</i> (Aves: Emberizidae) no cerrado do Brasil central	
Figura 1: Relação entre a probabilidade de extinção e o tamanho da área (ha) para <i>Neothraupis fasciata</i> .....	109
Figura 2: Probabilidade de extinção com variações de 5 % e 10 % na taxa de mortalidade de jovens e adultos, e na taxa de fêmeas e machos reproduzindo. Os outros parâmetros são os mesmos do cenário básico.....	110
Figura 3: Custo e probabilidade de extinção associada a cada estratégia de manejo para uma reserva de 774.8 ha (outros parâmetros iguais aos valores do cenário básico).....	112
Figura 4: Relação entre a probabilidade de extinção e a área da reserva para cada uma das duas opções de manejo: controle de queimadas e proteção de ninhos.....	112
Figura 5: Relação entre a probabilidade de extinção e a fração do orçamento (US\$ 50.000) destinada a estratégias de revegetação e proteção de ninhos em reservas pequenas (774,8 ha).....	113
Figura 6: Relação entre a probabilidade de extinção e valor (US\$) consumido em diferentes opções de manejo para reservas pequenas (774,8 ha).....	113
Figura 7: Relação entre a probabilidade de extinção e valor (US\$) consumido em diferentes opções de manejo para reservas grandes (6.198,4 ha).....	114
Figura 8: Relação entre a probabilidade de extinção e a área da reserva para duas estratégias de manejo: apenas proteção de ninhos ou metade do orçamento destinada ao controle de queimadas e o restante para proteção de ninhos. O valor (US\$) do orçamento fixo para cada reserva foi o dobro da quantia necessária para controle de queimadas em toda a extensão da reserva.....	114

## ÍNDICE DE TABELAS

### CAPÍTULO I – Biologia e sucesso reprodutivo de *Neothraupis fasciata* (Aves: Emberizidae) no cerrado do Brasil central

Tabela 1: Resultados do teste <i>Post hoc – teste LSD</i> (Fisher's Least-Significant-Difference Test) mostrando os valores de <i>P</i> da análise de variância (ANOVA) avaliando variações no tamanho das ninhadas de <i>Neothraupis fasciata</i> entre as estações reprodutivas de 2003 a 2006.....	24
Tabela 2: Destino dos ninhos de <i>Neothraupis fasciata</i> na ESECAE durante as estações reprodutivas de 2003 a 2006.....	26
Tabela 3: Parâmetros de sobrevivência de ninhos de <i>Neothraupis fasciata</i> na ESECAE durante as estações reprodutivas de 2003 a 2006.....	29
Tabela 4: Teste para comparação das diferenças nos parâmetros de sobrevivência entre os anos em cada período do ninho (ovo e ninhego) e em todo o período de acordo com a fórmula apresentada por Hensler & Nichols (1981).....	30

### CAPÍTULO II – Territorialidade e distribuição espacial de *Neothraupis fasciata* (Aves: Emberizidae) na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Brasil central

Tabela 1: Número médio de indivíduos por bando e tamanho médio dos territórios de <i>Neothraupis fasciata</i> na ESECAE durante as estações não reprodutivas (NR) e reprodutivas (R) entre os anos de 2003 a 2005.....	54
Tabela 2: Resultados do teste <i>Post hoc – teste LSD</i> mostrando os valores de <i>P</i> da análise de variância (ANOVA) avaliando variações no tamanho dos territórios entre os anos utilizando dados de ambas as estações (reprodutivas e não reprodutivas) e somente das estações reprodutivas.....	55
Tabela 3: Resultados da análise de co-variância (ANCOVA) avaliando variações no tamanho dos territórios entre os anos e utilizando o tamanho dos bandos como co-variável. Nessas análises utilizamos dados de ambas as estações (reprodutiva e não reprodutiva).....	55

### CAPÍTULO III – Aspectos demográficos da população de *Neothraupis fasciata* (Aves: Emberizidae) na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Brasil central

Tabela 1: Distribuição etária de <i>N. fasciata</i> no gride de amostragem na ESECAE durante a estação reprodutiva (R) de 2003 e as estações não reprodutiva (NR) e reprodutiva de 2004 e 2005.....	79
---	----

Tabela 2: Densidade de <i>Neothraupis fasciata</i> na ESECAE durante a estação reprodutiva (R) de 2003 e as estações não reprodutiva (NR) e reprodutiva de 2004 e 2005.....	79
Tabela 3: Número de indivíduos registrados e taxa semestral de sobrevivência de adultos e jovens de <i>Neothraupis fasciata</i> na ESECAE, considerando uma probabilidade de detecção de 0,936 e 0,97 para indivíduos adultos e jovens respectivamente.....	81
Tabela 4: Taxas de sobrevivência anual de indivíduos adultos e jovens de <i>Neothraupis fasciata</i> na ESECAE.....	82
Tabela 5: Número de fêmeas adultas e subadultas de <i>Neothraupis fasciata</i> e proporção de fêmeas que tiveram oportunidade de reproduzir durante as estações reprodutivas de 2003, 2004 e 2005.....	84
Tabela 6: Número de fêmeas adultas e subadultas e número de filhotes de <i>Neothraupis fasciata</i> produzidos durante as estações reprodutivas de 2003, 2004 e 2005 na ESECAE.....	85
Tabela 7: Fecundidade de fêmeas adultas e subadultas de <i>Neothraupis fasciata</i> na ESECAE durante os anos de 2003, 2004 e 2005.....	85
Tabela 8: Número total de fêmeas de <i>Neothraupis fasciata</i> que tiveram oportunidade de reproduzir e número de fêmeas que produziram com sucesso no mínimo um filhote por estação reprodutiva na ESECAE durante as estações reprodutivas de 2003, 2004 e 2005.....	86
Tabela 9: Número total de machos adultos e porcentagem de machos de <i>Neothraupis fasciata</i> que tiveram oportunidade de reproduzir nas estações reprodutivas de 2003, 2004 e 2005 na ESECAE.....	86
CAPÍTULO IV – Análise de viabilidade populacional e estratégia de conservação para <i>Neothraupis fasciata</i> (Aves: Emberizidae) no cerrado do Brasil central	
Tabela 1: Valores dos parâmetros utilizados na composição do cenário básico para simulação no programa VORTEX.....	105
Tabela 2: Resumo dos resultados da análise de viabilidade de populações de <i>Neothraupis fasciata</i> usando programa VORTEX.....	109

## RESUMO

*Neothraupis fasciata* é uma espécie de Passeriforme endêmico ou quase endêmico do Cerrado considerada quase ameaçada, deficiente de informações e dependente de planos para sua conservação. Informações a respeito de sua biologia são escassas, assim como sobre suas respostas a alterações ambientais e sobre a viabilidade das populações desta espécie. A proposta desse trabalho foi estudar atributos demográficos e da história de vida de *N. fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Brasil Central, levantando informações necessárias para a sua conservação e avaliação da viabilidade da população desta espécie na área de estudo.

Através do monitoramento de ninhos em quatro estações reprodutivas consecutivas, definimos estimativas de diversos parâmetros da nidificação de *N. fasciata*, incluindo probabilidades de sobrevivência dos ninhos com base no protocolo de Mayfield (1961 e 1975). O tempo médio [ $\pm$  desvio padrão (DP)] de incubação ( $13,0 \pm 0,7$  dias) e o tempo médio ( $\pm$  DP) de cuidados com os filhotes ( $11,7 \pm 1,4$  dias), e o tamanho da ninhada (2 a 3 ovos) foi semelhante ao descrito na literatura. O tamanho da ninhada variou significativamente entre os anos de amostragem. O principal fator de perdas de ninhadas de *N. fasciata* na área de estudo foi a predação. Outras ameaças que afetaram o sucesso reprodutivo foram parasitismo de filhotes por larvas de díptero (*Philornis* sp.) e parasitismo de ninhos por *Molothrus bonariensis*. Esses resultados corroboram com estudos que consideram a predação como a maior causa do baixo sucesso reprodutivo observado para diversas espécies de aves da região tropical. O sucesso reprodutivo foi estimado em 22,2 %. Algumas fêmeas fizeram mais de uma postura na mesma estação reprodutiva e estimativas de produtividade indicaram que 42,6 % das fêmeas produziram no mínimo um filhote por ano na área de estudo.

A distribuição espacial e os aspectos demográficos da população de *N. fasciata* na ESECAE foram definidos através de marcação, recaptura e observação dos indivíduos.

Nós coletamos dados através de censos e através do monitoramento dos bandos durante cinco semestres. O número médio ( $\pm$  DP) de indivíduos no bando foi de 3,4 ( $\pm$  1,2) indivíduos e o tamanho médio dos territórios foi 3,7 ( $\pm$  0,6) ha. A estrutura etária da população apresenta uma distribuição estável com maior proporção de indivíduos adultos. O tamanho da população na ESECAE foi estimado em 6.763 indivíduos e o tamanho populacional efetivo em 3.438 indivíduos. A densidade populacional média ( $\pm$  DP) foi de 1,1 ( $\pm$  0,1) indiv./ha e não apresentou variação significativa durante o tempo desse estudo. A capacidade suporte na ESECAE para *N. fasciata* foi estimada em 6.646 indivíduos. As sobrevivências anuais foram estimadas em 76,6 % ( $\pm$ 3,2) e 51,8 % ( $\pm$ 39,5) para indivíduos adultos e jovens, respectivamente. As taxas anuais mínimas de sobrevivência foram 67,1 % ( $\pm$ 2,8) e 48,7 % ( $\pm$ 37,2) para adultos e jovens, respectivamente. Os valores de sobrevivência de *N. fasciata* na ESECAE são semelhantes aos de outras espécies da região tropical.

Constatamos que fêmeas acima de dois anos reproduzem, mas não registramos machos com menos de três anos reproduzindo. A fecundidade anual média ( $\pm$  desvio padrão) das fêmeas de *N. fasciata* na população da ESECAE foi estimada em 0,309 ( $\pm$  0,100) (nº filhotes / nº de fêmeas), com fêmeas adultas apresentando valores de fecundidade significativamente maiores que fêmeas subadultas. A baixa fecundidade observada para *N. fasciata* também corrobora com o descrito na literatura para Passeriformes da região tropical.

Nesse estudo realizamos uma análise de viabilidade populacional e determinamos a opção de manejo mais adequada considerando custo e eficiência de cada estratégia de manejo para *N. fasciata* em reservas no Cerrado do Brasil central. Nós utilizamos o programa VORTEX para simular a habilidade de diferentes opções de manejo e avaliamos a relação custo-eficiência de cada estratégia sob restrições de um orçamento fixo. Os

resultados demonstraram que a melhor estratégia para garantir a viabilidade das populações de *N. fasciata* é a utilização de protetores de ninhos e o controle de queimadas para aumentar a fecundidade. A quantidade de esforço que deve ser destinada a cada estratégia depende do tamanho da reserva e do orçamento disponível.



## ABSTRACT

The White-banded tanager (*Neothraupis fasciata*) is an endemic or quasi-endemic Cerrado bird, considered near threatened, data deficient and conservation dependent. Information about its life history is scarce, and there is no information about populational responses to environmental variations and viability. The goal of the present study was to analyse demographic and life history aspects of the white-banded tanager in 'Estação Ecológica de Águas Emendadas', central Brazil, supplying information to assess population viability in the study area.

We monitored nests during four breeding seasons and estimated several breeding parameters including breeding success according to Mayfield's (1961, 1975) protocol. The incubation [mean  $\pm$  standard deviation (SD)] ( $13.0 \pm 0.7$  days) and nestling care ( $\pm$  SD) ( $11.7 \pm 1.4$  days) periods and the clutch size (2 or 3 eggs) were similar to those described in the literature. Clutch size varied significantly between years. Predation was the main cause of nest loss in the study area. Other threats that affected reproduction were parasitism by botfly larvae (*Philornis* sp.) on nestlings and brood parasitism by shiny cowbirds (*Molothrus bonariensis*). This result corroborates other studies that consider predation as the most important cause of low breeding success for tropical birds. Breeding success was estimated as 22.2 %. Females usually attempted to nest more than once in the same breeding season and estimates of annual productivity indicated that 42.6 % of females produced at least one fledgling per year. These results are similar to values found for other species that breed in the study area.

Spatial distribution and demographic aspects of the white-banded tanager population in ESECAE were defined through capture, recapture and resighting data. We collected data through census and flock observations during five semesters. Mean ( $\pm$ SD) group size was  $3.4 (\pm 1.2)$  individuals and mean ( $\pm$ SD) territory size  $3.7 (\pm 0.6)$  ha. Age

structure appears to present a stable distribution with a large number of adults. Population size in ESECAE was estimated at 6,763 individuals and the effective population size at 3,438 individuals. Density ( $\pm$ SD) was estimated at 1.1 ( $\pm$  0.1) indiv./ha, and the lack of unpopulated areas between territories suggests habitat saturation in the study area. The carrying capacity of ESECAE, 6,646 individuals, was estimated by multiplying the mean flock size by the number of average-sized territories that could fit within the suitable habitat of the reserve. The annual survivorship ( $\pm$ SD) of juveniles and adults in ESECAE was estimated at 51.8 % ( $\pm$  39.5) and 76.6 % ( $\pm$  3.2), and the minimum survivor rate was 67.1 % ( $\pm$  2.8) and 48.7 % ( $\pm$  37.2), respectively. The survivorship values for white-banded tanager in ESECAE were similar to values for other tropical species.

We recorded females breeding successfully at two years of age and males beginning to breed successfully at about three years of age. Mean annual fecundity was estimated at 0.309 ( $\pm$  0.100) (number of nestlings / number of females) and adult females had higher fecundity than subadults. This is a low fecundity value and also corroborates other studies in tropical regions.

In this study we determined the most cost effective conservation management options for the white-banded tanager in Cerrado reserves in central Brazil. We used a PVA model VORTEX to simulate the ability of different management options to improve population persistence and then assess the cost-effectiveness of each option given a fixed budget. We discovered that the best strategy for improving the viability of white-banded tanager populations is to use nest protection and fire management to increase fecundity. How much effort should be expended on each of these actions depends on the size of available budget and the size of the reserve.

## INTRODUÇÃO GERAL

O entendimento de atributos da história de vida das espécies, incluindo história de nidificação e os fatores ambientais que se relacionam com o sucesso reprodutivo de espécies de aves, é fundamental para a formação do conhecimento ecológico e extremamente emergente diante do atual grau de degradação de ambientes naturais. Esse tipo de informação também é essencial para a definição segura de estratégias para a conservação e manejo de espécies e para testar hipóteses acerca da evolução destas características (Robinson *et al.* 2000a,b). Estudos comparativos de aspectos ecológicos de populações naturais também são necessários para responder questões sobre correlações entre o meio ambiente e sistemas sociais (Brown 1975).

A intensa modificação dos habitats naturais pode influenciar significativamente atributos naturais da história de nidificação das espécies. Isso acontece particularmente pelos efeitos advindos da alteração e fragmentação destes habitats que podem afetar negativamente o sucesso reprodutivo das espécies, reduzindo o sucesso de pareamento (Gibbs & Faaborg 1990, Villard *et al.* 1993) ou aumentando as taxas de predação (Robinson *et al.* 1995) e parasitismo de ninhos (Brittingham & Temple 1983, Robinson *et al.* 1995). Diversos estudos abordando o sucesso reprodutivo de aves têm mostrado que a predação é o principal fator de perda de ninhadas (Aguilar *et al.* 1999 e 2000, Picman *et al.* 2002, Lopes 2004, Medeiros & Marini 2007). A qualidade do habitat de construção de ninhos tem sido apresentada como outro fator importante no sucesso reprodutivo de aves. Alguns habitats proporcionam melhores recursos alimentares (Wittenberger 1980), enquanto outros proporcionam locais de construção de ninhos mais seguros contra predadores (Lenington 1980) ou apresentam melhor proteção contra variações climáticas extremas (Pleszczynska 1978).

A territorialidade em aves é um assunto amplamente estudado entre os ecólogos, porém o tamanho do território de aves neotropicais ainda é pouco conhecido, além de existirem controvérsias a respeito do valor adaptativo da territorialidade (Smith & Shugart 1987). Variações na estrutura física do hábitat podem determinar o tamanho do território por influenciar outras variáveis (Smith & Shugart 1987), sendo sugerido uma correlação entre tamanho do território e estrutura do hábitat (Stenger & Falls 1959, Cody 1978). Stenger & Falls (1959) observaram que o tamanho da área utilizada por *Seiurus aurocapillus* varia entre as estações reprodutivas e não reprodutivas, porém o tamanho dos territórios também pode estar relacionado a parâmetros demográficos da população, variando de acordo com essas características. Há evidências na literatura (e.g. Morse 1976, Yamagishi & Ueda 1986) de uma relação inversa entre o tamanho dos territórios e a densidade populacional.

O conhecimento de aspectos demográficos das espécies é importante para programas de avaliação e conservação ambiental, pois a abundância de indivíduos geralmente é mais sensível às variações no ambiente que estejam interferindo na capacidade de sobrevivência e reprodução dos indivíduos. Os programas de avaliações ambientais baseados apenas em presença e ausência de espécies não são capazes de detectar as modificações na estrutura das populações antes da consequência extrema de impactos ambientais que é a inviabilidade ou extinção das populações. Por outro lado, os programas que avaliam a abundância de indivíduos necessitam de parâmetros de comparação para chegar a conclusões. Portanto, dois problemas básicos na biologia da conservação são a identificação de espécies em risco de extinção e a determinação do que deverá ser feito para garantir a persistência das populações. Segundo Reed *et al.* (1998), a análise de viabilidade populacional (PVA) é uma ferramenta que pode ser utilizada na solução de ambos os problemas. Utilizando dados de história de vida e sua relação com

fatores ambientais, a PVA é utilizada para estimar a probabilidade de persistência de populações em diferentes condições ambientais (Shaffer 1981, Reed & Blaustein 1988, Boyce 1992). A PVA utiliza ferramentas matemáticas para realizar estimativas de fatores relativos a populações ameaçadas como tempo para extinção ou probabilidade de sobrevivência de uma espécie para um determinado período. A PVA tem sido uma ferramenta utilizada na biologia da conservação desde seu desenvolvimento por Shaffer (1981, 1987) e Gilpin & Soulé (1986).

*Neothraupis fasciata* (tiê-do-cerrado) é uma espécie de Passeriforme arborícola e campestre (Sick 1997), pertencente à subfamília Thraupinae (Emberizidae), que ocorre na região dos cerrados do Brasil Central, leste da Bolívia e nordeste do Paraguai principalmente entre 500 e 1100 metros de altitude (Ridgely & Tudor 1989) e enclaves Amazônicos. É uma espécie generalista tanto em relação à variedade de itens alimentares quanto às táticas de forrageamento (Alves 1991). Nidifica em ninhos em forma de tigela, geralmente construídos a menos de 1 metro de altura do chão (Alves & Cavalcanti 1990). É comumente observado participando de bandos mistos de aves dividindo o papel de sentinela com *Cypsnagra hirundinacea* (Ragusa-Neto 2000).

Informações sobre a biologia de *N. fasciata* são escassas, assim como sobre suas respostas a alterações ambientais. O conhecimento de sua história de vida se resume a poucos trabalhos (Alves 1990 e 1991, Alves & Cavalcanti 1990) e pouco se conhece em relação a seus aspectos demográficos. Considerando-se a espécie como endêmica do Cerrado (Tubelis & Cavalcanti 2000) e sua condição de próximo de ameaçada (IUCN 2006), com deficiência de informações e dependente de planos de conservação (Collar *et al.* 1992), *N. fasciata* é uma espécie importante para ser estudada com o intuito de se obter informações para definição de estratégias seguras para sua conservação.

*Neothraupis fasciata* foi acompanhada na área de estudo desde meados de 2002 até dezembro de 2006, e constitui a espécie de interesse neste trabalho. O objetivo geral foi estudar atributos demográficos e da história de vida dessa espécie na região do Cerrado no Distrito Federal e fornecer subsídios para uma análise de viabilidade da população existente na Estação Ecológica de Águas Emendadas. Para alcançar o objetivo proposto, este trabalho foi dividido em quatro partes que compõem os capítulos: 1) Biologia e sucesso reprodutivo; 2) Territorialidade; 3) Aspectos demográficos; 4) Análise de viabilidade populacional.

### **Área de estudo**

A coleta de dados foi realizada na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) (15°29' - 15°36' S e 47°31' - 47°41' W), localizada no extremo nordeste do Distrito Federal, Brasil, fazendo limite em sua maior parte com as seguintes rodovias: DF-205 ao norte, DF-128 a oeste, DF-345 a leste e BR-020 ao sul (Figura 1). A ESECAE representa uma das mais importantes unidades de conservação no Brasil Central, possuindo uma área de 10.547 ha protegida por lei (Decreto nº 11.137). Possui 287 espécies de aves registradas (Bagno 1998), o que corresponde a 35 % do total de espécies conhecidas para todo o Cerrado (Silva 1995) e 69 % das espécies conhecidas para a região do Distrito Federal (Negret *et al.* 1984).

A ESECAE está inserida no bioma do Cerrado, sendo que a cobertura predominante é de campo-cerrado com pequenas manchas de cerrado (*sensu stricto*). Ao longo dos córregos d'água existem matas de galeria e veredas em alguns pontos. A maior parte da coleta de dados foi realizada em uma grade de 100 ha com pontos equidistantes 50 metros. A grade localiza-se em uma área relativamente plana (1040 m de altitude) coberta

por um gradiente fitofisionômico de campo limpo, campo sujo, parque cerrado, cerrado ralo, cerrado típico e cerrado denso (Figura 2).

A pressão antropogênica sobre a ESECAE tem aumentado em razão da implantação de loteamentos, assentamentos urbanos e atividades agrícolas. Praticamente toda a vegetação natural em seu entorno foi destruída. Em face do uso e da ocupação do entorno da ESECAE o risco de ocorrência de incêndio é alto, principalmente nas áreas próximas às rodovias (SEMARH 2004).

O clima na região da ESECAE é altamente sazonal e previsível. O período de chuva é entre outubro e abril, com precipitação anual de 1500-1750 mm e o inverno é seco com meses inteiros sem chuva (Nimer 1979).

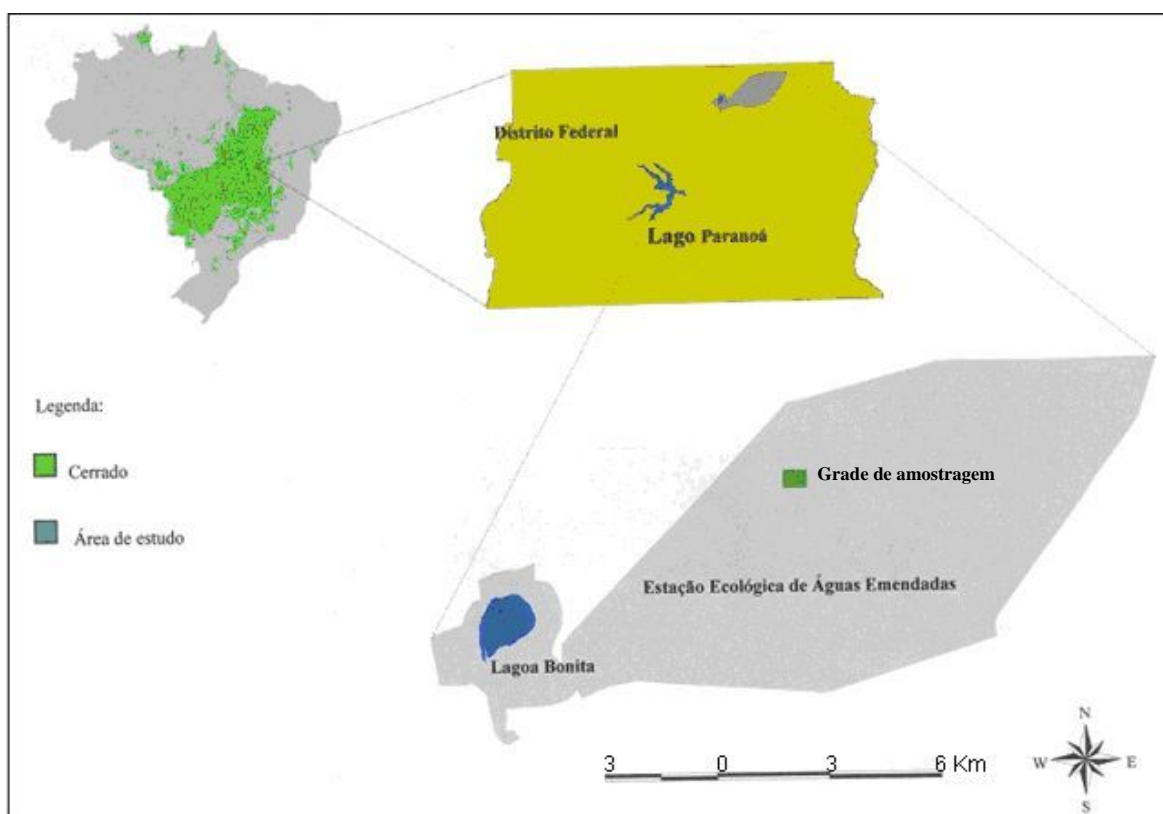


Figura 1: Região do cerrado e localização da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) e da grade de amostragem (quadrado verde).

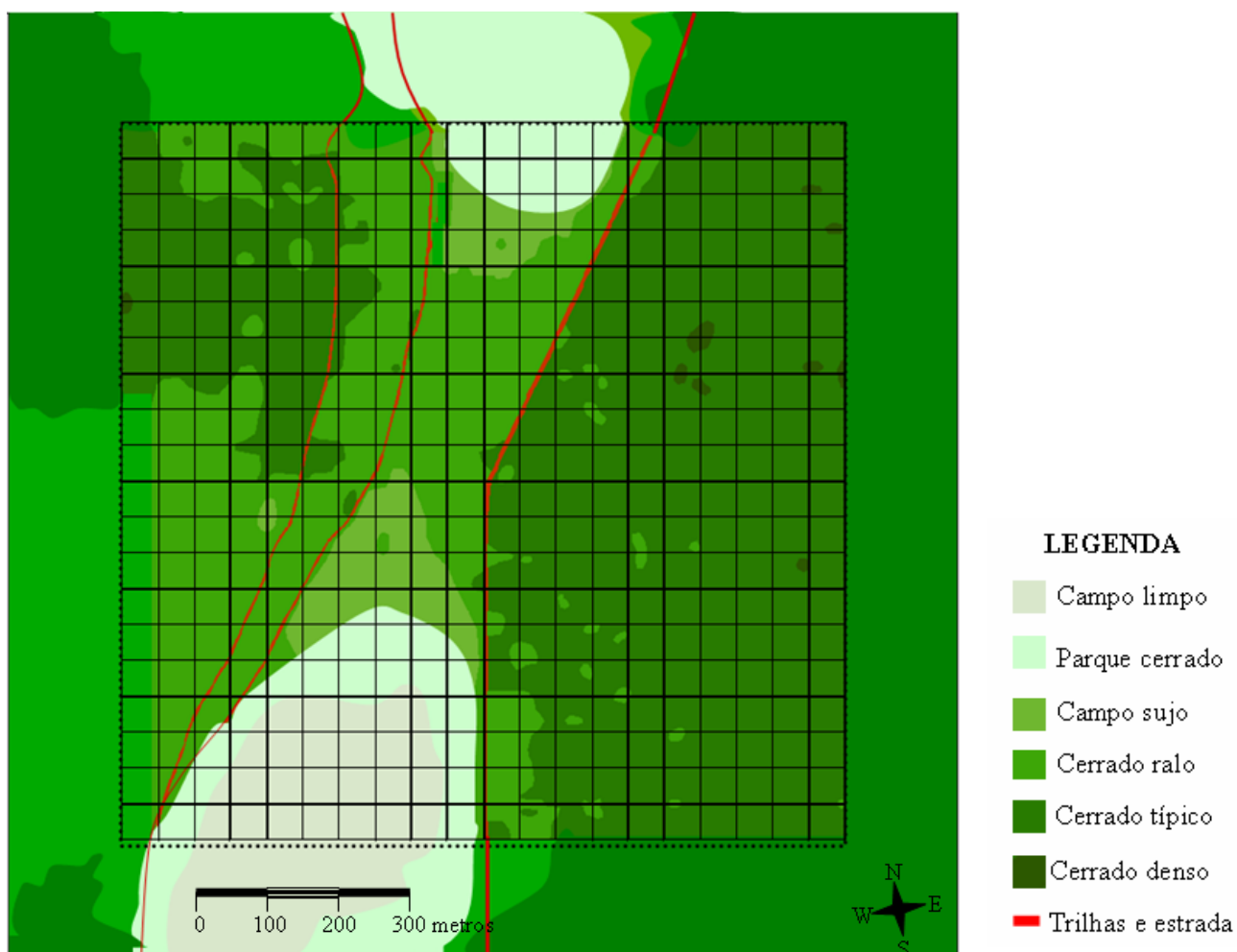


Figura 2: Grade de amostragem (100 ha) na Estação Ecológica de Águas Emendadas para o estudo de *Neothraupis fasciata* mostrando o gradiente fitofisionômico.



## **CAPÍTULO I**

**BIOLOGIA E SUCESSO REPRODUTIVO DE *Neothraupis  
fasciata* (AVES: THRAUPIDAE) NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA  
DE ÁGUAS EMENDADAS, DISTRITO FEDERAL, BRASIL  
CENTRAL**

## **Introdução**

A reprodução é um processo biológico fundamental que demanda um suprimento energético adicional e inclui riscos que afetam a vida do reprodutor (Ricklefs 1990). Os valores de parâmetros, tais como tamanho dos ovos e da ninhada e extensão do período de incubação e alimentação dos filhotes no ninho contribuem para a aptidão do indivíduo e são objetos da seleção natural. Porém, são pouco conhecidos para a maioria das espécies (Mason 1985), principalmente para espécies endêmicas dos biomas brasileiros.

O conhecimento da história natural das espécies é uma fonte diversificada de informações para as ciências biológicas, inspirando teorias e fornecendo dados essenciais para respostas de problemas em ecologia, etologia, evolução e biologia da conservação (Greene 1986). Segundo Bartholomew (1986), o verdadeiro conhecimento de um organismo se baseia no estudo de sua história natural, que inclui conhecer atributos da reprodução das espécies. A ecologia e a biologia da conservação dependem de estudos sobre a história natural, pois modelos e predições de alterações ambientais sobre os organismos não podem ser feitas sem extensivas observações para obtenção de informações básicas necessárias (Berry 1987, Rivas 1997). Entretanto, informações a respeito da história de vida e do sucesso reprodutivo da maioria das espécies de aves neotropicais são escassas na literatura (Martin 1996). Embora essas informações sejam essenciais para estratégias de conservação, existem poucos dados para espécies de aves do Cerrado e estudos que disponibilizam informações coletadas em longos períodos são praticamente inexistentes para a região do Cerrado, especialmente para espécies endêmicas.

Vários estudos abordando o sucesso reprodutivo de aves têm demonstrado que a predação é o principal fator de perda de ninhadas (Martin 1993, Rodrigues & Crick 1997, revisão em Stutchbury & Morton 2001). Alguns autores registraram taxas de predação de

cerca de 80 % para espécies da região tropical (e.g. Fogden 1972, Snow & Snow 1973) e a predação também tem sido indicado como o principal fator de perda de ninhadas para espécies da Mata Atlântica (e.g. Aguilar *et al.* 2000, Duca & Marini 2005a) e do Cerrado (e.g. Lopes & Marini 2005a, Medeiros & Marini 2007). Baixo sucesso reprodutivo em paisagens com alto grau de fragmentação tem sido documentado por diversos pesquisadores (e.g. Hoover *et al.* 1995), e entre as causas apontadas estão altas taxas de predação (e.g. Wilcove 1985) e altas taxas de parasitismo (Brittingham & Temple 1983) de ninhos nesses ambientes.

Embora a predação tenha sido apontada como a principal causa de perda de ninhos, o sucesso reprodutivo de aves pode ser afetado por diversos fatores, os quais frequentemente são desconhecidos para muitas espécies (Best & Stauffer 1980, Mason 1985), principalmente as neotropicais (Robinson *et al.* 2000b). Para entendermos a evolução das estratégias reprodutivas das aves é importante determinar como diferenças no sucesso reprodutivo se relacionam com características oriundas da variabilidade temporal e espacial, período da estação reprodutiva, clima, disponibilidade de alimento ou com a combinação destes fatores (Bollmann & Reyer 2001). O sucesso reprodutivo tem um efeito direto na taxa de reposição de indivíduos na população, já que para uma população crescer ou se manter em níveis estáveis ao longo do tempo é necessário que a produção de novos indivíduos seja maior ou igual à taxa de mortalidade. Muitas populações vivendo em paisagens fragmentadas possuem populações com sucesso reprodutivo abaixo das taxas de reposição de indivíduos na população, mas também há grandes áreas de habitats naturais bem preservados com populações que mantêm níveis de sucesso reprodutivo acima das taxas de mortalidade (e.g. Donovan *et al.* 1995, Fauth 2001, Fauth & Cabe 2005). A identificação de áreas com potencial para conter uma “população fonte” com sucesso

reprodutivo compatível com a persistência da espécie ao longo do tempo é fundamental para a preservação das espécies.

Há populações de algumas espécies de aves endêmicas do Cerrado vivendo em grandes áreas preservadas, com sucesso reprodutivo abaixo da taxa de reposição, resultando em um declínio no tamanho populacional (e.g. *Suiriri islerorum* - L. França & M.Â. Marini, *comunicação pessoal*). Para definirmos estratégias de recuperação para espécies em declínio e identificarmos populações com potencial para servir como uma fonte de indivíduos para o estabelecimento de novas populações é necessário obter boas informações a respeito do sucesso reprodutivo e das taxas de sobrevivência das espécies de interesse. Entender os aspectos ecológicos e comportamentais associados à reprodução de aves requer extensivos estudos de campo em diferentes regiões, com diferentes graus de preservação, para que sejamos capazes de extrair informações úteis para uso em políticas de preservação. Portanto, esse trabalho justifica-se devido à importância de estudos de história de vida e sucesso reprodutivo das espécies e na necessidade deste tipo de informação para a definição de estratégias de conservação e manejo para espécies de interesse. O objetivo desse capítulo foi determinar atributos da reprodução de *Neothraupis fasciata* como: período reprodutivo, tamanho da ninhada, tempo de incubação, permanência dos filhotes no ninho e sucesso reprodutivo.

## **Métodos**

### *Coleta de dados*

Coletamos dados em quatro estações reprodutivas (2003 a 2006). Em cada ano, a procura por ninhos iniciou-se no mês de agosto estendendo-se até o mês de dezembro. Embora não tenha havido uma procura sistematizada de ninhos nos demais meses do ano, a população foi monitorada durante todos esses meses e não foi encontrado evidências de

reprodução. Estimativas do período reprodutivo foram feitas através de dados da presença de placa de incubação e protuberância cloacal de indivíduos capturados e também através de informações dos ninhos encontrados.

Os ninhos encontrados foram monitorados em intervalos de 3-4 dias e avaliados quanto ao seu conteúdo (vazio, ovos, filhotes). Quando um ninho estava próximo da eclosão dos ovos (cerca 10 dias de incubação) ou da saída dos filhotes do ninho (cerca 9 dias após a eclosão dos ovos) o ninho era monitorado em intervalos de 1-2 dias para possibilitar um registro mais preciso das datas de eclosão dos ovos e da saída dos filhotes do ninho. Para cada ninho os seguintes dados foram coletados: datas de postura e eclosão dos ovos, data de saída dos filhotes do ninho, e destino final do ninho (sucesso, predado, abandonado). Também foram coletados dados de presença de larvas de díptero (*Philornis* sp.) nos filhotes e presença de ovos ou filhotes de aves parasitas de ninhos (e.g. *Molothrus bonariensis*). Esse monitoramento forneceu informações para estimativas de tamanho da ninhada, tempo de incubação e alimentação dos filhotes no ninho e sucesso reprodutivo. Para estimar o tempo de incubação consideramos apenas os ninhos encontrados antes da postura de todos os ovos e que sobreviveram até a eclosão de pelo menos um ovo. O tempo de alimentação dos filhotes no ninho foi estimado considerando apenas ninhos com data de eclosão e que tiveram sucesso.

Foram considerados ninhos bem sucedidos aqueles em que pelo menos um filhote deixou o ninho. Quando os ninhos eram encontrados vazios sem vestígios de predação (e.g. danos na estrutura) e com filhotes com mais de 10 dias de idade foram considerados bem sucedidos. O ninho foi considerado predado quando encontrado vazio antes dos filhotes completarem 10 dias de idade, usualmente apresentando vestígios de predação como danos em sua estrutura, penas e/ou sangue. Ninhos contendo filhotes mortos com sinais de agressão como feridas e/ou marcas de bicadas foram considerados predados, mas também

pode ser infanticídio. Ninhos que continham ovos e foram encontrados vazios também foram considerados predados. Ninhos foram considerados abandonados quando os ovos permaneciam (intactos) no ninho por mais de 18 dias. Ninhos encontrados com filhotes mortos sem sinais de agressão foram considerados abandonados. Quando filhotes que tinham sido observados com número muito alto de larvas de dípteros, muitas vezes apresentando lesões relacionadas à presença desses parasitas, eram encontrados mortos no ninho, consideramos que os filhotes morreram devido a altas taxas de parasitismo.

#### *Análise dos dados*

A probabilidade de sobrevivência dos ninhos foi calculada de acordo com o protocolo de Mayfield (Mayfield 1961, 1975), considerando as modificações sugeridas por Hensler & Nichols (1981). Para cada estação reprodutiva (2003, 2004, 2005 e 2006), os seguintes parâmetros foram calculados: taxa de sobrevivência diária e probabilidade de sobrevivência no período para ninhos nas fases de ovos e filhotes e; probabilidade de sobrevivência do início da incubação até os filhotes deixarem o ninho (Sucesso de Mayfield). Portanto, o sucesso de Mayfield é a probabilidade de um casal gerar um ou mais filhotes após todo o ciclo do ninho (incubação e crescimento dos filhotes).

O protocolo de Mayfield (1961, 1975) consiste no cálculo da sobrevivência do ninho ativo (com ovos ou filhotes) a partir do número de dias observados. Esse cálculo é a combinação dos cálculos de probabilidade de sobrevivência do ninho durante a incubação e a probabilidade de sobrevivência do ninho durante o período de alimentação dos filhotes no ninho. Todas as probabilidades foram calculadas através da fórmula:

$$\text{Probabilidade} = (1 - \text{taxa de mortalidade})^{\text{Tempo}}$$

O tempo se refere ao somatório dos períodos (dias) de atividade de cada ninho durante a incubação ou alimentação dos filhotes no ninho. As taxas de mortalidade são calculadas pela seguinte fórmula:

$$\text{Taxa de mortalidade} = \frac{\text{N}^\circ \text{ de ninhos perdidos}}{\text{N}^\circ \text{ de dias-ninho (ovos ou filhotes)}}$$

Um ninho ativo durante um dia corresponde a um dia-ninho (ovo ou filhote). Resumindo, a sucesso de Mayfield (1961, 1975) calcula todas as probabilidades de perdas ao longo da estação reprodutiva e determina qual a probabilidade de um ninho dar origem a um filhote bem sucedido ao final do ciclo do ninho.

#### *Análises estatísticas*

Análises de variância (ANOVA) foram realizadas para avaliar os seguintes parâmetros: a) variações no tamanho da ninhada nos quatro anos de amostragem; b) diferença entre as probabilidades de sobrevivência diária e no período dos ninhos na fase de ovos e filhotes. O teste-t de student foi utilizado para verificar se há diferença significativa entre: a) estimativas de sucesso reprodutivo calculadas através de porcentagem simples e através do protocolo de Mayfield; b) diferenças nas taxas de predação de ovos e filhotes. Para avaliar se há uma relação entre o número de indivíduos no bando e sucesso ou fracasso na reprodução, foi feita uma regressão logística simples. O teste qui-quadrado foi utilizado para avaliar diferenças nas taxas de predação entre os anos. Para verificar se os dados estão distribuídos de forma normal utilizamos o teste de Kolmogorov-Smirnov. As porcentagens foram transformadas ( $\arcseno \sqrt{\%}$ ) antes das análises (Ott, 1988). Os dados das médias são acompanhados de  $\pm$  desvio padrão. Todas as análises foram feitas de acordo com Zar (1999), considerando um nível de significância de

5 %. Utilizamos os pacotes estatísticos Statistica (StatSoft 1995) ou BioStat 2.0 (Ayres & Ayres-Jr. 2000) para realizar todas as análises.

## **Resultados**

### *Período de nidificação*

Verificamos que *N. fasciata* reproduz entre os meses de agosto e dezembro. A primeira evidência do início da estação reprodutiva foi na segunda semana de agosto (2003) quando observamos uma fêmea carregando material vegetal para ser utilizado na construção do ninho. No entanto, ninhos ativos (com ovos ou filhotes) (Figura 1) somente foram registrados a partir da última dezena de agosto. O registro de ninhos ativos ocorreu entre agosto e dezembro com maior número de ninhos ativos na segunda quinzena de outubro. O pico de registro de ninhos com ovos ocorreu nas primeiras semanas de outubro e o de ninhos com filhotes entre a última semana de outubro e a primeira de novembro. Os primeiros registros de ninhos ativos em uma estação reprodutiva variaram até um mês entre os quatro anos de estudo. Na estação reprodutiva de 2003, os primeiros ninhos ativos foram registrados na última dezena de agosto e em 2004 os primeiros registros de ninhos ativos ocorreram somente na última dezena de setembro. Em 2005 ninhos ativos foram registrados a partir da segunda dezena de setembro e em 2006 a partir da primeira dezena de setembro (Figura 2). Os primeiros registros de ninhos ativos coincidiram com o início da estação chuvosa para os quatro anos de amostragem (Figuras 2 e 3).

Evidências de reprodução também foram coletadas através do registro de placa de incubação ou protuberância cloacal dos indivíduos capturados. Foram realizadas 355 capturas ou recapturas de *N. fasciata* na área de amostragem durante o período de estudo. Indivíduos com placa de incubação (fêmeas) ou protuberância cloacal (machos) foram capturados entre os meses de agosto e janeiro com pico no mês de outubro. Indivíduos com



mudas foram capturados principalmente no mês de abril, mas também foram registrados indivíduos com mudas nos demais meses do ano exceto em outubro e novembro (Figura 4). No mês de março obtivemos apenas uma captura de um indivíduo jovem que apresentava muda das penas do corpo. Não registramos indivíduos com mudas e placa de incubação ou protuberância cloacal ao mesmo tempo.

#### *Tempo de incubação e alimentação dos filhotes no ninho*

O tempo médio de incubação foi de  $13,0 \pm 0,7$  dias ( $n = 22$ ) e o tempo médio de permanência dos filhotes no ninho foi de  $11,7 \pm 1,4$  dias ( $n = 27$ ). O menor tempo de permanência de um filhote no ninho foi de 9 dias e o maior foi de 14 dias (Figura 5).

Somente fêmeas foram observadas confeccionando ninhos e incubando os ovos. Tanto machos como fêmeas foram observados alimentando os filhotes. Não registramos outros indivíduos do bando (ajudantes) alimentando os filhotes diretamente. Porém, várias vezes observamos indivíduos jovens ou subadultos com alimento no bico próximo aos ninhos, apresentando comportamento típico das atividades de alimentação dos filhotes.

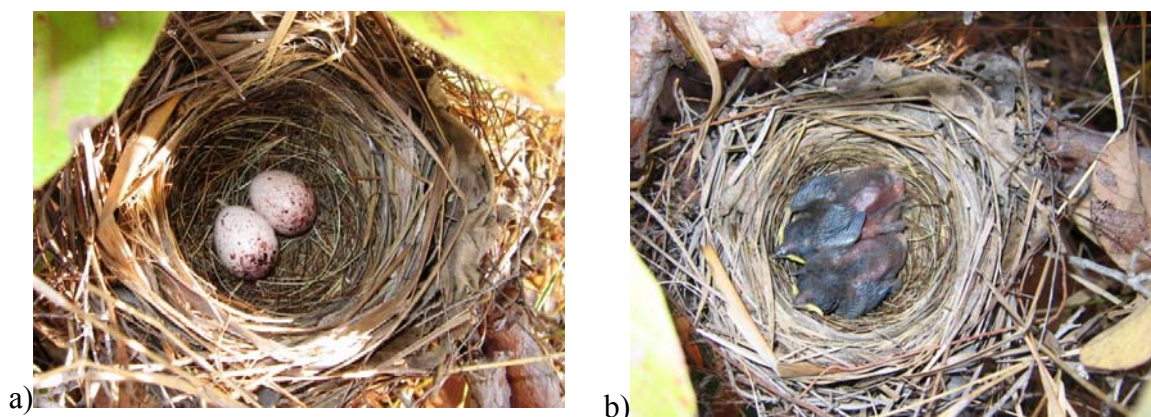


Figura 1: Ninho com ovos (a) e filhotes (b) de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas.

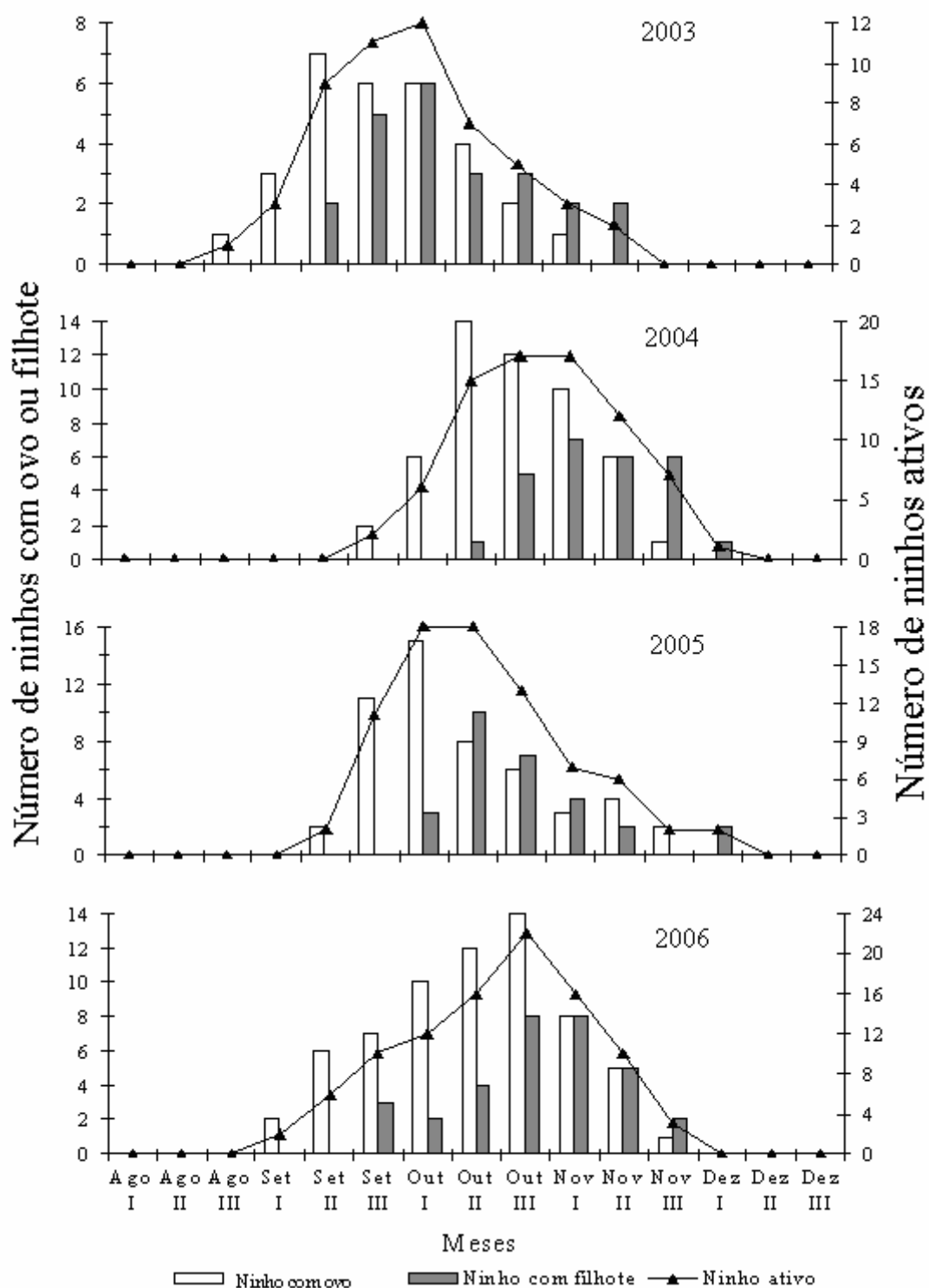


Figura 2: Número de ninhos ativos, com ovos e filhotes de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante as estações reprodutivas de 2003 a 2006. Algarismos romanos significam dezenas no mês: I = de 1 a 10 dias; II = de 11 a 20 dias; III = de 21 a 30 (ou 31) dias.

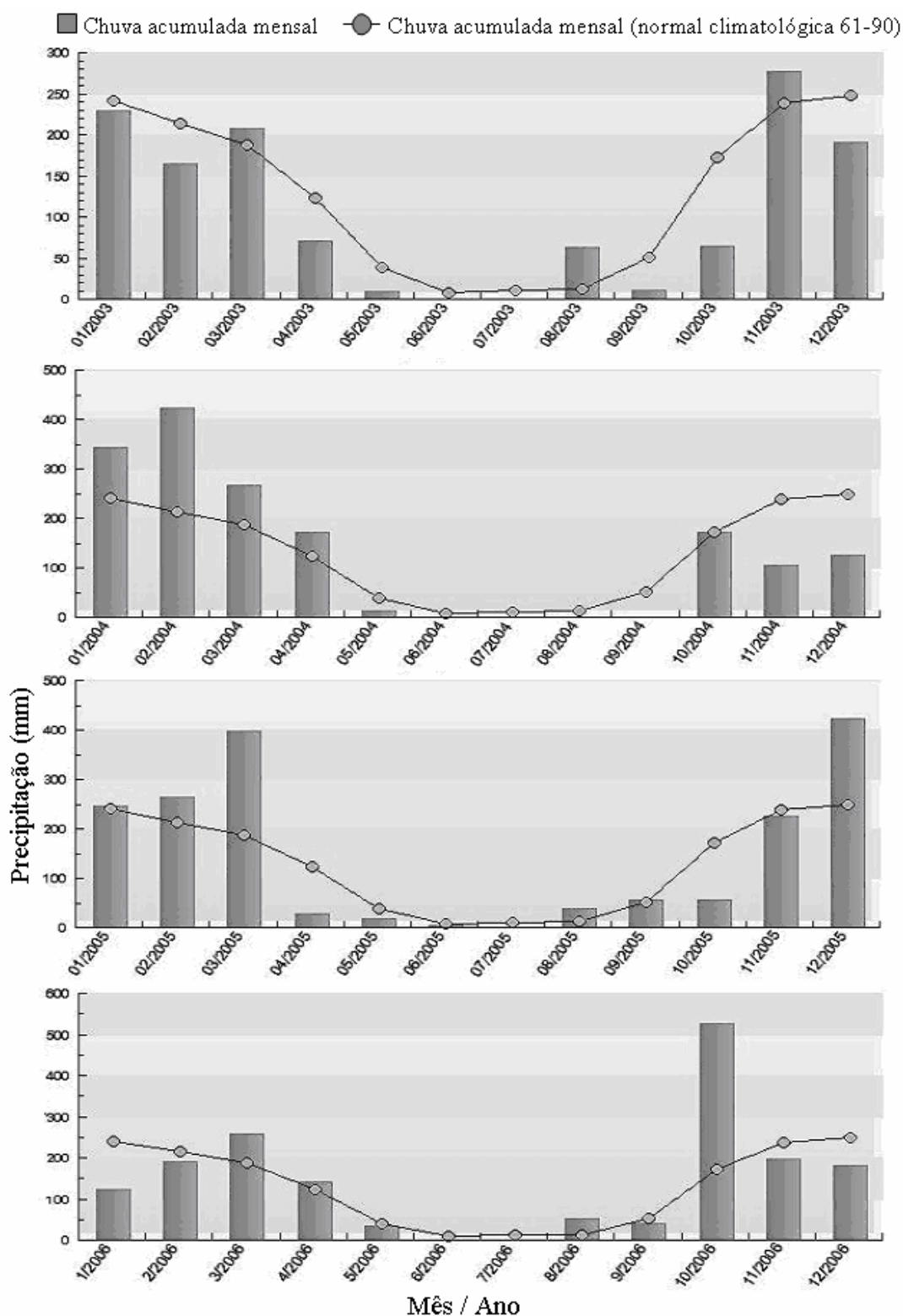


Figura 3: Chuva acumulada mensal e normais climatológicas (61-90) da estação meteorológica de Brasília (número 83377), Distrito Federal, para os anos de 2003 a 2006.

Gráficos extraídos do site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2006).

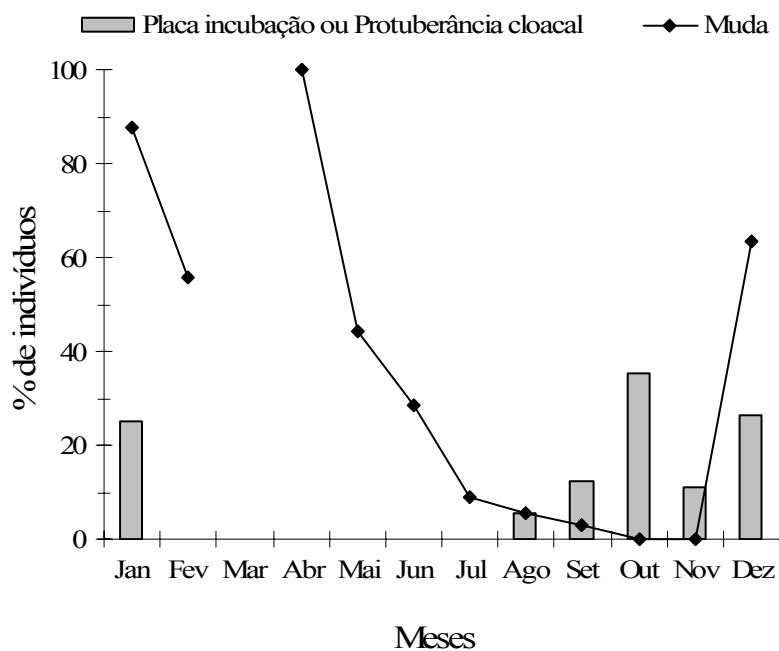


Figura 4: Porcentagem de indivíduos adultos de *Neothraupis fasciata* capturados com placa de incubação ou protuberância cloacal e jovens e adultos capturados com mudas de penas na Estação Ecológica de Águas Emendadas entre os anos de 2003 a 2006. No mês de março não inserimos a informação no gráfico porque capturamos apenas um indivíduo jovem que apresentava muda no corpo.

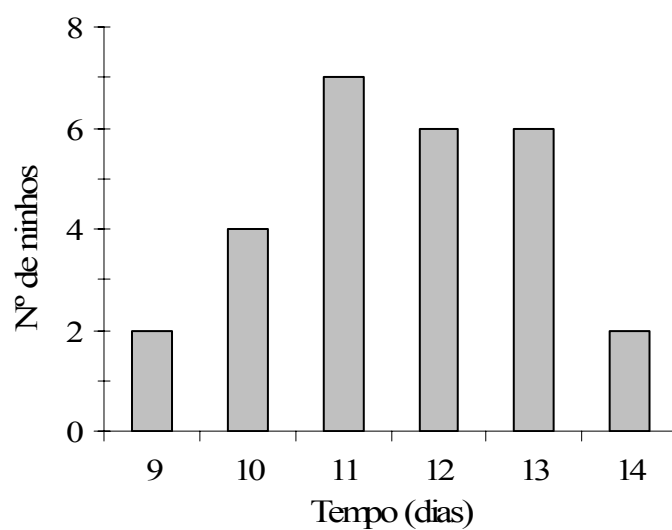


Figura 5: Tempo de permanência de filhotes de *Neothraupis fasciata* no ninho.

### *Tamanho da ninhada*

Considerando os ninhos encontrados nos quatro anos de coleta de dados, o tamanho da ninhada variou de 1 a 3 ovos, com média  $2,3 \pm 0,6$  ovos ( $n = 112$ ). Entretanto, o tamanho médio ( $\pm$ SD) da ninhada no ano de 2003 ( $2,8 \pm 0,4$ ) foi significativamente maior que nos anos de 2004 ( $2,1 \pm 0,5$ ), 2005 ( $2,2 \pm 0,5$ ) e 2006 ( $2,3 \pm 0,6$ ) ( $F_{3,108} = 7,581$ ;  $P < 0,001$ ) (Tabela 1, Figura 6).

Tabela 1: Resultados do teste *Post hoc* – teste *LSD* (Fisher's Least-Significant-Difference Test) mostrando os valores de *P* da análise de variância (ANOVA) avaliando variações no tamanho das ninhadas de *Neothraupis fasciata* entre as estações reprodutivas de 2003 a 2006.

Anos	2003	2004	2005
2004	< 0,001		
2005	< 0,001	0,410	
2006	0,001	0,060	0,333

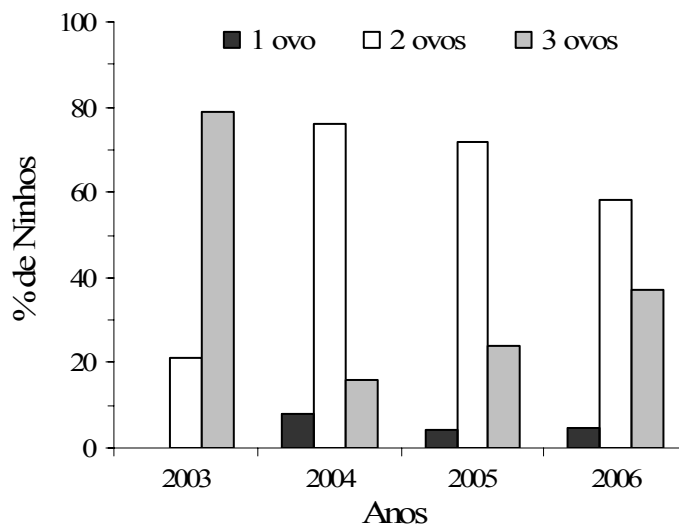


Figura 6: Porcentagem de ninhos de *Neothraupis fasciata* em relação ao tamanho da ninhada durante as estações reprodutivas de 2003 a 2006 (n = 112).

#### *Causa de perdas de ninhadas*

A predação de ninhos foi a principal causa de perdas de ninhadas nas quatro estações reprodutivas estudadas. As taxas de predação variaram de 46,5 % a 68,0 %, com média de 61,0 % ( $\pm 10,4$ ) (Tabela 2). Não houve diferença significativa na taxa de predação entre os quatro anos de amostragem ( $\chi^2 = 2,312$ ; g.l. = 3;  $P = 0,510$ ). A taxa média de predação de ovos foi de 43,2 % ( $\pm 11,1$ ) e a de filhotes foi de 56,8 % ( $\pm 11,1$ ) (Figura 7). Não houve diferença na taxa de predação nas diferentes fases dos ninhos (ovos e filhotes) ( $t = 1,739$ ; g.l. = 6;  $P = 0,142$ ). Outras causas de perdas de ninhadas foram o abandono do ninho e a morte de filhotes por parasitismo, com média de 7,8 % ( $\pm 6,1$ ) e 2,5 % ( $\pm 1,9$ ), respectivamente (Tabela 2). As mortes de filhotes no ninho, provavelmente ocorreram devido ao parasitismo por larvas de *Philornis* sp. (Figura 8a, b).

Não foram encontrados ninhos parasitados por *Molothrus bonariensis* (Icterinae) dentro da grade de amostragem. Porém, registramos dois ninhos parasitados na borda da

reserva no ano de 2004 (Figura 9a, b), sendo uma das causas de perda de ninhada de *N. fasciata* na ESECAE. Esses dois ninhos não foram considerados nas análises de sucesso reprodutivo.

Tabela 2: Destino dos ninhos de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante as estações reprodutivas de 2003 a 2006.

Ano	Número de ninhos (%)			
	Sucesso	Predado	Abandonado	Filhote morreu (parasitismo)
2003	6 (24,0)	17 (68,0)	1 (4,0)	1 (4,0)
2004	7 (25,9)	18 (66,7)	1 (3,7)	1 (3,7)
2005	8 (29,6)	17 (63,0)	2 (7,4)	0
2006	15 (34,9)	20 (46,5)	7 (16,3)	1 (2,3)
% Média $\pm$ EP	28,6 $\pm$ 5,3	61,0 $\pm$ 10,4	7,8 $\pm$ 6,1	2,5 $\pm$ 1,9

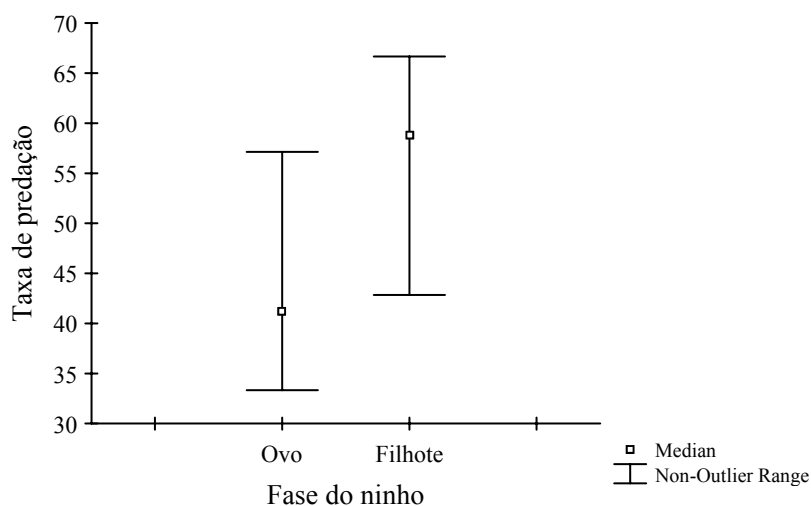


Figura 7: Variação na taxa de predação de ninhos de *N. fasciata* com ovos ou filhotes na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante as estações reprodutivas de 2003 a 2006.

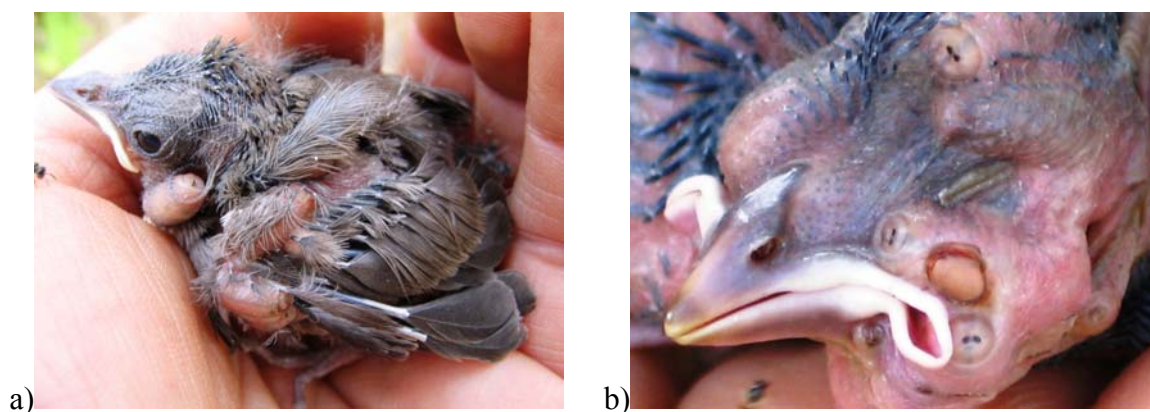


Figura 8: Filhotes de *Neothraupis fasciata* parasitados por larvas de *Philornis sp.* na Estação Ecológica de Águas Emendadas. a) um filhote que sobreviveu e; b) detalhe da cabeça de um filhote que morreu, provavelmente devido às lesões causadas pelas larvas.

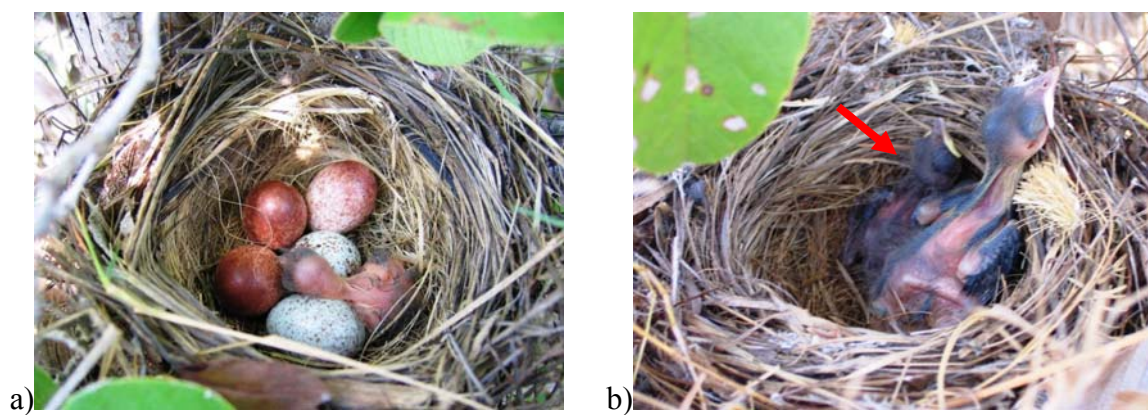


Figura 9: Ninhos de *Neothraupis fasciata* parasitados por *Molothrus bonariensis* em habitats de borda da Estação Ecológica de Águas Emendadas. a) ninho com três ovos de *N. fasciata* e dois ovos e um filhote de *M. bonariensis* e; b) ninho com um filhote de *N. fasciata* (filhote menor indicado pela seta) e outro de *M. bonariensis* (filhote maior).



### *Sucesso reprodutivo*

A porcentagem simples de ninhos de *N. fasciata* na ESECAE com sucesso variou entre os quatro anos de 24,0 % a 34,9 %, com média de 28,6 % (Tabela 2). A probabilidade de sobrevivência estimada através do método de Mayfield variou de 16,4 % a 29,6 %, com média 22,2 % ( $\pm 6,4$ ) (Tabela 3). Embora haja diferença nas estimativas de sucesso calculadas através da porcentagem simples e do método de Mayfield, essa diferença não foi estatisticamente significativa ( $t = 2,515$ ; g.l. = 3;  $P = 0,087$ ) (Figura 10).

A probabilidade de sobrevivência diária (protocolo de Mayfield) foi significativamente diferente apenas para o período de alimentação dos filhotes no ninho entre os anos de 2004 e 2006 (Tabela 4). Considerando os quatros anos de amostragem não houve diferença significativa entre as probabilidades de sobrevivência diária ( $F_{1,6} = 1,931$ ;  $P = 0,214$ ) e em todo o período de exposição ( $F_{1,6} = 0,958$ ;  $P = 0,365$ ) dos ninhos nas fases de ovos e filhotes, respectivamente. A probabilidade de sobrevivência em todo o período de exposição dos ninhos também só foi significativamente diferente para o período de alimentação dos filhotes no ninho o entre os anos de 2003 e 2006 e entre 2004 e 2006 (Tabela 4). Não houve diferença significativa nas probabilidades de sobrevivência diária e no período durante a fase de ovo (incubação) (Tabela 3 e 4).

Não houve relação significativa entre o número de indivíduos no bando e sucesso ou fracasso dos ninhos para os anos de 2003 (*Regressão logística simples*:  $\chi^2 = 0,278$ ; g.l. = 1;  $P = 0,598$ ) e 2004 (*Regressão logística simples*:  $\chi^2 = 0,166$ ; g.l. = 1;  $P = 0,684$ ), mas essa relação foi significativa para o ano de 2005 (*Regressão logística simples*:  $\chi^2 = 0,209$ ; g.l. = 1;  $P = 0,040$ ).

Tabela 3: Parâmetros de sobrevivência de ninhos de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante as estações reprodutivas de 2003 a 2006.

Ano	Período da reprodução	Taxa de sobrevivência diária	Variância sobrevivência diária	DP variância diária	Probabilidade sobrevivência no período	Variância sobre o período	DP variância do período	Sucesso de Mayfield (%)
2003	Ovos	0,9700	0,0002	0,0150	0,6734	0,0180	0,1343	24,1
	Ninhegos	0,9179	0,0006	0,0248	0,3578	0,0128	0,1130	
2004	Ovos	0,9605	0,0003	0,0161	0,5924	0,0164	0,1280	16,4
	Ninhegos	0,8983	0,0009	0,0295	0,2761	0,0108	0,1039	
2005	Ovos	0,9396	0,0004	0,0191	0,4448	0,0132	0,1150	18,7
	Ninhegos	0,9302	0,0005	0,0233	0,4199	0,0153	0,1237	
2006	Ovos	0,9380	0,0002	0,0139	0,4351	0,0064	0,0800	29,6
	Ninhegos	0,9685	0,0002	0,0141	0,6807	0,0138	0,1176	

Tabela 4: Teste para comparação das diferenças nos parâmetros de sobrevivência entre os anos em cada período do ninho (ovo e ninhego) e em todo o período de acordo com a fórmula apresentada por Hensler & Nichols (1981).

Anos	Fase	Diário		Período	
		Z	P	Z	P
2003-2004	Ovos	0,43	0,67	0,44	0,66
	Ninhegos	0,51	0,61	0,53	0,60
2003-2005	Ovos	1,25	0,21	1,29	0,20
	Ninhegos	0,36	0,72	0,37	0,71
2004-2005	Ovos	0,84	0,40	0,86	0,39
	Ninhegos	0,85	0,40	0,89	0,37
2003-2006	Ovos	1,57	0,12	1,52	0,13
	Ninhegos	1,77	0,08	1,98	0,05
2004-2006	Ovos	1,06	0,29	1,04	0,30
	Ninhegos	2,15	0,03	2,58	0,01
2005-2006	Ovos	0,07	0,95	0,07	0,94
	Ninhegos	1,40	0,16	1,53	0,13

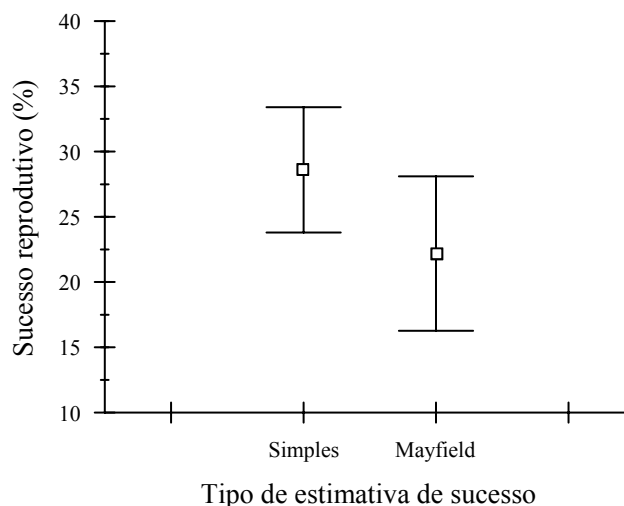


Figura 10: Sucesso reprodutivo de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas estimado através de porcentagem simples dos ninhos com sucesso e através do protocolo de Mayfield (1961, 1975).

## Discussão

### *Período de nidificação*

O período de nidificação de *N. fasciata* foi semelhante ao de várias espécies da região sudeste e centro-oeste do Brasil (Cavalcanti & Pimentel 1988, Piratelli *et al.* 2000, Marini & Durães 2001, Duca & Marini 2004). Várias outras espécies nidificaram no mesmo período na área de estudo, incluindo os Tyrannidae *Elaenia chiriquensis* (Medeiros & Marini 2007) e *Suiriri islerorum* (Lopes 2004), e o Thraupinae *Cypsnagra hirundinacea* (L. Reis e M.Â. Marini, *dados não publicados*). O pico de ninhos ativos de *N. fasciata* foi observado durante o mês de outubro, coincidindo com o registrado para *E. chiriquensis* na mesma área desse estudo (Medeiros & Marini 2007) e para *Cacicus haemorrhous* na Mata Atlântica (Duca & Marini 2004).

Os primeiros registros de ninhos de *N. fasciata* na ESECAE coincidiram com o início das primeiras chuvas, o que corrobora o relatado por Alves & Cavalcanti (1990) para essa mesma espécie em outra área de cerrado do Distrito Federal. Outras espécies de

Passeriformes da região centro-sul do país (e.g. Cavalcanti & Pimentel 1988, Marini 1992, Aguilar *et al.* 1999) também apresentaram registro de ninhos ativos coincidindo com o início da estação chuvosa, e com pequenas diferenças relacionadas a variações geográficas e climáticas anuais. A diferença de aproximadamente um mês no início das atividades reprodutivas de *N. fasciata* observado entre os anos de 2003 e 2004, provavelmente está relacionada com o início das primeiras chuvas que também apresentaram a mesma variação de tempo entre esses dois anos (ver Figuras 1 e 2) (INMET 2006). Além disso, estudo sobre a reprodução de *Cyphorhinus phaeocephalus* (Troglodytidae) durante quatro anos, também relaciona a postura dos primeiros ovos ao início da estação chuvosa (Robinson *et al.* 2000a) e essa relação tem sido observado para outras espécies de aves tropicais (e.g. Aguilar *et al.* 2000, Mezquida 2002). Portanto, é possível que o início do período reprodutivo de *N. fasciata* e de outras espécies de Passeriformes que reproduzem na ESECAE seja determinado pelas condições climáticas na região, particularmente pelo início da estação chuvosa.

#### *Tempo de incubação e alimentação dos filhotes no ninho*

O tempo médio de incubação de *N. fasciata* (13 dias) na nossa área de estudo foi relativamente menor do que o estabelecido para outra população de *N. fasciata* em uma área de cerrado próxima (entre 15 e 17 dias) (Alves & Cavalcanti 1990). Provavelmente, a diferença de 3 a 4 dias entre o tempo de incubação estimado nesse trabalho e o estimado por Alves & Cavalcanti (1990) está relacionada a diferenças no tamanho amostral ou na metodologia adotada. O tempo de incubação dos ovos de *N. fasciata* na ESECAE foi semelhante ao de *E. chiriquensis* (13,4 dias, Tyrannidae) (Medeiros & Marini 2007), mas também foi relativamente menor do que o tempo de incubação estimado para *Suiriri affinis* e *S. islerorum* (ambos 15,2 dias, Tyrannidae) (Lopes & Marini 2005b), e para *Cypsnagra*

*hirundinacea* e *Emberizoides herbicola* (ambos 16 dias, Emberizidae) (M.Â. Marini, *dados não publicados*). Períodos curtos de incubação são considerados benéficos por diminuir o tempo de exposição do ninho à predação (Martin 1987). *Neothraupis fasciata* possui menor tempo de incubação do que as demais espécies citadas acima. Porém, essas diferenças não são grandes e pequenas variações temporais podem ocorrer em função das condições ambientais e da disponibilidade de alimento (Murphy 1986, Rotenbery & Wiens 1991).

O tempo médio de permanência dos filhotes de *N. fasciata* no ninho estabelecido nesse estudo (11,7 dias, n = 27) também foi um pouco maior do que o valor encontrado por Alves & Cavalcanti (1990) que estimaram um tempo médio dos filhotes no ninho de 9,5 dias (n = 4). Também podemos considerar que a diferença existente entre os valores encontrados por nós e o estimado por Alves & Cavalcanti (1990) se deve a diferenças no tamanho amostral já que nós registramos filhotes saindo do ninho em intervalos que variaram de 9 a 14 dias. O tempo de permanência de filhotes de *N. fasciata* no ninho é curto quando comparado ao de outros Passeriformes na área de estudo (e.g. *S. affinis* – 18,9 dias e *S. islerorum* – 18,3 dias, Lopes & Marini 2005b; *E. chiriquensis* - 15,0 dias, Medeiros & Marini 2007), mas também é semelhante ao estimado para o Emberizidae *E. herbicola* (11,3 dias, M.Â. Marini *dados não publicados*). Tempo curto de permanência dos filhotes no ninho pode estar relacionado ao tipo de ninho e a vulnerabilidade a predadores. Alves & Cavalcanti (1990) apresentam uma boa discussão comparativa a respeito do tempo de permanência de filhotes de *N. fasciata* no ninho.

Em nosso estudo, somente fêmeas foram observadas confeccionando ninhos e incubando os ovos. Quanto aos cuidados com os filhotes, tanto fêmeas quanto machos foram observados alimentando os filhotes no ninho e, também, registramos evidências de que os demais membros do bando alimentam os filhotes. Todas as observações

relacionadas ao comportamento de incubação e cuidado com a prole corroboram o descrito por Alves (1990) e Alves & Cavalcanti (1990) para outra população de *N. fasciata*. Esses autores apresentam informações mais detalhadas a respeito desse aspecto da biologia dessa espécie.

#### *Tamanho da ninhada*

O tamanho médio da ninhada de *N. fasciata* na ESECAE também condiz com o descrito por Alves & Cavalcanti (1990), que relatam ninhadas variando de 2 a 3 ovos. No entanto, o tamanho médio da ninhada (2,8 ovos) durante a estação reprodutiva de 2003 foi significativamente maior do que o tamanho da ninhada para as estações reprodutivas de 2004, 2005 e 2006. Talvez, a diferença no tamanho da ninhada observado no ano de 2003 também esteja relacionada aos mesmos fatores que induziram o início da estação reprodutiva mais cedo neste ano em relação aos outros anos de amostragem. Como discutido anteriormente, é provável que variações climáticas, como precipitação, também tenham influenciado o tamanho médio da ninhada de *N. fasciata*. Sabe-se que a disponibilidade de alimento (frutos e pequenos artrópodos) está relacionada a variações no regime de chuva (Wolda 1978, Dantas *et al.* 2002). Portanto, variações na precipitação também podem estar determinando o tamanho da ninhada por influenciar a disponibilidade e a sazonalidade de alimento.

A produção de ovos é considerada um processo oneroso relacionado à disponibilidade de recursos alimentares. Portanto, o suprimento alimentar pode afetar o tamanho da ninhada, a duração da postura e o intervalo entre as posturas (Monaghan & Nager 1997). Mas, há argumentos de que o limite no número de ovos por ninhada é mais influenciado pela capacidade dos pais em alimentar os filhotes do que pela demanda energética necessária para produzir e colocar mais ovos (Martin 1987). Variações no

intervalo de postura entre os ovos de uma mesma ninhada também parecem estar relacionados à disponibilidade de alimento, exercendo efeito na produtividade anual de filhotes (Mezquida 2002). Medeiros & Marini (2007), em estudo realizado na mesma área do presente trabalho, se refere à precipitação média nos meses de agosto e setembro de 2003 como sendo atípica se comparada com os anos anteriores. Portanto, é possível que a diminuição no número médio de ovos e o atraso no início das atividades reprodutivas estejam mais relacionados às variações no regime de chuva.

O tamanho da ninhada de *N. fasciata* é semelhante ao de outras espécies do Cerrado (Lopes 2004, Medeiros & Marini 2007), inclusive do Thraupinae *C. hirundinacea* (L. Reis & M.Â. Marini, *dados não publicados*). É considerado que espécies de aves tropicais apresentem tamanho de ninhada relativamente pequeno em relação às espécies da região temperada (revisão em Stutchbury & Morton 2001), sendo observado a prevalência de ninhadas com dois ovos para espécies neotropicais (Skutch 1985 *apud* Stutchbury & Morton 2001). Várias hipóteses tentam explicar o porquê da variação no tamanho médio da ninhada entre as regiões temperada e tropical e muitas delas consideram variáveis relacionadas ao custo de produção dos ovos e alimentação dos filhotes e, também, variações climáticas como temperatura, umidade relativa do ar e fotoperíodo (revisão em Ricklefs 2000a e b, Stutchbury & Morton 2001). De qualquer forma, o tamanho da ninhada de *N. fasciata* registrado nesse estudo condiz com o esperado para espécies da região tropical. Provavelmente, a variação encontrada no tamanho da ninhada no ano de 2003 em relação aos demais anos de amostragem também esteja relacionado à ocorrência de chuvas acima do normal no mês de agosto de 2003, desencadeando o início da estação reprodutiva mais cedo nesse ano. Isso não significa que outros fatores não tenham influenciado o tamanho da ninhada de *N. fasciata* na ESECAE. Estudos mais detalhados e com período de



amostragem mais extensa são necessários para avaliar a relação entre variações climáticas e o tamanho da ninhada.

#### *Causa de perdas de ninhadas*

A predação foi o principal fator de perda de ninhos de *N. fasciata* na área de estudo apresentando uma taxa média de predação de 61 % dos ninhos ao longo do período de estudo. A predação tem sido indicada como o principal fator de perda de ninhadas para diversas espécies da região temperada (Rodrigues & Crick 1997, Fauth & Cabe 2005) e tropical (Oniki 1979, Martin 1993, Aguilar *et al.* 2000, Duca & Marini 2005a). Em estudos realizados na mesma área desse trabalho, a taxa de predação também foi o principal fator de perdas de ninhos para *E. chiriquensis* (63 %, Medeiros & Marini 2007), *S. affinis* (68,0 %) e *S. islerorum* (78 %) (Lopes & Marini 2005a).

Não encontramos diferenças significativas nas taxas de predação de ovos (43,2 %) e filhotes (56,8 %) de *N. fasciata* na ESECAE. Por outro lado, Alves & Cavalcanti (1990) relatam que a mortalidade durante a reprodução de *N. fasciata* ocorreu principalmente na fase de ninhegos. Lopes & Marini (2005a) também não encontraram diferença significativa nas taxas de predação de ovos (41,2 %) e filhotes (58,8 %) de *S. affinis*, mas relatam taxas de predação de ovos (64,3 %) maior que a predação de filhotes (35,7 %) para *S. islerorum*. Medeiros & Marini (2007) também não encontrou diferença significativa nas taxas de predação de ovos e filhotes para *E. chiriquensis* na ESECAE. Taxa maior de predação na fase de filhotes foi encontrada para *Phylloscopus collybita* (Sylviidae) na região temperada (Rodrigues & Crick 1997), mas essa diferença não foi significativa para *Lathrotricus euler* (Aguilar *et al.* 1999) e *Cacicus haemorrhous* (Duca 2003) na Mata Atlântica. Slagsvold (1982) sugere que taxas de predação frequentemente são maiores durante a fase de filhotes

no ninho porque esses se tornam mais expostos à visualização pelos predadores que se orientam pelo movimento de visitas dos adultos para a alimentação dos filhotes.

Outra causa de perdas de ninhadas de *N. fasciata* foi a morte dos filhotes que, provavelmente, está relacionado às taxas de parasitismos dos filhotes por larvas de *Philornis* sp. Alves (1988) também relata a incidência de “bernes” em filhotes de *N. fasciata*. O parasitismo de filhotes por larvas de *Philornis* sp. foi registrado para outras espécies na área de estudo, como *C. hirundinacea* (Thraupinae) (M.Â. Marini, *dados não publicados*), *S. islerorum* e *S. affinis* (Higgins *et al.* 2005). Embora a predação seja a principal causa de redução do sucesso reprodutivo de *N. fasciata* na ESECAE, o efeito de parasitismo de ninhos também deve afetar o sucesso dessa espécie na borda da reserva. Outros estudos mostraram que os ninhos de *N. fasciata* foram altamente parasitados por *Molothrus bonariensis* (Icterinae) em áreas alteradas, mas não foram parasitados em áreas preservadas (Cavalcanti & Pimentel 1988; Alves & Cavalcanti 1990). França (2005) documentou o parasitismo de ninhos de *N. fasciata* em ambientes de borda da ESECAE. Devido ao fato de nós não termos registrado o parasitismo de ninhos dentro da grade de amostragem, é esperado que o sucesso reprodutivo estimado em nosso trabalho esteja acima do valor real da população na ESECAE, devido ao efeito das taxas de parasitismo de ninhos estabelecidos na borda da reserva.

#### *Sucesso reprodutivo*

A probabilidade de sobrevivência de ninhos de *N. fasciata* na ESECAE (22,2 %) foi menor do que encontrado para outra população dessa espécie (38,9 %) (Alves & Cavalcanti 1990). O sucesso reprodutivo de *S. islerorum* (14 %) foi consideravelmente menor do que o encontrado para *N. fasciata* na mesma área de estudo do presente trabalho (Lopes & Marini 2005a). Esses autores também estimaram sucesso reprodutivo para *S.*

*affinis* (19 %) semelhante ao de *N. fasciata* registrado no presente estudo. Em outro estudo realizado ESECAE, o sucesso reprodutivo de *E. chiriquensis* (33 %) (Medeiros & Marini 2007) foi maior do que o encontrado para *N. fasciata*. Valores no sucesso reprodutivo maiores do que o encontrado para *N. fasciata* também foram encontrados para Passeriformes da Mata Atlântica (e.g. 40,5 %, Duca 2003; 33,8 %, Aguilar 2001). Também foram registrados valores maiores do que os de *N. fasciata* para *Dendroica kirtlandii* (Emberizidae) (Mayfield 1961) e para *Agelaius phoeniceus* (Icterinae) (Westneat 1992), ambos com uma probabilidade de sobrevivência de 32 %. Sargent *et al.* (1997) estimou o sucesso reprodutivo de *Oporornis formosus* (Emberizidae) (65,3 %) ainda maior do que encontrado por Mayfield (1961) e Westneat (1992). Tanto o trabalho de Mayfield (1961) quanto os de Westneat (1992) e Sargent *et al.* (1997), foram realizados na região temperada. O sucesso reprodutivo *Empidonax virescens* (Tyrannidae) foi estimado em 55,4 % (Fauth & Cabe 2005) e esses autores também relatam sucesso reprodutivo variando de 44,8 % a 69,1 % para outras quatro espécies de Passeriformes da região temperada. Aguilar (2001), em trabalho realizado na região tropical, estimou uma probabilidade de sobrevivência de 33,8 % para ninhos de *Leptopogon amaurocephalus* (Tyrannidae). Em estudo realizado na região subtropical, valores de probabilidade de sobrevivência de ninhos variaram de 6,8 % para *Zonotrichia capensis* (Emberizidae) a 71 % para *Furnarius rufus* (Furnariidae) (Mason 1985).

Observa-se que a probabilidade de sobrevivência de ninhos de espécies de aves é muito variável, e que o valor encontrado para *N. fasciata* na ESECAE é semelhante aos valores encontrados na literatura citada acima e aos de outras espécies de Passeriformes da região tropical (Ricklefs & Bloom 1977). De certa forma, podemos considerar que o sucesso reprodutivo de *N. fasciata* é relativamente baixo, o que condiz com as hipóteses que defendem um baixo sucesso reprodutivo para espécies de aves da região tropical

(revisão em Ricklefs 2000a e b, Stutchbury & Morton 2001). Como a predação foi a principal causa de perda de ninhadas de *N. fasciata*, observa-se que a taxa de sucesso variou inversamente com a taxa de predação. Portanto, o aumento no sucesso reprodutivo observado no ano de 2006 foi acompanhado de uma diminuição na taxa de predação.

Embora não tenhamos encontrado diferença significativa nas probabilidades (diária e no período) de sobrevivência dos ninhos nas fases de ovos e filhotes quando consideramos os quatro anos simultaneamente, foi constatada uma variação entre alguns anos (e.g. 2003 e 2006) apenas para a fase de alimentação dos filhotes. Em estudo realizado na região temperada, a taxa de sobrevivência diária dos ninhos de *E. virescens* (Tyrannidae) não foi diferente entre os anos (Fauth & Cabe 2005). Na ESECAE, o sucesso dos ninhos de *N. fasciata* na fase de ovos (53,6 %) e filhotes (43,4 %) foi relativamente menor do que o estabelecido por Alves & Cavalcanti (1990) (ovos - 79,8 %; filhotes - 48,7 %) para outra população de *N. fasciata*.

O fato de não termos encontrado relação significativa entre o número de indivíduos no bando e o sucesso reprodutivo para os anos de 2003 e 2004 sugere que o comportamento de reprodução cooperativa observado em *N. fasciata* não está relacionado a um aumento do sucesso reprodutivo do casal dominante. Estudo comparativo entre duas espécies de Climacteridae na Austrália, uma das quais apresenta reprodução cooperativa e outra não, mostrou que a espécie cooperativa foi caracterizada por uma variação significativamente maior no sucesso reprodutivo devido a um efeito do tamanho do grupo (Doerr & Doerr 2006). Esses autores propõem uma hipótese relacionada a táticas anti-predadores para explicar o efeito do tamanho do bando no sucesso da espécie cooperativa. Há várias hipóteses relacionadas à reprodução cooperativa na literatura (revisão em Brown 1987), sendo relatado que a chave para o entendimento da reprodução cooperativa está relacionada com a evolução e manutenção das estratégias de dispersão (Dickinson &

Hatchwell 2004 *apud* Doerr & Doerr 2006). Provavelmente, o comportamento cooperativo de *N. fasciata* está mais relacionado a restrições determinadas pela saturação do habitat (capítulo II). A saturação é considerada na hipótese de restrições ecológicas, a qual prediz uma demora na dispersão quando fatores locais exercem um efeito limitante nas oportunidades de indivíduos mais jovens em reproduzir (Emlen 1982), incluindo limitações relacionadas à disponibilidade de habitat adequado para a reprodução (Brown 1969). As evidências de saturação de habitat encontradas para a população de *N. fasciata* na ESECAE (capítulo II) e o registro de fêmeas subadultas reproduzindo na população (capítulo III), sugerem que o comportamento de reprodução cooperativa registrado em *N. fasciata* (Alves & Cavalcanti 1990) pode ser explicado pela hipótese de restrições ecológicas devido a efeitos resultantes da saturação do habitat.

## **CAPÍTULO II**

# **TERRITORIALIDADE E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE *Neothraupis fasciata* (AVES: THRAUPIDAE) NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁGUAS EMENDADAS, BRASIL CENTRAL**

## **Introdução**

A maioria das espécies de aves é considerada territorial em algum grau e esse comportamento é um dos aspectos mais estudados da biologia das aves (Perrins & Birkhead 1983). A defesa de território é considerada uma das manifestações de dominância mais evidentes (Newton 1998). O conhecimento do comportamento territorial das espécies é importante para o desenvolvimento de métodos para estimativas de densidades populacionais e para a tomada de decisão relativa ao tamanho de reservas que garantam a conservação de porções de hábitat necessários para reprodução e alimentação dos indivíduos (Preston *et al.* 1998). O tamanho do território é um importante atributo ecológico das populações, pois pode determinar a densidade populacional, afetar os sistemas de acasalamento, afetar a distribuição e a abundância local de invasores e presas (Carpenter 1987). O valor adaptativo do comportamento territorial tem sido relacionado principalmente à defesa de recursos e ao sucesso reprodutivo (Davies 1978). No entanto, este tema permanece em aberto (Parker 1974, Møller 1990, Rodrigues 1996, Stutchbury & Morton 2001), pois os fatores que influenciam a territorialidade em aves são complexos e certamente não são os mesmos para todas as espécies (Verner 1977), principalmente em comparações feitas entre as regiões temperada e tropical. Segundo Stutchbury & Morton (2001), diferenças latitudinais no comportamento territorial em relação à estação reprodutiva e ao sistema de acasalamento tem grande influência na estratégia de história de vida das espécies. De acordo com esses autores, sistemas territoriais de aves tropicais não são bem estudados e são muito mais diversos do que as descrições encontradas na literatura.

Na região tropical é comum a defesa de território durante todo o ano e a sobrevivência de indivíduos adultos é alta, conseqüentemente, as oportunidades para aquisição de territórios para reproduzir podem ser poucas (Stutchbury & Morton 2001). É

comum a defesa dos territórios durante todo o ano entre as espécies insetívoras, mas esse comportamento não é freqüente em espécies frugívoras (Morton 1973, Buskirk 1976). Há evidências que as intrusões no território vizinho são pouco freqüentes entre espécies de pássaros tropicais (Duca & Marini 2005b, Gorrell *et al.* 2005, Duca *et al.* 2006), mas há registros de constantes invasões do território vizinho por espécies de aves na região temperada (e.g. Preston *et al.* 1998), quase sempre relacionado a comportamentos associados à cópula extra-par (Gowaty *et al.* 1989, Meek & Robertson 1994).

É considerado que os limites dos territórios de pássaros tropicais são fixos ao longo do tempo havendo baixa substituição de indivíduos adultos, sendo essa uma característica que ajuda na estabilidade de territórios vizinhos. Os limites territoriais são estáveis porque a substituição de indivíduos é pouco freqüente e os novos indivíduos tendem a ajustar seus territórios nos mesmos limites territoriais que seus antecessores (Greenberg & Gradwohl 1986). É sugerido que a forma do território pode ser determinada mais pela facilidade na defesa dos limites do que pelas condições de forrageamento (Eason 1992). Greenberg & Gradwohl (1997) relatam que apesar da grande rotatividade de indivíduos, para *Myrmotherula fulviventris* (Formicariidae) no Panamá os limites dos territórios foram estáveis ao longo dos 14 anos de estudo. Uma das explicações para a estabilidade territorial considera que o tamanho dos territórios está relacionado a flutuações nas condições de forrageamento (Holmes 1966), com os territórios abrangendo a menor área necessária ao forrageamento satisfatório dos indivíduos (Greenberg & Gradwohl 1986, 1997). Segundo Hixon (1980), há uma otimização no tamanho dos territórios onde a necessidade de hábitat necessário para forrageamento regula o tamanho mínimo e a competição intraespecífica determina o tamanho máximo dos territórios.

De uma forma geral, os benefícios do comportamento territorial para os indivíduos estão relacionados à aquisição e à manutenção de algum tipo de recurso que eles não



poderiam obter de outra maneira. Os principais recursos que espécies de aves podem defender em seus territórios incluem alimento e parceiros para acasalar (Perrins & Birkhead 1983). A importância da quantidade de alimento na definição do tamanho dos territórios pode ser ilustrada através da relação entre o tamanho dos territórios e a massa corporal das espécies. Alguns estudos de espécies com dietas similares têm demonstrado que o tamanho dos territórios é positivamente relacionado à massa corporal (e.g. Schoener 1968, Duca *et al.* 2006). Essa relação é esperada para espécies que defendem territórios onde os indivíduos mantêm todas as atividades relacionadas à alimentação e reprodução (Perrins & Birkhead 1983). A relação entre quantidade de recurso alimentar e tamanho dos territórios também pode ser esperada quando se trata de espécies que vivem em grupos cooperativos, já que bandos com maior número de indivíduos consumiriam maior quantidade de alimento do que bandos menores.

A aquisição de territórios tem sido cuidadosamente estudada em algumas aves tropicais com reprodução cooperativa, onde os jovens frequentemente herdam seu território natal ou usam esse território como refúgio para competir por posições de liderança e reproduzir no território vizinho (Stutchbury & Morton 2001). Há várias evidências na literatura demonstrando que os indivíduos podem usar o status de ajudantes como um passo intermediário para se alcançar o status de reprodutor na população (Gaston 1978, Woolfeden & Fitzpatrick 1978, Grimes 1980, Brown & Brown 1984, Robernold 1985). Segundo Doerr & Doerr (2006), em ambientes saturados os indivíduos tendem a ser mais relutantes para abandonar seus territórios e parceiros para engajar em dispersões, pois há pouca chance de encontrar um novo território e parceiro.

Algumas espécies apresentam tendência à dispersão diferenciada entre machos e fêmeas (e.g. Greenwood 1980). Dhondt (1979) capturou indivíduos de *Parus major* em seu território natal e em áreas próximas e constatou que fêmeas apresentam maior tendência a

dispersar do que os machos. Esse padrão também foi registrado em outras populações da mesma espécie (Dhondt & Hublé 1968 *apud* Dhondt 1979) e foi confirmada através de estudos da razão sexual, com machos prevalecendo próximos dos locais onde nasceram, enquanto fêmeas prevalecem entre os que dispersaram (Payevsky 2006).

O objetivo do presente estudo foi descrever o padrão de distribuição espacial de *N. fasciata* na área de estudo, analisando o tamanho do território e o padrão de dispersão dos indivíduos. Particularmente, testamos a hipótese se os territórios de *N. fasciata* são fixos, com limites estáveis ao longo do tempo.

## **Métodos**

### *Tamanho do território*

O tamanho dos territórios foi determinado como a área em que o bando usa para viver e reproduzir (Maher & Lott 1995). Os indivíduos foram capturados com redes de neblina e marcados com anilhas metálicas fornecidas pelo CEMAVE (IBAMA) e combinações únicas de anilhas plásticas coloridas, permitindo a identificação individual através de observações com binóculos.

As observações foram conduzidas principalmente entre 05:00 e 14:00 h, de agosto de 2003 a dezembro de 2005. Utilizamos o método de indivíduo focal para realizar as observações (Martin & Bateson 1993). O tamanho dos territórios foi estimado em cinco períodos distintos, sendo três estações reprodutivas (agosto a dezembro) (2003, 2004 e 2005) e duas não reprodutivas (janeiro a julho) (2004 e 2005). As observações foram conduzidas principalmente dentro da grade de amostragem, mas também realizamos observações em uma área de amortecimento aproximadamente de 300 metros em torno da grade. Os indivíduos detectados tiveram suas seqüências de anilhas coloridas identificadas e foram seguidos até serem perdidos pelo observador, registrando os trajetos feitos pelos

indivíduos em um mapa da grade. A localização dos indivíduos dentro e fora da grade de amostragem foi determinada com auxílio de GPS com um erro de menos de 10 m. Foram conduzidas sucessivas observações da área de uso de cada bando até que novas observações não resultassem em aumento do território do bando.

O tamanho das áreas (territórios) foi determinado utilizando-se o método de polígonos (Odum & Kuenzler 1955), que consiste em unir os pontos extremos em que o bando foi visualizado, formando-se um polígono. O maior polígono obtido foi considerado como seu território. Embora esse método tenha sido alvo de críticas (Worton 1987), ele foi escolhido devido à simplicidade de uso e vasta utilização em ornitologia. Além disso, essa metodologia já foi utilizada com sucesso em trabalhos recentes (ex. Preston *et al.* 1998, Remes 2003, Duca & Marini 2006, Lopes & Marini 2006). A área total dos polígonos foi obtida utilizando-se o software AutoCAD-14 (AutoDesk 1997).

Para facilitar a apresentação dos dados, deste ponto em diante utilizamos a letra ‘T’ seguida de um número para nos referir a um determinado território e utilizaremos o ano seguido das letras ‘R’ para indicar estação reprodutiva e ‘NR’ para indicar estação não reprodutiva. Ou seja, quando tiver escrito ‘T1-2003R’, significa que estamos nos referindo ao território do bando 1 na estação reprodutiva de 2003.

#### *Tamanho dos bandos*

O tamanho dos bandos foi determinado através da contagem dos indivíduos de cada bando durante as observações e, também, durante os censos realizados antes e depois das estações reprodutivas. Os censos foram realizados através de observação focal de cada bando (ver capítulo III para informações dos censos). O tamanho dos bandos ao final de cada estação reprodutiva foi estimado sem considerar os filhotes nascidos naquela estação,

pois esses indivíduos não participaram da defesa dos limites dos territórios quando o bando se estabeleceu no local.

#### *Dispersão entre territórios*

Nós avaliamos a movimentação de indivíduos que mudaram de territórios (dispersaram) quanto à distância e o sexo. Consideramos como medida de distância o número de territórios que os indivíduos deslocaram durante a dispersão, com base no diâmetro médio dos territórios ( $201 \pm 19$  m;  $n = 28$ ) da estação reprodutiva de 2004. Ou seja, se um indivíduo dispersou e se estabeleceu no território vizinho, consideramos que ele dispersou o equivalente a um território. Quando um indivíduo dispersou e se estabeleceu em um território logo depois do território vizinho ao que era seu anteriormente, consideramos que ele dispersou dois territórios. Esse mesmo raciocínio foi utilizado para definir distâncias de dispersão superiores a dois territórios. Para calcular a largura média dos territórios nós utilizamos apenas os territórios da estação reprodutiva de 2004 para evitar pseudo-replicações.

#### *Análises estatísticas*

Nós realizamos análises de variância (ANOVA) para avaliar as variações no tamanho dos territórios entre os anos sem fazer distinção das estações e entre as estações não reprodutivas e reprodutivas. Também utilizamos análises de co-variância (ANCOVA) para avaliar as variações nos territórios entre os anos considerando o tamanho dos bandos (número de indivíduos em cada bando) como co-variável. Os dados foram logaritimizadas para a realização dos testes ANOVA e ANCOVA. Testes *post hoc* (teste LSD) foram realizados para identificar entre quais anos as variações no tamanho dos territórios foi significativa. Utilizamos o teste qui-quadrado para avaliar se houve diferença significativa

entre as distâncias dispersadas por machos e fêmeas. Esse mesmo teste foi utilizado para avaliar a diferença entre o número de indivíduos machos e fêmeas que dispersaram ou permaneceram no mesmo território. Para verificar se os dados estão distribuídos de forma normal utilizamos o teste de Kolmogorov-Smirnov. São indicadas as médias  $\pm$  desvio padrão dos parâmetros analisados. Todas as análises foram feitas de acordo com Zar (1999), considerando um nível de significância de 5 %. Utilizamos os pacotes estatísticos Statistica (StatSoft 1995) ou BioStat 2.0 (Ayres & Ayres-Jr. 2000) para realizar as análises.

## **Resultados**

Os dados mostram que *N. fasciata* é uma espécie residente que defende territórios ao longo de todo o ano. Praticamente em todos os dias de observação registramos encontros entre bandos vizinhos, sempre com comportamento agonístico pronunciado. Durante esses encontros todos os indivíduos dos bandos participaram da defesa do território, vocalizando intensamente, mas observações de interações físicas agressivas entre indivíduos de bandos diferentes não eram freqüentes. Na maioria das vezes os indivíduos limitavam-se em vocalizar intensamente voando várias vezes de um poleiro a outro.

Embora se observe uma pequena sobreposição de territórios (Figura 1), intrusões nos territórios vizinhos além dos limites de sobreposição não foram registradas durante as observações. Essas áreas de sobreposição dos territórios podem ser consideradas como “áreas de tensão”, já que os indivíduos de um bando conseguiam forragear nessas áreas apenas durante curtos intervalos de tempo antes de serem detectados pelos indivíduos do bando vizinho. Assim que os indivíduos de um bando percebiam a presença dos indivíduos do bando vizinho, iniciavam-se os comportamentos agonísticos descritos acima, que sempre terminavam com o afastamento dos indivíduos de ambos os bandos dessas “áreas

de tensão”. Não conseguimos definir se algum dos bandos teria domínio sobre essas “áreas de tensão”.

Ao mesmo tempo em que observamos alguns territórios com os limites relativamente estáveis ao longo dos 30 meses, também observamos alterações de limites de alguns territórios, indiferente da substituição de indivíduos que compõem os bandos. Nós registramos seis indivíduos (dois machos e quatro fêmeas) de bandos distintos que ocuparam aproximadamente a mesma área por mais de três anos e, 10 indivíduos (cinco machos, três fêmeas e dois indivíduos que não tiveram o sexo definido) também de bandos distintos por até dois anos, apesar de substituições de outros indivíduos do bando. Alguns desses territórios ocuparam aproximadamente a mesma área ao longo de todo o tempo de acompanhamento do indivíduo (T6-2004R a 2005R; T21-2004NR a 2005R; T14-2003R a 2005NR; T8-2003R a 2005R; T14-2003R a 2004R; T27-2004R a 2005R; T5-2003R a 2005NR; T26-2004NR a 2005R) e outros apresentaram algumas variações nos limites, mas também se mantiveram estáveis durante algumas estações (T11-2004NR a 2005R; T20-2004NR a 2005R; T10-2003R a 2005R; T29-2004NR a 2005R) (Figura 1).

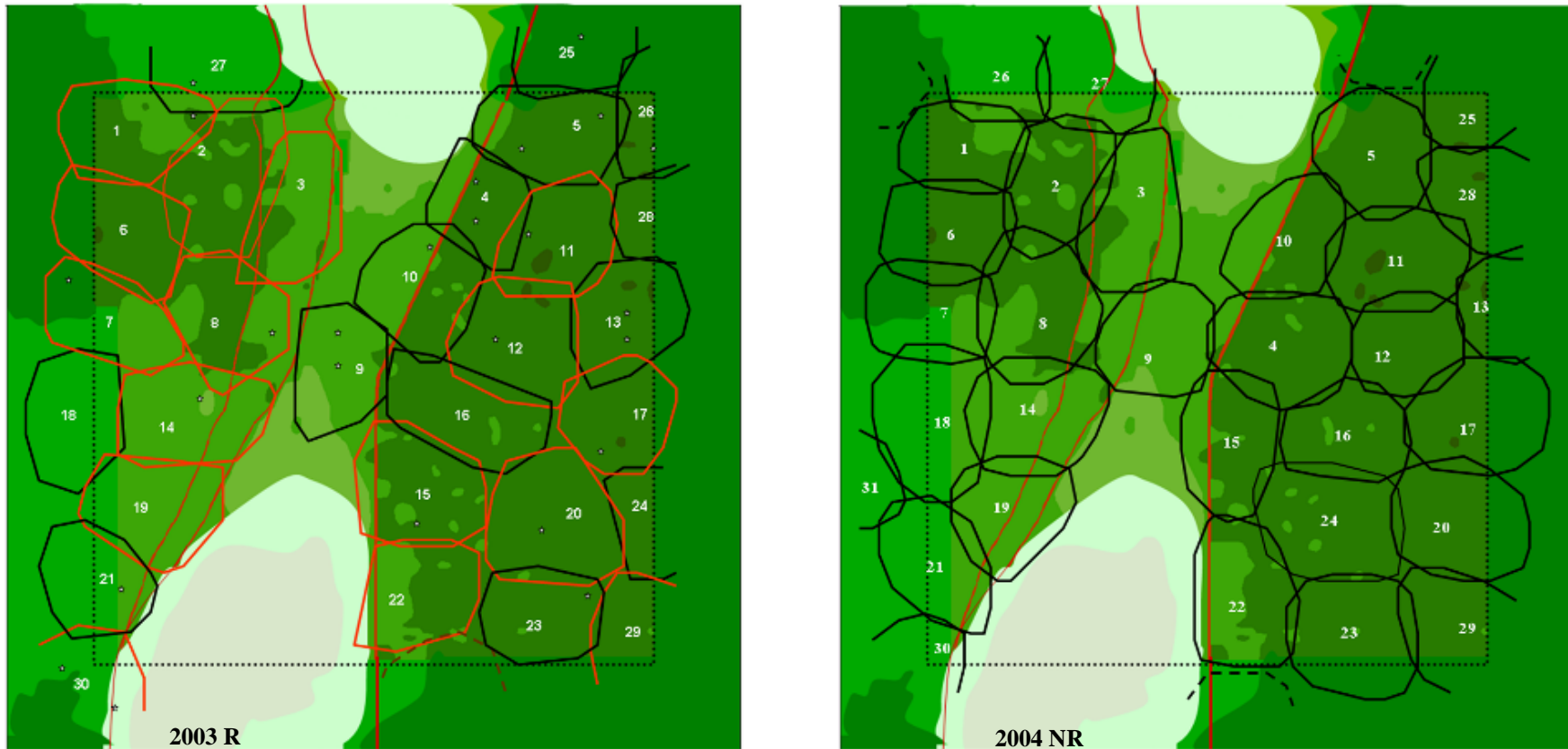


Figura 1: Distribuição dos territórios de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante as estações reprodutivas (R) e não reprodutivas (NR) entre os anos de 2003 e 2005. Polígonos vermelhos e pretos representam bandos com sucesso ou fracasso na reprodução, respectivamente. Territórios com números iguais não necessariamente indicam os mesmos indivíduos em diferentes estações. Polígonos fechados e abertos representam territórios bem amostrados e territórios com amostragem insatisfatória, respectivamente. Polígonos abertos com linha pontilhadas representam territórios de bando que foram registrados, mas não foram monitorados. (continua ...)

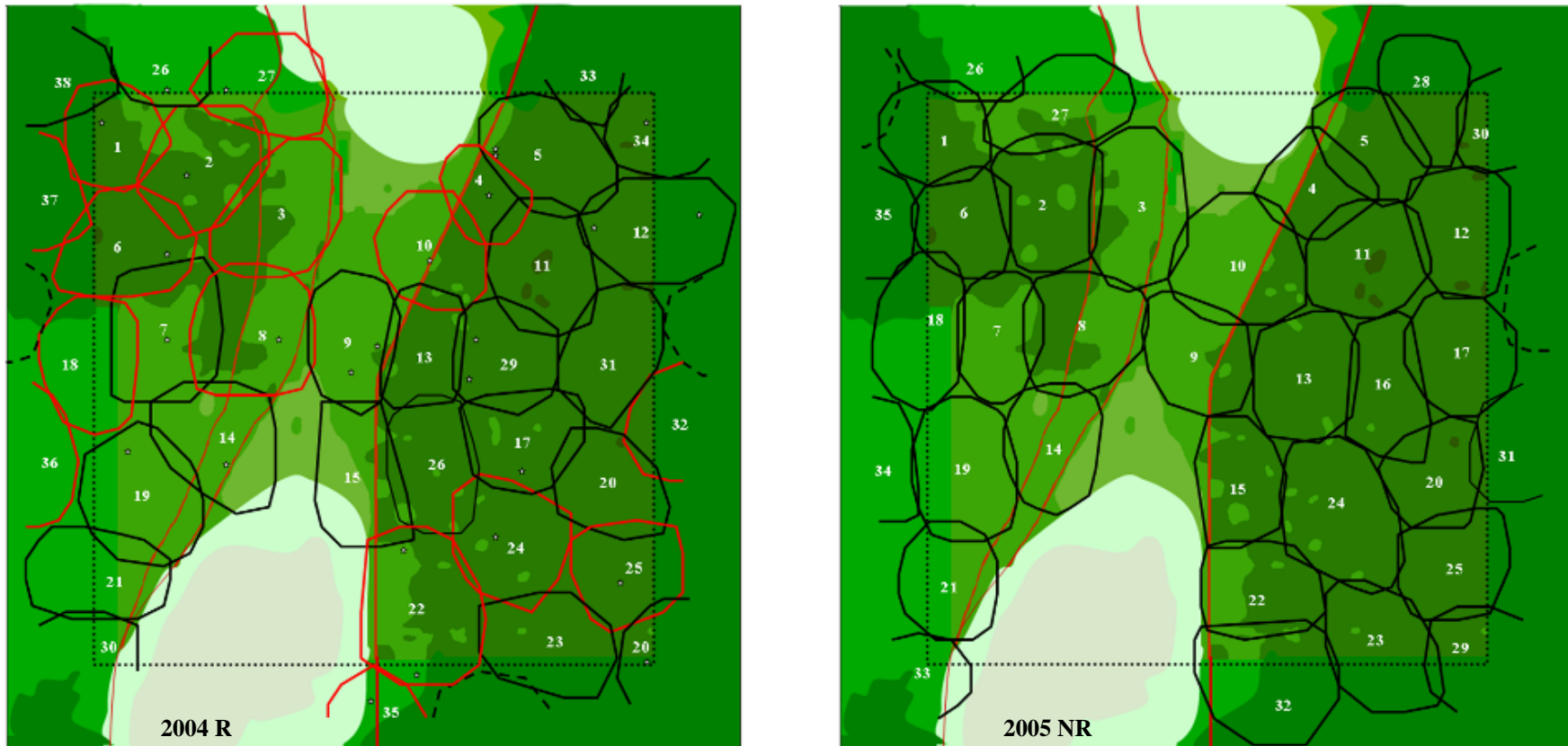


Figura 1 (continuação): Distribuição dos territórios de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante as estações reprodutivas (R) e não reprodutivas (NR) entre os anos de 2003 e 2005. Polígonos vermelhos e pretos representam bandos com sucesso ou fracasso na reprodução, respectivamente. Territórios com números iguais não necessariamente indicam os mesmos indivíduos em diferentes estações. Polígonos fechados e abertos representam territórios bem amostrados e territórios com amostragem insatisfatória, respectivamente. Polígonos abertos com linha pontilhadas representam territórios de bando que foram registrados, mas não foram monitorados. (continua ...).



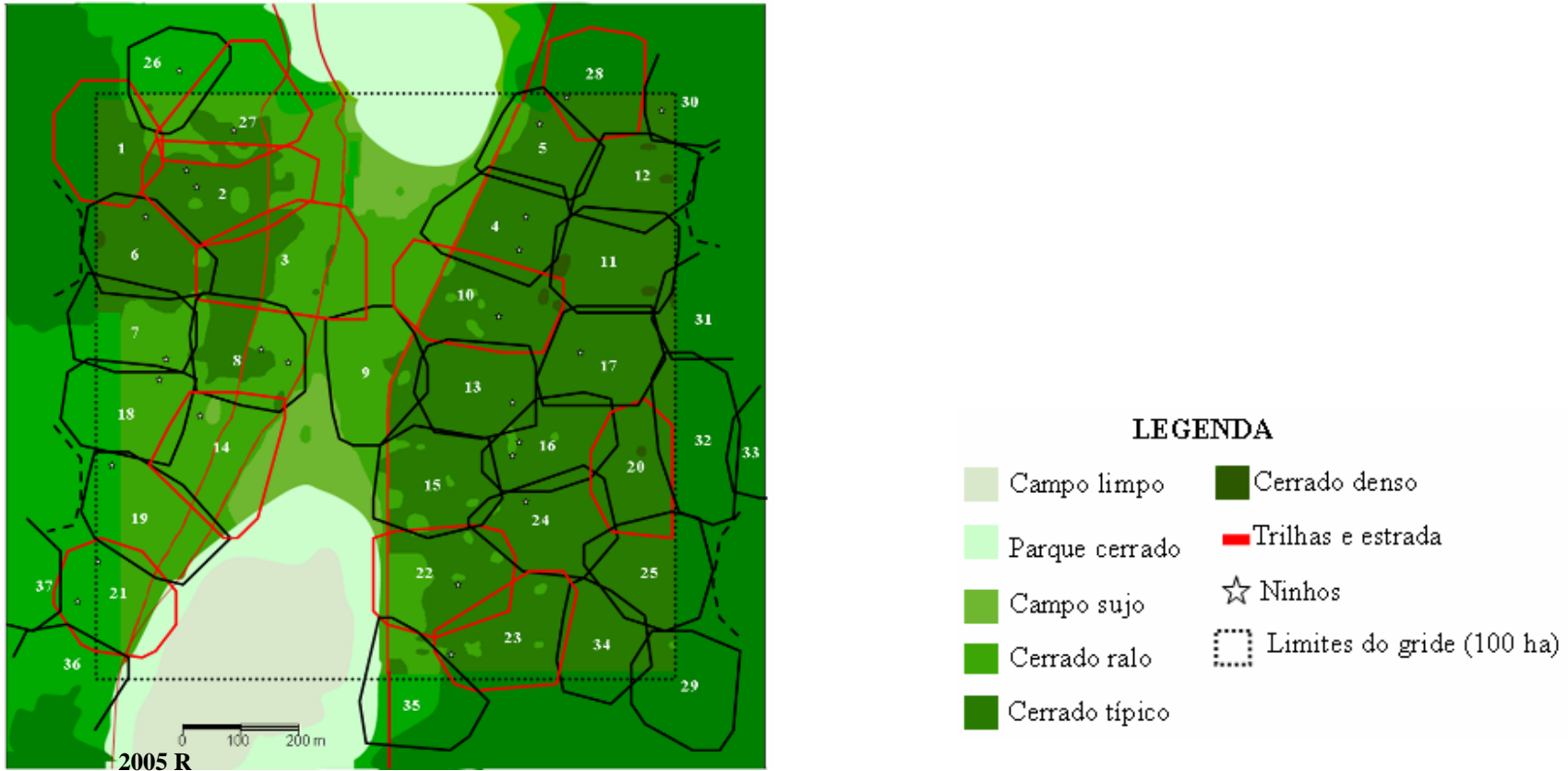


Figura 1 (continuação): Distribuição dos territórios de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante as estações reprodutivas (R) e não reprodutivas (NR) entre os anos de 2003 e 2005. Polígonos vermelhos e pretos representam bandos com sucesso ou fracasso na reprodução, respectivamente. Territórios com números iguais não necessariamente indicam os mesmos indivíduos em diferentes estações. Polígonos fechados e abertos representam territórios bem amostrados e territórios com amostragem insatisfatória, respectivamente. Polígonos abertos com linha pontilhadas representam territórios de bando que foram registrados, mas não foram monitorados.

### *Tamanho dos territórios*

Considerando os cinco períodos de amostragem, o tamanho do território de *N. fasciata* variou de 2,1 a 5,3 ha, com média ( $\pm$ DP) de 3,7 ( $\pm$ 0,6) ha. Nas estações reprodutivas e não reprodutivas, o tamanho médio ( $\pm$ DP) dos territórios foi de 3,6 ( $\pm$  0,6) ha ( $n = 83$ ) e 3,8 ( $\pm$  0,6) ha ( $n = 51$ ), respectivamente (Tabela 1, Figura 2). Não encontramos variação significativa no tamanho dos territórios entre as estações reprodutivas e não reprodutivas ( $F_{1,129} = 1,451$ ;  $P = 0,231$ ) (Tabela 1).

Considerando os territórios de ambas as estações (reprodutiva e não reprodutiva), houve uma variação significativa no tamanho dos territórios entre os anos ( $F_{2,129} = 6,048$ ;  $P = 0,003$ ) (Tabela 1). Testes *post hoc* demonstraram que os territórios foram significativamente menores no ano de 2005 em relação aos anos de 2003 e 2004 (Tabela 2). Quando consideramos apenas o tamanho dos territórios nas estações reprodutivas, a diferença foi significativa apenas entre os anos de 2003 e 2005 (Tabela 2, Figura 2).

O tamanho do bando variou de 2 a 7 indivíduos, com média ( $\pm$ DP) de 3,4 ( $\pm$  1,2) indivíduos quando consideramos ambas as estações (reprodutiva e não reprodutiva). O tamanho médio dos bandos para as estações reprodutivas foi de 3,2 ( $\pm$  1,1) indivíduos. Nas estações não reprodutivas, o tamanho médio dos bandos foi de 3,6 ( $\pm$  1,2) indivíduos (Tabela 1).

Análise utilizando o tamanho dos bandos como co-variável também indicou diferença significativa no tamanho dos territórios entre os anos, sendo o tamanho dos territórios fortemente correlacionado com o tamanho dos bandos (Tabela 3). No entanto, não houve diferença significativa no número de indivíduos por bando entre os anos ( $F_{2,131} = 1,288$ ;  $P = 0,279$ ). Por outro lado, a mesma análise considerando apenas dados coletados durante as estações reprodutivas indica que a variação no tamanho dos territórios entre os anos foi apenas marginalmente significativa, mas continua indicando uma forte correlação

entre o tamanho dos territórios e o número de indivíduos no bando (Tabela 3, Figura 3). Novamente, não houve variação significativa no número de indivíduos por bando quando consideramos apenas as estações reprodutivas ( $F_{2,80} = 1,392$ ;  $P = 0,255$ ).

Análise que considera apenas os dados das estações não reprodutivas e utiliza o número de indivíduos por bando como co-variável indicou que o tamanho dos territórios variou significativamente entre os anos de 2004 e 2005 e continua indicando uma forte correlação entre o tamanho dos territórios e o número de indivíduos por bando (Tabela 3). Porém, o número de indivíduos por bando não variou significativamente entre as estações não reprodutivas de 2004 e 2005 ( $F_{1,49} = 0,803$ ;  $P = 0,375$ ).

Quando analisamos o ano de 2004 separadamente, observamos uma diferença significativa no tamanho dos territórios entre as estações não reprodutiva e reprodutiva (Figura 2), também com forte correlação entre o tamanho dos territórios e o número de indivíduos por bando (ANCOVA: Anos:  $F_{1,48} = 5,666$ ;  $P = 0,021$ ; Tamanho dos bandos:  $F_{1,48} = 25,159$ ;  $P < 0,001$ ) (Figura 3). Porém, não se observa variação significativa no número de indivíduos por bando entre essas duas estações ( $F_{1,49} = 0,953$ ;  $P = 0,334$ ).

Tabela 1: Número médio de indivíduos por bando e tamanho médio dos territórios de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante as estações não reprodutivas (NR) e reprodutivas (R) entre os anos de 2003 a 2005.

Ano	Nº médio de indivíduos no bando ( $\pm$ DP)		Tamanho médio dos territórios ( $\pm$ DP)	
	NR	R	NR	R
2003	_____	3,5 $\pm$ 1,1	_____	3,9 $\pm$ 0,5 (n = 23)
2004	3,6 $\pm$ 1,0	3,3 $\pm$ 1,1	4,1 $\pm$ 0,5 (n = 23)	3,6 $\pm$ 0,6 (n = 28)
2005	3,3 $\pm$ 1,2	3,0 $\pm$ 1,1	3,5 $\pm$ 0,5 (n = 28)	3,5 $\pm$ 0,5 (n = 32)

Tabela 2: Resultados do teste *Post hoc – teste LSD* mostrando os valores de *P* da análise de variância (ANOVA) avaliando variações no tamanho dos territórios entre os anos, utilizando dados de ambas as estações (reprodutivas e não reprodutivas) e somente das estações reprodutivas.

Anos	Não reprodutiva e		Somente estação	
	reprodutiva		reprodutiva	
	2003	2004	2003	2004
2004	0,554		0,090	
2005	0,005	0,005	0,008	0,320

Tabela 3: Resultados da análise de co-variância (ANCOVA) avaliando variações no tamanho dos territórios entre os anos e utilizando o tamanho dos bandos como co-variável.

Fonte de variação	Não reprodutiva e		Reprodutiva		Não reprodutiva	
	reprodutiva					
	F <sub>2,130</sub>	P	F <sub>2,79</sub>	P	F <sub>1,48</sub>	P
Anos	4,980	0,008	2,578	0,082	13,350	0,001
Tamanho dos bandos	89,137	< 0,001	57,232	< 0,001	30,802	< 0,001

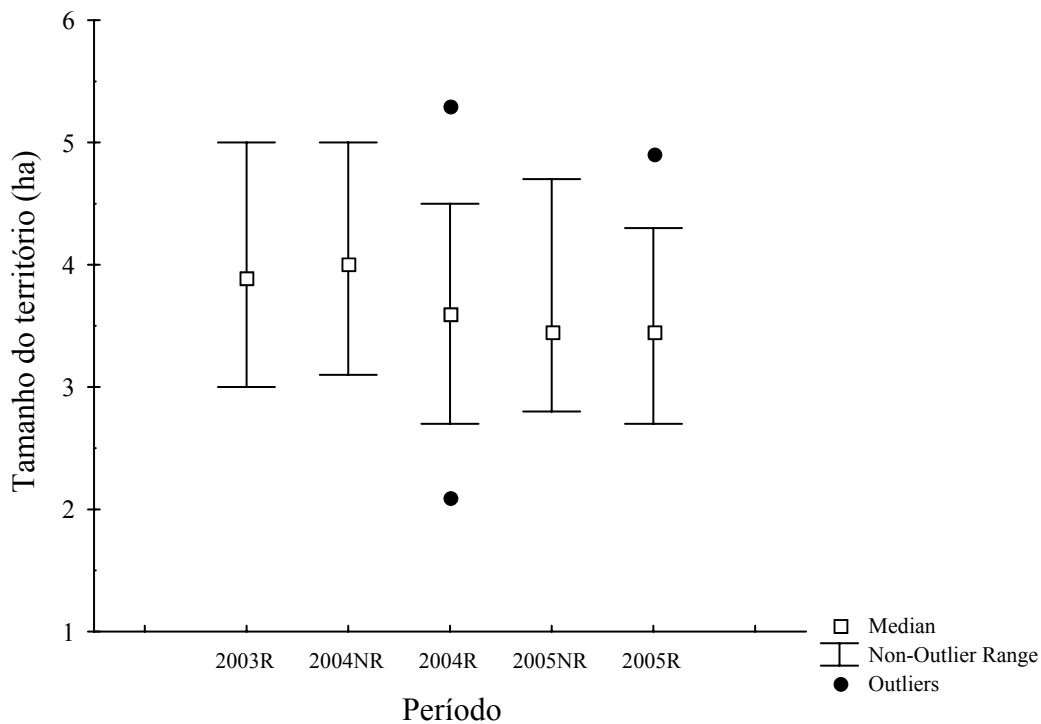


Figura 2: Tamanho dos territórios de *Neothraupis fasciata* nas estações reprodutivas (R) e não reprodutivas (NR) na Estação Ecológica de Águas Emendadas entre os anos de 2003 e 2005.

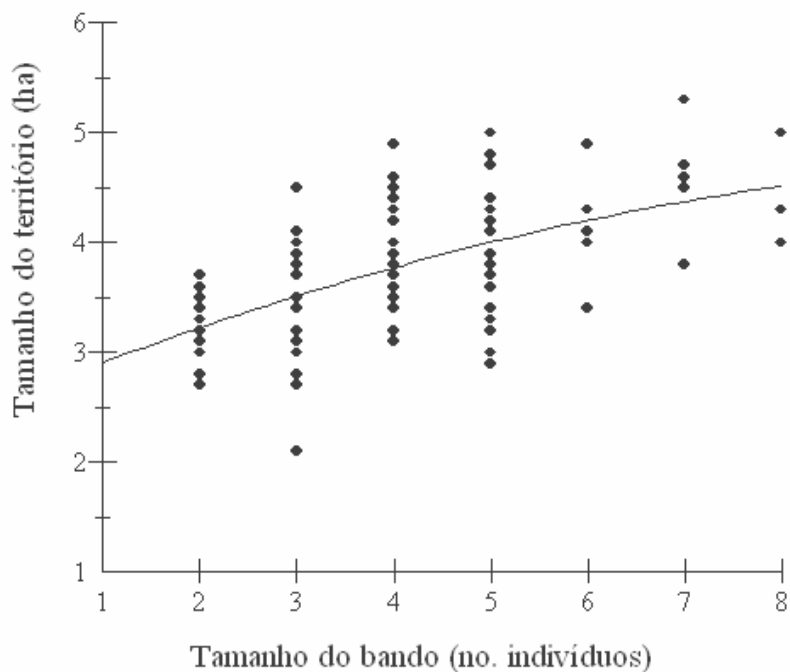


Figura 3: Relação entre tamanho dos territórios na estação reprodutiva e o número de indivíduos nos bandos de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas.

*Dispersão de indivíduos entre territórios*

Nós registramos 44 deslocamentos de indivíduos que resultaram em troca de territórios. Desses, 15 (34,1 %) eram machos e 29 (65,9 %) eram fêmeas. A maioria dos indivíduos de ambos os sexos dispersaram distâncias equivalentes à largura de um território e apenas fêmeas dispersaram distância superiores a dois territórios (Figura 4). Não houve diferença significativa entre as distâncias (nº de territórios) dispersadas por machos e fêmeas ( $\chi^2 = 2,230$ ; g.l. = 1, P = 0,256) (Figura 4 e 5).

Acompanhamos 48 indivíduos que permaneceram no mesmo território por pelo menos duas estações reprodutivas seguidas. Desses, 26 (54,2 %) eram machos e 14 (29,2 %) eram fêmeas. Não foi possível definir o sexo de oito (16,7 %) indivíduos. Comparações feitas entre o número de indivíduos que dispersaram e o número de indivíduos que permaneceram no mesmo território por pelo menos duas estações reprodutivas mostram que há uma tendência significativamente maior dos machos a permanecer no mesmo território e das fêmeas em dispersar ( $\chi^2 = 7,309$ ; g.l. = 1; P = 0,013) (Figura 6).

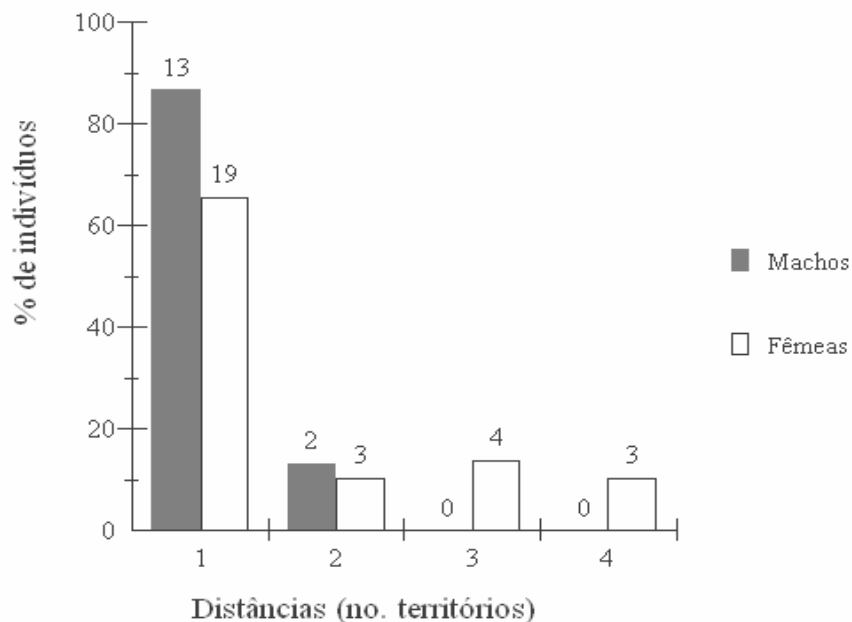


Figura 4: Porcentagem de indivíduos de *Neothraupis fasciata* machos e fêmeas em relação às distâncias (nº territórios) dispersadas durante o tempo de estudo (2003 a 2006) na Estação Ecológica de Águas Emendadas. Valores sobre as colunas indicam número de registros.

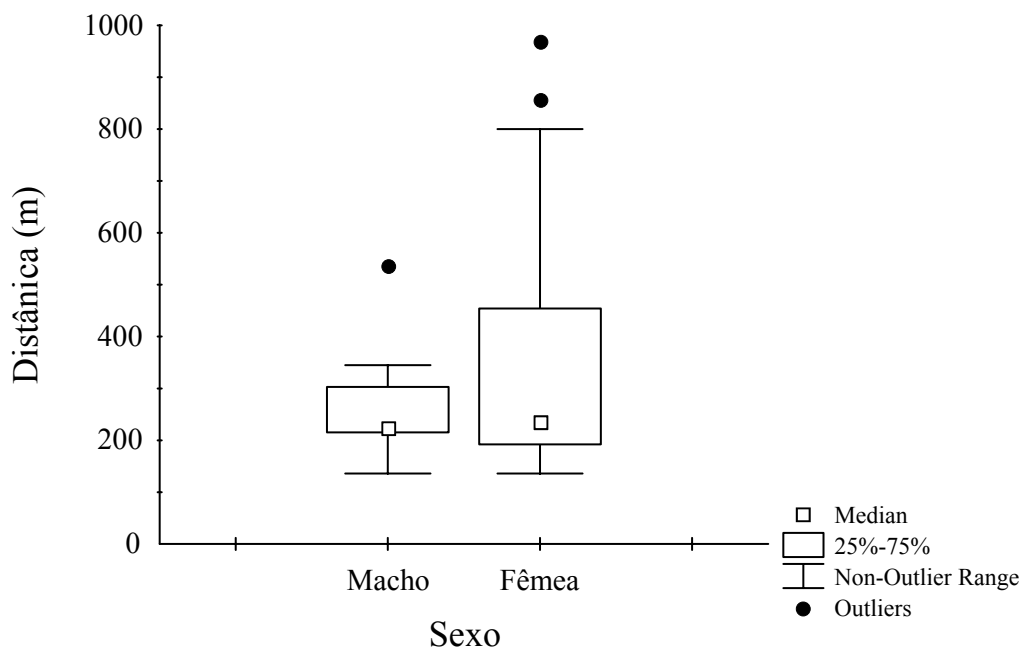


Figura 5: Box plot das distâncias dispersadas por machos e fêmeas de *Neothraupis fasciata* durante o tempo de estudo (2003 a 2006) na Estação Ecológica de Águas Emendadas.

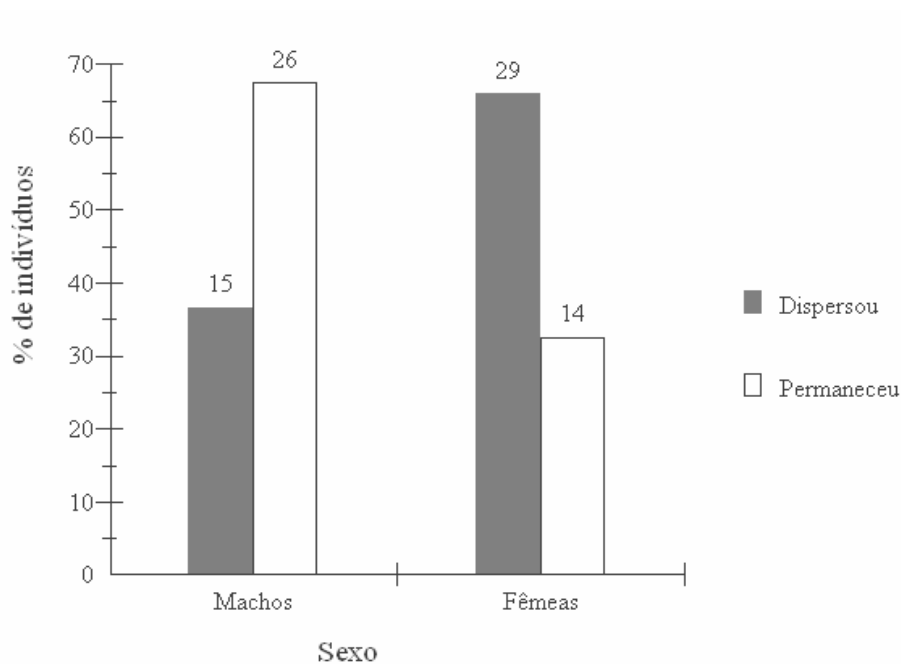


Figura 6: Porcentagem de indivíduos de *Neothraupis fasciata* machos e fêmeas que dispersaram ou permaneceram no mesmo território na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante o tempo de estudo (2003 a 2006). Valores sobre as colunas indicam número de registros.

## Discussão

### *Tamanho dos territórios*

*Neothraupis fasciata* revelou ser uma espécie residente que defende território durante todo o ano na ESECAE. Seguindo a classificação feita por Hinde (1956), *N. fasciata* possui território do tipo A, ou seja, onde os indivíduos realizam todas as atividades, inclusive as relacionadas à alimentação e reprodução. De acordo com as definições de território propostas por Noble (1939) e Pitelka (1959), também podemos considerar que os territórios de *N. fasciata* correspondem à sua área de vida. Alves (1990) também descreveu esse mesmo aspecto territorial para *N. fasciata* em outra reserva próxima (~70 km) da nossa área de estudo.



A defesa do território ao longo de todo o ano exibida por *N. fasciata* é considerada um padrão comum para espécies de aves neotropicais insetívoras (Greenberg & Gradwohl 1986, Stutchbury & Morton 2001, Duca & Marini 2005b, Lopes & Marini 2006), mas esse padrão não é esperado para espécies frugívoras (Morton 1973). No entanto, *N. fasciata* é uma espécie generalista quanto aos itens alimentares e táticas de forrageamento (Alves 1991) e há registros para outras espécies de variações no padrão básico de defesa territorial, especialmente para espécies com reprodução cooperativa (Stutchbury & Morton 2001). Portanto, o padrão territorial de *N. fasciata* corrobora o descrito na literatura (revisão em Stutchbury & Morton 2001) em relação à defesa dos territórios durante todo o ano. Apesar de termos registrado algumas variações nos limites de alguns territórios, a maioria dos territórios de *N. fasciata* apresentou limites estáveis independentemente da substituição de indivíduos nos bandos. Possivelmente, a suposição feita por Eason (1992) de que a forma dos territórios é determinada mais pela facilidade na defesa dos limites do que pelas condições de forrageamento se aplica a *N. fasciata* na ESECAE. Não conseguimos definir se algum dos bandos teria domínio sobre as áreas de sobreposição dos territórios e estudos mais detalhados a respeito das interações agonísticas entre os bandos e do tempo de forrageamento despendido em diferentes porções da área do território se fazem necessários.

O tamanho médio dos territórios de *N. fasciata* na ESECAE (3,7 ha) é semelhante ao descrito por Alves (1990) (4,3 ha) para o território de um bando de outra população dessa mesma espécie, também em região de Cerrado do Brasil central. O território de *N. fasciata* é relativamente pequeno para uma espécie de médio porte (28,6 g) que vive em bandos de até sete indivíduos. Em estudo realizado na Amazônia peruana, nenhuma espécie ocupou território menor que 3 ha (média = 9 ha) (Terborgh *et al.* 1990). Entre as espécies estudadas por Terborgh e colaboradores, as mais abundantes ocuparam territórios de

4-5 ha e o tamanho médio do território de espécies onívoras com massa corporal (entre 23 e 35 g) semelhante à de *N. fasciata* foi de 9,5 ha. Entre os Thraupídeos, o tamanho médio dos territórios foi 5,3 ha com o território de *Habia rubica* (33 g) estimado em 6 ha e o de *Euphonia rufiventris* (15 g) em 5 ha (Terborgh *et al.* 1990). Além disso, o tamanho de território de algumas espécies da Mata Atlântica também é pequeno. Por exemplo, o tamanho de território de *Basileuterus flaveolus* (Emberizidae, 13,4 g) foi estimado em 2 ha (Duca & Marini 2005b). Formicariídeos da Mata Atlântica também apresentaram territórios relativamente pequenos, sendo os territórios de *Thamnophilus caerulescens* (20,6 g) e *Pyriglena leucoptera* (26,5 g) estimados em 1,0 ha e 1,3 ha, respectivamente (Duca *et al.* 2006). O mesmo foi encontrado para *Formicivora erythronotos* (Formicariidae) na Mata Atlântica do Rio de Janeiro que defendeu território variando de 0,3 a 1,7 ha (Mendonça & Gonzaga 1999). Para a região do Cerrado, *Antilophia galeata* (Pipridae, 20 g) ocupou territórios pequenos (0,60 – 0,96 ha) em matas de galeria (Marini & Cavalcanti 1992) e dois pares de *Knipolegus lophotes* (Tyrannidae, 32 g) ocuparam territórios de 6,5 e 7,7 ha em área de campo rupestre (Ribeiro *et al.* 2002). Em estudo realizado na mesma área de amostragem desse trabalho, os Tyrannídeos *Suiriri affinis* (20,6 g, território de 14 ha) que vivem em grupos de até cinco indivíduos e *S. islerorum* (20,1 g, território de 11,2 ha) comumente observado em casais (Lopes & Marini 2005b, Lopes & Marini 2006) ocuparam territórios consideravelmente maiores que os de *N. fasciata*. Considerando o tamanho dos territórios e as massas corporais de *N. fasciata* e das demais espécies citadas acima, a hipótese de uma relação entre a massa corporal e o tamanho dos territórios não é sustentada, já que espécies com massa corporal semelhante apresentam tamanho dos territórios variável. O fato das espécies citadas acima apresentarem hábitos alimentares distintos enfraquece as comparações feitas, mas mesmo quando consideramos apenas espécies frugívoras (e.g. *E. rufiventris*, *A. galeata*) ou com dieta mista (e.g. *K. lophotes*, *N.*

*fasciata*), não se observa uma relação positiva entre o tamanho dos territórios e a massa corporal. Essa relação também não foi observada para cinco espécies de *Grallaria* em mosaico de habitats na região dos Andes na Colômbia (Kattan & Beltran 2002).

Entretanto, a forte correlação positiva encontrada entre o número de indivíduos por bando e o tamanho dos territórios de *N. fasciata*, sugere uma relação entre a demanda energética do bando e o tamanho da área de habitat necessário para suprir essa demanda. Há duas hipóteses que podem ser consideradas para discutir a relação direta entre o tamanho dos bandos e o tamanho dos territórios de *N. fasciata*. Uma delas, discutida no parágrafo anterior, prediz uma relação direta entre massa corporal e tamanho dos territórios (ver Perrins & Birkhead 1983) e a outra uma relação direta entre abundância de alimento e tamanho dos territórios (ver Gass 1979, Smith & Shugart 1987). Ambas as hipóteses consideram que os indivíduos ajustam o tamanho do território para assegurar a quantidade de recurso necessária para sobrevivência e reprodução. Há vários trabalhos com outras espécies que corroboram essas duas hipóteses (e.g. Schoener 1968, Smith & Shugart 1987, Burke & Nol 1998, Duca *et al.* 2006), mas também há evidências de que a abundância de presas não seja o fator principal determinando o tamanho dos territórios (Duca & Marini 2005b).

Embora não tenhamos informações a respeito das taxas de sobrevivência do ano de 2003, é possível que as variações no tamanho dos territórios de *N. fasciata* no ano de 2005 em relação a 2003 e 2004 estejam relacionadas à maior taxa de sobrevivência de jovens registrada em 2005 já que a taxa de sobrevivência de adultos não variou significativamente entre os anos (capítulo III). Por outro lado, a densidade populacional se manteve praticamente estável ao longo de todo o tempo de amostragem (capítulo III) e, no entanto, não se espera um efeito da densidade causando uma diminuição do tamanho do território em 2005. Isso não quer dizer que a densidade não tenha um papel na regulação dos

tamanhos dos territórios. Como não houve variação significativa na densidade ao longo do tempo de estudo, não foi possível avaliar como a densidade poderia afetar o tamanho dos territórios de *N. fasciata*. Visto que a área de estudo apresenta evidências de saturação do hábitat podemos sugerir que os territórios de *N. fasciata* estão em seu menor tamanho possível. De uma forma geral, o tamanho dos territórios diminui com o aumento da densidade, mas há um tamanho mínimo dos territórios necessário para suprir as necessidades dos indivíduos (Hixon 1980, Perrins & Birkhead 1983). Portanto, o comportamento territorial também impõe um limite à densidade populacional. Há estudos que evidenciam um efeito da densidade no tamanho dos territórios de outras espécies (e.g. Yamagishi & Ueda 1986) e também de um aumento na utilização de habitats menos apropriados com o aumento da densidade (Preston *et al.* 1998). Esses autores também registraram variações significativas no tamanho dos territórios entre os anos de amostragem para *Polioptila californica* (Poliptilidae). Doerr & Doerr (2006) sugerem que o tamanho dos territórios varia com a distribuição de recurso, independentemente do grau de saturação do hábitat. Também há evidências que indivíduos mais jovens reproduziriam se a densidade diminuísse (Wyllie & Newton 1991). Entretanto, o que melhor explica variações nos tamanhos dos territórios de *N. fasciata* na área de estudo são as variações no número de indivíduos por bando. Embora as variações no tamanho dos bandos entre os anos não sejam estatisticamente significativas, é possível que a pouca variação existente seja o suficiente para induzir uma variação significativa no tamanho dos territórios. Isso provavelmente acontece devido à forte correlação existente entre tamanho dos territórios e tamanho dos bandos de *N. fasciata*.

Houve uma variação estatisticamente significativa no tamanho dos territórios de *N. fasciata* entre as estações não reprodutiva (média de 4,1 ha) e reprodutiva (média de 3,6 ha) de 2004. Porém, isso não parece ser um padrão de variação para a espécie já que essa

variação não foi significativa entre as diferentes estações do ano de 2005 e, também, quando fazemos comparações que consideram todo o período de amostragem. Ausência de variações no tamanho dos territórios entre estações não reprodutivas e reprodutivas foi constatada para quatro espécies diferentes da Mata Atlântica (Duca & Marini 2005b, Duca *et al.* 2006). Variações também foram constatadas para outras espécies, como, por exemplo, os territórios de dois casais de *Oreomystis mana* (Fringillidae) no Hawaii aumentaram 346 % e 180 % (VanderWerf 1998) e os de *P. californica* na região temperada aumentaram em 78 % (Preston *et al.* 1998) na estação não reprodutiva. Por outro lado, os territórios de outras 39 espécies da região temperada foram maiores na estação reprodutiva (Møller 1990). VanderWerf (1998) relaciona o aumento no tamanho do território na estação não reprodutiva a um comportamento de defesa territorial menos pronunciado nesse período, possibilitando a expansão dos limites do território. Por outro lado, Møller (1990) relaciona o aumento do território na estação reprodutiva baseado na hipótese de um comportamento de prevenção de cópulas extra-par exibido pelos machos. Nenhuma dessas hipóteses parece estar relacionada ao padrão territorial de *N. fasciata* e os nossos dados demonstram que o comportamento territorial exibido por *N. fasciata* aproxima-se mais do padrão de territórios fixos e estáveis ao longo do ano (revisão em Stutchbury & Morton 2001).

#### *Dispersão entre territórios*

Nossos dados sugerem que *N. fasciata* tende a dispersar distâncias equivalentes ao diâmetro de um território e a maioria dos indivíduos que dispersaram ocupou um território vizinho ao seu território natal. Essa tendência em dispersar para territórios vizinhos é observada em várias espécies de aves tropicais (e.g. Willis 1974, Dowsett 1985, Greenberg & Gradwohl 1997) e parece ser mais comum entre espécies que vivem em grupos com

reprodução cooperativa (revisão em Brown 1987). Em algumas espécies tropicais aparentemente monogâmicas, os jovens vivem nos territórios dos pais por longos períodos (e.g. Morton *et al.* 2000) obtendo maiores chances de competir por vagas em territórios vizinhos que podem ocorrer em qualquer época do ano (Stutchbury & Morton 2001). Essa estratégia tem sido associada a maior possibilidade dos indivíduos de espécies que vivem em grupos cooperativos alcançarem o status de reprodutor na população (Brown 1987), com a competição por territórios vagos ocorrendo primeiramente entre indivíduos dos territórios vizinhos (Greenberg & Gradwohl 1997).

Embora não tenha sido constatada diferença estatisticamente significativa entre as distâncias dispersadas por machos e fêmeas de *N. fasciata* na ESECAE, apenas fêmeas dispersaram distâncias superiores a dois territórios. Tendência à dispersão diferenciada entre os sexos é relatada para outras espécies. Por exemplo, machos com maior tendência em se estabelecer em territórios vizinhos e fêmeas em dispersar distâncias maiores foram constatados em estudo realizado com duas espécies de *Malarus* (Greenwood 1980) e para *Aphelocoma coerulescens* (Corvidae), que também apresenta maior tendência dos machos em permanecer no território natal (Woolfeden & Fitzpatrick 1978). Para *N. fasciata*, também houve uma tendência significativamente maior dos machos a permanecer no mesmo território e das fêmeas em dispersarem. Por outro lado, Greenberg & Gradwohl (1997) relatam que 37 % dos indivíduos marcados de *Myrmotherula fulviventris* (Formicariidae) mudaram para territórios vizinhos pelo menos uma vez durante a vida e essa movimentação pareceu ser independente do sexo dos indivíduos.

## **Conclusão**

Nossos dados sugerem que *N. fasciata* é uma espécie residente que defende território durante todo o ano, com todos os indivíduos do bando participando da defesa dos

limites dos territórios. Considerando o fato de *N. fasciata* viver em bandos de até sete indivíduos, seu território parece ser relativamente pequeno quando comparado com o descrito para outras espécies na literatura. Apesar da relação entre tamanho dos bandos e tamanho dos territórios encontrados em nosso estudo, a hipótese de uma relação entre massa corporal e tamanho dos territórios não é sustentada quando comparamos com dados de outras espécies. Por outro lado a relação positiva entre o número de indivíduos do bando e tamanho dos territórios sugere que a demanda energética do bando pode determinar o tamanho mínimo dos territórios.

Embora tenhamos observado variações no tamanho dos territórios entre os anos (2003 e 2004 em relação a 2005) e entre as estações não reprodutiva e reprodutiva de 2004, a maioria dos territórios ocupou aproximadamente a mesma área ao longo do tempo de estudo. Isso sugere que o comportamento territorial de *N. fasciata* condiz com o que é relatado na literatura, ou seja, territórios que são defendidos durante todo o ano, com os limites relativamente estáveis independentemente da substituição de alguns indivíduos dos bandos.

O padrão de dispersão com predominância de indivíduos de *N. fasciata* que dispersaram e ocuparam territórios vizinhos ao seu território natal corrobora o descrito na literatura para espécies cooperativas e, também, para populações que estão vivendo em ambientes saturados. De forma menos evidente do ponto de vista estatístico, nossos dados também sugerem uma tendência diferenciada nos padrões de dispersão de machos e fêmeas.

A carência de espaços livres entre os territórios e a existência de indivíduos que não se reproduzem, mas cooperam com os pares reprodutivos, sugere saturação de habitat na ESECAE e, também, que a população de *N. fasciata* na ESECAE possa estar sendo regulada socialmente.

### **CAPÍTULO III**

**ASPECTOS DEMOGRÁFICOS DA POPULAÇÃO DE**  
***Neothraupis fasciata* (AVES: THRAUPIDAE) NA ESTAÇÃO**  
**ECOLÓGICA DE ÁGUAS EMENDADAS, BRASIL**  
**CENTRAL**



## **Introdução**

Estudos a respeito de parâmetros demográficos e dos fatores que determinam flutuações no número de indivíduos na população são um dos aspectos mais importantes em ecologia de populações animais (Payevsky 2006). O conhecimento de parâmetros vitais como taxas de sobrevivência e fecundidade também são de uso direto para conservação e definição de estratégias de manejo para espécies de interesse (Doherty & Grubb 2002, Wiebe 2006). Diante de uma perspectiva conservacionista, estimativas de taxas de sobrevivência são fundamentais, pois a dinâmica de populações frequentemente apresenta forte sensibilidade em variações nesses parâmetros (Ryan *et al.* 1993). Além disso, essas estimativas são importantes para o entendimento de fatores ecológicos e evolutivos que determinam o comportamento individual (Wiebe 2006) e muitas teorias sobre a evolução de histórias de vida consideram a taxa de mortalidade como fator determinante das variações de parâmetros reprodutivos (ex. Curio 1989). De certa forma, o conhecimento de mecanismos reguladores do tamanho das populações é derivado de estudos de variações dos parâmetros demográficos como fecundidade, taxa de sobrevivência, estrutura etária, razão sexual e taxas de emigração e imigração (Payevsky 2006). Informações a respeito da longevidade de indivíduos adultos são de interesse para várias questões relacionadas ao esforço reprodutivo, e as taxas de sobrevivência de jovens também são importantes para questões evolutivas como o processo de aquisição de territórios e a fase mais apropriada para dispersão (Stutchbury & Morton 2001).

Entretanto, parâmetros de história de vida da maioria das espécies tropicais permanecem desconhecidos, especialmente informações a respeito da sobrevivência de jovens e adultos (Martin 1996). Nós fizemos uma revisão nos principais periódicos e em sites de busca em bancos eletrônicos com palavras-chave como ‘aves’, ‘sobrevivência’, ‘mortalidade’, ‘neotropical’, ‘Cerrado’ e constatamos uma escassez desse tipo de

informação, com poucos trabalhos para a região neotropical (e.g. Snow & Lill 1974, Woodworth *et al.* 1999, Jullien & Clobert 2000, Parker *et al.* 2006). Particularmente, pouco se sabe a respeito de taxas vitais de espécies dos biomas brasileiros e nenhum estudo de longo prazo disponibilizando valores de variação em taxas de sobrevivência de espécies endêmicas do Cerrado foi encontrado.

Há várias maneiras de se estimar taxas de sobrevivência, todas apresentando vantagens e desvantagens. Métodos para estimativas de taxas de sobrevivência são disponíveis tanto por recuperação de indivíduos marcados previamente (Browie *et al.* 1985) como de dados coletados através de captura e recaptura (Seber 1982, Pollock *et al.* 1990). Essas taxas podem ser calculadas através de diferentes fórmulas matemáticas, cada uma delas contendo restrições próprias. Entretanto, uma limitação comum a todos os métodos é a dificuldade de separar emigração de mortalidade (ex. Cilimburg *et al.* 2002). Por outro lado, espécies sedentárias tendem a apresentar maior fidelidade local e as estimativas de taxas de sobrevivência dessas espécies apresentaram valores mais próximos das taxas reais de sobrevivência (Sandercock *et al.* 2000). Apesar destes desafios metodológicos, estimativas de sobrevivência para espécies de aves tropicais permanece como um aspecto importante de prioridades para estudos na área da biologia da conservação (Parker *et al.* 2006). Até mesmo estudos de curto prazo podem disponibilizar informações úteis já que ao mesmo tempo em que há uma crescente necessidade desse tipo de dados para dar suporte à definição de estratégias de conservação de diversas espécies, há também uma carência dessa informação na literatura.

A maioria dos estudos a respeito de características da história de vida de aves tropicais apresenta elevadas taxas de perda de ninhos devido a predação e alta taxa de sobrevivência para indivíduos adultos associados a pequeno tamanho da ninhada (revisão em Stutchbury & Morton 2001). De acordo com esses autores, indiferente do método

utilizado para estimativas de sobrevivência, aves tropicais apresentam taxas de sobrevivência maiores do que espécies da região temperada. Essa idéia é amplamente aceita no meio científico e tem servido de base para hipóteses a respeito da evolução de padrões da história de vida de espécies de aves (Karr *et al.* 1990). Outra questão relacionada à dinâmica de populações de aves considera que a sobrevivência de jovens geralmente é menor que a sobrevivência de indivíduos adultos (ex.: Loery *et al.* 1987). A sobrevivência de aves nos primeiros meses de vida talvez seja um dos componentes da história de vida mais sensível a alterações ambientais e ainda é considerado um dos parâmetros demográficos mais difíceis de serem estimados (Wiens *et al.* 2006).

Nesse trabalho, nós estimamos vários parâmetros demográficos da população de *N. fasciata* na 'Estação Ecológica de Águas Emendadas' no cerrado do Brasil central. O objetivo foi determinar: estrutura etária, razão sexual, tamanho e densidade populacional, sobrevivência e fecundidade. Também estimamos a capacidade suporte da área de estudo.

## **Métodos**

### *Estrutura etária e razão sexual*

Definimos a faixa etária dos indivíduos com base nas características da plumagem e no conhecimento da idade de alguns indivíduos marcados no ninho quando ainda eram filhotes. Consideramos quatro classes etárias: jovens-1, jovens-2, subadultos e adultos (Figura 1). A classe de jovens-1 é composta de indivíduos com até 1 mês de idade, com coloração predominantemente em tons de marrom, com a faixa facial característica da espécie pouco nítida e ainda apresentando comissura labial facilmente distinguível em observações com binóculos. Indivíduos jovens-1 muitas vezes não apresentam domínio total do vô e são facilmente distinguíveis como indivíduos nascidos naquela estação reprodutiva. Esses indivíduos também apresentam o tamanho da cauda visualmente menor

que a dos indivíduos das outras classes etárias consideradas. Essa classe etária é observada somente em meados e no final das estações reprodutivas, pois rapidamente esses indivíduos passam para a classe jovens-2. A classe de jovens-2 é composta de indivíduos entre 1 mês e cerca de um ano de idade, apresentando uma coloração predominantemente em tons de marrom, com a faixa facial mais evidente que na classe de jovens-1 e não apresentando comissura labial. Quando esses indivíduos estão com aproximadamente 1 ano de idade já apresentam a plumagem com manchas cinza, mas ainda são predominantemente marrons. Subadultos são indivíduos entre 1 e 2 anos de idade, apresentando uma coloração semelhante às características dos adultos, mas também apresentam algumas manchas de cor marrom no dorso e/ou cabeça, facilmente distinguível em observações com binóculos. Quando indivíduos subadultos estão com cerca de dois anos de idade a distinção entre subadultos e adultos é menos evidente, às vezes sendo difícil fazer distinção entre os indivíduos dessas duas classes através de observações com binóculos. Adultos são indivíduos acima de 2 anos de idade sem manchas marrom. Esses indivíduos apresentam a coloração típica da espécie descrita na literatura (Ridgely & Tudor 1989, Sick 1997) e são facilmente distinguíveis dos indivíduos jovens. A estrutura etária da população foi definida através da classificação e inserção dos indivíduos dos bandos monitorados em alguma das classes etárias descritas acima.

A estrutura etária e a razão sexual foram definidas considerando-se todos os indivíduos dos bandos monitorados. Porém, a razão sexual foi definida considerando apenas os indivíduos adultos e os subadultos que tiveram o sexo definido. Desta forma consideramos a razão sexual como sendo a proporção de indivíduos machos em relação às fêmeas.



a) Jovem-1



b) Jovem-2



c) Subadulto (provavelmente macho)



d) Fêmea adulta



e) Macho adulto

Figura 1: Indivíduos jovens-1, jovens-2, subadultos e adultos de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas.

### *Tamanho da população, densidade populacional e capacidade suporte*

Determinamos o número de indivíduos na grade de amostragem através da contagem direta dos indivíduos em cada bando que estava sendo monitorado desde o início de cada período (detalhes do método de monitoramento são apresentados no capítulo II). Para estimar o tamanho populacional efetivo (número de indivíduos reproduzindo), consideramos um casal reprodutivo por território. O tamanho populacional em toda a área útil da ESECAE (10.547 ha) foi estimado através de uma projeção simples da densidade média dentro da grade de amostragem para toda a área útil da reserva (6.148 ha). Consideramos como área útil apenas a porção da reserva coberta por fitofisionomias usadas por *N. fasciata* (cerrado ralo, cerrado típico). Da mesma forma o tamanho populacional efetivo total da ESECAE foi estimado considerando a média das porcentagens de adultos e a proporção de indivíduos reproduzindo encontrada dentro da grade de amostragem. Para estimar o tamanho da população e a densidade populacional em toda a área da ESECAE, nós consideramos como referência apenas o número de indivíduos dos bandos que tiveram seus territórios bem amostrados (capítulo II) e a o tamanho da área total ocupada por todos esses territórios.

Para calcular a capacidade suporte (K), utilizamos valores de número médio de indivíduos nos bandos (b), tamanho médio dos territórios (a) (capítulo II) e área útil total da reserva (A), utilizando a seguinte fórmula:

$$K = \frac{A \times b}{a}$$

### *Taxa de sobrevivência*

A taxa de sobrevivência de adultos foi calculada através do método de censo de indivíduos previamente marcados. Nós assumimos que indivíduos presentes no censo

anterior que não foram registrados no censo atual dentro da grade de amostragem ou em observações realizadas em um raio de 300 metros (equivalente ao diâmetro médio de 1,5 territórios) no entorno da grade foram considerados como tendo morrido. Esse método também foi utilizado com sucesso por Greenberg & Gradwohl (1997).

Como nossa estimativa de sobrevivência foi baseada apenas em informações de indivíduos vivendo em bandos sociais com territórios estabelecidos, nós consideramos que esse método é mais apropriado do que as técnicas tradicionais de captura e recaptura. A única fonte potencial de erro nos cálculos é a possibilidade de indivíduos dispersarem para fora da área monitorada ou não serem detectados durante os censos. Para compensar isso, nós assumimos uma probabilidade de 3,4 % de alguns indivíduos adultos terem dispersado para locais fora da área monitorada e, também, a probabilidade de 3 % de alguns indivíduos (adultos e/ou jovens) dentro da área monitorada não serem detectados durante os censos. A probabilidade de dispersão de indivíduos para fora da área monitorada foi definida com base na taxa média de dispersão por período registrada dentro da grade de amostragem com distâncias superiores à média de dois territórios, equivalente a 3,4 %. Portanto, as taxas de sobrevivência foram estimadas assumindo uma probabilidade de detecção dos indivíduos de 93,6 % [ $100\% - (3,4\% + 3\%)$ ] e 97 % ( $100\% - 3\%$ ) para indivíduos adultos e jovens, respectivamente. Os dados não permitiram estimar com segurança a taxa de sobrevivência de indivíduos subadultos. Nós também estimamos a taxa mínima de sobrevivência considerando apenas os indivíduos registrados visualmente nos intervalos entre dois censos. Ou seja, o cálculo de sobrevivência mínima não considerou a probabilidade de detecção dos indivíduos.

Como os indivíduos que nasceram em uma estação tendem a permanecer no território de seus pais no mínimo durante o primeiro ano de vida (Alves 1990), jovens nascidos na estação reprodutiva prévia deveriam estar vivendo no território de seus pais na

estação seguinte. Nós procuramos por indivíduos adultos acompanhados por indivíduos das classes jovens-1 ou jovens-2 no monitoramento prévio e verificamos a presença desses jovens nos territórios dos mesmos indivíduos adultos no monitoramento posterior. Jovens registrados no monitoramento prévio que não estavam presentes nos territórios de seus pais no monitoramento posterior foram considerados como tendo morrido. Portanto, para calcular a taxa de sobrevivência de jovens nós consideramos indivíduos marcados e não marcados. Desta forma, nós comparamos a estação reprodutiva de 2003 com a não reprodutiva de 2004 e a reprodutiva de 2004 com a não reprodutiva de 2005. O mesmo raciocínio foi feito para calcular a sobrevivência dos jovens entre as estações não reprodutivas e reprodutivas de 2004 e 2005. Não foi feito o cálculo de sobrevivência de jovens-2 (com cerca de 1 ano de idade) entre estações reprodutivas e não-reprodutivas, pois neste “período de transição” os jovens passam à fase de subadultos e os dados não permitiram uma estimativa segura da taxa de sobrevivência.

Os censos foram realizados antes (junho) e no final (dezembro) das estações reprodutivas. Para realizar os censos, percorremos a área do território previamente demarcado de cada bando e procuramos pelos indivíduos registrados no bando durante as observações para definição dos territórios. As observações foram realizadas através do método indivíduo focal (Martin & Bateson 1993). Nós calculamos taxas de sobrevivência (TS) em quatro intervalos semestrais entre dezembro de 2003 e dezembro de 2005. As taxas de sobrevivência (TS) foram calculadas de acordo com a seguinte fórmula:

$$TS = \frac{\text{n}^{\circ} \text{ indivíduos } T_1}{\text{n}^{\circ} \text{ indivíduos } T_0 \times \text{probabilidade de detecção}}$$

Onde  $T_0$  = censo prévio e  $T_1$  = censo atual.



Como os censos foram conduzidos semestralmente, foram estimadas taxas semestrais de sobrevivência que foram transformadas posteriormente em taxas anuais multiplicando as taxas de sobrevivência semestrais de cada ano (detalhes em Callegari-Jacques 2003). Devido ao fato de termos informações de sobrevivência apenas por dois anos, o desvio padrão da taxa média de sobrevivência foi estimado de acordo com recomendações feitas por Miller & Lacy (2005) para estimativas de variância com pequeno tamanho amostral. Ou seja, dividindo a variação observada pela variação esperada para uma distribuição normal (ver Rohlf & Sokal 1981).

Devido às particularidades de nossos dados como, por exemplo, as informações geradas no monitoramento dos bandos para amostragem do tamanho dos territórios (capítulo II), nós optamos por utilizar um cálculo simples de estimativas de sobrevivência. Nós não consideramos os modelos disponíveis para estimativas de sobrevivência baseados em recuperação de indivíduos marcados (Brownie *et al.* 1985) ou dados de captura e recaptura (Seber 1982, Pollock *et al.* 1990) porque nossos dados foram coletados sem as pressuposições restritivas desses métodos.

### *Fecundidade*

A fecundidade foi calculada considerando o número total de jovens-1 que saíram do ninho em uma estação e número total de fêmeas aptas a reproduzir (adultas e subadultas). Nós assumimos uma razão sexual no nascimento de 1:1 e, como algumas estimativas de fecundidade consideram apenas os filhotes fêmeas produzidos, nós usamos a metade do total de jovens-1 nos cálculos de fecundidade. Cálculo de fecundidade semelhante foi realizado por Wielgus (2002) e por Fauth & Cabe (2005). Portanto, a fecundidade foi calculada de acordo com a seguinte fórmula:

$$\text{Fecundidade} = \frac{\text{n}^\circ \text{ total de "jovens-1"} \times 0,5}{\text{n}^\circ \text{ total de fêmeas}}$$

Para calcular a porcentagem de fêmeas que conseguiram produzir no mínimo um filhote durante a estação reprodutiva, nós consideramos o número total de fêmeas com sucesso e o número total de fêmeas que tiveram a oportunidade de reproduzir, ou seja, parearam com um macho com território estabelecido. Portanto, esse cálculo foi feito seguindo a fórmula:

$$\text{Produtividade} = \frac{\text{n}^\circ \text{ de fêmeas com sucesso}}{\text{n}^\circ \text{ total de fêmeas que tentaram reproduzir}}$$

#### *Análises estatísticas*

Realizamos análise de variância (ANOVA) para avaliar as variações nas taxas de sobrevivência de jovens e adultos e entre estação não reprodutiva e reprodutiva. Utilizamos o teste qui-quadrado para avaliar se o número de sobreviventes está distribuído aleatoriamente entre os anos. O teste-t de Student foi utilizado para avaliar diferenças da proporção de fêmeas subadultas e adultas com chance de reproduzir e, também, para avaliar se a fecundidade de fêmeas adultas é significativamente maior que a de fêmeas subadultas. O teste-t também foi utilizado para avaliar a diferença entre as proporções de machos e fêmeas com chance de reproduzir. Para verificar se os dados estão distribuídos de forma normal utilizamos o teste de Kolmogorov-Smirnov. Todas as análises foram feitas de acordo com Zar (1999), considerando um nível de significância de 5 %. Utilizamos os pacotes estatísticos Statistica (StatSoft 1995) ou BioStat 2.0 (Ayres & Ayres-Jr. 2000).

## Resultados

### *Estrutura etária e razão sexual*

Considerando resultados de censos realizados no final das três estações reprodutivas, estimamos que a população média de *N. fasciata* na ESECAE foi composta de 19,9 % de jovens-1, 12,4 % de indivíduos jovens-2, 11,6 % de subadultos e 56,2 % de adultos. A média de dois censos realizados ao final das estações não reprodutivas a população estava distribuída em 19,0 % de jovens-2, 18,0 % de subadultos e 63,0 % de indivíduos adultos (Tabela 1, Figura 2). A maioria dos bandos monitorados foi composta por um casal adulto mais os filhotes nascidos na estação reprodutiva anterior. Porém alguns bandos também apresentavam indivíduos adultos ou subadultos que exerciam função de ajudantes. A razão sexual foi estimada em 1,2:1 (machos:fêmeas) entre os indivíduos adultos e em 1,1:1 quando consideramos os adultos e subadultos que tiveram o sexo identificado posteriormente.

### *Tamanho da população, densidade populacional e capacidade suporte*

Estimativas do número de indivíduos de *N. fasciata* dentro da área amostrada em censos realizados ao final das três estações reprodutivas variaram de 124 a 153 indivíduos, com média ( $\pm$ DP) de 137,3 ( $\pm$  17,1) indivíduos. Em dois censos realizados antes da estação reprodutiva, o número de indivíduos foi de 106 e 121 indivíduos, com média ( $\pm$ DP) de 113,5 ( $\pm$  13,3) (Tabela 1). Assumindo que a densidade populacional estimada na grade de amostragem seja a mesma em toda a área útil da reserva (6.148 ha), o tamanho da população na ESECAE foi estimado em 6.763 indivíduos. O tamanho populacional efetivo (número de indivíduos reproduzindo) de *N. fasciata* na ESECAE foi estimado em 3.438 indivíduos.

A densidade populacional considerando os cinco períodos de amostragem (estações reprodutivas e não reprodutivas) variou de 0,9 a 1,2 indiv / ha, como uma densidade populacional média ( $\pm$ DP) de 1,1 ( $\pm$  0,1) indiv / ha (Tabela 2). A capacidade suporte na ESECAE para *N. fasciata* foi estimada em 6.646 indivíduos.

Tabela 1: Distribuição etária de *Neothraupis fasciata* no gride de amostragem na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante os cinco períodos de amostragem, onde NR = estação não reprodutiva e R = estação reprodutiva.

Classe etária	Número de indivíduos (%)				
	2003-R	2004-NR	2004-R	2005-NR	2005-R
Jovens-1	29 (23,4)	—	34 (22,2)	—	19 (14,1)
Jovens-2	17 (13,7)	19 (17,9)	12 (7,8)	25 (20,7)	21 (15,6)
Subadultos	12 (9,7)	24 (22,6)	19 (12,4)	16 (13,3)	17 (12,6)
Adultos	66 (53,2)	63 (59,4)	88 (57,5)	80 (66,7)	78 (57,8)
TOTAL	124	106	153	121	135

Tabela 2: Densidade de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante os cinco períodos de amostragem, onde NR = estação não reprodutiva e R = estação reprodutiva.

Classe etária	Densidade (indivíduos / ha)				
	2003-R	2004-NR	2004-R	2005-NR	2005-R
Jovens-1	0,3	—	0,2	—	0,2
Jovens-2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2
Subadultos	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1
Adultos	0,6	0,6	0,7	0,7	0,7
TOTAL	1,2	1,0	1,2	1,0	1,2

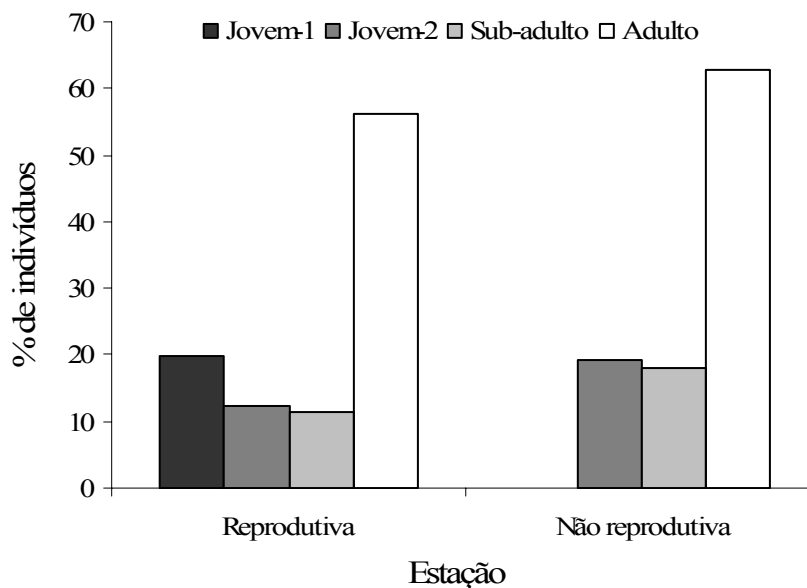


Figura 2: Distribuição etária da população de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas utilizando valores médios dos dados coletados durante a estação reprodutiva de 2003 e as estações não reprodutiva e reprodutiva de 2004 e 2005.

### *Sobrevivência*

A taxa semestral de sobrevivência variou de 0,822 a 0,922 para adultos e de 0,488 a 0,878 para jovens. A taxa semestral mínima de sobrevivência variou de 0,769 a 0,863 para adultos e de 0,474 a 0,852 para jovens (Tabela 3). As taxas médias ( $\pm$ DP) anuais de sobrevivência foram estimadas em 0,766 ( $\pm$  0,032) e 0,518 ( $\pm$  0,395) para indivíduos adultos e jovens, respectivamente (Tabela 4). As taxas médias ( $\pm$ DP) anuais mínimas de sobrevivência foram 0,671 ( $\pm$  0,028) e 0,487 ( $\pm$  0,372) para adultos e jovens respectivamente (Tabela 4). O número de indivíduos adultos sobreviventes não foi significativamente diferente entre os anos ( $\chi^2 = 0,143$ ; g.l. = 1,  $P = 0,969$ ), mas essa diferença foi significativa para indivíduos jovens ( $\chi^2 = 6,502$ ; g.l. = 1;  $P = 0,025$ ) (Figura 3). Apesar da taxa de sobrevivência de jovens ter variado significativamente entre os anos

e a de adultos não ser significativa, não houve variação significativa entre as taxas de sobrevivência de jovens e adultos ( $F_{1,6} = 3,166$ ;  $P = 0,125$ ). Também não houve variação significativa na taxa de sobrevivência de jovens ( $F_{1,2} = 0,113$ ;  $P = 0,768$ ) e adultos ( $F_{1,2} = 0,019$ ;  $P = 0,903$ ) entre as estações não reprodutiva e reprodutiva.

Tabela 3: Número de indivíduos registrados e taxas semestrais de sobrevivência de adultos e jovens de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas.

Período	Classe etária	No. indivíduos		Taxa de sobrevivência	Taxa mínima de sobrevivência
		T <sub>0</sub>	T <sub>1</sub>		
Dez/2003 – Jun/2004	Adulto	27	23	0,910	0,852
	Jovem	29	17	0,604	0,586
Jun/2004 – Dez/2004	Adulto	39	30	0,822	0,769
	Jovem	19	9	0,488	0,474
Dez/2004 – Jun/2005	Adulto	49	39	0,850	0,796
	Jovem	27	23	0,878	0,852
Jun/2005 – Dez/2005	Adulto	51	44	0,922	0,863
	Jovem	22	18	0,843	0,818

Tabela 4: Taxas de sobrevivência anual de indivíduos adultos e jovens de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas.

Período	Taxa de sobrevivência		Taxa mínima de sobrevivência	
	Adultos	Jovens	Adultos	Jovens
Ano 1	0,748	0,295	0,655	0,278
Ano 2	0,784	0,741	0,687	0,697

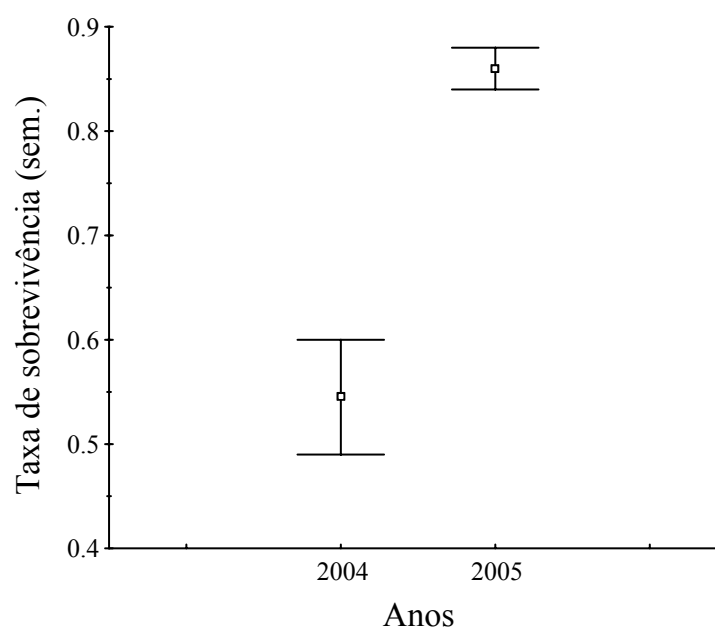


Figura 3: Variação da taxa semestral de sobrevivência de indivíduos jovens de *Neothraupis fasciata* durante os anos de 2004 e 2005 na Estação Ecológica de Águas Emendadas.

### *Fecundidade*

Constatamos que além das fêmeas adultas (> 2 anos) as subadultas (entre 1 e 2 anos) têm condições de reproduzir, ou seja, parearam com um macho e estabeleceram territórios. Entre as fêmeas aptas para a reprodução, em média ( $\pm$ DP) 89,6 % ( $\pm$  4,2) das adultas e 36,1 % ( $\pm$  2,5) das subadultas tiveram a oportunidade de reproduzir. Ou seja, 78,3 % ( $\pm$  1,3) da população de fêmeas com maturidade para reproduzir estabeleceram-se em territórios e parearam (Tabela 5). As proporções de fêmeas adultas e subadultas com chance de reproduzir foram significativamente diferentes ( $t = 14,471$ ; g.l. = 2;  $P = 0,005$ ).

A fecundidade das fêmeas de *N. fasciata* na população da ESECAE foi estimada em 0,309 ( $\pm$  0,100) (nº filhotes / nº de fêmeas), com fêmeas adultas apresentando valores de fecundidade significativamente maiores que fêmeas subadultas ( $t = 4,237$ ; g.l. = 2;  $P = 0,026$ ) (Tabela 6 e 7). Estimativas de produtividade anual indicaram que, em média, 42,6 % das fêmeas que tiveram oportunidade de reproduzir produziram com sucesso no mínimo um filhote por estação reprodutiva (Tabela 8).

Não registramos machos subadultos reproduzindo e 83,1 % dos machos adultos tiveram oportunidade de reproduzir, ou seja, conseguiram estabelecer territórios e acasalar-se (Tabela 9). Não houve diferença significativa nas porcentagens de fêmeas (Tabela 5) e machos (Tabela 9) com chance de reproduzir ( $t = 1,489$ ; g.l. = 2;  $P = 0,275$ ).



Tabela 5: Número de fêmeas adultas e subadultas de *Neothraupis fasciata* e proporção de fêmeas que tiveram chance de reproduzir durante as estações reprodutivas de 2003, 2004 e 2005 na Estação Ecológica de Águas Emendadas.

Ano	Fêmeas adultas		Fêmeas subadultas		Fêmeas total	
	Total	Com chance de reproduzir (%)	Total	Com chance de reproduzir (%)	Total	Com chance de reproduzir (%)
2003	31	27 (87,1)	8	3 (37,5)	39	30 (76,9)
2004	40	35 (87,5)	8	3 (37,5)	48	38 (79,2)
2005	35	33 (94,3)	12	4 (33,3)	47	37 (78,7)
Média ( $\pm$ DP)	35,3 $\pm$ 5,3	31,7 $\pm$ 4,7 (89,6)	9,3 $\pm$ 2,4	3,3 $\pm$ 0,6 (36,1)	44,7 $\pm$ 5,3	35,0 $\pm$ 4,7 (78,3)

Tabela 6: Número de fêmeas adultas e subadultas e número de filhotes de *Neothraupis fasciata* produzidos durante as estações reprodutivas de 2003, 2004 e 2005 na Estação Ecológica de Águas Emendadas.

Ano	Adultas		Subadultas		Total (adultas e subadultas)	
	Nº de fêmeas	Nº de filhotes produzidos	Nº de fêmeas	Nº de filhotes produzidos	Nº de fêmeas	Nº de filhotes produzidos
2003	31	28	8	1	39	29
2004	40	33	8	1	48	34
2005	35	17	12	2	47	19

Tabela 7: Fecundidade de fêmeas adultas e subadultas de *Neothraupis fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante os anos de 2003, 2004 e 2005.

Ano	Fecundidade (nº filhotes fêmeas / nº fêmeas reproduzindo)		
	Fêmeas adultas	Fêmeas subadultas	Fêmeas total (adultas e subadultas)
2003	0,452	0,063	0,372
2004	0,413	0,063	0,354
2005	0,243	0,083	0,202
Média ( $\pm$ DP)	0,369 ( $\pm$ 0,123)	0,069 ( $\pm$ 0,012)	0,309 ( $\pm$ 0,100)

Tabela 8: Número total de fêmeas de *Neothraupis fasciata* que tiveram oportunidade de reproduzir e número de fêmeas que produziram com sucesso no mínimo um filhote por estação reprodutiva na Estação Ecológica de Águas Emendadas durante as estações reprodutivas de 2003, 2004 e 2005.

Ano	Nº de fêmeas com chance de reproduzir	Nº de fêmeas que reproduziram com sucesso	% de fêmeas que reproduziram com sucesso
2003	30	16	53,3
2004	38	17	44,7
2005	37	11	29,7
Média ( $\pm$ DP)	35 ( $\pm$ 4,7)	14.7 ( $\pm$ 3,5)	42,6 ( $\pm$ 13,9)

Tabela 9: Número total de machos adultos e porcentagem de machos de *Neothraupis fasciata* que tiveram oportunidade de reproduzir nas estações reprodutivas de 2003, 2004 e 2005 na Estação Ecológica de Águas Emendadas.

Ano	Nº total de machos	Nº de machos com chance de reproduzir	% de machos com chance de reproduzir
2003	35	30	85,7
2004	49	38	77,6
2005	43	37	86,0
Média ( $\pm$ EP)	42,3 ( $\pm$ 8,3)	35,0 ( $\pm$ 4,7)	83,1 ( $\pm$ 0,2)

## Discussão

### *Estrutura etária e razão sexual*

Embora em nossos dados não façamos distinção entre indivíduos com idades superiores a dois anos, a estrutura etária da população de *N. fasciata* na ESECAE parece apresentar uma distribuição estável com maior proporção de indivíduos adultos. Nós constatamos uma escassez de informações a respeito de estrutura etária de populações de aves neotropicais e apenas estudos (e.g. Fisher & Wiebe 2006) realizados na região temperada disponibilizam esse tipo de informações para espécies de aves. A falta de estudos com espécies tropicais dificulta uma discussão comparada dos nossos dados, mas o padrão de estrutura etária encontrado para a população de *N. fasciata* na ESECAE é semelhante ao esperado para uma distribuição estável (Morris & Doak 2002). De acordo com Newton (1998), espécies da região tropical e subtropical vivem mais e possuem taxas menores de substituição de indivíduos na população do que espécies da região temperada, apresentando maior tendência da população a uma distribuição etária estável.

A estrutura mais comum de bando de *N. fasciata* em uma reserva próxima a nossa área de estudo foi de um casal adulto e os jovens nascidos na estação reprodutiva anterior, ou essa mesma composição acrescida da presença de mais um indivíduo adulto (Alves 1990). A maioria dos bandos monitorados na ESECAE apresentou uma composição semelhante ao descrito por Alves (1990). A razão sexual da população de *N. fasciata* na ESECAE (1,1 macho : 1 fêmea) também é coerente com o observado para várias outras espécies com reprodução cooperativa (revisão em Newton 1998).

### *Tamanho da população, densidade populacional e capacidade suporte*

A população de *N. fasciata* na ESECAE está próxima da capacidade suporte. Essa afirmação considera uma projeção das características da população de *N. fasciata* dentro da

grade de amostragem para toda a área de habitat favorável na reserva. A falta de espaços desocupados entre os territórios (capítulo II) e a presença de uma parcela de indivíduos com maturidade sexual atuando como ajudantes são indicativos de saturação de habitat. Embora a densidade populacional tenha se mantido relativamente estável ao longo do tempo de estudo, os valores negativos de taxa de crescimento estocástico encontrados para a população de *N. fasciata* na ESECAE (capítulo IV) demonstram uma tendência de declínio da população. Essa tendência provavelmente está relacionada a efeitos dependentes da densidade que podem estar agindo sobre a sobrevivência e/ou fecundidade. Há evidências na literatura de diminuição na sobrevivência de jovens devido a efeitos dependentes da densidade, e a taxa de sobrevivência de adultos também pode sofrer esses efeitos (McCallum *et al.* 2000). É argumentado que populações animais isoladas em reservas ou em áreas onde a perda de hábitat é contínua, também podem ser susceptíveis aos fatores dependentes da densidade (Chapman *et al.* 2001). Nesse sentido, a população de *N. fasciata* estudada por nós encontra-se isolada dentro de uma reserva e, também, é sabido que o bioma do Cerrado tem passado por contínuas perdas de seu habitat natural (Machado *et al.* 2004, Silva *et al.* 2006), reforçando a possibilidade de fatores dependentes da densidade estarem atuando sobre essa população.

Segundo Sutherland (1996), o aumento do tamanho da população resulta no mínimo em uma das possibilidades: encolhimento no tamanho dos territórios, maior taxa de ocupação de territórios com qualidade inferior ou maior número de indivíduos que não reproduzem (flutuantes ou ajudantes) na população, todos com efeitos negativos sobre o rendimento reprodutivo. A presença de indivíduos sem oportunidade de reproduzir constatado na população de *N. fasciata* pode ser um indicativo de que a população está próxima do limite da capacidade da área. De qualquer forma, a tendência de declínio da população (capítulo IV) deve estar associada a algum efeito negativo sobre a taxa

reprodutiva já que a presença de uma substancial classe de indivíduos não reprodutores (ajudantes) amenizaria efeitos na sobrevivência de indivíduos adultos reprodutores, substituindo-os e mantendo o pool reprodutivo da população (Walters *et al.* 2002).

### *Sobrevivência*

A taxa de sobrevivência de *N. fasciata* (76,6 %) encontrada na área de estudo é semelhante à de outras espécies de Thraupidae da região tropical (e.g. *Tachyphonus luctuosus* 64,4 %, *T. rufus* 60,6 % *Thraupis palmarum* 67,2 %, *Tangara gyrola* 74,2 % - Johnston *et al.* 1997). Também é semelhante à taxa mínima de sobrevivência estimada para *Myrmotherula fulviventris* (75 %, Formicariidae) (Greenberg & Gradwohl 1997) e para *Cercomacra tyrannina* (82 %, Formicariidae) (Morton & Stutchbury 2000).

Particularmente, o trabalho de Greenberg & Gradwohl (1997) apresenta semelhanças com o nosso estudo tanto no método adotado para estimar a taxa de sobrevivência quanto no padrão de comportamento territorial apresentado pelas duas espécies (*M. fulviventris* e *N. fasciata*). Taxas de sobrevivência de pelo menos 12 espécies de Passeriformes que também apresentam comportamento de participação facultativa em bandos mistos variaram de 50,0 % a 81 % com uma média de 60,9 % de sobrevivência quando consideramos as taxas de todas as espécies juntas (Jullien & Clobert 2000). De acordo como Ricklefs (1997), as taxas de sobrevivência estimadas para espécies de *Turdus* (Muscicapidae) foram de 56 % na região temperada, 68 % na região subtropical da América do Sul, 76 % para terras baixas e 85 % em ambientes de montanhas da região tropical da América Central e do Sul. Portanto, tanto a taxa de sobrevivência geral, quanto a taxa de sobrevivência mínima estimada para *N. fasciata* na ESECAE são semelhantes ao encontrado na literatura para outras espécies da região tropical (e.g. Willis 1974, Ricklefs 1997, Parker *et al.* 2006) e

relativamente maior que valores encontrados para espécies da região temperada (e.g. Loery *et al.* 1987, Ricklefs 1997, Fisher & Wiebe 2006).

A baixa taxa de sobrevivência de jovens e o baixo sucesso reprodutivo no ano de 2004 (capítulo I) podem estar relacionados ao mesmo fator. Já que a taxa de sobrevivência de adultos não variou significativamente entre os anos e a densidade populacional se manteve praticamente estável ao longo de todo o tempo de amostragem, é possível que as maiores taxas de sobrevivência de jovens observadas em 2005 tenham apenas amenizado o efeito do baixo sucesso reprodutivo (capítulo I) e baixa sobrevivência de jovens observada no ano de 2004.

Embora a diferença na taxa de sobrevivência de jovens e adultos não tenha sido estatisticamente significativa entre os anos, é possível que tanto os valores de sobrevivência de jovens em 2004 (29,5 %) quanto em 2005 (74,1 %) não sejam o padrão de sobrevivência de jovens de *N. fasciata* na ESECAE. Estudos com maior período de amostragem são necessários para explicar o porquê dessa variação e estabelecer valores mais precisos de taxa de sobrevivência para indivíduos jovens. Muitos estudos têm demonstrado que a sobrevivência de aves no primeiro ano de vida é significativamente menor que a sobrevivência de adultos (e.g. Loery *et al.* 1987, Sullivan 1989), mas também há estudos que não encontraram diferenças significativas na sobrevivência de jovens e adultos (e.g. Fisher & Wiebe 2006). Em estudo realizado na Venezuela, a taxa de sobrevivência de *Forpus passerinus* (Psittacidae) não foi significativa entre as duas classes de idade consideradas, mas indivíduos reprodutores apresentaram maior probabilidade de sobrevivência local do que indivíduos da classe não reprodutora (Sandercock *et al.* 2000).

O fato de termos considerado apenas indivíduos com territórios estabelecidos, pode ter influenciado nossas estimativas de sobrevivência. Particularmente, esse é um problema em populações com um grande número de indivíduos flutuantes que não estejam em

territórios estabelecidos. Entretanto, durante todo o tempo de nosso estudo, apenas uma vez foi detectado a presença de um indivíduo jovem não associado a um bando com território estabelecido e não foi registrada a presença de adultos flutuantes. De qualquer forma, é possível que nossa estimativa de sobrevivência de adultos esteja sendo afetada por esse tipo de problema, assim como considerado por Greenberg & Gradwohl (1997).

Embora os dados de sobrevivência de uma única espécie estudada em intervalo de tempo relativamente curto (dois anos) não seja o suficiente para avaliar a hipótese de maior longevidade em aves da região tropical versus temperada (e.g. Karr *et al.* 1990, Ricklefs 1997), é notável que a sobrevivência de *N. fasciata* seja relativamente maior que a sobrevivência da maioria das espécies analisadas por Karr *et al.* (1990). Essa mesma observação foi feita por Greenberg & Gradwohl (1997), quando esses autores comparam a sobrevivência de *M. fulviventris* (Formicariidae) com os dados de Karr e colaboradores. De acordo com Greenberg & Gradwohl (1997), comparações feitas com os dados apresentados por Karr *et al.* (1990) são enfraquecidas devido ao fato desses autores não terem feito distinção entre jovens e adultos em suas estimativas. Mesmo assim, o trabalho de Karr *et al.* (1990) tem sido considerado como referência em diversos estudos recentes (e.g. Woodworth *et al.* 1999, Jullien & Clobert 2000, Parker *et al.* 2006) e, talvez, isso se deva a carência de informações melhores que possibilitariam comparações mais adequadas. Se quisermos conhecer bem as espécies de aves de uma determinada área, por exemplo, o Cerrado, e definir estratégias de conservação realmente eficazes, é fundamental investir em estudos a longo prazo que disponibilizem boas estimativas das taxas vitais e suas variações.



### *Fecundidade*

A fecundidade é considerada uma taxa de difícil estimativa, existindo diferentes definições acerca do que é fecundidade. De acordo com Gill (1989), medidas de fecundidade anual precisam considerar o comprimento da estação reprodutiva e a taxa de sobrevivência dos filhotes. Nós assumimos a taxa de fecundidade como sendo a razão entre o número de filhotes fêmeas produzidos e o número de fêmeas reproduzindo. Definição semelhante de fecundidade também foi adotada por Wielgus (2002). Outros autores também utilizaram medidas de fecundidade semelhante à adotada por nós, porém considerando todos os filhotes (machos e fêmeas) produzidos na estação (e.g. Saethe & Bakke 2000, Aguilar 2001, Medeiros & Marini 2007).

A maior proporção de fêmeas adultas do que subadultas de *N. fasciata* com oportunidade de reproduzir, provavelmente esta relacionada ao comportamento dessa espécie de viver em bandos e, possivelmente, a um efeito dependente da densidade. Fêmeas adultas devem ser mais hábeis em adquirir status reprodutivo na população do que fêmeas subadultas. Essa característica pode induzir à formação de uma classe de indivíduos com maturidade sexual que não conseguem espaço para reproduzir. Isso pode explicar a maior proporção de indivíduos subadultos do que adultos na classe dos não reprodutores (ajudantes). Há evidências que populações vivendo próximo da capacidade suporte apresentam um grande número de indivíduos que não conseguem reproduzir por falta de espaço adequado (Sutherland 1996) e isso pode estar relacionado aos efeitos dependentes da densidade (McCallum *et al.* 2000). Como a população de *N. fasciata* na ESECAE apresenta evidências de saturação de habitat, é provável que a presença de indivíduos machos e fêmeas aptos a reproduzir, mas que não o fazem, esteja relacionada à falta de espaço vazio para estabelecimentos de novos bandos e territórios. Alves (1990)

também relata carência de espaços entre territórios e a presença de indivíduos não reprodutores (ajudantes) para outra população de *N. fasciata*.

Estudos comparativos que consideram diferentes populações com características demográficas distintas são necessários para podermos avaliar se a presença de uma classe não reprodutiva da população está mais condicionada a fatores dependentes da densidade ou a padrões comportamentais que determinam a estrutura social dos bandos. Vários estudos têm demonstrado que indivíduos mais jovens reproduzem se a densidade for reduzida, como observado para *Pandion haliaetus* (Pandionidae) (Poole 1989 *apud* Sutherland 1996) e *Accipiter nisus* (Accipitridae) (Wyllie & Newton 1991). Estudos experimentais realizados com *Acrocephalus sechellensis* (Sylviidae) introduzidos em uma ilha demonstraram que os indivíduos viveram em pares até o habitat disponível se tornar totalmente ocupado e, somente depois, começaram a formar grupos familiares e surgiu uma classe de indivíduos não reprodutores (Komdeur 1992). O fato de termos registrado algumas fêmeas subadultas reproduzindo sugere que, para a população de *N. fasciata* na ESECAE, a presença de indivíduos subadultos e adultos exercendo função de ajudantes está mais condicionada a fatores demográficos, e os padrões de estrutura social devem exercer uma função secundária. Nós não registramos machos subadultos reproduzindo, o que deve estar condicionado aos mesmos fatores discutidos acima. Resultados semelhantes são apresentados por Morton & Stutchbury (2000). Segundo esses autores, para uma população de *C. tyrannina* (Formicariidae) no Panamá apenas indivíduos machos com pelo menos três anos de idade conseguiram estabelecer territórios e reproduzir.

Embora cerca de 78,3 % das fêmeas de *N. fasciata* tenham tido a oportunidade de reproduzir, apenas 42,6 % dessas fêmeas produziram pelo menos um filhote por ano. A fecundidade de *N. fasciata* (0,31 filhotes/fêmea) na ESECAE é relativamente menor que a fecundidade encontrada para *Elaenia chiriquensis* (Tyrannidae; 0,54 filhotes/fêmea)

(Medeiros & Marini 2007) na mesma área de estudo do nosso trabalho e para *Leptopogon amaurocephalus* (Tyrannidae) em fragmentos de Mata Atlântica em Minas Gerais (Aguilar 2001).

O fato de fêmeas adultas de *N. fasciata* apresentarem fecundidade significativamente maior que fêmeas subadultas corrobora com outros estudos. Por exemplo, indivíduos mais jovens de *Parus major* (Paridae) apresentaram performance inferior em diversos aspectos relacionados à reprodução (Perrins & Moss 1974). Embora a relação entre idade e performance reprodutiva ainda não seja claramente definida, há várias evidências de que casais formados por indivíduos mais velhos produzem mais filhotes que casais de indivíduos mais jovens (Finney & Cooke 1978, Payevsky 2006). Essa característica também foi observada para aves coloniais (e.g. Robinson 1986 e 1988). Casais jovens também tendem a iniciar as atividades reprodutivas mais tarde do que indivíduos mais experientes (Perrins & Birkhead 1983). Alguns estudos realizados com *P. major* têm demonstrado que os indivíduos apresentam melhor performance reprodutiva entre as idades de dois e quatro anos, diminuindo gradativamente após essa idade (e.g. Perrins & Moss 1974, Perrins 1980 *apud* Payevsky 2006).

Os valores de fecundidade e sobrevivência encontrados para a população de *N. fasciata* na ESECAE são semelhantes ao de vários outros Passeriformes (revisões em Perrins & Birkhead 1983, Newton 1998, Stutchbury & Morton 2001). Comparando nossos dados com diversos trabalhos citados por esses autores, nosso estudo corrobora a hipótese de maior taxa de sobrevivência e menor fecundidade para espécies de aves na região tropical em relação às espécies da região temperada.

## **CAPÍTULO IV**

# **ANÁLISE DE VIABILIDADE POPULACIONAL E RELAÇÃO CUSTO-EFICIÊNCIA DE ESTRATÉGIAS PARA CONSERVAÇÃO DE *Neothraupis fasciata* (AVES: THRAUPIDAE) NO CERRADO DO BRASIL CENTRAL**

## Introdução

O desenvolvimento de estratégias de manejo para espécies de aves que consideram a relação custo e eficácia tem se tornado um importante problema global. Cerca de 12 % de todas as espécies de aves do mundo são consideradas ameaçadas e 8 % são listadas como próximo de ameaça (Baillie *et al.* 2004). A maioria das espécies ameaçadas precisará de manejo para persistir por longos períodos e algumas dessas espécies estão restritas a populações em cativeiro com poucas chances de serem reintroduzidas com sucesso em ambientes naturais. Embora populações em cativeiro possam oferecer uma segurança contra a extinção, seria imprudente assumir que essas espécies seriam facilmente reintroduzidas em ambientes naturais para formar populações viáveis (Baillie *et al.* 2004). Além disso, muitas populações de espécies relativamente comuns estão em declínio (BirdLife International 2004). Muitas vezes, apenas a proteção de habitats não é o suficiente e o manejo intensivo será necessário para impedir que essas populações declinem ao ponto de não mais exercer seu papel funcional no ecossistema.

A análise de viabilidade de populações (PVA) é uma abordagem quantitativa para avaliar a viabilidade de populações e os fatores que afetam essa viabilidade (Possingham *et al.* 1993, Beissinger & Westphal 1998). A proposta original da PVA foi determinar o tamanho mínimo viável de uma população (Shaffer 1981). Através do uso de informações a respeito da história de vida das espécies e do conhecimento sobre a influência de fatores ambientais na dinâmica das populações, a PVA pode ser aplicada para estimar a probabilidade de persistência de populações sob diferentes condições (Shaffer 1981, Reed *et al.* 1998). O modelo de PVA fornece uma maneira de avaliar a magnitude de alterações em parâmetros como a taxa de sobrevivência, fecundidade e disponibilidade de recursos que exercem importantes efeitos biológicos sobre as espécies (Burgman 2000). Através da incorporação de elementos imprecisos, esse modelo fornece uma projeção estocástica do

destino da população. Embora a avaliação do risco de extinção seja útil, alguns autores têm questionado esse uso tradicional da PVA, argumentando que essas análises dificilmente fazem boas previsões de probabilidades de extinção (Possingham *et al.* 1993, Beissinger & Westphal 1998). Contudo, apesar da preocupação com o poder de previsões, a PVA pode ser utilizada para revelar quais são os parâmetros vitais mais importantes para uma determinada população (McCarthy *et al.* 1995) e para otimizar programas de conservação (Cross & Beissinger 2001, Morris & Doak 2002).

A PVA pode ser utilizada como uma ferramenta para dar suporte em decisões na biologia da conservação avaliando e comparando estratégias de conservação para espécies ameaçadas (Clark *et al.* 1991, Possingham *et al.* 1993, Drechsler & Burgman 2004). Através da simulação de possíveis cenários que as espécies podem enfrentar no futuro, PVAs podem ser úteis para comparar alternativas de manejo (Lindenmayer *et al.* 1993, Burgman 2000). Outro benefício dos modelos de PVA é poder auxiliar na determinação de quais tipos de dados são mais necessários para serem coletados no futuro para preencher lacunas de conhecimento (Possingham *et al.* 1993, Morris & Doak 2002).

Apesar do apelo de usar a PVA para dar suporte em decisões para a conservação das espécies, há poucos estudos onde isso tem sido feito considerando o custo econômico necessário para implantar programas de recuperação de espécies (e.g. Larson *et al.* 2003, Tisdell *et al.* 2005). A conservação da biodiversidade requer significativo recurso econômico e países com grande número de espécies ameaçadas necessitam utilizar os recursos de forma eficiente (Baillie *et al.* 2004). Decisões de estratégias de conservação que ignoram o custo podem ser muito caras para serem implementadas e consumir recursos significativos que poderiam ser aplicados em planos de conservação que otimizem custo e eficiência (Baxter *et al.* 2006). Através da incorporação de custos nas análises de decisões

é possível determinar a ‘estratégia de conservação ótima’ sob restrições de um orçamento fixo (Noon & McKelvey 1996, Possingham *et al.* 2001, Haight *et al.* 2004).

Esse trabalho determina a opção de manejo mais ‘custo-eficiente’ para populações de *Neothraupis fasciata* no cerrado do Brasil central. Nós assumimos que a melhor estratégia de conservação é aquela que otimiza a probabilidade de persistência da população de acordo com um orçamento fixo ou recupera as taxas vitais necessárias para a persistência da população minimizando os custos financeiros. Nós focamos no custo econômico das opções de manejo e consideramos a eficiência de diferentes estratégias em diminuir a chance de extinção.

O Brasil tem uma elevada diversidade de espécies de aves e também contém o maior número de espécies de aves ameaçadas na região tropical (Collar *et al.* 1997, Marini & Garcia 2005). O Cerrado é a região mais extensa de savana na América do Sul e também é o único *hotspot* de biodiversidade que consiste largamente de “savana”, mata de galeria e habitat de floresta seca (Mittermeier *et al.* 2004). É o segundo maior bioma da América do Sul e, também, um dos mais ameaçados ecossistemas no continente (Silva & Bates 2002, Klink & Machado 2005). A principal ameaça para a biodiversidade do Cerrado é o acelerado processo de conversão de habitat natural para agricultura e a deficiência na extensão e representatividade do sistema de áreas protegidas (Silva *et al.* 2006).

Estimativas recentes sugerem que a maior parte do habitat natural do Cerrado que não está protegida em reservas será destruída até 2030 se as taxas de destruição atual se mantiverem (Machado *et al.* 2004). Devido às elevadas taxas de perda de habitat, a maioria das espécies endêmicas do Cerrado podem ser consideradas ameaçadas até mesmo sem constarem nas listas oficiais de espécies ameaçadas de extinção (Garcia & Marini 2006). Isso faz com que o Cerrado seja uma região onde estratégias de manejo considerando custo e eficiência sejam indispensáveis.

No presente estudo nós: 1) avaliamos o risco de extinção da população de *N. fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) utilizando dados coletados durante três anos de pesquisa no campo; 2) determinamos a melhor estratégia de manejo que maximiza a viabilidade da população sob restrições de orçamentos limitados ou minimiza os custos mantendo as taxas vitais nos níveis requeridos para a persistência da população; 3) identificamos as informações mais necessárias para serem coletadas sobre essa espécie em estudos futuros. Este estudo também avalia o risco de extinção através de exemplos típicos de outras populações dessa espécie em áreas protegidas e não protegidas no Cerrado.

## **Métodos**

### *História de vida e atributos da população*

*Neothraupis fasciata* é a única espécie desse gênero, sendo considerada uma espécie endêmica do Cerrado (Tubelis & Cavalcanti 2000). É listada como espécie próxima de ameaça (IUCN 2006), dependente de programas de conservação e carente de informações (Collar *et al.* 1992). É uma espécie generalista na estratégia de forrageamento (Alves 1991) que vive entre 500 e 1.100 metros de altitude (Ridgely & Tudor 1989). Seu ninho é em forma de cesto, geralmente construído a menos de um metro acima do solo (Alves & Cavalcanti 1990) e, frequentemente, exerce função de sentinela em bando misto de espécies de aves (Alves 1990, Ragusa-Netto 2000).

Alves (1990) relata que *N. fasciata* é uma espécie monogâmica que vive em grupos de até seis indivíduos. Na ESECAE, o tamanho médio dos bandos foi de 3,4 indivíduos e o tamanho médio dos territórios é de 3,7 ha (capítulo II). O tamanho da ninhada é de 2 a 3 ovos (Alves & Cavalcanti 1990, ver também capítulo I). Na população da ESECAE nós registramos fêmeas reproduzindo com sucesso pela primeira vez aos 2 anos de idade e



machos aos 3 anos (capítulo III). Informações a respeito da longevidade dessa espécie são inexistentes, mas alguns indivíduos foram registrados no mesmo território por 4 anos (Alves 1990). Utilizando informações a respeito da biologia reprodutiva e longevidade de espécies de Passeriformes de floresta úmida (Snow & Lill 1974) e do Cerrado (Kanegae & Vasconcellos 2004), nós assumimos uma idade máxima de reprodução de 10 anos para *N. fasciata*. A sobrevivência anual de indivíduos jovens na ESECAE foi estimada em até 74,1 %, e para e adultos uma média 76,6 % de sobrevivência (capítulo III). A densidade populacional foi estimada em 1,1 indivíduos / ha e a carência de espaços desocupados entre os territórios sugere saturação de habitat na área de estudo (capítulo II). O sucesso reprodutivo estimado por Alves & Cavalcanti (1990) em outra reserva foi de 38,4 %, mas na ESECAE a média do sucesso reprodutivo de dados coletados durante 4 anos foi de 22,2 % (capítulo I). As fêmeas geralmente fazem mais de uma tentativa reprodutiva por estação e estimativas de produtividade anual indicaram que 42,6 % das fêmeas produziram pelo menos um filhote por ano (capítulo III). Mais detalhes a respeito da biologia reprodutiva, sistema social, interações interespecíficas, forrageamento e impacto de queimadas na sobrevivência são fornecidos por Alves (1990 e 1991), Alves & Cavalcanti (1990), Cavalcanti & Alves (1997) e Ragusa-Netto (2000).

As ameaças que afetam a reprodução de *N. fasciata* são o parasitismo de filhotes por larvas de dípteros (*Philornis* sp.) e o parasitismo de ninhos (Cavalcanti & Pimentel 1988, Alves & Cavalcanti 1990, França 2005). Ninhos de *N. fasciata* são altamente parasitados por *Molothrus bonariensis* (Icterinae) em áreas degradadas, mas não foi registrado o parasitismo de ninhos em Cerrado preservado (Cavalcanti & Pimentel 1988, Alves & Cavalcanti 1990) e na grade de amostragem (capítulo I). Outra ameaça possível para *N. fasciata* são parasitas de sangue (Fecchio 2006), mas não há informações a respeito do efeito desses parasitas na reprodução e sobrevivência. A predação foi a principal causa

de perda de ninhos na ESECAE (capítulo I). Cachorros domésticos são comumente observados na área de estudo e são considerados um predador potencial para ovos e filhotes de aves que constroem ninhos próximo ao solo (Lopes *et al.* 2004). Informações a respeito de predadores naturais de ninhos de Passeriformes são apresentadas por França (2005) e Lopes & Marini (2005).

### *Modelo de simulação*

As simulações foram conduzidas utilizando-se o programa VORTEX *version* 9.6 (Lacy *et al.* 2005). O VORTEX é um programa de simulação com base individual utilizado em análises de viabilidade populacional (PVA) que modela o efeito de processos determinísticos e estocásticos na dinâmica de populações (Miller & Lacy 2005). Esse programa foi originalmente desenvolvido para modelar populações de aves e mamíferos com baixa fecundidade (Miller & Lacy 2005). Nós utilizamos o VORTEX para avaliar a probabilidade de extinção de populações de *N. fasciata* sob diferentes cenários e opções de manejo.

Nós simulamos a persistência de uma população isolada. Para cada cenário foram conduzidas 500 iterações (e.g. Harris *et al.* 1987, Miller & Lacy 2005), considerando um tamanho populacional inicial igual à metade da capacidade suporte de cada cenário (e.g. Brito & Fonseca 2006). Nós consideramos uma distribuição etária estável calculada automaticamente pelo programa VORTEX (e.g. Lunney *et al.* 2002) e simulamos a dinâmica da população sob um intervalo de tempo de 100 anos (e.g. Goldingay & Possingham 1995, Walters *et al.* 2002). Nós assumimos um risco de quase-extinção quando o tamanho da população chega a menos de 100 indivíduos (Burgman *et al.* 1993). Não consideramos depressão endogâmica nas simulações.

## *Cenários*

Todos os cenários foram criados para refletir várias condições em que populações de *N. fasciata* podem existir. O cenário básico (detalhes abaixo) é o que melhor representa a população dessa espécie na ESECAE porque a maioria dos parâmetros utilizados foi extraída de dados coletados nessa reserva. O cenário básico foi utilizado como base para comparações com outros cenários.

### Cenário básico

A maior parte dos dados a respeito de história de vida, ameaças e aspectos demográficos utilizados nesse cenário foram coletados na ESECAE. Entretanto, devido ao curto intervalo de tempo desse estudo, nós também complementamos essas informações com dados de outras fontes da literatura. Nós usamos as taxas de sobrevivência calculadas para *Myrmotherula fulviventris* (Formicariidae) no Panamá (Greenbergh & Gradwolh 1997). Embora essa espécie viva em outro bioma, ela apresenta similaridades com a história de vida de *N. fasciata*, particularmente relacionados ao comportamento territorial. Além disso, o trabalho de Greenbergh & Gradwolh (1997) utiliza o mesmo método que nós utilizamos para estudar a territorialidade e sobrevivência de *N. fasciata* (capítulos II e III). Greenbergh & Gradwolh (1997) utilizam dados coletados em um intervalo de 14 anos, o que fornece uma medida confiável de sobrevivência para simulações de longos períodos. Como Greenbergh & Gradwolh (1997) não disponibilizam dados de variância, nós utilizamos os valores estimados por Johnston *et al.* (1997) para *Tachyphonus luctuosus* (Emberizidae). Johnston *et al.* (1997) usaram dados coletados durante 10 anos o que permite calcular variância sob um tamanho amostral satisfatório. A capacidade suporte (K) na ESECAE foi estimada em 6.646 indivíduos (capítulo III). Os dados utilizados para compor o cenário básico são sumarizados na Tabela 1.

### Cenário de destruição de habitats

Para simular o impacto da redução na quantidade de habitat disponível para *N. fasciata* nós reduzimos a capacidade suporte a 50 %, 25 % e 12,5 % do valor utilizado no cenário básico. Assumimos 2 % de variações ambientais em K para cada caso. Todos os outros parâmetros foram mantidos iguais ao do cenário básico.

### Cenário taxa de mortalidade na ESECAE (mortalidade)

Nesse cenário nós substituímos as taxas de mortalidade do cenário básico por valores estimados para *N. fasciata* na ESECAE (capítulo III) e mantivemos os outros parâmetros iguais ao cenário básico, inclusive os valores de variância das taxas de mortalidade. Nesse cenário, a mortalidade de indivíduos jovens foi 72,6 % maior do que no cenário básico, e a mortalidade de subadultos (de 1 a 2 anos) e adultos foi 6,4 % menor do que o valor considerado no cenário básico. Portanto, as taxas de mortalidade utilizadas nesse cenário foram: a) de 0 a 1 ano de idade (jovens) = 25,9 %; b) de 1 a 2 anos (subadultos) 21,5 %; c) de 2 a 3 anos (adultos) = 23,4 %; d) acima de 3 anos (adultos) = 24,3 % (somente para machos).

A sobrevivência foi negativamente relacionada à idade dos indivíduos com uma inclinação de -6,2 % (Greenberg & Gradwohl 1997). Portanto, a taxa de mortalidade de indivíduos subadultos foi estimada como sendo 6,2 % menor, e a de indivíduos acima de 3 anos de idade (machos) como sendo 6,2 % maior que a mortalidade de indivíduos entre 2 a 3 anos de idade.

### Cenário com estação seca prolongada (seca)

Nesse cenário nós acrescentamos a possibilidade de uma estação seca prolongada como sendo uma catástrofe com probabilidade de ocorrência de 10 %. Em anos de seca, nós assumimos que ocorre um encurtamento no período reprodutivo e, conseqüentemente, os casais têm menos oportunidades de tentar reproduzir mais vezes na mesma estação. Em anos de seca prolongada a sobrevivência e a reprodução foram reduzidas em 25 %.

### Cenário tamanho da ninhada (ninhada)

Nesse cenário nós substituímos o número máximo da prole por ano de 3 para 2 filhotes e mantivemos os demais parâmetros iguais ao cenário básico. Esse cenário é baseado em dados coletados durante quatro estações reprodutivas na ESECAE. Nesse período, o tamanho médio da ninhada em 2003 (2,8 ovos) foi significativamente maior que em 2004, 2005 e 2006 (média de 2,1; 2,2 e 2,3 ovos, respectivamente) (capítulo I). Visto que o tamanho da ninhada em 2003 pode não ser o usual, nós assumimos que o tamanho máximo da prole por ano são dois filhotes. Nesse cenário, a porcentagem de fêmeas que produziram 1 ou 2 filhotes foi de 30,4 % e 69,6 % respectivamente.

### *Análise de sensibilidade*

Para testar a força de nossas conclusões para variações nos valores dos parâmetros do cenário básico, as simulações foram repetidas mudando os seguintes parâmetros em 5 % e 10 %: a) taxa de mortalidade de jovens e adultos; b) porcentagem de fêmeas e machos reproduzindo.

Tabela 1: Valores dos parâmetros utilizados na composição do cenário básico para simulação populacional no programa VORTEX.

<b>PARÂMETROS</b>	<b>VALOR</b>	<b>FONTE*</b>
Varição ambiental na reprodução e sobrevivência	concordante	a
Número e tipos de catastrofes	1 (fogo)	
Sistema reprodutivo	Monogâmico	b, Cap. I
Idade da primeira reprodução para fêmeas	2	Cap. III
Idade da primeira reprodução para machos	3	Cap. III
Idade máxima de reprodução	10	c, d
Número máximo de filhotes por ano	3	Cap. I
Razão sexual no nascimento (in % of males)	50 %	Cap. III
<b>Reprodução dependente da densidade</b>	Sim	
% de fêmeas reproduzindo em baixa densidade P(0)	48,5	Cap. III
% de fêmeas reproduzindo próximo de K, P(K)	38,2	Cap. III
Efeito Alee, A	0	Cap. II e III
Parâmetro de inclinação, B	2	e
% de fêmeas reproduzindo	Calculado por VORTEX	f
Varição ambiental na reprodução	5	Cap. I, g
% machos de machos adultos reprodutivos	83,1 %	Cap. III
<b>Distribuição do número de filhotes por fêmea no ano</b>	Sim	Cap. I e II
1 filhote	30,4 %	
2 filhotes	54,6 %	
3 filhotes	15,0 %	
Taxa de mortalidade entre 0 e 1 ano de idade (♂ e ♀, jovens)	15,0 %	g
Taxa de mortalidade entre 1 e 2 anos (♂ e ♀, subadultos)	23,5 %	g
Taxa de mortalidade acima de 2 anos (♀, adulta)	25,0 %	g
Taxa de mortalidade entre 2 e 3 anos (♂, adulto)	25,0 %	g
Taxa de mortalidade acima de 3 anos (♂, adulto)	26,6 %	g
Varição ambiental da taxa de mortalidade	8,5 %	h
<b>Catástrofe</b>	Fogo	
Frequência	10 %	i
Severidade na reprodução	25 %	
Severidade na sobrevivência	Não	j
<b>Capacidade suporte, K</b>	6.646	Cap. III
Varição ambiental em K	133 (2 %)	k

\* a) Lunney *et al.* 2002; b) Alves 1990; c) Snow & Lill 1974; d) Kanegae & Vasconcellos 2004; e) Fowler 1981; f) Miller & Lacy 2005; g) Greenbergh & Gradwohl 1997; h) Johnston *et al.* 1997; i) SEMARH 2006; j) Cavalcanti & Alves 1997; k) Parysow & Tazik 2002.

### *Estratégias de manejo*

Consideramos três opções de manejo: revegetação, controle de queimadas e proteção de ninhos, e avaliamos o efeito de cada estratégia na probabilidade de quase-extinção. Na opção de revegetação, nós negligenciamos os custos para aquisição de novas áreas e consideramos apenas o custo para recuperação da vegetação natural. Portanto, estamos assumindo que existem áreas degradadas na reserva ou próximas que poderão ser recuperadas e tornarem-se habitats adequados para o estabelecimento de novos bandos de *N. fasciata*. Nas simulações, nós assumimos o seguinte efeito de cada estratégia de manejo: a) revegetação (REV) aumenta a capacidade suporte através de um aumento na área de habitat apropriado; b) controle de queimadas (CQ) remove o efeito da ocorrência de incêndios (catástrofe no cenário básico) na reprodução e; c) proteção de ninhos (PN) aumenta a porcentagem de fêmeas reproduzindo com sucesso. Nós consideramos que a proteção de ninhos reduz somente as taxas de predação e não reduz o efeito de outras causas de perda de ninhadas. O aumento na porcentagem de fêmeas reproduzindo foi estimado considerando o número de protetores de ninhos, uma taxa de proteção igual a taxa de predação (65,9 %) observada nos três primeiros anos de estudo (2003 a 2005) (capítulo I) e uma eficiência do protetor de 80%. Portanto, consideramos que 52,7 % dos ninhos protegidos tiveram sucesso.

### *Custo das estratégias de manejo*

Assumimos um custo de revegetação no valor de US\$ 2993 / ha (extraído de dados da Austrália, Schimer & Field 2000). Com base em dados do Chile, o custo para controle de queimadas foi estimado em US\$ 0,35 / ha, o qual foi ajustado para 20 anos de manejo como sendo US\$ 2 / ha (K.A. Wilson, *comunicação pessoal*). O custo para a proteção de ninhos foi derivado de estratégias de manejo adotadas para aumentar a taxa de sucesso

reprodutivo de *Lichenostomus melanops* (Meliphagidae) (ver Baxter *et al.* 2006), com um custo de US\$ 426 por protetor de ninho (aquisição e instalação) por um período de 5 anos.

#### *Relação custo-eficiência das estratégias de manejo*

Nós exploramos a relação custo-eficiência das estratégias de manejo em áreas pequenas (774,8 ha) e grandes (6198,4 ha) com base nos parâmetros do cenário de seca prolongada (seca). Esse cenário foi escolhido por resultar em alta probabilidade de quase-extinção, possibilitando a discriminação entre as diferentes estratégias. Para que as comparações entre as opções de manejo sejam mais adequadas, nós fixamos o valor do orçamento disponível. Primeiramente, nós consideramos um orçamento fixo (US\$ 50.000) com diferentes porções desse valor alocadas para revegetação e/ou proteção de ninhos.

Posteriormente, consideramos como orçamento mínimo o valor necessário para fazer o controle de queimadas em toda a área da reserva por um período de 100 anos, o qual foi estimado em US\$ 7.748 e US\$ 61.984 para áreas pequenas e grandes respectivamente. O orçamento mínimo foi alocado somente para uma das opções de manejo (controle de queimadas ou proteção de ninhos). Quando consideramos orçamentos maiores, nós assumimos duas possibilidades: com todo o valor disponível gasto com proteção de ninhos ou, com um valor fixo para controle de queimadas e o restante alocado para a proteção de ninhos. A efetividade dos regimes de manejo foi testada para reservas com áreas pequenas e grandes.

Finalmente, nós exploramos o efeito do tamanho da reserva para avaliar a efetividade da opção que considera apenas a proteção de ninhos e de outra opção considerando controle de queimadas e proteção de ninhos simultaneamente (estratégia mista). Para cada tamanho de área da reserva, assumimos um orçamento fixo igual ao dobro do valor necessário para realizar o controle de queimadas em toda a extensão da



reserva. Nós avaliamos o efeito na probabilidade de extinção quando destinamos todo o orçamento apenas para proteção de ninhos ou para a estratégia mista com metade do orçamento para controle de queimadas e o restante para proteção de ninhos.

## **Resultados**

### *Probabilidade de persistência da população*

As simulações no VORTEX indicaram que a população de *N. fasciata* na ESECAE tem pouca chance de diminuir a níveis de quase extinção nos próximos 100 anos (Probabilidade de extinção = 0,006; no cenário básico). Apesar da baixa probabilidade de extinção, todos os cenários apresentaram taxa de crescimento estocástico negativa, mostrando uma tendência de declínio da população (Tabela 2). A probabilidade de extinção aumenta com a diminuição da capacidade suporte e, em áreas menores que 2.000 ha, a chance de extinção aumenta abruptamente (Figura 1). Probabilidade de extinção alta também foi observada nos cenários de ‘estação seca prolongada’ e ‘tamanho da ninhada’ (Tabela 2).

Os resultados da análise de sensibilidade mostraram que variações na porcentagem de fêmeas reproduzindo e na taxa de mortalidade de adultos têm maior impacto na probabilidade de persistência da população. Variações na taxa de mortalidade de jovens e na porcentagem de machos reproduzindo exercem um efeito pequeno na persistência da população (Figura 2).

Tabela 2: Resumo dos resultados da análise de viabilidade de populações de *Neothraupis fasciata* usando programa VORTEX.

Cenários	Pobabilidade de extinção	Taxa de crescimento determinístico	Taxa de crescimento estocástico ( $\pm$ DP)	Tamanho final médio da população ( $\pm$ DP)
Básico (1K)	0,006	0,011	-0,007 (0,133)	2175,7 (1465,5)
0,5 K	0,022	0,011	-0,011 (0,136)	1117,1 (719,0)
0,25 K	0,104	0,011	-0,016 (0,138)	491,2 (367,0)
0,125 K	0,316	0,011	-0,017 (0,140)	213,5 (180,1)
Mortalidade	0,038	0,000	-0,014 (0,128)	1256,1 (1176,7)
Seca	0,604	-0,020	-0,035 (0,170)	237,1 (499,8)
Ninhada	0,180	-0,009	-0,021 (0,133)	743,2 (832,4)

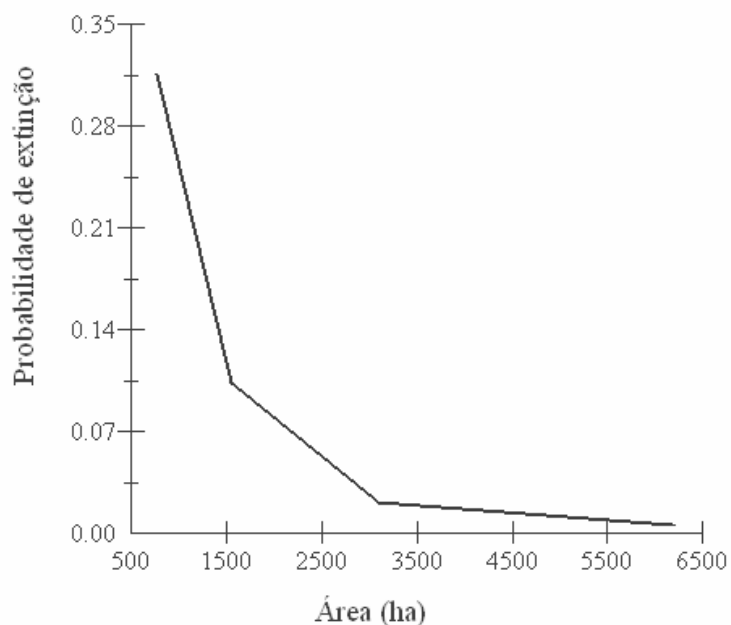


Figura 1: Relação entre a probabilidade de extinção e o tamanho da área (ha) para *Neothraupis fasciata*.

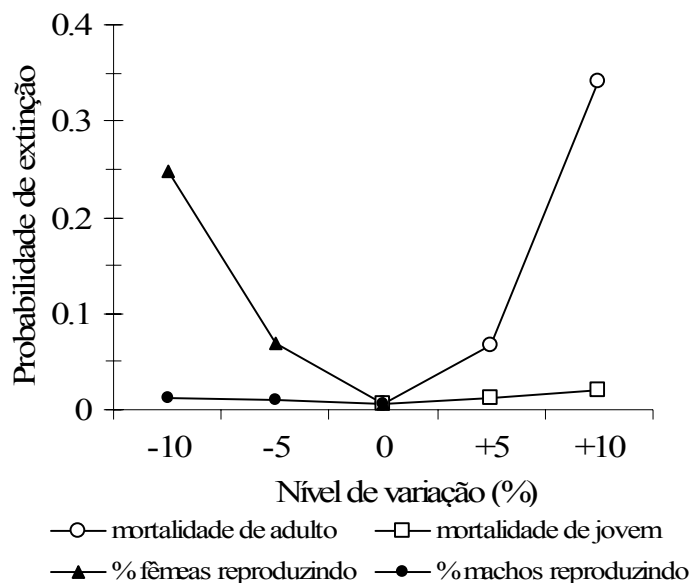


Figura 2: Probabilidade de extinção com variações de 5 % e 10 % na taxa de mortalidade de jovens e adultos, e na taxa de fêmeas e machos reproduzindo. Os outros parâmetros são os mesmos do cenário básico.

#### *Avaliação das estratégias de manejo*

Considerando cada estratégia de manejo separadamente, a proteção de ninhos foi a melhor estratégia e o controle de queimadas a segunda melhor opção para reduzir a probabilidade de extinção no cenário básico (Figuras 3 e 4). A revegetação apresentou um efeito positivo pequeno na diminuição do risco de extinção (Figura 3).

Em áreas pequenas (774,8 ha), a proteção de ninhos foi a melhor opção, mas também apresenta um custo cerca de 10 vezes maior do que o controle de queimadas (opção mais barata). A revegetação tem o custo mais alto e um efeito fraco na persistência da população (Figura 3). Avaliamos o efeito da proteção de ninhos e da revegetação sob restrições de um orçamento fixo (US\$ 50.000) com diferentes proporções destinadas a cada opção e os resultados mostraram que a proteção de ninhos é estratégia mais adequada

(Figura 5). Devido a ineficácia da opção de revegetação, nós ignoramos essa estratégia nos outros cenários.

Fizemos a mesma avaliação considerando as opções de controle de queimadas e proteção de ninhos sob um orçamento fixo. Para áreas pequenas (774,8 ha), a melhor estratégia sob restrições de um orçamento fixo mínimo foi investir em controle de queimadas. Com orçamentos maiores, a melhor estratégia foi investir em controle de queimadas e proteção de ninhos simultaneamente (estratégia mista) (Figura 6). Para áreas maiores (6.198,4 ha), a proteção de ninhos foi a melhor opção com orçamentos pequenos ou com orçamentos de até duas vezes o valor necessário para fazer controle de queimada em toda a extensão da reserva. Com orçamentos maiores, deve-se mudar para a estratégia mista, pois não houve diferença em investir somente na proteção de ninhos ou na estratégia mista se considerarmos apenas a espécie de interesse (Figura 7).

Nós também consideramos um orçamento fixo igual ao dobro do valor necessário para realizar o controle de queimadas em áreas com diferentes tamanhos. Os resultados indicaram que para áreas menores que 4.250 ha, a melhor opção foi investir na estratégia mista. Por outro lado, para áreas maiores a melhor estratégia foi investir todo o orçamento na proteção de ninhos (Figura 8).

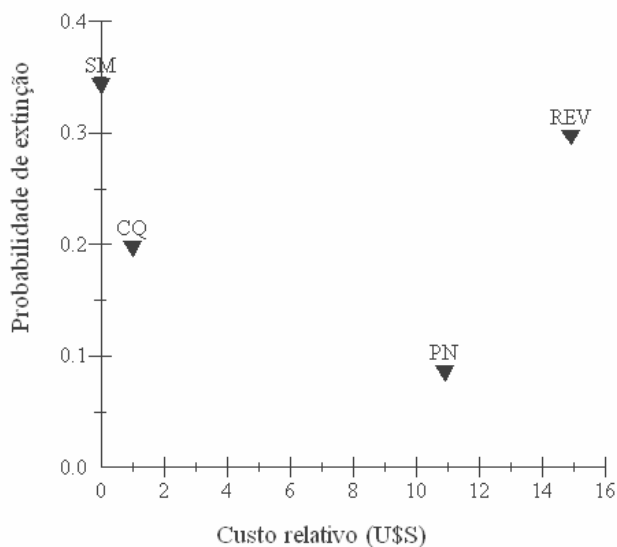


Figura 3: Custo e probabilidade de extinção associada a cada estratégia de manejo para uma reserva de 774,8 ha (outros parâmetros iguais aos valores do cenário básico). Revegetação aumenta o tamanho da área em 5 % ; proteção de ninhos aumenta a taxa de fêmeas reproduzindo em 6,7 % e; controle de queimadas remove o efeito da catástrofe fogo (*Legenda*: sem manejo, SM; controle de queimadas, CQ; proteção de ninhos, PN; revegetação, REV).

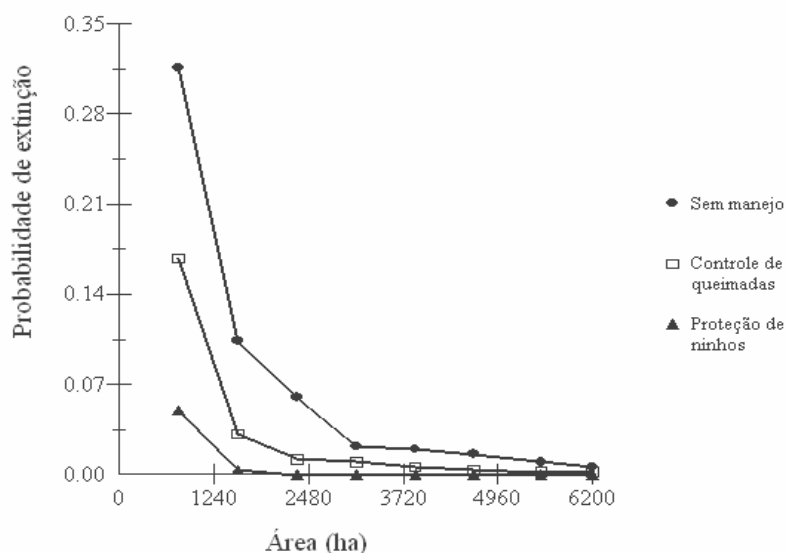


Figura 4: Relação entre a probabilidade de extinção e a área da reserva para cada uma das duas opções de manejo: controle de queimadas e proteção de ninhos. Controle de queimadas remove o efeito da catástrofe na reprodução; proteção de ninhos aumenta a taxa de fêmeas reproduzindo em 10 %.

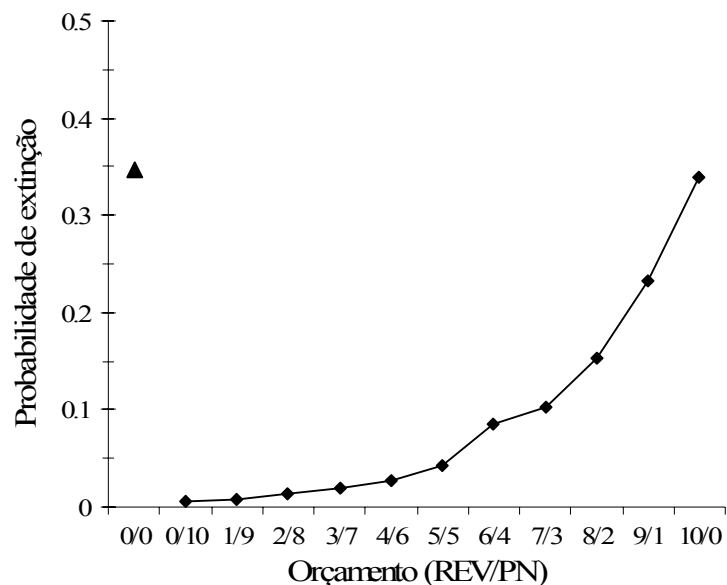


Figura 5: Relação entre a probabilidade de extinção e a fração do orçamento (US\$ 50.000) destinada a estratégias de revegetação e proteção de ninhos em reservas pequenas (774,8 ha). O triângulo representa a probabilidade de extinção sem manejo. Revegetação (REV) aumenta K; proteção de ninhos (PN) aumenta a taxa de fêmeas reproduzindo.

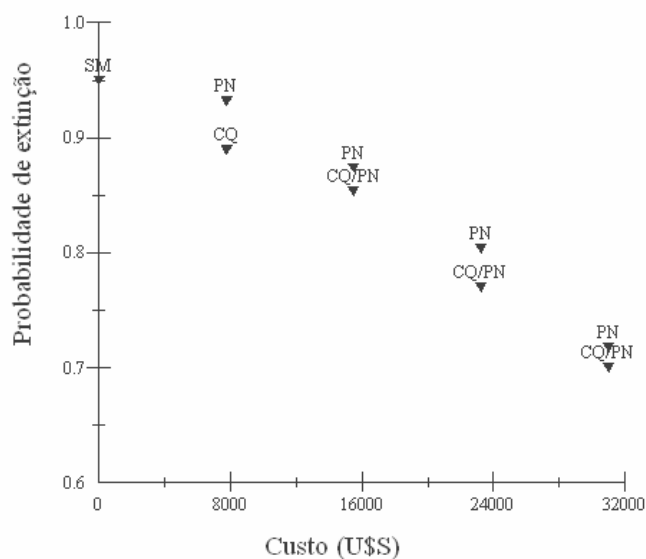


Figura 6: Relação entre a probabilidade de extinção e valor (US\$) consumido em diferentes opções de manejo para reservas pequenas (774,8 ha). Controle de queimadas remove o efeito da catástrofe na reprodução e; proteção de ninhos aumenta a taxa de fêmeas reproduzindo. (Legenda: sem manejo, SM; controle de queimadas, CQ; proteção de ninhos, PN; controle de queimadas e proteção de ninhos simultaneamente, CQ/PN).

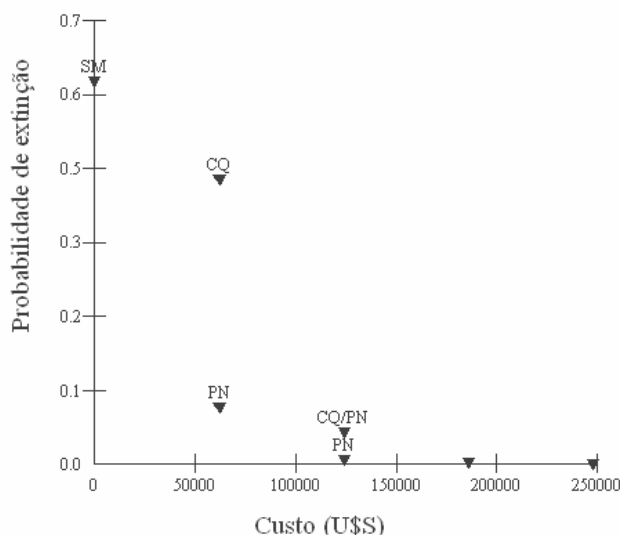


Figura 7: Relação entre a probabilidade de extinção e valor (U\$\$) consumido em diferentes opções de manejo para reservas grandes (6.198,4 ha). (*Legenda*: sem manejo, SM; controle de queimadas, CQ; proteção de ninhos, PN; controle de queimadas e proteção de ninhos simultaneamente, CQ/PN).

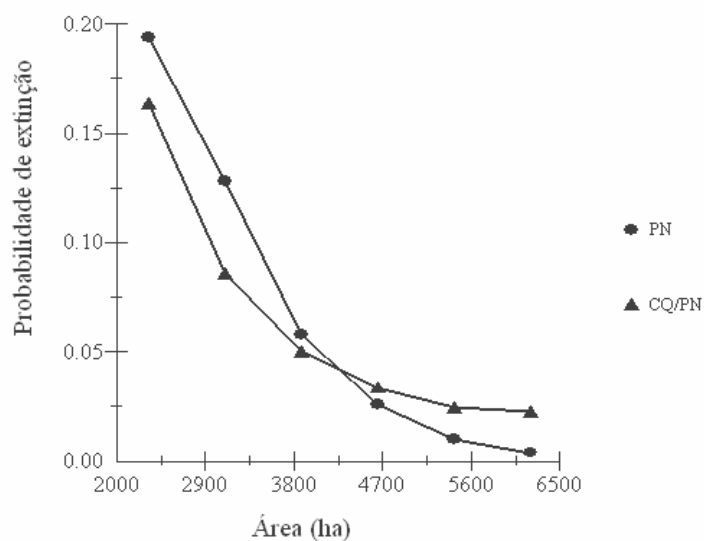


Figura 8: Relação entre a probabilidade de extinção e a área da reserva para duas estratégias de manejo: apenas proteção de ninhos ou metade do orçamento destinada ao controle de queimadas e o restante para proteção de ninhos. O valor (U\$\$) do orçamento fixo para cada reserva foi o dobro da quantia necessária para controle de queimadas em toda a extensão da reserva. (*Legenda*: proteção de ninhos, PN; controle de queimadas e proteção de ninhos simultaneamente com metade do valor destinada a proteção de ninhos, CQ/PN).

## Discussão

A análise de sensibilidade indicou que a fecundidade e a sobrevivência de adultos têm um forte impacto na persistência da população de *N. fasciata* na ESECAE. Variações na taxa de sobrevivência de adultos também foi o parâmetro que apresentou maior efeito na probabilidade de persistência de populações de outros vertebrados (e.g. Goldingay & Possingham 1995, McCarthy 1996, Lunney *et al.* 2002, Larson *et al.* 2002), mas a fecundidade parece ser o parâmetro vital mais importante para *N. fasciata* na área de estudo. Variações na fecundidade também foram mais importantes do que os parâmetros de sobrevivência para a persistência de populações de *Aphelocoma coerulescens* (Meliphagidae) (Breininger *et al.* 1999). A existência de uma classe não reprodutiva (ajudantes) pode contribuir para a importância relativa da fecundidade. Isso acontece porque variações estocásticas no tamanho populacional efetivo podem ser compensadas pela presença de uma classe não reprodutiva agindo como uma reserva para a substituição de indivíduos reprodutores na população (Walters *et al.* 2002).

### *Estratégia de manejo*

Considerando cada opção de manejo separadamente, a proteção de ninhos foi a melhor estratégia, o controle de queimada foi a segunda melhor e a revegetação foi uma estratégia relativamente ineficiente para a conservação da população de *N. fasciata* na ESECAE. Nossos resultados indicam que o declínio da população de *N. fasciata* pode ser diminuído ou revertido através da proteção de ninhos para aumentar o sucesso reprodutivo. A persistência da população de *N. fasciata* foi muito sensível a variações na sobrevivência de adultos e na porcentagem de fêmeas reproduzindo. Entretanto, estratégias de manejo direcionadas para aumentar a fecundidade são melhores do que estratégias para melhorar as taxas de sobrevivência. A exclusão de predadores foi utilizada com eficiência para



melhorar o sucesso reprodutivo de diferentes espécies de aves (Larson *et al.* 2002, ver também Baxter *et al.* 2006) e parece ser uma boa opção para *N. fasciata* e outras espécies de aves com elevadas taxas de predação de ninhos.

Se o custo econômico não for considerado, a proteção de ninhos será estratégia mais efetiva para melhorar a persistência da população em todos os cenários e tamanhos de reservas. Porém, no mundo real os orçamentos para a conservação são limitados. Portanto, é prudente avaliar o custo nas análises de decisões para encontrar a melhor opção de manejo sob orçamentos restritos (Baxter *et al.* 2006, Wilson *et al.* 2006). A incorporação do custo para classificar as opções de manejo indicou que a melhor estratégia para as populações de *N. fasciata* depende do valor do orçamento disponível e do tamanho da reserva que será manejada. Dessa forma, é importante considerar estratégias alternativas para maximizar a relação custo-eficiência das opções de manejo antes de tomar decisões a respeito de qual estratégia será adotada.

Nós constatamos que para áreas e orçamentos pequenos deve-se fazer apenas o controle de queimadas. Porém, se a área for maior que 4.250 ha e o valor do orçamento for o suficiente para controlar queimadas em toda a extensão da reserva e ainda destinar o mesmo valor para proteção de ninhos, a melhor opção será uma estratégia mista. Essa regra para o manejo de *N. fasciata* e o limiar de 4.250 ha para mudar de estratégia não devem ser generalizadas e deverão ser consideradas com cautela. Esse trabalho é relevante apenas para uma espécie e não há informações seguras disponíveis sobre o efeito de queimadas na reprodução. Reconhecemos que é necessário avaliar várias espécies, mas se as probabilidades de extinção forem altamente correlacionadas podemos considerar uma ou mais espécies para servir como ‘espécie focal’ para escolhermos opções de manejo adequadas para todas as espécies (Sarkar *et al.* 2004, Nicholson & Possingham 2006).

### *Prioridades em pesquisas futuras*

O esforço em novos estudos deve ser direcionado para melhorar nosso conhecimento sobre sobrevivência de adultos e o efeito da predação e das queimadas na reprodução. Essas informações reduzirão as incertezas nos parâmetros no nosso modelo para identificação da melhor opção de manejo. O efeito de secas prolongadas na reprodução e na sobrevivência de jovens e adultos também deve ser investigado melhor. Se nós adotarmos uma abordagem mais experimental para o manejo de reservas no Cerrado, e registrarmos os custos e benefícios de diferentes opções, conhecimentos importantes serão produzidos a respeito da relação custo-eficiência de diferentes estratégias de manejo.

Embora a melhor estratégia de manejo para *N. fasciata* mude de proteção de ninhos para uma estratégia mista (controle de queimadas e proteção de ninhos), é importante observar que todas as opções de manejo melhoram a fecundidade e, conseqüentemente, a viabilidade da população. Esses resultados podem ser usados como referência para o desenvolvimento de métodos de manejo para espécies com parâmetros demográficos similares e para orientar pesquisas futuras. Por exemplo, baixo sucesso reprodutivo é uma característica comum a diversas espécies de aves do Cerrado (e.g. França 2005, Lopes & Marini 2005a, Medeiros & Marini 2007) e a predação tem sido considerada a principal causa de perdas de ninhadas na região tropical (e.g. Aguilar *et al.* 1999 e 2000, Duca & Marini 2005), incluindo o bioma Cerrado (e.g. França 2005, Lopes & Marini 2005a, Medeiros & Marini 2007).

Nós recomendamos que investimentos futuros devam ser realizados para melhorar o conhecimento a respeito dos predadores de ninhos e a relação entre fecundidade e variações ambientais (e.g. secas). Pesquisas para a identificação dos predadores e estudos sobre o seu comportamento são essenciais para desenvolvermos um protetor de ninhos eficiente. Informações melhores a respeito da sobrevivência de adultos e sobre o efeito das

queimadas na reprodução permitirão um aumento na acurácia de futuras avaliações da viabilidade da população e estratégias de manejo. Também é importante a realização de estudos ecológicos associados a diferentes condições ambientais. Esses estudos fornecerão informações para o desenvolvimento de um modelo completo de risco da população para *N. fasciata* (e.g. Breininger *et al.* 1999). Particularmente, as seguintes questões devem ser respondidas: a) qual é o mecanismo de transição da categoria de não reprodutor (ajudantes) para a categoria de reprodutores (e.g. estudos sobre aquisição de territórios)? Qual a probabilidade de transição de uma classe para outra diante de alterações na disponibilidade de espaço para reproduzir? c) Qual o efeito dos ajudantes na reprodução e sobrevivência dos indivíduos reprodutores?

### **Conclusão**

Nossos resultados corroboram pesquisas anteriores que enfatizam a importância de se considerar custos na tomada de decisões para a conservação da natureza (Possingham *et al.* 2001, Frazee *et al.* 2003, Baxter *et al.* 2006, Wilson *et al.* 2006). Podemos assumir que a melhor estratégia para a conservação de *N. fasciata* deverá ser direcionada para aumentar a fecundidade e isso pode ser alcançado através do controle de queimadas e proteção de ninhos, ou apenas a proteção de ninhos, dependendo do valor do orçamento disponível e do tamanho da área onde o manejo será implementado. Se ignorássemos as considerações financeiras, o controle de queimadas não teria sido uma das prioridades. Esse estudo forma uma base para o manejo de *N. fasciata* no futuro, mas há necessidade de um componente experimental para avaliar a espécie quanto sua resposta a diferentes estratégias de manejo.

## SÍNTESE

Esse estudo disponibiliza informações a respeito da história de vida de *N. fasciata*. Analisamos aspectos relacionados à biologia e sucesso reprodutivo, distribuição espacial e comportamento territorial, e parâmetros vitais como fecundidade e taxa de sobrevivência de jovens e adultos. Também avaliamos o status de conservação da população de *N. fasciata* na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) e definimos uma estratégia para a conservação dessa espécie que poderá ser considerada como base para a implementação de planos de manejo para *N. fasciata* no Cerrado do Brasil central.

Esse trabalho se justifica pela contribuição ao conhecimento científico sobre as espécies brasileiras e pela qualidade dos dados disponibilizados. Essas informações também são importantes devido ao fato dessa espécie ser listada como próximo de ameaça (IUCN 2006), sendo considerada deficiente de informações e dependente de planos de conservação para garantir a persistência de suas populações (Collar *et al.* 1992). Embora haja opiniões divergentes a respeito do status de endêmico do Cerrado para *N. fasciata* (ver Silva 1995 e 1997), alguns autores a consideram como espécie endêmica (Tubelis & Cavalcanti 2000) e essa característica também confere a *N. fasciata* maior necessidade de estudos para sua conservação. Devido às elevadas e aceleradas taxas de destruição do Cerrado, todas as espécies endêmicas ou quase endêmicas podem ser consideradas em alguma categoria de ameaça (Garcia & Marini 2006). Outro fator fundamental que justifica a realização desse estudo é a importância da geração de informações básicas a respeito das espécies de aves da região neotropical. Várias hipóteses que analisam diferenças nos padrões de história de vida das regiões temperada e tropical só poderão ser testadas de forma ampla e clara quando tivermos acumulado uma quantidade substancial de informações básicas a respeito da história de vida das espécies. As espécies de aves da região neotropical ainda são pouco conhecidas em relação à biologia e status de

conservação, e quase todo ano novas espécies são descritas (ver revisão em Marini & Garcia 2005).

No capítulo I, avaliamos a biologia e sucesso reprodutivo de *N. fasciata* na ESECAE. Embora haja algumas informações a esse respeito na literatura (Alves & Cavalcanti 1990, Alves 1990 e 1991), nosso trabalho confirma estimativas de período reprodutivo, tempo de incubação e cuidado parental, tendo como base um tamanho amostral que confere maior confiança nas estimativas desses parâmetros. Além disso, os dados utilizados aqui foram coletados durante quatro estações reprodutivas consecutivas, possibilitando a análise de variações temporais no período de nidificação, tamanho da ninhada e no sucesso reprodutivo. Os resultados apresentados nesse capítulo corroboram com estudos (e.g. Aguilar *et al.* 1999, Robinson *et al.* 2000a, Mezquida 2002) que abordam a relação entre o início da estação chuvosa e as atividades reprodutivas de aves dessa região. A extensão do período reprodutivo de *N. fasciata* (aproximadamente 4 meses) está contra descrições da literatura que consideram períodos maiores das estações reprodutivas para espécies de aves tropicais em relação às espécies da região temperada (revisão em Perrins & Birkhead 1983, Ricklefs 2000a,b, Stutchbury & Morton 2001). O baixo sucesso reprodutivo e as altas taxas de predação de ninhos de *N. fasciata* são coerentes com o descrito em outros trabalhos e corroboram com as hipóteses sobre a reprodução de espécies de aves tropicais (Ricklefs 2000a,b, revisão em Stutchbury & Morton 2001).

No capítulo II, avaliamos os aspectos do comportamento territorial de *N. fasciata* e mostramos resultados relativos à estabilidade dos limites nos territórios, relação entre tamanho dos territórios e número de indivíduos no bando, padrões de dispersão de acordo com sexo e informações sobre variações temporais e sazonais. Nossos resultados corroboram com a hipótese que prediz um padrão de defesa anual dos territórios e a manutenção de limites estáveis para muitas espécies de aves tropicais (revisão em

Stutchbury & Morton 2001). Embora tenhamos apresentado uma discussão onde não corroboramos os trabalhos que mostram uma relação direta entre massa corporal e tamanho dos territórios (Capítulo II), acreditamos que uma análise com base nas necessidades do bando como um todo é mais adequada quando se considera espécies que vivem em bandos. Desta forma, nossos resultados corroboram a idéia de que os indivíduos ajustam o tamanho do território para assegurar a quantidade de recurso necessária para sobrevivência e reprodução e, conseqüentemente, espera-se uma relação de dependência direta entre a demanda energética do bando e o tamanho dos territórios (ver Gass 1979, Perrins & Birkhead 1983, Smith & Shugart 1987).

Também analisamos o padrão de territorialidade observado em *N. fasciata* e possíveis relações com aspectos demográficos da população. Mostramos que o tamanho dos territórios pode ser relacionado com as taxas de sobrevivência que, por sua vez, esta relacionada como possíveis variações na densidade populacional. Desta forma, o aumento no tamanho dos territórios de *N. fasciata* pode estar sendo limitado por um efeito dependente da densidade já que a ESECAE apresenta evidências de saturação do habitat para essa espécie. Os dados sobre variações no tamanho dos territórios de *N. fasciata* em função das estações não reprodutiva e reprodutiva não foram consistentes, reforçando a tendência de uma estabilidade territorial ao longo do ano.

Outra informação importante e com grande utilidade na definição e avaliação de estratégias de conservação disponibilizada no capítulo II foi a descrição de um padrão de dispersão de indivíduos entre os territórios. Nossos resultados corroboram outros trabalhos que mostram uma tendência dos indivíduos jovens em permanecerem no território de seus pais e aguardar por uma oportunidade de se estabelecer em áreas vizinhas (Willis 1974, Dowsett 1985, Greenberg & Gradwohl 1997).

No capítulo III, apresentamos resultados inéditos para uma espécie endêmica ou quase endêmica do Cerrado. Embora nossas estimativas sejam baseadas em dados coletados em um intervalo de tempo relativamente curto para gerar medidas de variância confiáveis, informações sobre os padrões demográficos como estrutura etária e taxa de sobrevivência de espécies do cerrado são praticamente inexistentes na literatura. Podemos considerar que os valores de sobrevivência e fecundidade estimados para *N. fasciata* na ESECAE condiz com o previsto nas principais hipóteses que comparam valores desses parâmetros entre espécies das regiões temperada e tropical (revisão em Perrins & Birkhead 1983, Newton 1998, Ricklefs 2000a,b, Stutchbury & Morton 2001). Ou seja, a população de *N. fasciata* na ESECAE apresenta baixa fecundidade e alta taxa de sobrevivência de adultos.

O capítulo IV pode ser considerado como um exemplo de aplicação dos tipos de resultados gerados nos capítulos anteriores para a conservação de espécies ameaçadas. Nesse capítulo, utilizamos as informações sobre *N. fasciata* produzidos por nós e por outros pesquisadores (Alves & Cavalcanti 1990, Alves 1990 e 1991) associadas a dados de outras espécies, para fazer uma avaliação do status de conservação da população de *N. fasciata* na ESECAE e definir uma estratégia de conservação dessa espécie. Os resultados apresentados nesse capítulo demonstram que embora haja uma tendência de declínio da população da ESECAE, *N. fasciata* é uma espécie que apresenta baixa probabilidade de extinção local nos próximos 100 anos. Também apresentamos uma estratégia de conservação para essa espécie baseada na relação custo econômico e eficiência das diferentes opções de manejo em diferentes situações e tamanhos de reserva. Os resultados corroboram estudos recentes que defendem a idéia de que planos de conservação que desconsideram restrições relacionadas a custo econômico para implementação podem se tornar ineficazes (e.g. Baxter *et al.* 2006, Wilson *et al.* 2006). Esse capítulo também pode

ser considerado como um modelo de abordagem para estudos com outras espécies ameaçadas que necessitam da implementação de estratégias de conservação para garantir a persistência de suas populações.

Portanto, na presente tese abordamos assuntos relacionados às principais linhas de pesquisa na ecologia e biologia da conservação. Quanto à abordagem ecológica, começamos com um levantamento de informações básicas a respeito da história de vida de *N. fasciata*, avaliamos características da população relacionadas à distribuição espacial dos indivíduos e capacidade do habitat, e estimamos valores para parâmetros vitais da população. Do ponto de vista da biologia da conservação, fizemos uma análise de viabilidade onde avaliamos o risco de extinção da população de *N. fasciata* na ESECAE e apresentamos uma estratégia que pode ser adotada na definição de um plano de conservação para essa espécie no Cerrado do Brasil central. Concluindo, mostramos que a incorporação de custos econômicos nas análises de decisões para implementações de planos de manejo e conservação de espécies ameaçadas é essencial para se obter uma eficiência satisfatória sob restrições orçamentárias e que planos de manejo que consideram a variável ‘custo’ podem otimizar os recursos disponíveis e serem mais apropriados.



## Referências

- Aguilar, T.M. 2001. **Biologia reprodutiva e seleção de habitat por *Leptopogon amaurocephalus* (Aves: Tyrannidae), em fragmentos de Mata Atlântica em Minas Gerais.** *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Aguilar, T.M., L.O. Leite & M.Â. Marini. 1999. Biologia de nidificação de *Lathrotricus euleri* (Cabanis 1968) (Tyrannidae) em fragmento de mata em Minas Gerais. *Ararajuba, Revista Brasileira de Ornitologia* 7: 125-133.
- Aguilar, T.M., M. Maldonado-Coelho & M.Â. Marini. 2000. Nesting biology of the Gray-hooded Flycatcher (*Mionectes rufiventris*). *Ornitologia Neotropical* 11: 223-230.
- Alves, M.A.S. 1988. **Organização social e biologia reprodutiva de *Neothraupis fasciata* (Passeriformes: Thraupidae).** *Dissertação de Mestrado*, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Alves, M.A.S. 1990. Social system and helping behavior in the White-banded Tanager (*Neothraupis fasciata*). *Condor* 92: 470-474.
- Alves, M.A.S. 1991. Dieta e táticas de forrageamento de *Neothraupis fasciata* em cerrado no Distrito Federal, Brasil (Passeriformes: Emberizidae). *Ararajuba, Revista Brasileira de Ornitologia* 2: 25-29.
- Alves, M.A.S. & R.B. Cavalcanti. 1990. Ninhos, ovos e crescimento de filhotes de *Neothraupis fasciata*. *Ararajuba, Revista Brasileira de Ornitologia* 1: 91-94.
- AutoDesk. 1997. **AutoCAD, Release 14.0.** San Rafael, Autodesk, Inc. 111 McInnis Parkway, San Rafael.
- Ayres, M & M. Ayres-Jr. 2000. **BioStat 2.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas.** Sociedade Civil Mamirauá, Belém; CNPq, Brasília.
- Bagno, M.A. 1998. As Aves da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Pp. 495-528. *In*: Marinho-Filho, J., F. Rodrigues & M. Guimarães (eds.). **Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas. História Natural e Ecologia em um fragmento de cerrado do Brasil Central.** Governo do Distrito Federal, Secretaria do Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia do Distrito Federal, Brasília.
- Baillie, J.E.M., C. Hilton-Taylor & S.N. Stuart. 2004. **2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment.** IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.

- Bartholomew, G.A. 1986. The role of natural history in contemporary biology. *BioScience* 36: 324-329.
- Baxter, P.W.J., M.A. McCarthy, H.P. Possingham, P.W. Menkhorst & N. McLean. 2006. Accounting for management cost in sensitivity analyses of matrix population models. *Conservation Biology* 20: 893-905.
- Beissinger, S.R. & M.I. Westphal. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62: 821-841.
- Berry, R.J. 1987. Scientific natural history: a key base to ecology. *Biological Journal of the Linnean Society* 32: 17-29.
- Best, L.B. & D.F. Stauffer. 1980. Factors affecting nesting success in riparian bird communities. *Condor* 82: 149-158.
- BirdLife International. 2004. **State of the world's birds 2004 – indicators for our changing world**. BirdLife International, Cambridge.
- Bollmann, K. & H.U. Reyer. 2001. Reproductive success of water pipits in an alpine environment. *Condor* 103: 510-520.
- Boyce, M.S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481-506.
- Breining, D.R., M.A. Burgman & B.M. Slith. 1999. Influence of habitat quality, catastrophes, and population size on extinction risk of the scrub-jay. *Wildlife Society Bulletin* 27: 810-822.
- Brito, D. & G.A.B. da Fonseca. 2006. Evaluation of minimum viable population size and conservation status of the long-furred woolly mouse opossum *Micoureus paraguayanus*: an endemic marsupial of the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 15: 1713-1728.
- Brittingham, M.A. & S.A. Temple. 1983. Have cowbirds caused forest songbirds to decline? *BioScience* 33: 31-35.
- Brown, J.L. 1969. Territorial behavior and population regulation in birds: a review and reevaluation. *Wilson Bulletin* 81: 293-329.
- Brown, J.L. 1975. **The evolution of behavior**. W.W. Norton & Company, Inc., New York.
- Brown, J.L. 1987. **Helping and communal breeding in birds**. Princeton University Press, Princeton.

- Brown, J.L. & E.R. Brown. 1984. Parental facilitation: parent-offspring relations in communally breeding birds. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 14: 203-209.
- Brownie, C., D.R. Anderson, K.P. Burnham & D.S. Robson. 1985. **Statistical inference from band recovery data: a handbook**. 2<sup>nd</sup> ed. Resource Publ. 156. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- Burgman, M.A., S. Ferson & H.R. Açakaya. 1993. **Risk assessment in conservation biology**. Chapman and Hall, London.
- Burgman, M.A. 2000. Population viability analysis for bird conservation: prediction, heuristics, monitoring and psychology. *Emu* 100: 347-353.
- Burke, D.M. & E. Nol. 1998. Influence of food abundance, nest-site habitat, and forest fragmentation on breeding ovenbirds. *Auk* 115: 96-104.
- Buskirk, W.H. 1976. Social systems in a tropical forest avifauna. *American Naturalist* 110: 293-310.
- Callegari-Jacques, S.M. 2003. **Bioestatística: Princípios e Aplicações**. Artmed, Porto Alegre.
- Carpenter, F.L. 1987. The study of territoriality: complexities and future directions. *American Zoologist* 27: 401-409.
- Cavalcanti, R.B. & T.M. Pimentel. 1988. Shiny cowbird parasitism in central Brazil. *Condor* 90: 40-43.
- Cavalcanti, R.B. & M.A.S. Alves. 1997. Effects of fire on savanna birds in central Brazil. *Ornitologia Neotropical* 8: 85-87.
- Cilimburg, A.B., M.S. Lindberg, J.J. Tewksburg & S.J. Hejl. 2002. Effects of dispersal on survival probability of adult yellow warblers (*Dendroica petechia*). *Auk* 119: 778-789.
- Chapman, A.P., B.W. Brook, T.H. Clutton-Brock, B.T. Grenfell & R. Frankham. 2001. Population viability analyses on a cycling population: a cautionary tale. *Biological Conservation* 97: 61-69.
- Clark, T.W., G.N. Backhouse & R.C. Lacy. 1991. Report of workshop on population viability assessment and conservation. *Australian Zoologist* 27: 28-35.
- Cody, M.L. 1978. Habitat selection and interspecific territoriality among the sylviid warblers of England and Sweden. *Ecological Monographs* 48: 351-396.
- Collar, N., D.C. Wege & A.J. Long. 1997. Patterns and causes of endangerment in the New World avifauna. *Ornithological Monographs* 48: 237-260.

- Collar, N.J., L.P. Gonzaga, N. Krabbe, A. Madroño, L.G. Naranjo, T.A. Parker III & D.C. Wege (eds.). 1992. **Threatened Birds of the Américas. The ICBP / IUCN Red Data Book**. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Cross, P.C. & S.R. Beissinger. 2001. Using logistic regression to analyze the sensitivity of PVA models: a comparison of methods based on African wild dog models. *Conservation Biology* 15: 1335-1346.
- Curio, E. 1989. Is avian mortality preprogrammed? *Trends in Ecology and Evolution* 4: 81-82.
- Dantas, G., C. Duca & A.M. Oliveira. 2002. Variação sazonal da assembléia de artrópodes em fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais. In: **Congresso Brasileiro de Zoologia Livro e Resumo**, XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí.
- Davies, N.B. 1978. Ecological questions about territorial behaviour. Pp. 317-350. In: J.R. Krebs & N.B. Davies (eds) **Behavioral Ecology: An Evolutionary Approach**. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Dhondt, A.A. 1979. Summer dispersal and survival of juvenile great tits in southern Sweden. *Oecologia* 42: 139-157.
- Doherty, P.F. & T.C. Grubb. 2002. Survivorship of permanent-resident birds in a fragmented forested landscape. *Ecology* 83: 844-857.
- Doerr, E.D. & V.A.J. Doerr. 2006. Comparative demography of treecreepers: evaluating hypotheses for the evolution and maintenance of cooperative breeding. *Animal Behaviour* 72: 147-159.
- Donovan, T.M., F.R. Thompson III, J. Faaborg & J.R. Probst. 1995. Reproductive success of migratory birds in habitat sources and sinks. *Conservation Biology* 9: 1380-1395.
- Dowsett, R.J. 1985. Site-fidelity and survival rates of some montane forest birds in Malawi, south-central Africa. *Biotropica* 17: 145-154.
- Drechsler, M. & M.A. Burgman. 2004. Combining population viability analysis with decision analysis. *Biodiversity and Conservation* 13: 115-139.
- Duca, C. 2003. **Sucesso reprodutivo de *Cacicus haemorrhous* (Aves, Icterinae) em três ambientes do Parque Estadual do Rio Doce, sudeste do Brasil**. *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Duca, C. & M.Â. Marini. 2004. Aspectos da nidificação de *Cacicus haemorrhous* (Passeriformes, Icterinae) no sudeste do Brasil. *Ararajuba, Revista Brasileira de Ornitologia* 12: 25-32.

- Duca, C., & M.Â. Marini. 2005a. Temporal variation in the reproductive success of *Cacicus haemorrhous* (Linnaeus) (Aves, Icterinae) in an Atlantic Forest reserve in Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 484-489.
- Duca, C & M.Â. Marini. 2005b. Territory size of the flavescent warbler, *Basileuterus flaveolus* (Passeriformes, Emberizidae), in a forest fragment in southeastern Brazil. *Lundiana* 6: 29-33.
- Duca, C, T.J. Guerra & M.Â. Marini. 2006. Territory size of three Antbirds (Aves, Passeriformes) in an Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23: 692-698.
- Eason, P. 1992. Optimization of territory shape in heterogeneous habitats: a field study of the red-capped cardinal (*Paroaria gularis*). *Journal of Animal Ecology* 61: 411-424.
- Emlen, S.T. 1982. The evolution of helping. I – An ecological constraints model. *American Naturalist* 119: 29-39.
- Fauth, P.T. 2001. Wood thrush populations are not all sinks in the agricultural Midwestern United States. *Conservation Biology* 15: 523-527.
- Fauth, P.T. & P.R. Cabe. 2005. Reproductive success of Acadian flucathers in the Blue Ridge Mountains of Virginia. *Journal of Field Ornithology* 76: 150-157.
- Fecchio, A. 2006. **Hemoparasitos de Aves silvestres (Passeriformes) no Cerrado do Brasil Central, DF.** *Dissertação de Mestrado*, Universidade de Brasília, Brasília.
- Finney, G. & F. Cooke. 1978. Reproductive habits in the Snow Goose: the influence of female age. *Condor* 80: 147-158.
- Fisher, R.J. & K.L. Wiebe. 2006. Effects of sex and age on survival of Northern flickers: a six-year field study. *Condor* 108: 193-200.
- Fogden, M.P.L. 1972. The seasonality and population dynamics of equatorial forest birds in Sarawak. *Ibis* 114: 307-343.
- Fowler, C.W. 1981. Density dependence as related to life history strategy. *Ecology* 62: 602-610.
- França, L.C. 2005. **Teste do efeito de borda na predação de ninhos naturais e artificiais no Cerrado do Planalto Central.** *Dissertação de Mestrado*, Universidade de Brasília, Brasília.
- Frazer, S.R., R.M. Cowling, R.L. Pressey, J.K. Turpie & N. Lindenbergh. 2003. Estimating the costs of conserving a biodiversity hotspots: a case-study of the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112: 275-290.

- Garcia, F.I. & M.Â. Marini. 2006. Comparative study between the global, national and state lists of threatened birds in Brazil. *Natureza & Conservação* 4: 138-163.
- Gass, C.L. 1979. Territory regulation, tenure, and migration in rufous hummingbirds. *Canadian Journal of Zoology* 57: 914-923.
- Gaston, A.J. 1978. Demography of the jungle babbler *Turdoides striatus*. *Journal of Animal Ecology* 47: 845-870.
- Gibbs, J. P. & J. Faaborg. 1990. Estimating the viability of Ovenbirds and Kentucky warbler populations in forest fragments. *Conservation Biology* 4: 193-196.
- Gill, F.B. 1989. **Ornithology**. W.H. Freeman & Company, New York.
- Gilpin, M.E. & M.E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Pp. 19-34. *In*: M.E. Soulé (ed.), **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. Sinauer Associates, Sutherland, Mass.
- Goldingay, R. & H.P. Possingham. 1995. Area requirements for viable populations of the Australian gliding marsupial. *Biological Conservation* 73: 161-167.
- Gorrell, J.V., G. Ritchison & E.S. Morton. 2005. Territory size and stability in a sedentary Neotropical passerine: is resource partitioning a necessary conditional? *Journal of Field Ornithology* 76: 395-401.
- Gowaty, P.A., J.H. Plissner & T.G. Williams. 1989. Behavioral correlates of uncertain parentage: mate guarding and nest guarding by Eastern Bluebirds (*Sialia sialis*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 15: 91-95.
- Greenberg, R. & J. Gradwohl. 1986. Constant density and stable territoriality in some tropical insectivorous birds. *Oecologia* 69: 618-625.
- Greenberg, R. & J. Gradwohl. 1997. Territoriality, adult survival, and dispersal in Checked-throated Antwren in Panama. *Journal of Avian Biology* 28: 103-110.
- Greene, H.W. 1986. Natural history and evolutionary biology. Pp. 99-108. *In*: M.E. Feder & G.V. Lauder (eds.), **Predator-Prey Relationships. Perspectives and Approaches from the Study of Lower Vertebrates**. University of Chicago Press, Chicago.
- Greenwood, P.J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behavior* 28: 1140-1162.
- Grimes, L.G. 1980. Observations of group behaviour and breeding biology of the yellow-billed shrike *Corvinella corvine*. *Ibis* 122: 166-192.
- Haight, R.G., B. Cypher, P.A. Kelly, S. Phillips, K. Ralls & H.P. Possingham. 2004. Optimizing reserve expansion for disjunct populations of San Joaquin kit fox. *Biological Conservation* 117: 61-72.

- Harris, R.B., L.A. Maguire, & M.L. Shaffer. 1987. Sample sizes for minimum viable population estimation. *Conservation Biology* 1: 72-76.
- Hensler, G.L. & J.D. Nichols. 1981. The Mayfield methods of estimating nesting success: a model, estimators and simulation result. *Wilson Bulletin* 93: 42-53.
- Higgins, F.B., L.E. Lopes, F.H.A. Santana, M.S. Couri & J.R. Pujol-Luz. 2005. Sobre a ocorrência de *Philornis angustifrons* e *P. deceptiva* (Diptera, Muscidae) em ninhos de *Suiriri affinis* e *S. islerorum* (Aves, Tyrannidae), no cerrado do Distrito Federal, Brasil. *Entomologia y Vectores* 12: 127-131.
- Hinde, R.A. 1956. The biological significance of the territories of birds. *Ibis* 98: 340-369.
- Hixon, M.A. 1980. Good production and competitor density as the determinants of feeding territory size. *American Naturalist* 115: 510-530.
- Holmes, R.T. 1966. Breeding ecology and the annual cycle adaptations of the Red-backed Sandpiper (*Calidris alpina*) in northern Alaska. *Condor* 68: 3-46.
- Hoover, J.P., M.C. Brittingham & L.J. Goodrich. 1995. Effects of forest patch size on nestling success of wood thrushes. *Auk* 112: 146-155.
- INMET. 2006. Ministério da Agricultura e Pecuária, Instituto Nacional de Meteorologia – **Parâmetros Meteorológicos do Distrito Federal**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br>. Acessado em 2 de fevereiro de 2007.
- IUCN. 2006. **2006 IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>). Acessado em 13 de agosto de 2006.
- Johnston, J.P., W.J. Peach, R.D. Gregory & S.A. White. 1997. Survival rates of tropical and temperate passerines: a Trinidadian perspective. *American Naturalist* 150: 771-789.
- Jullien, M & J. Clobert. 2000. The survival of flocking in Neotropical birds: reality or fiction? *Ecology* 81: 3416-3430.
- Kanegae, M.F. & M.M. Vasconcellos. 2004. Estimativas de longevidade de Passeriformes de mata de galeria na região do Cerrado. XXV Congresso Brasileiro de Zoologia: *Resumos*. Brasília: Sociedade Brasileira de Zoologia, 8 a 13 de fevereiro de 2004. Disponível em: <http://www.unb.br/ib/zoo/CBZ/resumos>.
- Karr, J.R., J.D. Nichols, M.K. Klimkiewicz & J.D. Brawn. 1990. Survival rates of birds of tropical and temperate forests: will the dogma survive? *American Naturalist* 136: 277-291.
- Kattan, G.H. & W. Beltran. 2002. Rarity in antpittas: territory size and population density of five *Grallaria* spp. in a regeneration habitat mosaic in the Andes of Colombia. *Bird Conservation International* 12: 231-240.

- Klink, C.A. & R.B. Machado. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19: 707-713.
- Komdeur, J. 1992. Importance of habitat saturation and territory quality for evolution of cooperative breeding in the Seychelles warbler. *Nature* 358: 493-495.
- Lacy, R.C., M. Borbat & J.P. Pollak. 2005. **VORTEX: A Stochastic Simulation of Extinction Process**. Version 9.60. Chicago Zoological Society, Brookfield.
- Larson, M.A., M.R. Ryan, & R.K. Murphy. 2002. Population viability analysis of Piping plovers: effects of predator exclusion. *Journal of Wildlife Management* 66: 361-371.
- Larson, M.A., M.R. Ryan & R.K. Murphy. 2003. Assessing recovery feasibility for piping plovers using optimization and simulation. *Wildlife Society Bulletin* 31: 1105-1116.
- Lenington, S. 1980. Female choice and polygyny in red-winged blackbirds. *Animal Behaviour* 28: 347-361.
- Lindenmayer, D.B., T.W. Clark, R.C. Lacy & V.C. Thomas. 1993. Population viability analysis as a tool in wildlife conservation policy: with reference to Australia. *Environmental Management* 17: 745-758.
- Loery, G, K.H. Pollock, J.D. Nichols & J.E. Hines. 1987. Age-specificity of Black-capped chickadee survival rates: analysis of capture-recapture data. *Ecology* 68: 1038-1044.
- Lopes, L.E. 2004. **Biologia comparada de *Suiriri affinis* e *Suiriri islerorum* (Aves: Tyrannidae) no Cerrado do Brasil Central**. *Dissertação de Mestrado*, Universidade de Brasília, Brasília.
- Lopes, L.E., R. Goes, S. Souza & R.M. Ferreira. 2004. Observations on a nest of the Stygian owl (*Asio stygius*) in the central Brazilian Cerrado. *Ornitologia Neotropical* 15: 423-427.
- Lopes, L.E. & M.Â. Marini. 2005a. Low reproductive success of Campo Suiriri (*Suiriri affinis*) and Chapada Flycatcher (*S. islerorum*) in the central Brazilian Cerrado. *Bird Conservation International* 15: 337-346.
- Lopes, L.E. & M.Â. Marini. 2005b. Biologia reprodutiva de *Suiriri affinis* e *S. islerorum* (Aves: Tyrannidae) no cerrado do Brasil central. *Papéis Avulsos de Zoologia* 45: 127-141.
- Lopes, L.E. & M.Â. Marini. 2006. Home range and habitat use by *Suiriri affinis* and *Suiriri islerorum* (Aves: Tyrannidae) in a central Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical and Environment* 41: 87-92.



- Lunney, D., L. O'Neill, A. Matthews & W.B. Sherwin. 2002. Modelling mammalian extinction and forecasting recovery: koalas at Iluka (NSW, Austrália). *Biological Conservation* 106: 101-113.
- Machado, R.B., M.B.R. Neto, P.G.P. Pereira, D.A. Gonçalves, N.S. Santos, K. Tabor & M. Steininger. 2004. **Estimativas de perda de área do Cerrado brasileiro**. Conservação Internacional, Brasília.
- Maher, C.R. & D.F. Lott. 1995. Definition of territoriality used in the study of variation in vertebrate spacing system. *Animal Behavior* 49: 1581-1597.
- Marini, M.Â. 1992. Notes on the breeding and reproductive biology of the Helmeted Manakin. *Wilson Bulletin* 104: 169-173.
- Marini, M.Â. & R.B. Cavalcanti. 1992. Habitat and foraging substrate use of three *Basileuterus* warblers from central Brazil. *Ornitologia Neotropical* 4: 69-76.
- Marini, M.Â. & R. Durães. 2001. Annual cycles of molt and reproduction of passerines from central-south Brazil. *Condor* 103: 767-775.
- Marini, M.Â. & F.I. Garcia. 2005. Bird conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 665-671.
- Martin, P. & P. Bateson. 1993. **Measuring behaviour: an introductory guide**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Martin, T.E. 1987. Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 453-487.
- Martin, T.E. 1993. Nest predation among vegetation layers and types: revising the dogmas. *American Naturalist* 141: 897-913.
- Martin, T.E. 1996. Life history evolution in tropical and south temperate birds: what do we really know? *Journal of Avian Biology* 27: 263-272.
- Mason, P. 1985. The nesting biology of some passerines of Buenos Aires, Argentina. *Ornithological Monographs* 36: 954-972.
- Mayfield, H.F. 1961. Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin* 73: 255-261.
- Mayfield, H.F. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87: 456-466.
- McCallum, H., J. Kikkawa & C. Catterall. 2000. Density dependence in an island population of silvereyes. *Ecology Letters* 3: 95-100.

- McCarthy, M.A., M.A. Burgman & S. Ferson. 1995. Sensitivity analysis for models of population viability. *Biological Conservation* 73: 93-100.
- McCarthy, M.A. 1996. Extinction dynamics of the helmeted honeyeater: effects of demography, stochasticity, inbreeding and spatial structure. *Ecological Modelling* 85: 151-163.
- 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.
- Meek, S.B. & R.J. Robertson. 1994. Interspecific competition for nestboxes affects mate guarding in Eastern Bluebirds (*Sialia sialis*). *Animal Behaviour* 47: 295-302.
- Mendonça, E.C. & L.P. Gonzaga. 1999. Territory use by the Black-hooded Antwren an endangered endemic species of southeastern Brazil. *In: Congresso de Ornitologia Neotropical, Livro de Resúmenes*. Monterrey y Saltillo, México, pp. R.273.
- Mezquida, E.T. 2002. Nidificación de ocho especies de Tyrannidae em la Reserva de Ñacuñán, Mendoza, Argentina. *Hornero* 17: 31-40.
- Miller, P.S. & R.C. Lacy. 2005. **VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process**. Version 9.5 User's Manual. Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN), Apple Valley.
- Mittermeier, R.A., P.R. Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C.G. Mittermeier, J. Lamoreux & G.A.B. da Fonseca. 2005. **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial**. CEMEX, S.A., Mexico.
- Møller, A. P. 1990. Changes in the size of breeding territories in relation to the nestling cycle. *Animal Behavior* 40:1070-1079
- Monaghan, P. & R.G. Nager. 1997. Why don't birds lay more eggs? *Trends in Ecology and Evolution* 12: 270-274.
- Morris, W.F. & D.F. Doak. 2002. **Quantitative Conservation Biology, Theory and Practice of Population Viability Analysis**. Sinauer Associates Inc., Sunderland.
- Morse, D. H. 1976. Variables affecting the density and territory size of breeding Spruce-woods Warblers. *Ecology* 57: 290-301.
- Morton, E.S. 1973. On the evolutionary advantages and disadvantages of fruit eating in tropical birds. *American Naturalist* 107: 8-22.
- Morton, E.S. & B.J.M. Stutchbury. 2000. Demography and reproductive success in the dusky antbird, a sedentary tropical passerine. *Journal of Field Ornithology* 71: 493-500.

- Morton, E.S., K.C. Derrickson & B.J.M. Stutchbury. 2000. Territory switching behavior in a sedentary tropical passerine, the dusky antbird (*Cercomacra tyrannina*). *Behavioral Ecology* 6: 648-658.
- Murphy, M.T. 1986. Temporal components of reproductive variability in Eastern Kingbirds (*Tyrannus tyrannus*). *Ecology* 67: 1483-1492.
- Negret, A., J. Taylor, R.C. Soares, R.B. Cavalcanti & C. Johnson. 1984. **Aves da região geopolítica do Distrito Federal, Lista (check list) 429 espécies**. Ministério do Interior, Secretaria Especial do Meio Ambiente, Brasília.
- Newton, I. 1998. **Population Limitation in Birds**. Academic Press, San Diego.
- Nicholson, E. & H.P. Possingham. 2006. Objectives for multiple-species conservation planning. *Conservation Biology* 20: 871-881.
- Nimer, E. 1979. **Climatologia no Brasil**. Série Recursos Naturais e Meio Ambiente N° 4. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Superintendência de Recursos Naturais e Meio Ambiente (SUPREN), Rio de Janeiro.
- Noble, G.K. 1939. The role of dominance in the life of birds. *Auk* 56: 263-273.
- Noon, B.R. & K.S. McKelvey. 1996. Management of the spotted owl: a case history in conservation biology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 135-162.
- Oniki, Y. 1979. Is nesting success of birds low in the tropics? *Biotropica* 11: 60-69.
- Odum, E.P. & E.J. Kuenzler. 1955. Measurement of territory size and home range size in birds. *Auk* 72: 128-137.
- Ott, L. 1988. **An introduction to statistical methods and data analysis**. 3<sup>rd</sup> ed. PWS Publishing Company, Boston.
- Parker, G.A. 1974. Assessment strategy and the evolution of fighting behaviour. *Journal Theoretical Biology* 47: 223-243.
- Parker, T.H., C.D. Becker, B.K. Sandercock & A.E. Agreda. 2006. Apparent survival estimates for five species of tropical birds in an endangered forest habitat in western Ecuador. *Biotropica* 38: 764-769.
- Parysow, P. & D.J. Tazik. 2002. Assessing the effect of estimation error on population viability analysis: an example using the black-capped vireo. *Ecological Modelling* 155: 217-229.
- Payevsky, V.A. 2006. Mortality rate and population density regulation in the Great Tit, *Parus major* L.: a review. *Russian Journal of Ecology* 37: 180-187.
- Perrins, C.M. & D. Moss. 1974. Survival of young Great tits in relation to age of female parent. *Ibis* 116: 220-224.

- Perrins, C.M. & T.R. Birkhead. 1983. **Avian Ecology**. Blackie Et. Son., London.
- Picman, J., S. Pribil & A. Isabelle. 2002. Antipredation value of colonial nesting in Yellow-headed Blackbirds. *Auk* 119: 461-472.
- Piratelli, A.J., M.A.C. Siqueira & L.O. Marcondes-Machado. 2000. Reprodução e mudas de penas em aves de sub-bosque na região leste de Mato Grosso do Sul. *Ararajuba, Revista Brasileira de Ornitologia* 8: 99-107.
- Pitelka, F.A. 1959. Numbers, breeding schedule, and territory in pectoral sandpipers of northern Alaska. *Condor* 61: 233-264.
- Pleszczyńska, W.K. 1978. Microgeographic prediction of polygyny in the lark bunting. *Science* 201: 935-937.
- Pollock, K.H., J.D. Nichols, C. Brownie & L.E. Hines. 1990. Statistical inference for capture and recapture experiments. *Wildlife Monographs* 107: 1-97.
- Possingham, H.P., D.B. Lindenmayer & T.W. Norton. 1993. A framework for the improved management of threatened species based on population viability analysis (PVA). *Pacific Conservation Biology* 1: 39-45.
- Possingham, H.P., S.J. Andelman, B.R. Noon, S. Trombulack & H.R. Pulliam. 2001. Making smart conservation decisions. Pp. 225 a 244. *In*: M.E. Soulé & G.H. Orians (eds.), **Conservation Biology: research priorities for the next decade**. Island Press, Washington, D.C.
- Preston, K.L., P.J. Mock, M.A. Grishaver, E.A. Bailey & D.F. King. 1998. California gnatcatcher territorial behavior. *Western Birds* 29: 242-257.
- Ragusa-Netto, J. 2000. Raptors and “campo-cerrado” bird mixed flock led by *Cypsnagra hirundinacea* (Emberizidae: Thraupinae). *Revista Brasileira de Biologia* 60: 461-467.
- Reed, J.M. & A.R. Blaustein. 1988. Biologically significant population declines and statistical power. *Conservation Biology* 11: 281-282.
- Reed, J.M., C.S. Elphick & L.W. Oring. 1998. Life-history and viability analysis of the endangered Hawaiian stilt. *Biological Conservation* 84: 35-45.
- Remes, V. 2003. Effects of exotic habitat on nesting success, territory density, and settlement patterns in the Blackcap (*Sylvia atricapilla*). *Conservation Biology* 17: 1127-1133.
- Ribeiro, B.A., M.F. Goulart & M.Â. Marini. 2002. Aspectos da territorialidade de *Knipolegus lophotes* (Tyrannidae, Fluvicolinae) em seu período reprodutivo. *Ararajuba, Revista Brasileira de Ornitologia* 10: 231-235.

- Ricklefs, R.E. 1990. **The economy of nature: a textbook in basic ecology**. Chiron Press, Incorporated.
- Ricklefs, R.E. 1997. Comparative demography of new world populations of Thrushes (*Turdus* spp.). *Ecological Monographs* 67: 23-43.
- Ricklefs, R.E. 2000a. Lack, Skutch, and Moreau: the early development of life-history thinking. *Condor* 102: 3-8.
- Ricklefs, R.E. 2000b. Density dependence, evolutionary optimization, and the diversification of avian life histories. *Condor* 102: 9-22.
- Ricklefs, R.E. & G. Bloom. 1977. Components of avian breeding productivity. *Auk* 94: 86-96.
- Ridgely, R.S. & G. Tudor. 1989. **The birds of South America, The oscine passerines**, v. 1. University of Texas Press, Austin.
- Rivas, J.A. 1997. Natural history: hobby or science? *Conservation Biology* 11: 811-812.
- Robernold, K.N. 1985. Cooperation in breeding by nonreproductive wrens: kinship reciprocity, and demography. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 17: 1-17.
- Robinson, S.K. 1986. Competitive and mutualistic interactions among females in a Neotropical oriole. *Animal Behaviour* 34: 113-122.
- Robinson, S.K. 1988. Anti-social and social behaviour of adolescent Yellow-rumped Caciques (Icterinae: *Cacicus cela*). *Animal Behaviour* 36: 1482-1495.
- Robinson, S.K., F.R. Thompson III, T.M. Donovan, D.R. Whitehead & J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1987-1990.
- Robinson, S.K., W.D. Robinson & C. Edwards. 2000a. Breeding ecology and nest-site selection of Songs Wrens in Central Panama. *Auk* 117: 345-354.
- Robinson, W.D., T.R. Robinson, S.K. Robinson & J.D. Brawn. 2000b. Nesting success of understory forest birds in central Panama. *Journal of Avian Biology* 31: 151-164.
- Rodrigues, M. 1996. Song activity in the chiffchaff: territorial behavior or mate guarding? *Animal Behavior* 51: 709-716.
- Rodrigues, M. & H.Q.P. Crick. 1997. The breeding biology of the Chiffchaff *Phylloscopus collybita* in Britain: a comparison of an intensive study with records of the BTO nest Record Scheme. *Bird Study* 44: 374-383.
- Rohlf, F.J. & R.R. Sokal. 1981. **Statistical tables**. 2<sup>nd</sup> ed. W.H. Freeman, New York.

- Rotenbery, J.T. & J.A. Wiens. 1991. Weather and reproductive variation in shrubsteppe sparrows: a hierarchical analysis. *Ecology* 72: 1325-1335.
- Ryan, M.R., B.G. Root & P.M. Mayer. 1993. Status of Piping Plovers in the Great Plains of North America: a demographic simulation model. *Conservation Biology* 7: 581-585.
- Saethe, B.E & Ø. Bakke. 2000. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81: 642-653.
- Sandercock, B.K., S.R. Beissinger, S.H. Stoleson, R.R. Melland & C.R. Hughes. 2000. Survival rates of a Neotropical parrot: implications for latitudinal comparisons of avian demography. *Ecology* 81: 1351-1370.
- Sargent, R.A., J.C. Kilgo, B.R. Chapman & K.V. Miller. 1997. Nesting success of Kentucky and Hooded Warblers in bottomland forest of South Carolina. *Wilson Bulletin* 109: 233-238.
- Sarkar, S., C. Pappas, J. Garson, A. Aggarwal & S. Cameron. 2004. Place prioritization for biodiversity conservation using probabilistic surrogate distribution data. *Diversity and Distributions* 10: 125-133.
- Schirmer, J. & J. Field. 2000. **The cost of revegetation: Final Report**. Australian National University, Canberra.
- Schoener, T.W. 1968. Sizes of feeding territories among birds. *Ecology* 49: 123-141.
- Seber, G.A.F. 1982. **The estimation of animal abundance and related parameters**. 2<sup>nd</sup> ed. Macmillian, New York.
- SEMARTH. 2004. **Caderno Técnico: Prevenção e combate aos incêndios florestais em Unidades de Conservação**. Governo do Distrito Federal, Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Brasília.
- SEMARTH. 2006. **Registro de incêndios em Unidades de Conservação do Distrito Federal: Arquivo Interno**. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídrico. Governo do Distrito Federal, Brasília.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131-134.
- Shaffer, M.L. 1987. Minimum viable populations: coping with uncertainty. In: M.E. Soulé (ed.), **Viable Populations for Conservation**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sick H. 1997. **Ornitologia Brasileira**. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Silva, J.F., M.R. Farinas, J.M. Felfili & C.A. Klink. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* 33: 536-548.

- Silva, J.M.C. 1995. Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia* 21: 69-92.
- Silva, J.M.C. 1997. Endemic bird species and conservation in Cerrado region, south America. *Biodiversity and Conservation* 6: 435-450.
- Silva, J.M.C., & J.M. Bates. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience* 52: 225-233.
- Slagsvold, T. 1982. Clutch size variation in Passerine birds: the nest predation hypothesis. *Oecologia* 54: 159-169.
- Smith, T.M. & H.H. Shugart. 1987. Territory size variation in the ovenbird: the role of habitat structure. *Ecology* 68: 695-704.
- Snow, D.W. & A. Lill. 1974. Longevity records for some Neotropical land birds. *Condor* 76: 262-267.
- Snow, D.W. & B.K. Snow. 1973. The breeding of the Hairy Hermit *Glaucis hirsuta* in Trinidad. *Ardea* 61: 106-122.
- StatSoft. 1995. **Statistica for Windows (Computer Program Manual)**. Statsoft Inc., Tulsa.
- Stenger, J. & J. B. Falls. 1959. The utilized territory of the Ovenbird. *Wilson Bulletin* 71: 125-140.
- Stutchbury, B.J.M. & E.S. Morton. 2001. **Behavioral ecology of tropical birds**. Academic Press, San Diego.
- Sullivan, K.A. 1989. Predation and starvation: age-specific mortality in juvenile Juncos (*Junco phaenotus*). *Journal of Animal Ecology* 58: 275-286.
- Sutherland, W.J. 1996. **From individual behaviour to population ecology**. Oxford University Press, Oxford.
- Terborgh, J., S.K. Robinson, T.A. Parker III, C.A. Munn & N. Pierpont. 1990. Structure and organization of Amazonian Forest bird community. *Ecological Monographs* 60: 213-238.
- Tisdell, C., C. Wilson & H.S. Nantha. 2005. Policies for saving a rare Australian glider: economics and ecology. *Biological Conservation* 123: 237-248.
- Tubelis, D.P. & R.B. Cavalcanti. 2000. A comparison of birds communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. *Bird Conservation International* 10: 331-350.
- VanderWerf, E.A. 1998. Breeding biology and territoriality of the Hawaii creeper. *Condor* 100: 541-545.

- Verner, J. 1977. On the adaptive significance of territoriality. *American Naturalist* 111: 769-775.
- Villard, M.A., P.R. Martin & C.G. Drummond. 1993. Habitat fragmentation and pairing success in the Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*). *Auk* 110: 759-768.
- Walters, J.R., L.B. Crowder & J.A. Priddy. 2002. Population viability analysis for Red-cockaded woodpeckers using an individual-based model. *Ecological Applications* 12: 249-260.
- Westneat, D.F. 1992. Nesting synchrony by female Red-winged blackbirds: effects on predation and breeding success. *Ecology* 73: 2284-2294.
- Wiebe, K.L. 2006. A review of adult survival rates in woodpeckers. *Annales Zoologici Fennici* 43: 112-117.
- Wielgus, R.B. 2002. Minimum viable population and reserve sizes for naturally regulated grizzly bears in British Columbia. *Biological Conservation* 106: 381-388.
- Wiens, J.D., B.R. Noon & R.T. Reynolds. 2006. Post-fledgling survival of northern Goshawks: the importance of prey abundance, weather, and dispersal. *Ecological Applications* 16: 406-418.
- Wilcove, D.S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.
- Willis, E.O. 1974. Population and local extinction of birds on Barro Colorado Island. *Ornithological Monographs* 44: 153-169.
- Wilson, K.A., M.F. McBride, M. Bode & H.P. Possingham. 2006. Prioritizing global conservation efforts. *Nature* 440: 337-340.
- Wittenberger, J.F. 1980. Vegetation structure, food supply, and polygyny in bobolinks (*Dolichonyx oryzivorus*). *Ecology* 61: 140-150.
- Wolda, H. 1978. Fluctuations in abundance of tropical insects. *American Naturalist* 112: 1017-1045.
- Woodworth, B.L., J. Faaborg & W.J. Arendt. 1999. Survival and longevity of the Puerto Rican Vireo. *Wilson Bulletin* 111: 376-380.
- Woolfeden, G.E. & J.W. Fitzpatrick. 1978. The inheritance of territory in group-breeding birds. *BioScience* 28: 104-108.
- Worton, B.J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modeling* 38: 277-298.
- Wyllie, I. & I. Newton. 1991. Demography of an increasing population of sparrowawks. *Journal of Animal Ecology* 60: 749-766.



- Yamagishi, S. & K. Ueda. 1986. Simultaneous territory mapping of male Fan-tailed warblers (*Cisticola juncidis*). *Journal of Field Ornithology* 57: 193-199.
- Zar, J.L. 1999. **Biostatistical analysis**. Prentice Hall, Englewood Cliffs.