# Universidade de São Paulo FFCLRP – Departamento de Biologia Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada

"Tamanho populac	cional, razão sexual e us	so do habitat por um	a população de
mutum-do-sudeste (	(Crax blumenbachii Spix,	1825) reintroduzida	em Ipaba, MG".

Joana Carvalhaes Borba de Araujo

Dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ciências, Área: BIOLOGIA COMPARADA.

Joana Carvalhaes Borba de Araujo
"Tamanho populacional, razão sexual e uso do habitat por uma população de
mutum-do-sudeste ( <i>Crax blumenbachii</i> Spix, 1825) reintroduzida em Ipaba, MG"
Orientador: Prof. Adriano Garcia Chiarello

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

## ARAUJO, Joana Carvalhaes Borba de

Tamanho populacional, razão sexual e uso do habitat por uma população de mutum-do-sudeste (Crax blumenbachii Spix, 1825) reintroduzida em Ipaba, MG. Ribeirão Preto, 2015.

121 p.: 30 cm

Dissertação de Mestrado, apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP. Área: BIOLOGIA COMPARADA.

Orientador: Chiarello, Adriano Garcia

- 1. Cracidae, 2. Reintrodução, 3. Densidade,
- 4. Seleção de habitat.

#### **AGRADECIMENTOS**

À Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada, pela oportunidade de realização do curso de mestrado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pela concessão da Bolsa de Mestrado Regular e Bolsa de Estágio de Pesquisa no Exterior.

À CENIBRA, por disponibilizar meu acesso à Fazenda Macedônia e pelo apoio logístico impecável. Em especial ao Edson Paiva, pela preocupação e eficiência, e ao Jacinto Lana e ao Emanuel Elídio, pela concessão de material de geoprocessamento.

À Acquaflora Cosméticos, pelo patrocínio fundamental e por acreditarem neste projeto.

Ao Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello, pela orientação dedicada e paciente, pelo vasto conhecimento transmitido e pelo exemplo de ética e humanidade na ciência.

Ao Prof. Dr. Luís Fábio Silveira, colaborador deste projeto, pela atenção, apoio e contribuições imprescindíveis.

Ao Prof. Dr. Steven R. Beissinger, por me receber em seu laboratório na University of California, Berkeley, e pela ajuda substancial com os modelos ocupacionais.

Aos colegas de laboratório, Natalia Versiani, Nielson Salvador, Roberta Paolino, Thiago Rodrigues e Victor Guido, e demais integrantes da Casa 39, pela convivência bem-humorada, discussões construtivas e postura de equipe.

Ao Prof. Dr. Rodrigo Pereira e à Dra. Giselda Durigan, pelas informações sobre medidas de estrutura vegetal.

Ao Prof. Dr. Danilo Boscolo, pelas contribuições com o desenho amostral e análises espaciais.

Ao Dr. Juan Pablo Florez, pela acessibilidade, preocupação e dicas valiosas.

À Vera Cassia de Lucca, pela boa vontade, eficiência e simpatia constantes.

Aos professores e alunos do Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biociências da USP pelo acolhimento amigo em diversas disciplinas e pela contribuição substancial ao meu crescimento científico.

Aos membros do Grupo de Ação do PAN Mutum-do-sudeste, pelo aprendizado e exemplo de comprometimento.

Aos funcionários da Fazenda Macedônia, Canário e família, Chico, Izabel, Sebastião, Giovanni, João Fraga, Adão, Marcelo, Elício, Noé, Zé do Juca, Júlio e Daniel, pela

amizade, boa vontade, lições de vida e por fazerem daquela casa um lar. Aos alunos da Unileste que ajudaram com as medidas de estrutura vegetal em campo.

Aos amigos de Valinhos, Danielle Lovizaro, Gisleine Souza, Adriano Leal, Andrea Vidal e Carolina Santos, sempre presentes, mesmo de longe.

À família Olimpo, Cláudia Evangelista, Geisa Santos, Nayara Pracucho, Stephanie Benelli e agregados, pelos melhores anos da minha vida.

Aos demais amigos de Ribeirão Preto, muitos que nem moram mais por lá, Ana Carla Aquino, Camila Devicaro, Camila Palma, Damily Diniz, Laís Batista, Mariana Andrade, Maryna Tannous, Matheus Rossignoli, Murilo Pastana, Pedro Barbeiro, Pedro Garcia, Pedro Godoy, Rafaella Lemes e Raquel Russo, por somarem e florirem minha vida.

Aos meus pais, Eduardo e Dulce Araujo, pelo exemplo, amor imensurável, interesse sincero e por cuidarem um do outro, de mim e do Zeus.

Ao meu irmão, Thiago Araujo, pela cumplicidade e por abrir minha mente. A ele e também à Betina de Tella e Matheus Rocha, pela hospitalidade amável em São Paulo.

Ao meu irmão, Fábio Araujo, e à Nádia Vazquez, pelo carinho e preocupação.

À minha irmã, Mariana Araujo, pelas provas de amor subentendidas.

Ao Zeus, pelo afeto efusivo, companhia fiel e por me fazer feliz. A todos que cuidaram dele durante minhas campanhas em campo.

À minha filha, Júlia, por me apresentar novas perspectivas e por vir completar a minha vida.

"In crisis disciplines, one must act before knowing all the facts; crisis disciplines are thus a mixture of science and art, and their pursuit requires intuition as well as information."

A fragmentação e a redução do habitat são as principais causas do declínio populacional e de biodiversidade no mundo, seguidas pela sobrecaça. Essas perturbações levaram a família Cracidae ao posto de família de aves mais ameaçada das Américas. Diversos programas de reintrodução já foram conduzidos com cracídeos no Brasil, a começar pela reintrodução do mutum-do-sudeste (Crax blumenbachii Spix, 1825) na Fazenda Macedônia (FM) em Ipaba, MG. O objetivo deste trabalho foi estimar o tamanho e a densidade populacional e a razão sexual dos mutuns existentes na FM e analisar o uso da paisagem pela espécie. Os dados foram coletados ao longo de 6 meses por transecção linear (esforço amostral: 280 km) e analisados segundo protocolos de amostragem por distância linear e ocupação. O tamanho populacional foi estimado em 34 (10 - 111) indivíduos e a densidade em 2,36 (1,58 - 7,79) indivíduos/km². Entretanto, a proporção de área utilizada foi estimada em 21%, indicando que a densidade para as áreas realmente ocupadas pode ser mais alta. A intensidade de uso da área parece estar correlacionada principalmente à densidade do sub-bosque e à oferta de suplementação alimentar. A taxa de crescimento populacional foi estimada em -0,047 (-0,137 - 0,018), o que indica um declínio. É possível que este declínio esteja ligado ao tamanho reduzido da população, que a torna mais susceptível à estocasticidade demográfica, ambiental e genética e ao efeito Allee. Os mesmos fatores também podem estar provocando um desvio na razão sexual, estimada em 0,35 (0,20 - 0,47).

PALAVRAS-CHAVE: 1. Cracidae, 2. Reintrodução, 3. Densidade, 4. Seleção de habitat.

#### ABSTRACT

Fragmentation and habitat loss are the two main causes of population and biodiversity decline, followed by overhunting. Such impacts made the Cracidae family the most endangered bird family in American continents. In Brazil, many reintroduction programs focused on cracids. The first one reintroduced the Redbilled Curassow (Crax blumenbachii Spix, 1825) in Ipaba, MG, Brazil. This work aimed to estimate the population size and density, the sex ratio and the landscape use of the Red-billed Curassow population reintroduced in Ipaba. We collected the data along 6 months through line-transects, totalizing 280 km of effort. The analysis followed distance sampling and occupancy protocols. We estimated the population size in 34 (10 - 111) birds and the density was 2.36 (1.58 - 7.79) birds/ha. However, we estimated the proportion of area effective used in 21%, what means that the density for such area might be higher. Apparently, the intensity of habitat use is mostly correlated to the understory density and to food supplementation. We estimated the population growth rate in -0.047 (-0.137 - 0.018), what indicates a decrease. It's possible that the population is declining due to its size, once small populations are more likely to suffer because of demographic, environmental and genetic stochasticity and Allee effect. The same factors might explain the skewed sex ratio, estimated in 0.35 (0.20 – 0.47).

KEY-WORDS: 1. Cracidae, 2. Reintroduction, 3. Density, 4. Habitat selection.

## Sumário

1 Introdução Geral	10
1.1 Mutum-do-sudeste	17
2 ÁREA DE ESTUDO	23
3 Objetivos	25
4 CAPÍTULO 1 - TAMANHO POPULACIONAL, DENSIDADE E RAZÃO SEXUDO-SUDESTE NA RPPN FAZENDA MACEDÔNIA, IPABA - MG	
4.1 Resumo	27
4.2 Introdução	28
4.3 Material e Métodos	35
4.3.1 Espécie de estudo	35
4.3.2 Área de estudo	36
4.3.3 Coleta de dados	37
4.3.4 Análise dos dados	40
4.4 Resultados	46
4.5 Discussão	48
5 CAPÍTULO 2 - USO DA PAISAGEM POR UMA POPULAÇÃO DE MUT REINTRODUZIDA EM IPABA - MG	
5.1 Resumo	
5.1 Introdução	
5.1.1 Espécie de estudo	
5.2 Material e Métodos	63
5.2.1 Área de estudo	63
5.2.2 Coleta de dados	63
5.2.3 Análise dos dados	67
5.2.4 Considerações acerca de possíveis fontes de vieses	74
5.3 Resultados	82
5.4 Discussão	86
6 IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DO MUTUM-DO-SUDESTE	95
7 REFERÊNCIAS BIRLIOGRÁFICAS	105

## 1 Introdução Geral

A Biologia da Conservação é, fundamentalmente, uma ciência de crise preocupada em produzir princípios e ferramentas para a preservação da biodiversidade impactada pela ação humana ou de outros agentes (SOULÉ, 1985). Idealmente, os esforços em conservação deveriam ser pensados em nível de comunidades ou ecossistemas, entretanto, a complexidade destas relações é tamanha que tal abordagem torna-se praticamente inviável. Além do mais, algumas espécies são mais sensíveis que outras à certas alterações e tendem a entrar em declínio muito antes que qualquer desequilíbrio visível na comunidade seja percebido, portanto acabam sendo alvo de grande parte dos esforços conservacionistas. Neste contexto, destacam-se como mais susceptíveis às perturbações ambientais as espécies especialistas de habitat, de grande porte, com tempo de vida longo, em particular quando apresentam taxas reprodutivas baixas, maturidade tardia e densidade baixa - as chamadas K-estrategistas, que apresentam baixa capacidade de contornar a pressão exercida pelos impactos antrópicos (SARRAZIN; BARBAULT, 1996; SHAFFER, 1981; SIMBERLOFF, 1988). Teoricamente, se formos bem-sucedidos em prover espaço e condições suficientes para a sobrevivência destas espécies, podemos assumir que os demais membros menos exigentes de suas comunidades deverão também sobreviver (SHAFFER, 1981).

As principais causas do declínio populacional e de biodiversidade na maioria dos ecossistemas do planeta são a redução do habitat, a fragmentação e as consequentes alterações ambientais das áreas remanescentes (LAURANCE et al., 2002; PIMM; RAVEN, 2000). A segunda causa de extinção mais comum é a sobrecaça

(ATKINSON, 1989; REID, 1992), facilitada pela fragmentação que expõe à ação dos caçadores áreas que antes seriam de difícil acesso (TURNER; CORLETT, 1996). Ainda que a redução ambiental e a caça sejam interrompidas, a recolonização natural de espécies localmente extintas é frequentemente impossibilitada pelo isolamento das manchas florestais remanescentes. Nestes casos, o leque de opções é limitado e a realocação é apontada como alternativa para a recuperação destas espécies, apesar das inúmeras desvantagens desta estratégia, tais como alto custo, longo tempo consumido, complexidade logística e baixa incidência de sucesso (FISCHER & LINDENMAYER, 2000; GRIFFITH et al., 1989).

As realocações de espécies têm se popularizado como uma ferramenta útil no manejo e conservação de animais ou ainda para outros propósitos, como resolver conflitos humanos-animais e suplementar populações de interesse de caça. Além de possibilitar a restauração de populações, a prática de realocação tem o potencial de atrair considerável publicidade, promovendo a conservação, a conscientização do público e o levantamento de fundos (FISCHER & LINDENMAYER, 2000). Segundo a IUCN (1996), podemos distinguir quatro tipos de realocações: 1) introdução, que busca estabelecer espécies fora da sua área de ocorrência original; 2) reintrodução, que tenta reestabelecer populações viáveis em áreas de ocorrência pretérita da espécie das quais a mesma foi extinta; 3) translocação, que realoca animais selvagens para outra área de sua ocorrência; e 4) suplementações, que adiciona co-específicos em populações já existentes. Entre estas, a reintrodução é a prática mais comumente utilizada para resgatar espécies ameaçadas (FISCHER & LINDENMAYER, 2000).

Segundo recomendações da IUCN, todo programa de reintrodução deve partir da identificação e supressão das causas originais da extinção local da espécie, e incorporar estudos de viabilidade e períodos de monitoramento após a soltura (KLEIMAN; PRICE; BECK, 1994). Consequências adversas da soltura dos animais no ecossistema selecionado e em comunidades humanas próximas também devem ser levadas em consideração (FISCHER; LINDENMAYER, 2000). Entretanto, não raro algumas dessas etapas são negligenciadas. Muitos pesquisadores argumentam que as condições ambientais atuais raramente coincidem com as condições atuantes no momento da extinção, tornando difícil determinar e quantificar com exatidão as causas do declínio populacional na área (MAY, 1991). O monitoramento posterior também é frequentemente omitido, além de raramente documentado na literatura científica (GRIFFITH et al., 1989; FISCHER & LINDENMAYER, 2000), o que em muitos casos é justificado pela dificuldade em observar populações com baixa densidade (BECK et al., 1994). Isso dificulta o manejo das populações estabelecidas, uma vez que faltam informações para definir a necessidade de estratégias como a soltura de mais indivíduos ou a oferta de recursos extras (SARRAZIN & BARBAULT, 1996). De fato, a própria comunicação dos dados obtidos é em si só problemática, uma vez que o conceito de reintrodução bem-sucedida não é consensual (FISCHER; LINDENMAYER, 2000).

Griffith e colaboradores (1989) definiram uma translocação de sucesso como aquela que resulte em uma população auto-sustentável, entretanto, os autores não deixam claro qual critério explicitaria isso. Enquanto alguns autores defendem a ocorrência de reprodução em vida-livre como o melhor critério para descrever um programa de sucesso (KLEIMAN; PRICE; BECK, 1994), outros consideram o tamanho populacional evidência suficiente para falar em viabilidade (BECK et al., 1994). Para evitar confusões, cada projeto deveria reportar claramente e desde o início as perspectivas e parâmetros (por exemplo: número de animais, razão sexual, razão adultos/juvenis, mudanças populacionais, ameaça) que definam o programa como bem-sucedido, bem como os prazos em que estes resultados são esperados (FISCHER & LINDENMAYER, 2000). Uma padronização seria ainda mais interessante para que os programas de reintrodução deixassem de ser estudados como casos isolados e passassem a contribuir de forma comparativa e abrangente à evolução da ciência da Conservação. Isso nos permitiria, por exemplo, fazer predições da eficiência de diferentes estratégias de translocação a partir de simulações com as taxas de sobrevivência e reprodutivas obtidas em monitoramentos anteriores (SARRAZIN & BARBAULT, 1996), possibilitando um manejo e conservação cada vez mais eficientes.

Analisando cerca de 700 translocações entre 1973 e 1986, Griffith e colaboradores (1989) chegaram a desenvolver equações preditivas para a estimativa de sucesso de um projeto de reintrodução a partir de diferentes coeficientes de uma regressão logística. Entretanto, modelos estatísticos como estes podem resultar em estimativas bastante distorcidas quando extrapolados a condições ambientais diferentes das que os produziram. Ademais, as conclusões podem estar enviesadas pelo fato de que há uma predisposição maior em se reportar programas bemsucedidos em comparação àqueles que falharam (FISCHER & LINDENMAYER, 2000).

Vários fatores ecológicos podem facilitar o sucesso de programas de reintrodução: espécies-alvo com baixa sensibilidade e nível de ameaça; reintrodução de herbívoros em comparação a carnívoros e onívoros; espécies de maturidade sexual precoce e com grandes ninhadas; aumento da qualidade ambiental; translocações no centro da área de ocorrência histórica das espécies e em áreas sem potenciais competidores; translocações com indivíduos capturados na natureza e não nascidos em cativeiro; reintroduções de muitos indivíduos; alta variabilidade genética (GRIFFITH et al., 1989; FISCHER & LINDENMAYER, 2000). Estes fatores coincidem com alguns dos principais fatores que favorecem colonizações naturais, tais como populações fundadoras maiores, adequação do habitat e espécies com ninhadas maiores (GRIFFITH et al., 1989).

Além dos fatores ecológicos, outras variáveis que podem afetar o sucesso de um programa de reintrodução incluem relações públicas, educação ambiental, manejo adequado, fatores logísticos e legais e comprometimento a longo prazo (FISCHER & LINDENMAYER, 2000). Kleiman e colaboradores (1994) chegaram a sugerir que o sucesso de um programa de reintrodução está muito mais atrelado às condições bio-políticas e ao financiamento a longo prazo, que ao rigor científico. Apesar da relevância desses fatores, não se deve subestimar a importância de estudos sobre processos demográficos, genéticos, comportamentais e ecológicos (SARRAZIN & BAURBAULT, 1996), particularmente porque as espécies ameaçadas, as quais deveram ser os principais alvos de translocações, geralmente estão entre as menos compreendidas (CAUGHLEY, 1994).

Talvez, justamente, por uma limitação nas informações biológicas de certos grupos, é evidente que existe uma distribuição desproporcional dos esforços em reintroduções entre táxons. Seddon e colaboradores (2005) analisaram uma lista de 699 espécies-alvo em projetos de reintrodução recentes e calcularam o grau de viés relativos entre os grupos. Os autores encontraram prevalência clara de projetos com vertebrados, dentre dos quais, mamíferos e aves são particularmente sobrerepresentados. Em revisões anteriores, este padrão já era perceptível. Dos 180 trabalhos examinados por Fischer & Lindenmayer (2000), cerca de 50% referiam-se a mamíferos e 44% a aves. Uma vez controladas outras variáveis, programas de reintrodução com mamíferos apresentaram mais chances de estabelecimento do que programas com aves (GRIFFITH et al., 1989; WOLF et al., 1996), o que pode estar correlacionado a um conhecimento maior dos aspectos que influenciam o primeiro grupo.

No caso das aves, quatro ordens são particularmente sobre-representadas em projetos de reintrodução: Anseriformes, Falconiformes, Gruiformes e Galiformes (SEDDON; SOORAE; LAUNAY, 2005). Embora exista uma certa correlação entre as espécies de aves reintroduzidas e o nível de ameaça, esse status não é requisito para a seleção. Em quase 50% dos trabalhos analisados por Seddon e colaboradores (2005) as espécies reintroduzidas eram classificadas como Pouco Preocupante pela IUCN. Outros critérios como prioridades regionais e disponibilidade de financiamento parecem muito mais determinantes do que o status de conservação das espécies. Ademais, considerando as ordens mais favorecidas, é possível que este viés esteja relacionado a um interesse desproporcional em aves de rapina e de interesse da caça.

De fato, das quase 700 realocações analisadas por Griffith e colaboradores (1989), 90% tinham como foco espécies cinegéticas das quais 43% eram Galliformes.

Ainda que a caça esportiva justifique o interesse na reintrodução de galiformes para países em que a prática é legalizada, em locais onde não há esta atividade a reintrodução destas aves ainda deveria ser uma prioridade por questões de conservação. Na América Latina isso é particularmente verdadeiro para a família Cracidae, considerada a família de aves mais ameaçada das Américas (BROOKS; FULLER, 2006). Dos 22 táxons ocorrentes no Brasil, dois estão classificados como Vulneráveis (VU; Penelope jacucaca, Penelope ochrogaster), dois Em Perigo de extinção (EN; Crax blumenbachii, Aburria jacutinga) e um Extinto na Natureza (EW; Pauxi mitu), além de duas subespécies classificadas como Em Perigo de extinção (EN; Penelope superciliaris alagoensis, Crax fasciolata pinima) segundo a última listagem publicada pelo Ministério do Meio Ambiente (SILVEIRA e STRAUBE, 2008).

Muito embora a legislação brasileira vigente proíba a caça de animais silvestres (Lei Federal nº 5.197/67 e Lei Federal nº 9.605/98) e a destruição do habitat de espécies da fauna ameaçadas de extinção (Lei Federal nº 12.651/12), estes são os principais fatores que têm levado ao declínio destas espécies (BROOKS e FULLER, 2006). Algumas características intrínsecas dos cracídeos como monogamia, maturidade sexual tardia (em média três anos após o nascimento), número máximo de dois ovos por estação reprodutiva e exigência de grandes territórios para reprodução (CSG, 2012), aumentam sua suscetibilidade, reduzindo suas chances de contornar a pressão exercida pelos impactos antrópicos.

A extinção dos cracídeos interfere significativamente na dinâmica florestal. Estas aves apresentam um papel ecológico fundamental aos ambientes em que ocorrem, pois atuam como dispersores e predadores de sementes, além de representarem uma parcela considerável da biomassa das florestas neotropicais devido ao seu porte relativamente grande em comparação a outras aves (BROOKS e FULLER, 2006; CSG, 2012). A relevância dos cracídeos tem mobilizado esforços pela sua conservação e a reintrodução tem sido uma estratégia utilizada.

Desde a década de 90, ao menos cinco espécies da família já foram reintroduzidas no Brasil: Crax blumenbachii (CENIBRA-CRAX, 2008; FARIA et al., 2006; IBAMA, 2004), Crax fasciolata (CESP, 2009; MESQUITA e QUEIROS, 2007), Penelope superciliaris jacupemba, Penelope obscura bronzina (CESP, 2009; PEREIRA e WAJNTAL, 1999), e Alburria jacutinga (CENIBRA-CRAX, 2008; CESP, 2009; MESQUITA e QUEIROS, 2007; SANTIAGO, 2006). Dentre estas, o mutum-do-sudeste (Crax blumenbachii) apresenta posição de destaque por ter sido alvo do primeiro Plano de Ação Nacional para Conservação de uma espécie no Brasil, publicado em 2004 pelo Ministério do Meio Ambiente em parceria com o IBAMA e posteriormente conduzido pelo ICMBio (IBAMA, 2004).

#### 1.1 Mutum-do-sudeste

O mutum-do-sudeste (Crax blumenbachii Spix, 1825) é um cracídeo de grande porte, com seu peso variando entre 3 a 3,5 Kg e o comprimento total entre 80 e 93 cm. A área de vida da espécie em populações naturais ainda é incerta, tendo sido estimada apenas para uma população recém-reintroduzida em Cachoeiras de Macacu, RJ, em 125 ha (BERNARDO, 2010). Em um levantamento realizado entre 32

espécies de galiformes, Bernardo (2010) observou uma correlação entre a massa corpórea dos indivíduos e o tamanho da área de vida. Portanto, é possível assumir que populações autóctones de mutum-do-sudeste tenham uma área de vida ainda maior se comparado a outras espécies de porte similar, como o Crax alector, de 3,6 Kg e área de vida estimada em 185 ha (BERNAL; MEJIA, 1995) e *Crax dalbentoni,* de 3 Kg e área de vida estimada em 149 a 197 ha (BERTSCH; BARRETO, 2008). Em relação à densidade a única estimativa disponível para uma população autóctone é da Reserva Natural da Vale, de 1,6 indivíduos/km². Esta é considerada a maior população remanescente de mutum-do-sudeste, tendo sido estimada em 325 indivíduos (ALVES; LOPEZ-IBORRA; SILVEIRA, 2015).

Em relação a aspectos comportamentais, sabe-se que indivíduos dessa espécie passam a maior parte do tempo forrageando no solo da mata e empoleirados no final da tarde, permanecendo durante a noite na copa das árvores (IBAMA, 2004; SRBEK-ARAUJO et al., 2012). Há poucas informações sobre a dieta na natureza, mas sabe-se que, assim como outros mutuns, esta espécie alimenta-se de frutos e sementes caídos no solo, pequenos animais, folhas e brotos. Existem registros destas aves utilizando áreas de borda e clareiras, onde a disponibilidade de alguns recursos como brotos de folhas, pequenos frutos do sub-bosque e insetos pode ser maior (IBAMA, 2004; SICK 1988). Os machos apresentam massa corpórea e tamanho superiores às fêmeas, além de haver dimorfismo de plumagem (IBAMA, 2004) (FIGURA 2A). Evidências indicam que *Crax blumenbachii* é monogâmico na natureza, sendo, portanto, esperada uma razão sexual ótima de 1:1. Pode apresentar sistema de acasalamento poligínico sob condições especiais em cativeiro ou em populações com grandes alterações na razão sexual em locais onde machos são mais intensamente caçados (SICK, 1970).

Endêmico do sudeste da Mata Atlântica, originalmente o mutum-do-sudeste ocorria em florestas de baixada e de tabuleiros na região entre o Rio de Janeiro e o sul da Bahia, até o leste de Minas Gerais em uma área de aproximadamente 140 mil km². Entretanto, a espécie sofreu um intenso declínio devido à redução de habitat, perda de qualidade dos remanescentes florestais com redução de recursos utilizados pelas aves, aumento das populações de mesopredadores predadores de ninhos e caça de lazer e de subsistência (IBAMA, 2004). Atualmente estima-se que as populações remanescentes estejam distribuídas em 1.200 km², ou seja, 0,85% da área originalmente ocupada (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2013; IUCN, 2012). Há evidências atuais de populações autóctones da espécie persistindo na Bahia (Reserva Biológica de Una, Parque Nacional do Descobrimento e Ituberá) e Espírito Santo (Reserva Biológica de Sooretama e Reserva Natural Vale) (IBAMA, 2004).

Desde 2000, o status de conservação desta espécie na Lista Vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) é Em Perigo de Extinção (EN), devido à sua distribuição altamente fragmentada e ao contínuo declínio de sua área de ocorrência, da qualidade do habitat remanescente e do número de indivíduos maduros existentes na natureza. Em listas nacionais, o mutum-do-sudeste já se encontra classificado como Criticamente em Perigo (CR), o nível mais alto de ameaça que antecede a extinção, para os estados de Espírito Santo (SIMON et al., 2007) e Minas Gerais (SILVEIRA et al., 2008a), sendo considerado provavelmente extinto no Rio de Janeiro (ALVES et al., 2000).

A reintrodução do mutum-do-sudeste foi proposta pela primeira vez em 1990 como alternativa para reduzir o status de ameaça da espécie, uma vez que a recolonização natural seria improvável pelo distanciamento das populações remanescentes. As primeiras reintroduções foram realizadas em Minas Gerais (Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Macedônia, em Ipaba, 1991; Estação Ecológica de Fechos, em Nova Lima, 1996; e Estação Ambiental de Peti, em São Gonçalo do Rio Abaixo, 1999) e, posteriormente, no Rio de Janeiro (Reserva Ecológica Guapiaçu, em Cachoeiras de Macuco, 2007) (BERNARDO, 2010; SILVEIRA et al., 2008b). A iniciativa foi realizada de forma pioneira pela CRAX Sociedade de Pesquisa e Manejo da Fauna Silvestre, com sede em Contagem, MG. Desde 1987, a CRAX dedica-se a estabelecer populações cativas de aves silvestres, principalmente de espécies ameaçadas, para a eventual reintrodução de exemplares na natureza.

Em 1990, a CRAX firmou um Acordo de Cooperação Científica com a CENIBRA (Celulose Nipo-Brasileira S.A), com a qual conduziu seu primeiro projeto de reintrodução do mutum-do-sudeste na Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Macedônia (RPPN FM), propriedade da empresa de celulose em Ipaba, MG. O protocolo de reintrodução - com especificações sobre as reservas selecionadas para receber os animais e procedimentos recomendados antes, durante e após a soltura foi desenvolvido a partir de 1979 pela própria CRAX, baseado no conhecimento sobre a biologia da espécie adquirido no criadouro (AZEREDO, 1996), e foi aceito pelo IBAMA, uma vez que inexistiam modelos de ação oficiais à época (CENIBRA-CRAX, 2010).

O programa de reintrodução de *Crax blumenbachii* na RPPN FM foi realizado em etapas e sempre após um período de adaptação dos animais cativos em um viveiro de aclimatação construído no interior da mata. Em setembro de 1991, procedeu-se a soltura do primeiro grupo, composto de 15 casais com idade média de 2 anos. Em fevereiro de 1993, foram reintroduzidas mais 37 aves, sendo 16 casais, mais 5 machos para reposição de perdas ocorridas no primeiro grupo. Em 2006, a CRAX realizou um estudo informal da razão sexual e constatou haver um número maior de fêmeas em relação à quantidade de machos. Na tentativa de sanar essa desproporção, em dezembro de 2007 procedeu-se a reintrodução de mais 5 machos. Por fim, em 2010, em atendimento a uma solicitação da CENIBRA, a CRAX selecionou 3 casais para que fossem soltos no dia da solenidade de 20 anos do Projeto Mutum.

Embora iniciado antes da publicação do Plano de Ação Nacional para Conservação do Mutum-do-sudeste (IBAMA, 2004), este primeiro projeto é uma peça chave para o plano, uma vez que serve de modelo para novas reintroduções da espécie. Esse planejamento é possível graças ao trabalho da CRAX, que alcançou tal sucesso reprodutivo que a situação atual da espécie em cativeiro pode ser considerada segura.

Entre as medidas propostas no Plano de Ação, é considerado de alta prioridade realizar censos das populações conhecidas a fim de se obter estimativas populacionais e padrões de uso de habitat; e de prioridade média realizar estudos sobre a autoecologia, demografia e monitoramento das populações reintroduzidas em Minas Gerais. O documento ainda ressalta a importância do conhecimento científico adequado como fator essencial ao sucesso na conservação de qualquer espécie e aponta que, no caso do mutum-do-sudeste, ainda há grandes lacunas que precisam ser preenchidas o quanto antes para que estratégias de manejo mais adequadas sejam determinadas a tempo de salvá-lo da extinção (IBAMA, 2004). Estas lacunas são parcialmente explicadas pela dificuldade em se monitorar populações da espécie, uma vez que a mesma é inconspícua, de comportamento elusivo e ocorre em baixa densidade.

## 2 ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada na Fazenda Macedônia (FM), propriedade particular da empresa CENIBRA (Celulose Nipo Brasileira, S.A.), localizada na margem direita do Rio Doce no município de Ipaba, leste de Minas Gerais, a 19° 20′S e 42° 25′. O município de Ipaba pertence à bacia hidrográfica do rio Doce.

A cidade apresenta sazonalidade marcada com inverno seco e verão chuvoso, clima classificado como do tipo Aw, tropical chuvoso de savana, segundo classificação de Köppen. A temperatura média anual varia de 20° a 23° C. A distribuição das chuvas é periódica, com precipitações médias anuais variando de 1.100 a 1.400 mm, predominantes nos meses mais quentes. O inverno seco tem duração de 4 a 5 meses, com um déficit hídrico anual de 402 mm e evapotranspiração potencial anual de 1.455 mm (GOLFARI, 1975; SOUZA *et al.*, 2006).

A vegetação nativa predominante é a floresta estacional semidecidual submontana, (IBGE, 2004) com sub-bosque pouco denso, composto por arbustos e arvoretas e, frequentemente, plantas epífitas como bromélias, orquídeas e samambaias (CENIBRA-CRAX, 2010). A reserva possui fauna relativamente rica, com 20 espécies de mamíferos de médio e grande porte já confirmados em inventários prévios, incluindo a onça-parda (*Puma concolor*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) (CENIBRA-CRAX, 2010).

Dos 2.639,79 ha que compõem a FM, cerca de 1.420 ha são ocupados por florestas nativas e aproximadamente 1.006 ha por reflorestamentos de *Eucalyptus*. Dentre a área de mata nativa, dois fragmentos florestais totalizando 560 ha são reconhecidos pelo IBAMA, através da Portaria nº 111, de 14 de outubro de 1994,

como Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN (AMARAL et al., 2009) e encontram-se conectados por um trecho de mata nativa.

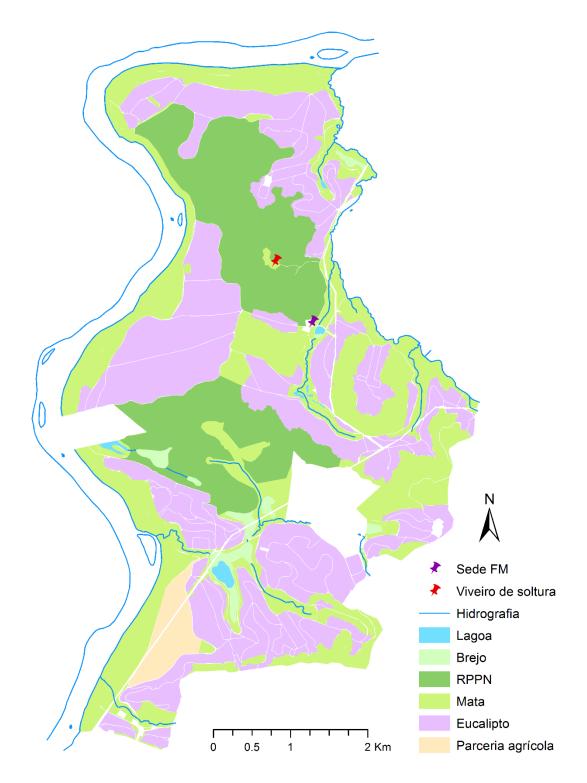


Figura 1 – Mapa da Fazenda Macedônia. O corpo d'água à oeste da fazenda é o Rio Doce.

## **3 OBJETIVOS**

O objetivo deste projeto de pesquisa é avaliar o status da população de mutuns-do-sudeste reintroduzida a partir de 1991 na RPPN FM, em Ipaba, MG.

O capítulo 1 apresenta estimativas para o tamanho desta população e sua densidade, com inferências sobre a taxa de crescimento em 25 anos de projeto. Também aborda a estimativa da razão sexual terciária (razão sexual em indivíduos adultos) estimada para a população e suas implicações para a manutenção da espécie na área a longo prazo.

O capítulo 2 descreve as preferências ambientais do mutum-do-sudeste na área, apontando covariáveis que podem estar influenciando o uso da paisagem pelos indivíduos e analisando o conceito de habitat adequado para a espécie

Por fim, a conclusão geral aborda implicações dos resultados apresentados para a conservação da espécie.

A partir destas informações, o presente trabalho objetivou realizar uma ampla análise sobre o programa de reintrodução, além de fornecer novos dados sobre a espécie em vida livre que servirão de base para aprimoramentos do programa atual, bem como para o delineamento de novas ações de manejo.



Figura 2 - Fotografias da área de estudo. (A) Grupo de mutuns-do-sudeste avistado no entorno da sede da Fazenda Macedônia. Macho ao centro e fêmeas ao redor; (B) Mutum-dosudeste macho avistado na mata; (C) e (D) fatores que dificultaram a detecção: sub-bosque denso e abundância de lianas.

#### 4 CAPÍTULO 1

# TAMANHO POPULACIONAL, DENSIDADE E RAZÃO SEXUAL DE MUTUNS-DO-SUDESTE NA RPPN FAZENDA MACEDÔNIA, IPABA - MG

#### 4.1 Resumo

Pressões sistemáticas e perturbações estocásticas podem levar a um declínio populacional acompanhado de aumento na probabilidade de extinção. Esta probabilidade é ainda mais acentuada abaixo de um determinado limite denominado tamanho mínimo viável populacional. A razão sexual também pode afetar o crescimento populacional, bem como vários aspectos comportamentais. O objetivo deste trabalho foi estimar o tamanho e a densidade populacional e a razão sexual dos mutuns-do-sudeste (Crax blumenbachii) reintroduzidos na Fazenda Macedônia (FM), em Ipaba, MG. Os dados foram coletados ao longo de 6 meses por transecção linear e analisados segundo protocolos de amostragem por distância linear e ocupação. Apesar do tamanho populacional baixo (estimado em 34 indivíduos) e a densidade de 2,36 (1,58 - 7,79) indivíduos/km² é compatível com o esperado pela espécie. A taxa de crescimento populacional foi estimada em -0,047 (-0,137 - 0,018), indicando declínio. É possível que este declínio seja ainda mais acentuado devido ao tamanho reduzido da população, que a torna mais susceptível à estocasticidade demográfica, ambiental e genética e ao efeito Allee. Os mesmos fatores também podem estar provocando um desvio na razão sexual, estimada em 0,35 (0,20 - 0,47). Este desvio também pode estar associado à caça e à predação.

## 4.2 Introdução

Há muito que os biólogos perceberam uma correlação negativa entre o tamanho de uma população e a sua probabilidade de extinção. Esta probabilidade é regida basicamente por dois tipos de fatores: pressões sistemáticas e perturbações estocásticas. Enquanto o primeiro pode ser identificado e, em alguns casos, eliminado, o segundo é imprevisível e pode levar à extinção de uma população mesmo em um ambiente favorável (SHAFFER, 1981). Há quatro tipos de perturbações estocásticas: demográficas, ambientais (MAY, 1973; ROUGHGARDEN, 1975), genéticas (BERRY 1971; SOULÉ, 1980) e catástrofes naturais (SHAFFER, 1981). Todas estas se agravam com o declínio populacional. Logo, uma população minimamente viável é aquela que, mais do que se manter sob condições estáveis a longo prazo, é capaz de superar perturbações ocasionais. Shaffer (1981) define este conceito como a menor população isolada de dada espécie que tenha 99% de chance de se manter existente por 1000 anos a despeito de efeitos estocásticos demográficos, ambientais e genéticos e catástrofes naturais, enquanto Soulé (1987) fala em 95% de chance de sobrevivência por séculos. Frankham e Brook (2004) argumentam que gerações representam uma escala temporal melhor do que anos.

Franklin (1980) sugeriu que, para prevenir a endogamia e consequentes efeitos deletérios a curto prazo, a população geneticamente efetiva mínima seria em torno de 50 indivíduos, enquanto que para manter variabilidade genética suficiente que possibilite adaptações a mudanças ambientais, o tamanho efetivo mínimo seria em torno de 500 indivíduos. Tamanho populacional efetivo é definido como o tamanho de uma população ideal que perde heterogeneidade na mesma taxa que a população real observada (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2010). Estas aproximações foram

baseadas em princípios genéticos bastante simplistas e naturalmente não se aplicam para todas as espécies, nem mesmo para todas as populações dentre uma mesma espécie, uma vez que variações locais definem características únicas de cada população ao longo da distribuição da espécie (GRUMBINE, 1990). Uma abordagem mais robusta deveria envolver informações sobre o grau de variabilidade genética e estrutura de acasalamento da espécie-alvo de modo a determinar qual tamanho populacional seria capaz de oferecer uma amostra da diversidade genética representativa da espécie e ainda assegurar que esta variabilidade não se perdesse em eventos de endogamia e deriva genética (SHAFFER, 1981).

O tamanho efetivo viável de uma população, é quase sempre muito inferior ao tamanho populacional total, sendo geralmente estimado em torno de 1/10 deste (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2010). Estimativas com base em Análises de Viabilidade Populacional (PVA, sigla em inglês) indicam que uma população total de milhares a dezenas de milhares é necessária para que a população efetiva seja viável a longo prazo (BELOVSKY, 1987; SOULÉ, 1987). Thomas (1990) sugeriu, com base em dados empíricos, que dezenas de indivíduos é muito pouco, centenas ainda é geralmente inadequado, milhares pode ser adequado para espécies com variabilidade de tamanho populacional normal e dezenas de milhares deve permitir a persistência a longo prazo mesmo das espécies com fortes flutuações no tamanho populacional. Enquanto Deredec e Courchamp (2007) alegaram que definir valores limites não faz sentido algum, a menos quando aplicados em níveis taxonômicos específicos ou a grupos ecológicos funcionais, Reed e colaboradores (2003) não encontraram diferenças significativas no tamanho mínimo viável estimado para diferentes táxons de vertebrados.

Diversos modelos e simulações matemáticas buscam prever a probabilidade de extinção para populações específicas sob condições estocásticas, entretanto, tais abordagens demandam uma quantidade de dados extremamente extensa e frequentemente se baseiam em simplificações não realistas. Por exemplo, assumem crescimento exponencial constante, acasalamentos e distribuição da prole aleatórios, razão sexual 0,5 entre outras premissas que dificilmente são verdadeiras para populações naturais (NEWMARK, 1985). Definir esta probabilidade é essencial para uma estimativa adequada da quantidade de área necessária para a conservação efetiva das espécies, bem como para a definição do número de indivíduos que devem ser soltos em programas de reintrodução.

Reintrodução é uma tentativa de estabelecer populações viáveis e de vida livre de espécies que se tornaram global ou localmente extintas na natureza, em uma área que fazia parte de sua distribuição pretérita (IUCN, 1998). Geralmente os programas de reintrodução envolvem populações ameaçadas, o que implica em números limitados de indivíduos disponíveis para soltura. Com isso, as populações fundadoras devem enfrentar uma série de problemas típicos de populações pequenas ou de baixa densidade, entre estes o efeito Allee (DEREDEC; COURCHAMP, 2007).

Efeito Allee é a redução na aptidão individual dos membros de uma população quando esta reduz em tamanho ou densidade por processos determinísticos e não estocásticos, o que resulta em uma queda na taxa de crescimento. Isso acontece quando os indivíduos se beneficiam da presença de co-específicos mais do que se afetam pela competição intraespecífica. Os principais processos biológicos responsáveis pelo efeito Allee são a dificuldade em encontrar parceiros sexuais, a falta de facilidade química ou física para determinados processos e a redução em interações sociais cooperativas, como a proteção e vigilância de predadores. Para que uma população fundadora se estabeleça e persista em determinado local, é necessário que ela se espalhe espacialmente e enfrente interações com outras espécies da comunidade, como competição, predação, parasitismo (HASTINGS, 1996; SHEA; CHESSON, 2002). Em cada um destes estágios, o efeito Allee pode reduzir ou mesmo bloquear o progresso da população sendo, portanto, um fator que provavelmente explicaria a grande incidência de fracassos em programas de reintrodução. Apesar disso, o efeito Allee raramente está presente na literatura relacionado a reintroduções (DEREDEC e COURCHAMP, 2007).

A dificuldade em encontrar parceiros sexuais é o processo biológico mais comumente associado ao efeito Allee. Este problema geralmente se deve à densidade baixa e pode ser agravado pela estocasticidade demográfica quando esta leva a um desequilíbrio na razão sexual (DEREDEC e COURCHAMP, 2007). Em populações reintroduzidas, este processo pode ser amenizado com algumas medidas. Em alguns casos, as oportunidades reprodutivas podem ser otimizadas se a razão sexual dos indivíduos reintroduzidos estiver de acordo com o sistema de acasalamento da espécie. Em espécies onde a seleção sexual é um fator importante, o efeito Allee pode ser mais intenso (MOLLER; LEDENDRE, 2001), portanto convém selecionar indivíduos fisicamente atrativos. O efeito também é sentido em indivíduos que se dispersam muito, levando à diminuição da densidade (FAGAN, 1999; SOUTH; KENWARD, 2001), casos em que pode ser interessante realizar a soltura das fêmeas antes para que elas estabeleçam territórios que depois serão ocupados pelos machos (SODERQUIST, 1994). Dependendo da espécie, a distância genética entre os indivíduos pode ser um fator ora repelente (TAINAKA; ITOH, 1996) ora atrativo, o que também deve ser levado em conta. Esta questão também pode ser importante para comportamentos sociais não reprodutivos em casos em que reintroduzir indivíduos geneticamente próximos pode facilitar a formação de grupos e a cooperação (DEREDEC e COURCHAMP, 2007).

Ainda não existem regras teóricas para definir o número de indivíduos soltos em programas de reintrodução, a maior parte dos quais acaba se baseando em tentativa e erro e em fatores logísticos (DEREDEC e COURCHAMP, 2007). Griffith e colaboradores (1989) observaram que o aumento no sucesso associado à reintrodução de um número maior de indivíduos rapidamente se torna assintótico, de forma que, para aves, a soltura de uma quantidade superior a 80 a 120 indivíduos não representa um aumento significativo nas chances de estabelecimento da nova população. Essa propriedade sugere a existência de um tamanho populacional mínimo abaixo do qual a probabilidade de extinção é bem maior devido à estocasticidade e à queda nas interações sociais e de acasalamento. Para Fischer & Lindenmayer (2000) e Green (1997), este número mínimo estaria em torno de 100 indivíduos, o que naturalmente deve variar entre diferentes espécies. Embora o número de indivíduos reintroduzidos por projeto tenha apresentado um certo aumento ao longo do tempo, em média 31,5 em 1987 (GRIFFITH et al., 1989) contra 50,5 em 1996 (WOLF et al., 1996), este valor ainda está longe da pressão de propágulo ideal para uma população fundadora.

Uma vez que programas de translocação longos tendem a ser mais efetivos, os indivíduos selecionados devem, idealmente, ser soltos ao longo de vários anos (GRIFFITH et al., 1989) e em locais diferentes. Com isso, existe uma chance maior de

que ao menos uma das populações fundadoras se depare com um local e um período com condições favoráveis ao seu crescimento (GREEN, 1997). Ademais, os animais soltos anteriormente podem facilitar o estabelecimento dos indivíduos recém reintroduzidos, permitindo que eles estabeleçam uma área de vida mais rapidamente (DOLEV et al., 2002). Embora isso possa ser verdade para "populações clássicas", em algumas espécies em que o tamanho populacional limitado pode desencadear um efeito Allee significativo, a melhor estratégia pode ser realizar um menor número de solturas com maior número de indivíduos de cada vez (GREVSTAD, 1999).

Se a abundância é um parâmetro primordial para definir as chances de estabelecimento de uma população fundadora, tanto mais é compreender seu comportamento ao longo do tempo. A estimativa da taxa de crescimento populacional tem um papel fundamental na previsão de tendências na densidade e abundância populacional, pois revela se esses parâmetros estão aumentando, decrescendo ou estão estáveis, e quão rápido é a mudança (SIBLY & HONE, 2002). Em populações naturais, esta taxa é dependente de limitações de recursos, tempo de amadurecimento sexual dos indivíduos, migrações, competição, predação, entre outros fatores difíceis de se mensurar. No modelo mais simplista possível, todos os indivíduos são tomados como equivalentes, a população é fechada a migrações e emigrações e a taxa de crescimento (r) é igual à taxa de natalidade instantânea (b)menos a taxa de mortalidade instantânea (d). Este é o chamado modelo de crescimento exponencial. Na vida real, as taxas de nascimento e morte dificilmente são constantes ao longo do tempo, pois estão susceptíveis a eventos estocásticos, de forma que os cálculos devem levar em conta a média e a variância de r (GOTELLI,

1995). Além disso, uma vez que os recursos são limitados, o crescimento exponencial na prática é finito e ganha a forma de um crescimento logístico quando a população atinge a capacidade de suporte do ambiente. Esse fenômeno é chamado crescimento densidade-dependente, ou seja, quanto maior a população, menor a taxa de nascimento e maior a taxa de mortalidade. A priori, o crescimento densidadedependente pode ser esperado para qualquer população real que persista por tempo suficiente para atingir a capacidade de suporte do ambiente (SINCLAIR, 1996).

Outro fator que pode afetar o crescimento de uma população é a razão sexual. Razão sexual terciária ou razão sexual adulta é estritamente definida como a razão sexual entre adultos reprodutivos, entretanto, na prática esta razão é geralmente medida entre todos os indivíduos não-juvenis (MAYR, 1939). A razão sexual pode influenciar a reprodução, o status social e o sucesso reprodutivo dos indivíduos (BERTRAM, 1992; CASTRO et al., 2004), inclusive acarretando em comportamentos como poliginia, cópula extra-par, guarda do parceiro e reprodução cooperativa (MURRAY, 1991). Um desvio na razão sexual adulta pode representar um efeito Allee demográfico em populações em declínio ou isoladas (DALE, 2001; ENGEN; LANDE; SAETHER, 2003) e tende a reduzir ainda mais o tamanho efetivo populacional (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2010). Assim, compreender suas razões e variações é essencial no manejo de espécies ameaçadas.

Dos 201 trabalhos sobre razão sexual adulta em aves revisados por Donald (2007), 65% diferiram significativamente de 0,5, dos quais 83% apontavam predominância de machos. Entre aves ameaçadas segundo listagens da IUCN, esse padrão é ainda mais acentuado e proporcional ao nível de ameaça do táxon. Uma vez

que a razão sexual primária em aves (razão na postura de ovos) é geralmente balanceada, um desvio na razão adulta só pode ser explicado por uma mortalidade mais alta do gênero menos representado. Esta discrepância tem sido associada a diversas características gênero-específicas como capacidade de dispersão, gasto energético e exposição à predação durante o cuidado parental, tamanho corporal como determinante na competição intra-específica, homo X heterogamia e doenças associadas ao sexo, mortalidade desproporcional por caça ilegal, entre outros (ver ref. em DONALD, 2007). Evidências indicam uma correlação entre a razão sexual de populações selvagens de aves e a qualidade do ambiente onde estão inseridas, de modo que este pode ser mais um indicador do status de conservação da população útil para guiar medidas de manejo mais eficientes (DONALD, 2007).

## 4.3 Material e Métodos

#### 4.3.1 Espécie de estudo

O mutum-do-sudeste (Crax blumenbachii Spix, 1825) é um cracídeo endêmico da Mata Atlântica e classificada como Em Perigo de Extinção (EN) pela IUCN (2012). A espécie foi considerada extinta em mais de 99% de sua área de ocorrência original, incluindo todo o estado de Minas Gerais e Rio de Janeiro (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2013). Tamanho declínio populacional é decorrente da redução e deterioração de seu habitat e pressão de caça, agravados por características intrínsecas aos cracídeos como monogamia, maturidade sexual tardia, número máximo de dois ovos por estação reprodutiva e exigência de grandes territórios para reprodução (CSG, 2012).

A maior população remanescente do mutum-do-sudeste ocorre nas matas de tabuleiro da Reserva Natural da Vale, ES, e foi recentemente estimada em 325 indivíduos e densidade 1,6 indivíduos/km² (ALVES et al., 2015). Evidências indicam que Crax blumenbachii é monogâmico na natureza, de forma de que seria esperada uma razão sexual 1:1. Entretanto, aparentemente a espécie pode apresentar sistema poligínico sob condições especiais em cativeiro ou em populações com grandes alterações na razão sexual em locais onde machos são mais intensamente caçados (SICK, 1970).

A reintrodução do mutum-do-sudeste foi proposta pela primeira vez em 1990 como alternativa para reduzir o status de ameaça da espécie, uma vez que a recolonização natural seria improvável pelo distanciamento das populações remanescentes. A primeira reintrodução de mutum-do-sudeste foi realizada na Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Macedônia (RPPN FM), propriedade da empresa de celulose em Ipaba, MG. Entre 1991 e 2008, a área em questão recebeu 78 indivíduos nascidos em cativeiro (CENIBRA-CRAX, 2008).

# 4.3.2 Área de estudo

A pesquisa foi realizada na Fazenda Macedônia (FM), propriedade particular da empresa CENIBRA (Celulose Nipo Brasileira, S.A.), localizada na margem direita do Rio Doce no município de Ipaba, leste de Minas Gerais. Dos 2.639,79 ha que compõem a Fazenda Macedônia, cerca de 1.420 ha são ocupados por floresta estacional semidecidual (IBGE, 2004) e aproximadamente 1.006 ha por reflorestamentos de Eucalyptus. Dentre a área de mata nativa, dois fragmentos florestais totalizando 560 ha são reconhecidos pelo IBAMA, através da Portaria nº 111, de 14 de outubro de 1994, como Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN (AMARAL et al., 2009) e encontram-se conectados por um trecho de mata nativa (FIGURA 1).

# 4.3.3 Coleta de dados

A FM oferece 1420 ha de floresta estacional semidecidual entre áreas de RPPN, Reserva Legal e Área de Preservação Permanente. Embora seja verdade que parte desta mata se encontre em recuperação após queimadas recentes e, portanto, possivelmente não ofereça recursos suficientes para ser compreendida como habitat pelo mutum-do-sudeste, a extensão destes danos nunca foi quantificada. Ademais estudos recentes com a espécie sugerem certa capacidade de utilizar florestas secundárias e capoeiras (BERNARDO, 2010), portanto optamos por considerar toda área florestada na FM como habitat em potencial para o mutum.

A coleta de dados se deu através da amostragem em transecção linear. Devido ao tamanho limitado das áreas de mata nativa, optou-se por um desenho amostral sistematizado para evitar intersecções entre as transecções. Assim, as transecções foram distribuídas paralelamente a cada 500 m a partir de um ponto inicial aleatório, buscando cobrir, de forma homogênea, toda a área da FM (THOMAS et al., 2010). Foram abertas 15 transecções lineares, entre 500 e 2000 m de extensão cada, somando cerca de 15,5 km no total (FIGURA 3). O desenho amostral não levou em consideração qualquer informação preliminar sobre a distribuição dos mutuns na área.

As transecções foram percorridas entre 7 - 11 h e 14 - 17 h, de abril a outubro de 2014, totalizando cerca de 280 km de esforço amostral. As campanhas foram intencionalmente planejadas para a estação visando minimizar transtornos devido a adversidades climáticas e proporcionar um retrato da população antes do início da estação reprodutiva evitando, com isso, variações populacionais durante a amostragem.

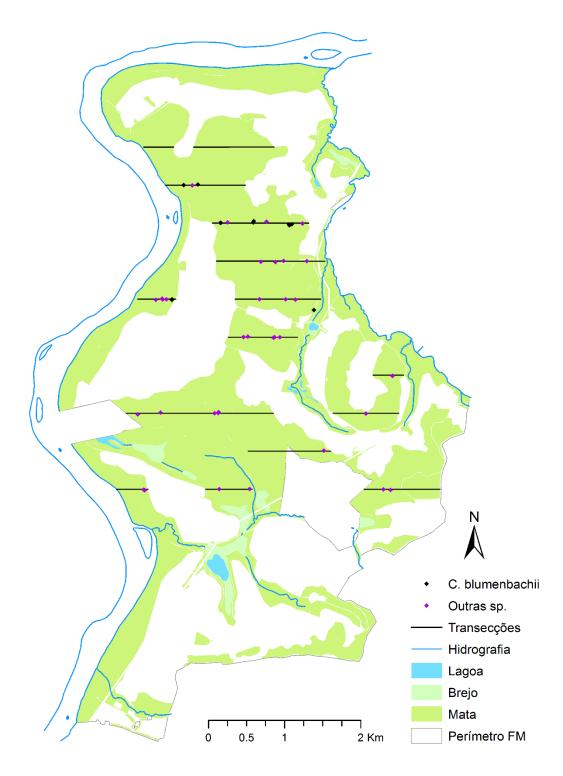


Figura 3 – Mapa do desenho amostral empregado e resultados obtidos. Os registros de outras espécies referem-se a Aburria jacutinga, Penelope obscura, Penelope superciliaris, Tinamus solitarius e Crypturellus undulatus.

O método empregado foi escolhido por ser considerado adequado às características da espécie, uma ave terrestre, diurna, de grande porte, com dimorfismo sexual aparente. Estimativas populacionais por transecção linear têm se mostrado eficientes em estudos com diversas espécies de Galliformes (GUTHERY, 1988; KIDWAI et al., 2011; RATTI et al., 1983). Além disso, a amostragem por distância não exige que as aves sejam capturadas e marcadas, ações estas que poderiam implicar em riscos à saúde ou integridade física dos animais (HEBBLEWHITE e HAYDON, 2010; MECH e BARBER, 2002).

A cada avistamento de Crax blumenbachii foi registrado data e hora da visualização, coordenadas geográficas, sexo e distância perpendicular entre o animal e a transecção (calculada trigonometricamente com o auxílio de uma bússola de visada) antes de qualquer movimento em resposta à aproximação do observador (PERES e CUNHA, 2011). As mesmas informações foram registradas para outros cracídeos (Aburria jacutinga, Penelope obscura e Penelope superciliaris) e tinamídeos (Tinamus solitarius e Crypturellus undulatus) para complementar as estimativas de detecção na área. Esta estratégica foi necessária uma vez que ficou claro, ao longo do projeto piloto, que o número de encontros com mutum-do-sudeste era reduzido. Entre os motivos presumidos para esta escassez de avistamentos, elencamos: (1) tamanho populacional muito reduzido; (2) distribuição agregada da população; (3) comportamento elusivo da espécie; e (4) baixa visibilidade propiciada pela topografia acidentada e pelo excessivo adensamento do sub-bosque e abundância de lianas, reflexo de um histórico recente de perturbações (FIGURA 2C e D).

# 4.3.4 Análise dos dados

O método utilizado para estimar o tamanho e a densidade populacional foi a estimativa através de amostragem por distância em transecção linear. Esta é, atualmente, a técnica mais amplamente utilizada para estimar abundância em populações selvagens uma vez que permite obter estimativas robustas a partir de amostras relativamente pequenas, exige menos recursos que os métodos de capturarecaptura, implica em pouca interferência na população, nem todos os indivíduos da amostra precisam ser contados para resultados relativamente precisos e utiliza menos parâmetros que outros métodos (BUCKLAND et al., 2007). As premissas do método são: (1) a posição dos animais é independente da posição das transecções; (2) a probabilidade de detecção na distância 0 da transecção (ou seja, quando os animais estão na ou sobre a transecção) é 100%; (3) os animais são detectados em sua posição inicial; (4) todas as distâncias são medidas acuradamente; (5) os eventos de detecção são independentes; e (6) a população é fechada durante a amostragem (BUCKLAND et al., 1993).

A técnica baseia-se em dois parâmetros principais, a probabilidade de cobertura (Pc) e a probabilidade de detecção estimada ( $\hat{Pa}$ ). A área de cobertura ou área amostrada (a) corresponde a toda a área compreendida ao redor de cada transecção (de comprimento L) até a maior distância perpendicular registrada para um dos lados (w), ou seja, a = 2wL. Pc corresponde à probabilidade de um agrupamento (*cluster*) ou indivíduo presente na área de estudo total (A) encontrar-se na área coberta (a), portanto, Pc = a/A. O método assume que a detecção dos indivíduos da espécie alvo deve ser proporcionalmente inversa à distância destes à transecção onde encontra-se o observador. Encontrando-se o melhor modelo que

explique a relação detecção-distância observada, é possível estimar a faixa efetivamente amostrada ( $\hat{\mu}$  ou ESW, do inglês Effective Strip Width), que representa a distância até a qual metade dos avistamentos ocorre.  $\hat{P}a$  corresponde à probabilidade de que os clusters presentes em a sejam detectados, portanto,  $\hat{P}a = \hat{\mu}/w$ . A probabilidade de encontro de cada cluster i deve ser igual à probabilidade deste cluster estar presente em a e ser detectado ( $\hat{P}i = Pc.\hat{P}a$ ). Assim, o tamanho da população será:

$$\widehat{N} = \sum_{i=1}^{n} \frac{s_i}{\widehat{P}_i},$$

onde  $s_i$  é o número de indivíduos no cluster i. Uma vez que os dados desta pesquisa foram obtidos em múltiplas ocasiões de amostragem, os comprimentos das transecções foram multiplicados pelo número de amostragens (BUCKLAND et al.,1993).

Idealmente, estimativas robustas de abundância por amostragem de distância requerem um mínimo de 40 avistamentos (PERES; CUNHA, 2011). Uma vez que o mutum-do-sudeste é uma espécie de comportamento elusivo e densidade naturalmente baixa, o número de registros reduzido limitaria a precisão dos parâmetros estimados. Neste caso, é possível agrupar, em uma única análise, os dados desta espécie com os de outras espécies para as quais se espera uma resposta similar na detecção (BUCKLAND et al., 2009). Assim, optamos por modelar a função de detecção em conjunto com os dados de distância de outras cinco espécies de aves: jacutinga (Aburria jacutinga), jacuaçu (Penelope obscura), jacupemba (Penelope superciliaris), macuco (Tinamus solitarius) e jaó (Crypturellus undulatus). Estas espécies foram escolhidas por similaridade morfológico e/ou comportamental com o mutum-do-sudeste.

Os dados coletados foram analisados com o programa DISTANCE 6.2 (disponível em http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/), módulo CDS (Conventional Distance Sampling), o qual utiliza máxima verossimilhança para estimar parâmetros desconhecidos da função de detecção. Todas as análises realizadas neste programa foram baseadas nos dados das seis espécies citadas. Nós rodamos análises exploratórias com diversas combinações de intervalos e observamos o comportamento dos histogramas de distâncias perpendiculares para verificar o cumprimento da premissa de decréscimo da detecção com a distância (monotonicidade). A seguir, verificamos a necessidade de truncar ou agrupar os dados e testamos diferentes combinações de funções de detecção (entre uniforme, half-normal e hazard-rate) e termos de ajuste (cosseno, polinômio simples e polinômio de Hermite). Em alguns casos, a função-chave por si só pode ser adequada para modelar a detecção especialmente se o tamanho amostral é pequeno e/ou os dados de distância são facilmente descritos por um modelo mais simples (BUCKLAND et al., 1993).

A seleção do melhor modelo se deu pelo Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc). A adequação do modelo foi avaliada por testes de qui-quadrado e análise do gráfico quantil-quantil e a precisão do parâmetro estimado (densidade) pelo exame do coeficiente de variação (BUCKLAND et al., 1993). Embora Fewster e colaboradores (2009) recomendem o uso dos estimadores de variância S2 ou O2 em casos em que o desenho amostral é sistematizado, encontramos um menor coeficiente de variância com o estimador R2/P2 que, portanto, foi adotado.

Uma vez selecionado o melhor modelo para função de detecção de múltiplas espécies, utilizamos o valor estimado de  $\hat{\mu}$  para estimar a densidade populacional e a

abundância específica de Crax blumenbachii e respectivos intervalos de confiança (IC 95%) no programa R 3.2 (disponível em http://cran.r-project.org/index.html) segundo equações descritas em BUCKLAND e colaboradores (1993).

O mutum-do-sudeste apresenta um dimorfismo sexual bastante evidente, possibilitando a estimativa de densidade e abundância específica por gênero. Para isso, como alguns registros eram de agrupamentos mistos, foi necessário substitui-los nas análises por contatos de cada indivíduo detectado separadamente. Segundo Thomas e colaboradores (2010), esta abordagem viola a premissa de independência entre os encontros, mas ainda assim permite estimativas robustas. Neste caso, entretanto, a seleção de modelos não deve ser feita por AIC ou por testes de qui-quadrado, uma vez que estes são invalidados pela ausência de independência. Os autores recomendam realizar a seleção do melhor modelo utilizando os clusters como dado de entrada e então reajusta-lo aos dados de indivíduos para estimativa da abundância.

Uma vez estimadas as abundâncias de ambos os gêneros, calculamos a proporção de machos na população e estimamos seu intervalo de confiança (IC 95%) por reamostragem (bootstrap) com 10000 simulações. Realizamos um teste quiquadrado de Pearson ( $\alpha$  = 0,1) para verificar se essa razão difere significativamente da proporção esperada de 0,5 machos (DONALD, 2007). A escolha do nível de significância 0,1 baseia-se na declaração de Donald (2007) que aponta que, em se tratando da razão sexual de espécies ameaçadas, a significância estatística deve ser tomada com cautela já que populações reduzidas dificilmente apresentam tamanho amostral suficiente para dispor de poder estatístico, entretanto, são claramente de grande significância biológica e conservacionista.

Em aves, machos não pareados podem ser mais detectáveis por observadores humanos, uma vez que eles geralmente vocalizam mais (DONALD et al., 2003; AMRHEIN et al., 2007). De fato, Alves e colaboradores (2015) observaram diferenças na detecção de machos e fêmeas de mutum-do-sudeste devido a vocalizações e comportamento de fuga distintos entre os sexos, o que interferiu nas estimativas de abundância por gênero. Como a modelagem da nossa função de detecção foi realizada em conjunto com os dados de outras espécies, esta estratificação da detecção não foi possível e, portanto, estimamos as abundâncias de cada gênero a partir do mesmo valor geral de  $\hat{\mu}$ . Para nos certificar de que esta possível diferença não estaria enviesando nossos resultados, realizamos um teste t de Student ( $\alpha = 0.05$ ) para verificar se as distâncias encontradas para machos e fêmeas diferiam significativamente a ponto de pressupor probabilidades de detecção muito distintas. Os testes qui-quadrado, t de Student e técnicas de reamostragem foram realizados com auxílio do programa BioEstat 5.3 (disponível em http://www.mamiraua. org.br/pt-br/downloads/programas/ bioestat-versao-53/).

Para compreender o significado da abundância estimada sob a luz do número de indivíduos reintroduzidos inicialmente, nós estimamos a taxa de crescimento (r) da população assumindo, por falta de informações adicionais, r constante ao longo de todos os anos do projeto. O modelo utilizado foi o de crescimento exponencial mais simplista possível, descrito como

$$N_t = N_0.e^{rt}$$

onde  $N_t$  é a abundância no tempo t e  $N_0$  é a abundância inicial. Este modelo considera todos os indivíduos equivalentes, a população fechada a migrações e

emigrações e a taxa de crescimento igual à taxa de natalidade instantânea (b) de mortalidade instantânea população menos taxa (d). Α exponencialmente se r > 0 (b > d), se mantém inalterada se r = 0 (b = d) e decresce exponencialmente se r < 0 (b < d) (GOTELLI, 1995). A possibilidade de migrações foi desconsiderada uma vez que inexistem populações de mutum-do-sudeste próximas à FM e os indivíduos encontrados no entorno da área geralmente são capturados por técnicos da CENIBRA e trazidos de volta à fazenda. Esta estimativa foi feita com o programa R 3.2 considerando o número de indivíduos reintroduzido inicialmente, os eventos de soltura posteriores e o tamanho atual estimado para a população.

Um modelo de crescimento populacional mais realista deveria levar em conta que, em geral, a limitação dos recursos acarreta em um crescimento densidadedependente logístico que se estabiliza quando a população atinge a capacidade de suporte do ambiente (SIBLY & HONE, 2002). Entretanto, muito mais do que uma mera função de área, a capacidade de suporte é um parâmetro complexo definido pela heterogeneidade e adequabilidade do habitat, eventos estocásticos e estrutura e dinâmica populacionais (GILPIN & SOULÉ, 1986; WILCOVE et al., 1986) e, portanto, extremamente complicado de se estimar. Assim, para não recair em suposições grosseiras, optamos por utilizar o modelo exponencial menos parametrizado, assumindo que pode ser uma aproximação razoável para uma população em estágio inicial de crescimento e provavelmente ainda distante da capacidade de suporte do ambiente.

# 4.4 Resultados

Entre abril e outubro de 2014, cada transecção foi amostrada 18 vezes, totalizando cerca de 280 km percorridos. Os registros diretos de mutum foram extremamente escassos, 16 indivíduos em 10 avistamentos, e um total de 7 machos e 9 fêmeas. Devido a isso, foram somados aos dados de outros cracídeos e tinamídeos, totalizando 42 encontros (FIGURA 3).

Os modelos apresentaram melhor performance com os dados não agrupados e truncados as 5% maiores distâncias. A truncagem foi coerente uma vez que os registros excluídos eram de machos em vocalização típica da estação reprodutiva (booming) detectados a mais de 150 m da transecção e, portanto, totalmente distintos dos demais registros. A função de detecção que melhor se ajustou aos dados foi a função-chave half-normal, sem termos de ajuste (FIGURA 4).

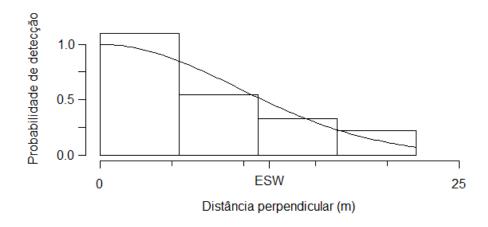


Figura 4 – Histograma de detecção com dados de cracídeos e tinamídeos. A curva representa a função half-normal sem termos de ajuste, a qual melhor se ajustou aos dados. ESW é a faixa efetiva amostral estimada ( $\hat{\mu} = 11,794 \text{ m}$ ).

O valor encontrado de  $\hat{\mu}$  (11,794 ± 1,304 m) foi utilizado no cálculo de N apenas para C. blumenbachii, resultando em um tamanho populacional estimado de

34 (IC 95%: 10 - 111) indivíduos, e densidade de 2,36 (IC 95%: 1,58 - 7,79) indivíduos/km². Valores similares foram encontrados ao ajustarmos o melhor modelo para clusters aos dados dos indivíduos detectados separadamente [34 (IC 95%: 12 - 101) indivíduos e 2,42 (IC 95%: 0,82 - 7,09) indivíduos/ha], demonstrando um baixo nível de viés nas estimativas, mesmo com a violação da premissa de independência dos registros.

O crescimento populacional foi calculado com base na abundância estimada pelo modelo para clusters. A taxa de crescimento r foi estimada em -0,047 (IC 95%: -0,137 - 0,018, considerando o intervalo de confiança de N). A dinâmica populacional supondo crescimento exponencial constante encontra-se representada na Figura 5.

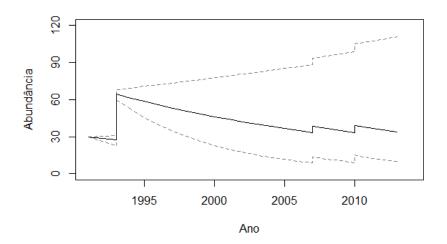


Figura 5 – Crescimento exponencial desde o início do projeto supondo taxa de crescimento constante r = -0.047. As linhas tracejadas indicam o intervalo de confiança (95%).

As abundâncias gênero-específicas foram estimadas a partir do valor de  $\hat{\mu}$ estimado no modelo de registros individuais ( $\hat{\mu}$  = 11,534 ± 0,971). Nós assumimos que o uso de um modelo único de detecção para ambos os sexos não acarretaria em um viés muito grosseiro, uma vez que as distâncias registradas para machos não

diferiram significativamente das registradas para fêmeas (t = 0.39; GL = 12, p > 0.05). A abundância de machos foi estimada em 12 (IC 95%: 4 - 35) indivíduos e a abundância de fêmeas em 22 (IC 95%: 7 - 70) indivíduos, resultando em uma proporção de machos igual a 0,35 (IC 95%: 0,206 - 0,471). Segundo o teste quiquadrado, esta razão apresentou um desvio significativo para a proporção esperada de 0.5 ( $X^2 = 2.941$ ; GL = 1, p < 0.1).

# 4.5 Discussão

Características próprias da espécie e da área de estudo, dificultaram a detecção e a precisão de nossas estimativas. Ainda assim, o amplo esforço amostral empregado e o fato de que até espécies ainda menos conspícuas, como pequenos tinamídeos, foram detectadas descartam a possibilidade de subestimativa por viés amostral. Nosso trabalho estimou a população de mutuns-do-sudeste na FM em 34 indivíduos, o que condiz com os encontros escassos durante os meses de amostragem e, portanto, provavelmente é uma estimativa bem próxima da realidade.

O tamanho mínimo viável populacional ainda é foco de muita discussão, em especial no que se trata de populações reintroduzidas que apresentam naturalmente uma chance de estabelecimento reduzida, em muitos casos consequência do efeito Allee (DEREDEC; COURCHAMP, 2007). Embora este tamanho mínimo varie grandemente de acordo com características da espécie, do habitat e da comunidade em que se encontra inserida, alguns valores podem ser tomados como base. Baseado em estudos com 48 espécies de aves, Traill e colaboradores (2007) estimaram uma população mínima viável (definida por eles como uma população com 99% de

chances de perdurar por 40 gerações) para o táxon de, em média, 3742 indivíduos. Ou seja, um valor 110 vezes maior do que o encontrado na FM.

Segundo Franklin (1980), o tamanho geneticamente efetivo mínimo de uma população deve ser algo em torno de 50 indivíduos para evitar os efeitos deletérios da endogamia e 500 indivíduos para manter variabilidade genética suficiente que possibilite adaptações a mudanças ambientais. Este estudo não realizou investigações genéticas para falar em termos de população efetiva, entretanto, estimativas da proporção de população efetiva em outras espécies indicaram que esta representa, em média, 11% da população total (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2010), o que implica na necessidade de, aproximadamente, 500-5000 indivíduos totais pela regra de 50-500 indivíduos efetivos de Franklin. Uma vez que nem mesmo o intervalo superior de nossa estimativa de abundância atinge estes valores, é de se preocupar que a população possa estar enfrentando um nível considerável de endogamia, ainda mais tendo em vista que à época das solturas, a CRAX ainda não mantinha um controle genético do seu plantel.

Assim como a abundância, a densidade também é um parâmetro importante para inferir o status conservacionista de uma população e compará-la com outras do mesmo táxon. Considerando como habitat em potencial para o mutum-do-sudeste todas as áreas com florestas nativas na FM, a densidade encontrada foi de 2,36 indivíduos/km². Este valor é quase 50% maior que o encontrado por Alves e colaboradores (2015) para a maior população autóctone conhecida da espécie na Reserva Natural da Vale, ES (1,6 indivíduos/km²).

Em comparação a outras espécies do mesmo gênero, a densidade em questão é bastante próxima da encontrada em populações autóctones. Em uma revisão sobre cracídeos, Setina (2009) verificou que as densidades encontradas para espécies do gênero Crax foram bastante variáveis. Populações de C. rubra variaram entre 0,91-1,02 indivíduos/km² no México (MARTÍNEZ-MORALES et al., 2009) e 4 indivíduos/km² na Guatemala (EISERMAN, 2004). C. globulosa apresentou 3-4 indivíduos/km² no Peru (YAHUARCANI et al., 2009), 3,4 indivíduos/km² na Bolívia (HILL et al., 2008) e 0,56 indivíduos/km² na Amazônia brasileira (HAUGAASEN; PERES, 2008). C. alberti apresentou 1,66-2,8 indivíduos/km² na Colômbia (GONZÁLEZ, 2004; RODRIGUEZ, 2008). C. fasciolata apresentou indivíduos/km² no Brasil (DESBIEZ & BERNARDO, 2011). Densidades bem maiores foram reportadas para *C. daubentoni* na Venezuela (8-160 indivíduos/km²) (BERTSCH & BARRETO, 2008b). Dada a sensibilidade dos mutuns a perturbações ambientais, diferenças de densidade geralmente estão associadas ao nível de distúrbio do habitat e à pressão de caça (BEGAZO, BODMER, 1998; BROOKS, 1999).

O fato da população de estudo ser reintroduzida confere um peso ainda maior à estimativa de densidade comparável a populações autóctones. Uma população fundada a partir de poucos indivíduos requer um certo tempo para se estabelecer e ocupar seu espaço tanto territorial quanto nas dinâmicas interespecíficas da comunidade em que acaba de se inserir (HASTINGS, 1996; SHEA; CHESSON, 2002). No caso de indivíduos nascidos em cativeiro, alguns traços comportamentais podem estar alterados devido à falta de experiência em vida livre, ao imprinting com seres humanos ou à baixa densidade de co-específicos, o que pode dificultar o

estabelecimento dos fundadores da população. Além disso, eles carecem de adaptações locais específicas que provavelmente teriam sido selecionadas ao longo das gerações na população extinta (MAY, 1991). Uma vez reproduzindo na área, este efeito negativo tende a ser eliminado nas gerações subsequentes, especialmente em espécies em que o aprendizado social e transmissão cultural é baixo (SARRAZIN & BARBAULT, 1996), entretanto, o impacto sofrido pela primeira geração pode significar uma população fundadora ainda mais reduzida do que se esperaria no momento da soltura, tornando o estabelecimento ainda mais demorado, quando não inviável.

Mais do que fazer um registro instantâneo do status da população, nós buscamos compreender a dinâmica dos parâmetros populacionais estimados ao longo do tempo. De acordo com nosso modelo de crescimento exponencial, a taxa de crescimento estimada apresentou-se negativa (-0,047), descrevendo uma população em declínio. Naturalmente a ausência de estimativas populacionais nestes 25 anos de programa não nos permite saber se esse declínio tem sido mesmo contínuo, se foi pontual em determinado momento do projeto e agora a população encontra-se novamente em ascensão ou se teve início recentemente e é mais acentuado do que aparenta. Na falta de elementos para inferir cenários mais complexos, escolhemos o mais simples por parcimônia. Entretanto, dada a densidade compatível com a encontrada em populações autóctones, é possível que a população da FM já tenha atingido a capacidade de suporte do ambiente, de forma que uma função logarítmica talvez descrevesse melhor o seu crescimento.

Uma vez que a taxa de crescimento populacional é dependente das taxas de natalidade, mortalidade e sobrevivência, é de se esperar que qualquer mecanismo que altere estas taxas tenha um efeito no crescimento da população (SIBLY & HONES, 2002). Isso é particularmente verdadeiro para populações com densidade baixa, mais susceptíveis ao efeito Allee (STEPHENS & SUTHERLAND, 1999), à predação e à endogamia (CAUGHLEY 1994), o que é geralmente o caso para cracídeos. Também é preciso investigar se a redução do crescimento populacional não está relacionada a estressantes ambientais, incluindo predação natural, ou a uma alta mortalidade causada pela caça (SIBLY & HONE, 2002).

O crescimento populacional também é dependente do número efetivo de reprodutores, o que, por sua vez, depende da razão sexual (NOMURA, 2002). A população de C. blumenbachii da FM apresentou um desvio na razão sexual para fêmeas (proporção de 0,35 machos). Este resultado coincide com as impressões relatadas pelos coordenadores do projeto (Edson Paiva, comunicação pessoal) e com a mortalidade reportada no primeiro relatório do programa (IBAMA, 2004) em que, de 14 indivíduos encontrados mortos após a soltura, 10 (71%) eram machos.

Desvios na razão sexual para fêmeas parecem ser raros em aves, tendo sido reportado para apenas 9,5% dos trabalhos revisados por Donald (2007). Fatores normalmente associados ao desvio para machos em aves, por exemplo, maior dispersão em fêmeas ou o maior gasto energético e exposição à predadores ao longo do cuidado parental, entretanto, não parecem ser verdadeiros para o mutum-dosudeste. Indivíduos reintroduzidos na Reserva Ecológica do Guapiaçu, RJ, e acompanhados por telemetria por 25 meses não apresentaram diferença significativa entre gêneros em relação a distâncias percorridas (BERNARDO, 2010). Em relação ao cuidado parental, embora seja verdade que apenas as fêmeas são responsáveis pela incubação dos ovos, o cuidado dos filhotes é dividido com os machos, ao menos em cativeiro (IBAMA, 2004).

Situação oposta foi encontrada por Alves e colaboradores (2015) na população autóctone da Reserva da Vale, ES, em que o desvio na razão é para machos (0,61) um cenário muito mais comum em aves, particularmente para espécies ameaçadas (DONALD, 2007). Em busca de fatores que justifiquem essa discrepância, a primeira diferença óbvia que surge entre as populações da FM e da Vale é que a segunda é a maior população remanescente de mutum-do-sudeste conhecida, estimada em 325 indivíduos (ALVES et al., 2015). Portanto, é de se considerar que o desvio encontrado na população da FM esteja associado, de alguma forma, ao seu tamanho, seja por mera deriva genética ou por processos do efeito Allee que afetem diferencialmente machos e fêmeas. Embora alguns autores acreditem que doenças recessivas ligadas aos cromossomos sexuais possam explicar parte dos desvios para machos, modelos preditivos indicam que a endogamia deve reduzir mais o sexo homogamético (FRANKHAM; WILCKEN, 2006), que no caso das aves é o masculino.

Outra causa comum de desvios para fêmeas em aves é a caça. Enquanto a mortalidade natural em aves aparenta ser maior em fêmeas, sabe-se que machos são alvos prioritários de caçadores (MCILHENNY, 1940). De fato, no caso dos cracídeos, os poucos estudos que reportaram desvios na razão sexual em geral obtiveram desvios para fêmeas atribuídos à caça desproporcional de machos (MARTÍNEZ-MORALES; CRUZ; CUARÓN, 2009; SEDAGHATKISH; BROOKS, 1999).

sexuais dessa natureza já foram reportados por Sick (1970) para C. blumenbachii. No caso de indivíduos nascidos em cativeiro este problema pode ser ainda mais agravado, pois alguns traços comportamentais podem estar alterados devido à falta de experiência em vida livre e ao *imprinting* com seres humanos, o que os torna alvos fáceis de caçadores. No decorrer deste estudo, ficou claro que, mesmo após 5 anos da última soltura, os animais ainda mantêm um comportamento bastante manso, por vezes permitindo aproximações de poucos metros, mesmo no interior de seu habitat natural.

Por fim, não podemos descartar a possibilidade de que a maior mortalidade de machos se deva a uma predação, natural ou selvagem, desproporcional entre os gêneros. No início do programa, a causa da morte reportada para 70% dos machos foi predação natural (IBAMA, 2004). A FM comporta alguns carnívoros de topo de cadeia alimentar, entre os quais a onça parda (Puma concolor) e a jaguatirica (Leopardus pardalis). Também são frequentes registros de cachorro doméstico no interior da RPPN (Ana Paschoal, dados não publicados). Talvez os machos, por apresentarem uma vocalização audível a longas distâncias no período reprodutivo, se exponham mais à predação que as fêmeas. No caso dos indivíduos nascidos em cativeiro, esse comportamento somado à ausência de preparo para reconhecimento e fuga de predadores pode ter contribuído para a desproporção de machos mortos no início do programa provocando um desvio precoce na razão sexual.

Parte dos trabalhos analisados por Donald (2007) que apresentaram razão sexual desviada para o sexo feminino tinham como objeto de estudo espécies com sistemas de acasalamento não usuais, entretanto, algumas espécies monogâmicas

também apresentaram maior proporção de fêmeas. Acredita-se que o sistema de acasalamento pode ser flexível e variar em resposta aos desvios na razão sexual mais do que causá-los (DONALD, 2007). De fato, evidências indicam que C. blumenbachii é monogâmico na natureza, podendo ser poligínico sob condições especiais em cativeiro ou em populações com grandes desvios da razão sexual para fêmeas (SICK, 1970). Na FM, tivemos apenas um registro de um grupo composto por um macho e mais de uma fêmea no interior da mata, mas fora do período reprodutivo (em abril). Nos arredores da sede da fazenda, entretanto, esta formação era constante ao longo de todo o estudo (FIGURA 2A). É importante ressaltar, no entanto, que sistemas poligâmicos podem ocorrer mesmo em populações com razão sexual balanceada (VALLE, 1995).

Outros comportamentos além do padrão de acasalamento também podem ser afetados por desvios na razão sexual. Por exemplo, no caso do kiwi (*Apteryx spp.*), o padrão normal de alta fidelidade dos casais parece se quebrar diante de uma razão sexual desviada para fêmeas e a territorialidade se reduz (TABORSKY; TABORSKY, 1999). É possível que um processo semelhante esteja ocorrendo na FM, uma vez que grupos de C. blumenbachii com mais de um macho foram observados sem sinal de hostilidade tanto ao longo das transecções quanto no entorno da sede da fazenda, mesmo no início do período reprodutivo e na presença de fêmeas. Comportamento oposto havia sido registrado no início do programa de reintrodução, quando Azeredo & Simpson (IBAMA, 2004) observaram que machos adultos evitavam proximidade entre si, tornando-se agressivos na presença de outro macho, que era expulso do seu território. A territorialidade em mutum-do-sudeste, entretanto, não é um consenso na literatura, tendo sido questionada por Bernardo (2010) que não registrou interações negativas significativas entre machos de qualquer faixa etária.

Este foi o primeiro estudo que se propôs estimar, com métodos científicos apropriados, parâmetros de uma população reintroduzida de mutum-do-sudeste anos após o início do programa. Depois da FM, outras quatro localizações já receberam indivíduos reintroduzidos da espécie (IBAMA, 2004) e a possibilidade de estender esta ação a outras áreas tem sido discutida entre integrantes do Plano de Ação Nacional para Conservação do Mutum-do-sudeste (informação verbal, Encontro Anual do PAN Mutum-do-sudeste, 2013). Embora mais estudos sejam necessários para compreender a dinâmica populacional na dimensão temporal, os resultados observados já servem de parâmetro para analisar com mais clareza esta e outras populações reintroduzidas da espécie.

# 5 CAPÍTULO 2

# USO DA PAISAGEM POR UMA POPULAÇÃO DE MUTUNS-DO-SUDESTE REINTRODUZIDA EM IPABA - MG

#### 5.1 Resumo

Estudos ocupacionais são de grande interesse na Ecologia e Conservação, pois possibilitam estimativas de ocorrência, distribuição e seleção de habitat. No caso de populações reintroduzidas, conhecer os critérios de escolha no habitat pode auxiliar no planejamento de novas ações, visando maior efetividade na garantia de recursos necessários à sobrevivência e à reprodução das espécies de interesse. Este trabalho teve como objetivo investigar quais variáveis ambientais são determinantes na distribuição espacial de uma população de mutuns-do-sudeste (Crax blumenbachii) reintroduzida na Fazenda Macedônia (FM), Ipaba, MG. O método utilizado foi a seleção de modelos ocupacionais, aqui interpretados como modelos de intensidade de uso do habitat. Nossos resultados indicam que a espécie está utilizando apenas 21% da área total de mata disponível na FM. Aparentemente o principal limitante para a dispersão dos indivíduos é a ausência de estrutura vegetal adequada, em particular de sub-bosque denso. Nossos dados também indicam uma forte atração dos animais a uma localização onde há oferta de suplementação alimentar, o que indica uma dependência humana. A distância a recursos hídricos também demonstrou uma correlação com a intensidade de uso do habitat pelos mutuns, entretanto, não parece ter sido limitante à sua distribuição. Ao contrário do que se esperava, a borda da mata não representou um efeito negativo na seleção de habitat, o que indica uma tolerância dos indivíduos à proximidade humana.

# 5.1 Introdução

A teoria da conservação é historicamente dividida em duas abordagens distintas: o paradigma da população em declínio, que investiga causas de extinção empiricamente caso-a-caso, e o paradigma da população pequena, que considera genericamente as consequências teóricas do tamanho populacional em sua viabilidade (CAUGHLEY, 1994). Apesar do desenvolvimento da Biologia da Conservação como ciência, ainda existe uma lacuna entre conservacionistas práticos e cientistas teóricos, o que se reflete, por exemplo, nos programas de reintrodução.

Reintrodução é uma tentativa de estabelecer populações viáveis e de vida livre de espécies que se tornaram global ou localmente extintas na natureza, em uma área que fazia parte de sua distribuição pretérita (IUCN, 1998). Muitas vezes a prática da reintrodução é conduzida por entidades conservacionistas com nobres propósitos, mas pouca base científica, o que impede tanto a otimização no estabelecimento da população, quanto a aquisição de conhecimento ecológico (SARRAZIN & BAURBAULT, 1996). A aproximação entre ecólogos populacionais e gestores ambientais tem sido encorajada por grupos como a Survival Species Comission (SSC, IUCN), o Conservation Breeding Specialist Group (CBSG) e o Reintroduction Specialist Group (RSG) (STANLEY-PRICE, 1991) e é essencial para garantir um manejo cada vez mais eficiente das populações reintroduzidas a partir de informações claras que direcionem estratégias como a soltura de mais indivíduos ou a oferta de recursos extras (SARRAZIN & BARBAULT, 1996).

Frequentemente a ausência de estudos científicos populações reintroduzidas é atribuída por pesquisadores à dificuldade em observar populações com baixa densidade (BECK et al., 1994). Mesmo com todos os avanços recentes na área, com novas propostas de modelos, tecnologias e desenhos amostrais surgindo a todo momento, obter resultados robustos em estimativas de parâmetros populacionais para espécies raras ainda é um desafio para a Biologia da Conservação. Infelizmente, em muitos casos essas são as espécies de maior interesse em termos de conservação, justamente por seu número reduzido, distribuição geográfica limitada e/ou escassez de informação (THOMPSON, 2004).

Outra limitação que dificulta a produção de conhecimento científico sobre populações reintroduzidas é a escala espacial. Muitas vezes pode ser mais conveniente realizar a soltura da espécie-alvo em áreas menores, seja pelo fato da sua área de ocorrência se encontrar reduzida a pequenos fragmentos ou por motivos logísticos como estrutura de apoio, nível de proteção, facilidade de monitoramento e possibilidade de financiamento privado. Isso pode ser um limitante no desenho amostral de diversos métodos que exigem, ao mesmo tempo, independência espacial na amostragem e tamanho amostral considerável. Por exemplo, a maioria dos métodos de análise ocupacional.

Estudos ocupacionais são de grande interesse na Ecologia e Conservação, pois possibilitam estimativas de ocorrência, distribuição e seleção de habitat (MACKENZIE & ROYLE, 2005). Investigações sobre os padrões de distribuição envolvem o conceito de nicho ecológico e a ideia de que cada espécie apresenta uma série de requisitos ambientais (MACKENZIE et al., 2006). Em programas de reintrodução, os animais soltos são induzidos a procurar por um novo habitat e estabelecer-se no local escolhido em função de variações espaciais e temporais (PERRY et al., 2011; STAMPS, 2001). O uso do espaço é resultado da combinação de fatores intrínsecos ao animal - sexo, morfologia, condições fisiológicas, dieta, idade e fatores externos - distribuição e disponibilidade de recursos no ambiente tais como alimento, parceiro e locais para nidificar, competição com outras espécies, risco de predação e densidade populacional (CODY, 1985; STAMPS, 2001). Conhecer os critérios de escolha no habitat pode auxiliar no planejamento de novas reintroduções, visando maior efetividade na garantia de recursos necessários à sobrevivência e à reprodução das espécies de interesse.

Variáveis chaves, bem como variáveis às quais as espécies respondem negativamente, podem ser compreendidas a partir de modelos ocupacionais. Contudo, estes modelos geralmente exigem independência espacial entre os pontos de amostragem (MACKENZIE et al., 2006), o que nem sempre é possível em áreas pequenas, via de regra associadas à incertezas e vieses. Infelizmente, a redução do habitat é um processo real e, diante de uma paisagem cada vez mais fragmentada, o valor conservacionista de pequenas manchas de habitat não pode ser negligenciado (PIZO, 2004). Além disso, não por acaso, muitas espécies ameaçadas encontram-se restritas a essas pequenas manchas e não é aceitável que a ciência feche os olhos a tais populações.

# 5.1.1 Espécie de estudo

O mutum-do-sudeste (Crax blumenbachii Spix, 1825) é um cracídeo endêmico da Mata Atlântica e classificada como Em Perigo de Extinção (EN) pela IUCN (2012). A espécie foi considerada extinta em mais de 99% de sua área de ocorrência original, incluindo todo o estado de Minas Gerais e Rio de Janeiro (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2013). Tamanho declínio populacional é decorrente da redução e

deterioração de seu habitat e pressão de caça, agravados por características intrínsecas aos cracídeos como monogamia, maturidade sexual tardia, número máximo de dois ovos por estação reprodutiva e exigência de grandes territórios para reprodução (CSG, 2012). A área de vida da espécie em populações naturais ainda é incerta, tendo sido estimada apenas para uma população recém-reintroduzida em Cachoeiras de Macacu, RJ, em 125 ha (BERNARDO, 2010).

A reintrodução do mutum-do-sudeste foi proposta pela primeira vez em 1990 como alternativa para reduzir o status de ameaça da espécie, uma vez que a recolonização natural seria improvável pelo distanciamento das populações remanescentes. A primeira reintrodução de mutum-do-sudeste foi realizada na Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Macedônia (RPPN FM), propriedade da empresa de celulose em Ipaba, MG. Entre 1991 e 2008, a área em questão recebeu 78 indivíduos nascidos em cativeiro (CENIBRA-CRAX, 2008).

Este programa de reintrodução tem servido de base para outros programas similares com a espécie, conforme recomendação do Plano de Ação Nacional para Conservação do Mutum-do-sudeste, criado em 2007 e administrado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Assim, faz-se essencial investigar a relação da população com o seu habitat antes de seguir reintroduzindo-a em outras localidades. Neste capítulo, nós modelamos a presença/ausência do mutum-do-sudeste em função de algumas variáveis ambientais para compreender como a espécie responde a elas e quais são determinantes na probabilidade de uso do habitat. Nossas hipóteses inicias foram:

- 1) A proporção de matas altas apresenta correlação positiva com a probabilidade de uso do mutum-do-sudeste, conforme relatado por Sick (1970);
- 2) Medidas de estrutura vegetal, tais como densidade do sub-bosque, profundidade de serrapilheira e área basal, à medida que descrevem uma mata estruturalmente menos degradada, também apresentam uma correlação positiva com o uso do habitat;
- 3) Assim como para outros cracídeos (BEGAZO, 1997; SANTOS, 1998; MARTÍNEZ-MORALES, 1999; BENNETT, 2003; HILL; ARANIBAR-ROJAS; MACLEOD, 2008), a distância a recursos hídrico é um fator limitante à distribuição do mutum-do-sudeste;
- 4) O viveiro de aclimatação e sede da fazenda representam pontos atrativos para a espécie, uma vez que nestes locais é realizada suplementação alimentar;
- 5) A distância ao centro urbano de Ipaba tem correlação positiva com a probabilidade de uso do habitat pelo mutum por representar indiretamente a distância a uma fonte potencial de caçadores; e
- 6) O efeito de borda, representado pela proporção de área de borda, apresenta uma correlação negativa com a probabilidade de uso uma vez que a floresta degradada pelo efeito de borda deve ser preterida pelo mutum em função de sua suposta associação com florestas menos perturbadas (IBAMA, 2004).

# 5.2 Material e Métodos

# 5.2.1 Área de estudo

A pesquisa foi realizada na Fazenda Macedônia (FM), propriedade particular da empresa CENIBRA (Celulose Nipo Brasileira, S.A.), localizada na margem direita do Rio Doce no município de Ipaba, leste de Minas Gerais. Dos 2.639,79 ha que compõem a Fazenda Macedônia, cerca de 1.420 ha são ocupados por floresta estacional semidecidual (IBGE, 2004) e aproximadamente 1.006 ha por reflorestamentos de Eucalyptus. Dentre a área de mata nativa, dois fragmentos florestais totalizando 560 ha são reconhecidos pelo IBAMA, através da Portaria nº 111, de 14 de outubro de 1994, como Reserva Particular do Patrimônio Natural -RPPN (AMARAL et al., 2009) e encontram-se conectados por um trecho de mata nativa (FIGURA 1).

# 5.2.2 Coleta de dados

A coleta de dados foi planejada de forma o possibilitar analises demográficas por distância (Capítulo 1) e ocupacionais (presente capítulo) e se deu através da amostragem em transecção linear. Devido ao tamanho limitado das áreas de mata nativa, optou-se por um desenho amostral sistematizado para evitar intersecções entre as transecções. Assim, as transecções foram distribuídas paralelamente em sentido leste-oeste a cada 500 m a partir de um ponto inicial aleatório, buscando cobrir, de forma homogênea, toda a área da RPPN FM (THOMAS et al., 2010). Foram abertas 15 transecções lineares, entre 500 e 2000 m cada, somando cerca de 15,5 km no total (FIGURA 3). O desenho amostral não levou em consideração qualquer informação preliminar sobre a distribuição dos mutuns na área, conforme exigido para modelos de ocupação (MACKENZIE; ROYLE, 2005).

MacKenzie e Royle (2005) sugeriram que a melhor estratégia para realizar estudos ocupacionais em espécies raras é conduzir a amostragem em um número maior de sítios. Isso porque quando a probabilidade de ocupação é baixa, investir um esforço amostral em poucos sítios pode ser pouco informativo, já que a maioria destes locais estaria desocupado e a detecção (necessária à estimativa não enviesada da ocupação) só pode ser estimada a partir de sítios ocupados. Assim, uma vez descartadas outras alternativas, optamos por distribuir o máximo de sítios possíveis sobre as áreas amostradas por transecção.

Para evitar arbitrariedades na localização dos sítios, as transecções foram sistematicamente divididas em 49 segmentos de 250 m cada a partir do início do fragmento à oeste. Segmentos inferiores a 250 m foram eliminados das análises para evitar uma fonte desnecessária de heterogeneidade nas amostras. Cada sítio amostral foi definido como a área compreendida dentro de uma faixa de 50 m de cada lado dos segmentos, totalizando 2,5 ha (FIGURA 6). Este valor é 50 vezes menor que a área de vida estimada do mutum-do-sudeste (~125 ha) o que implica em correlação espacial evidente. Em modelos de ocupação, a detecção da espécie-alvo em cada sítio amostral é considerada independente da detecção em outros sítios (MACKENZIE et al., 2002), o que claramente foi violado neste estudo. As implicações disso serão discutidas mais adiante na sessão "Considerações acerca de possíveis fontes de vieses".

Altos níveis de heterogeneidade na detecção entre ocasiões ou entre os sítios podem levar a uma estimativa enviesada da ocupação (ROYLE & NICHOLS, 2003) e devem ser evitados, sempre que possível, ao longo da coleta de dados. Na maioria das situações práticas, é esperado que a probabilidade de detecção varie em alguma escala de tempo, o que pode ser uma fonte de heterogeneidade (MACKENZIE & ROYLE, 2005). Para minimizar isso, tomamos o cuidado de alternar o horário, a ordem e a direção percorrida de cada sítio a cada ocasião de amostragem. As transecções foram percorridas entre 7 - 11 h e 14 - 17 h, de abril a outubro de 2014, totalizando 6 meses de coleta. As campanhas foram intencionalmente planejadas para a estação visando minimizar transtornos devido a adversidades climáticas e proporcionar um retrato da população antes do início da estação reprodutiva evitando, com isso, variações populacionais durante a amostragem.

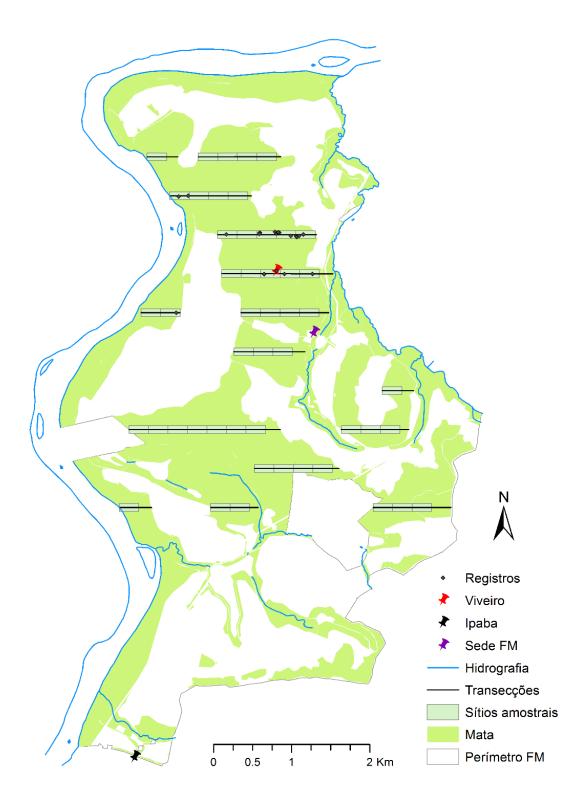


FIGURA 6 – Desenho amostral adaptado à análise ocupacional e registros diretos e indiretos (penas) de mutum-do-sudeste obtidos.

Foram registrados todos os encontros diretos (avistamentos) e indiretos (penas) de *Crax blumenbachii* e coordenadas geográficas. Estes dados foram atribuídos aos sítios amostrais correspondentes por georreferenciamento com o auxílio do programa ArcGIS 10.3. A partir disso, construiu-se uma matriz de presença/ausência por sítio e ocasião de amostragem.

Medidas de paisagem pertinentes foram obtidas com o programa ArcGIS 10.3 e variáveis climáticas para o período foram obtidas com a estação metereológica da CENIBRA localizada na própria FM. Parcelas retangulares de 10 x 20 m (200 m²) foram estabelecidas em 40 pontos sorteados sobre as transecções para medidas de estrutura vegetal. As medidas realizadas em cada parcela incluíram área basal para árvores com DAP > 10 cm, profundidade de serrapilheira (medida em 3 pontos equidistantes da parcela), densidade de sub-bosque (medida em 3 parcelas equidistantes de 2 x 2 m), altura do dossel, abundância de lianas (porcentagem de árvores infestadas) e abundância de gramíneas (entre quatro classes categóricas). Infelizmente, a distribuição espacial e coleta de dados nestas parcelas se deu anteriormente à definição final dos sítios amostrais, de forma que 6 pontos recaíram fora dos segmentos considerados e foram eliminados das análises. Para os sítios que não compreenderam parcelas, as covariáveis de estrutura vegetal foram interpretadas como dados faltantes e atribuídos os valores médios observados em outros sítios (COOCH & WHITE, 2015).

### 5.2.3 Análise dos dados

Poucas espécies são tão conspícuas a ponto de serem detectadas com segurança sempre que presentes em um local de amostragem e fazer estimativas de ocupação a partir de uma matriz de presença-ausência sem levar em conta a possibilidade de "falsas ausências" pode levar a valores subestimados e inferências equivocadas (MACKENZIE; BAILEY; NICHOLS, 2004). Assim, os dados coletados foram analisados por modelos ocupacionais que contemplam detecção imperfeita seguindo o protocolo de Mackenzie et al. (2002) para modelos de estação única/espécie única (single-season/single-species).

Segundo este modelo, o registro de uma espécie em um dado local é determinado tanto pela probabilidade da espécie estar presente neste local (psi) quanto pela probabilidade, para cada ocasião de amostragem, do observador detectala estando presente (p) (PERRY et al., 2011). Isso quer dizer, por exemplo, que a probabilidade (Pr) de a espécie ser detectada no mesmo ponto em duas ocasiões e não detectada na terceira ocasião (histórico representado por h<sub>i</sub> = 110, em que 1 = presença e 0 = ausência) seria  $Pr(h_i) = psi.p.p.(1-p)$ . Ou seja, o modelo assume que a ausência em uma das ocasiões dado presença em outra para o mesmo ponto representa uma detecção imperfeita, pois, uma vez que o sistema é fechado, espera-se que a espécie continue presente nos mesmos locais ao longo do estudo. Definidas as expressões que descrevem cada um dos históricos de encontro  $(h_i)$  dos sítios amostrados, os valores de p e psi que melhor explicam os dados observados podem estimados ser por máxima verossimilhança através da expressão

$$L(psi, p|h_1, h_2, \dots h_s) = \prod_{i=1}^{s} \Pr(h_i)$$

onde s é o número de históricos possíveis para a quantidade de ocasiões amostradas (MACKENZIE et al., 2006).

A probabilidade de que a espécie seja detectada ao menos uma vez dado que ela está presente varia com o número de ocasiões de amostragem (t) e com p e é descrita pela expressão  $p^* = 1 - (1 - p)^t$ . Esta probabilidade é importante pois é utilizada no cálculo da variância assintótica da probabilidade de ocupação:

$$var(\widehat{psi}) = \frac{psi}{n} \left[ (1 - psi) + \frac{(1 - p*)}{p* - tp(1 - p)^{t-1}} \right].$$

Em geral, uma boa estratégia de amostragem requer um grau razoável de confirmação de que a espécie alvo ocupa ou não o sítio (p\* > 0,85) (MACKENZIE; ROYLE, 2005). MacKenzie e colaboradores (2002) verificaram que, quando  $p \ge 0.3$ , a estimativa de *psi* é relativamente não enviesada sempre que o número de ocasiões for  $t \ge 5$ . A medida que a probabilidade de detecção decai, mais amostragens devem ser conduzidas no mesmo sítio para garantir a acurácia e a precisão de *psi*.

Em algumas situações, pode ser interessante agrupar os dados em conjuntos de ocasiões que reflitam alguma estratificação esperada para a detecção (MACKENZIE et al., 2006). Nossos dados foram obtidos em 18 ocasiões de amostragem independentes, em 6 campanhas mensais. Na maioria das situações práticas, é esperado que a probabilidade de detecção varie em alguma escala de tempo, o que pode gerar uma heterogeneidade nos dados (MACKENZIE; ROYLE, 2005). Uma vez que cada sítio foi amostrado 3 vezes ao mês com diferença de, no mínimo, 15 dias entre campanhas mensais, seria esperado que réplicas de uma mesma campanha fossem mais similares que réplicas entre meses diferentes. Assim, nos pareceu razoável comparar o grau de confirmação da detecção  $(p^*)$ , o desvio padrão de psi  $[sd(psi) = \sqrt{var(psi)}]$  e o ajuste dos modelos para 18 ocasiões (dados brutos) e 6 ocasiões (dados agrupados por mês). Se, por um lado, é esperado que um valor de t maior aumente o grau de confirmação da detecção  $(p^*)$ , o número de registros foi tão escasso que, diluído em tantas amostragens, resulta em um p bastante reduzido, o que pode diminuir  $p^*$ . O número de ocasiões de amostragem também foi avaliado com base na tabela de valores ótimos de t proposta por MacKenzie e Royle (2005) a partir dos valores estimados de p e psi. Uma vez eleita a melhor representação temporal dos dados, esta foi utilizada em todo o processo de seleção de modelos.

A ocupação reflete a probabilidade de a espécie estar presente em função de variações espaciais e temporais e do habitat (PERRY et al., 2011). Esta relação pode ser investigada em modelos que assumem uma relação logística entre psi e alguma variável ambiental de interesse. Esta variável é correlacionada ao parâmetro *psi* por uma função de ligação  $logit(psi) = b_0 + b_1.cov_1$ , onde  $b_0$  é o intercepto de psi e  $b_1$  é o beta da covariável, sendo que

$$psi = \frac{exp(logit(psi))}{1 + exp(logit(psi))}.$$

O valor de  $b_1$  determina se a covariável influencia psi positiva ou negativamente e também é estimado por máxima verossimilhança. O mesmo tipo de relação pode ser investigada para variáveis que influenciam p (MACKENZIE et al., 2006). Quando psi é modelado em função de covariáveis, a probabilidade de presença média da espécie é a somatório das probabilidades encontradas para cada sítio dividida pelo número de sítios (MACKENZIE et al., 2002).

Para modelar as covariáveis que potencialmente influenciariam a detecção e a ocupação, nós utilizamos uma abordagem de duas etapas: primeiro modelamos a detecção com a probabilidade de ocupação mantida constante [psi(.),p(cov)] e, a seguir, modelamos a ocupação utilizando o melhor conjunto de covariáveis encontradas para a detecção (PERRY et al., 2011). Uma abordagem alternativa seria realizar a seleção das covariáveis de detecção a partir do modelo global para ocupação (MACKENZIE et al., 2006), entretanto, devido ao nosso tamanho amostral reduzido (n = 49), nós optamos por não utilizar tal estratégia para evitar sobreparametrização dos modelos. Os modelos com covariáveis foram comparados ao modelo nulo [psi(.),p(.)] que assume que todos os sítios têm a mesma probabilidade de ocupação e a detecção é constante no tempo e no espaço (MACKENZIE et al., 2002).

Peduzzi e colaboradores (1996) utilizaram o método de Monte Carlo para simular o efeito do tamanho amostral no número de variáveis incluídas em análises de regressão logística. Este estudo demonstrou que, conforme a número de variáveis do modelo aumenta, o viés na regressão dos coeficientes também aumenta, frequentemente levando a estimativas de máxima verossimilhança extremas e ocasionalmente a ajustes paradoxais (associação oposta à verdadeira). Por causa disso, nós optamos por limitar o número de variáveis em nossos modelos aditivos seguindo a recomendação de estimar um coeficiente de regressão a cada 10 sítios de amostragem (DONOVAN & HINES, 2007). Também devido ao tamanho amostral reduzido, não incluímos modelos com interação entre variáveis (PERRY et al., 2011).

Em modelos aditivos, ao contrário de modelos de interação, as covariáveis não interferem uma na outra (DONOVAN & HINES, 2007), portanto, o efeito de cada uma delas sobre o uso da paisagem pode ser compreendido como diversas forças positivas ou negativas independentes cuja somatória irá acrescentar um termo à função logit de p ou psi, alterando seu comportamento (Ex:  $logit(p) = \beta_0 + \beta_1.cov_1 + \beta_0$  $\beta_2.cov_2$ ). É, entretanto, complicado identificar graficamente a influência de cada uma destas covariáveis quando analisamos seu efeito conjunto sobre o parâmetro. Devido a isso, optamos por apresentar graficamente a influência das covariáveis amostradas em separado, mesmo quando modelos aditivos foram selecionados.

A seleção de modelos se deu com base no Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc; BURNHAM & ANDERSON, 2002). Foram considerados igualmente plausíveis modelos até ΔAICc = 2 (BURNHAM & ANDERSON, 2002), desde que o peso destes modelos fosse claramente superior aos demais modelos candidatos. A seleção do melhor modelo, entretanto, não garante a seleção de um bom modelo, uma vez que é possível que nenhuma das opções concorrentes se ajuste aos dados adequadamente. Considerar o ajuste do modelo é a única forma de demonstrar se o mesmo é realista e capaz de capturar importantes aspectos do sistema estudado (MACKENZIE & BAILEY, 2004).

Nós examinamos o ajuste dos nossos modelos através do fator de inflação da variância (*c-hat*) do modelo mais parametrizado calculado a partir de 1000 *bootstraps* (BURNHAM & ANDERSON, 2002; MACKENZIE & BAILEY, 2004). Teoricamente, se o modelo mais parametrizado se ajusta aos dados, então qualquer modelo que contém menos parâmetros e explica um nível similar de variação nos dados deve também se ajustar (MACKENZIE et al., 2006). Valores de *c-hat* muito superiores a 1 geralmente são considerados sobre-dispersos (variância subestimada) e sugerem que a seleção de modelos deve ser feita por QAICc (AICc corrigido para dados com muita dispersão) e os erros padrão dos parâmetros devem ser multiplicados por  $\sqrt{\hat{c}}$ .

Valores de *c-hat* > 4 indicam parametrização incorreta (BURNHAM & ANDERSON, 2002). Valores de *c-hat* < 1 indicam sub-dispersão dos dados e não precisam ser corrigidos (DONOVAN & HINES, 2007; COOCH & WHITE, 2015).

Uma vez que *psi* não deve mudar ao longo do tempo durante a amostragem, covariáveis adequadas para esse parâmetro devem ser constantes no tempo e sítioespecíficas (covariáveis de sítio). As covariáveis investigadas para ocupação foram proporção de mata alta (> 12 m, conforme estabelecido na Resolução CONAMA nº 392/07 para matas estágio avançado), densidade do sub-bosque, profundidade de serrapilheira, área basal, distâncias lineares dos sítios amostrados à fonte de água mais próxima, ao ponto de soltura, à sede da fazenda e ao centro urbano de Ipaba e proporção de área de borda no sítio (até 100 m adentro da mata; LAURANCE et al., 2002). Em relação à esta última covariável, embora tenhamos optado por analisa-la em termos de proporção de área por acreditarmos que esta abordagem refletiria melhor seu impacto biológico sobre a probabilidade de ocupação do habitat, não descartamos a possibilidade de que a espécie perceba este fator em uma outra escala espacial, tanto em relação ao tamanho do sítio amostral, quanto à medida da faixa definida como borda. Para escapar à subjetividade, decidimos também analisar a relação do uso com a distância linear do sítio à borda mais próxima. Ambas as abordagens foram comparadas em uma seleção de modelos preliminar para verificar se convergiam no mesmo tipo de resposta e, uma vez confirmado que sim, descartamos aquela com menor poder explicativo.

A detecção, por outro lado, pode variar ao longo do espaço e do tempo e, portanto, permite o uso de covariáveis de sítio e de amostragem (MACKENZIE et al., 2002). As covariáveis investigadas para detecção foram: relação linear ou quadrática do horário de amostragem (apenas para as análises com 18 ocasiões), data (em dias julianos), temperatura média, (linear e quadrática), umidade média e densidade do sub-bosque.

mas descartadas Outras covariáveis foram coletadas, nas análises exploratórias por falta de variação adequada (a saber: abundância de lianas/gramíneas e presença de evidências de caça). As covariáveis tipo e proporção de habitat não foram incluídas uma vez que todos os sítios foram propositalmente distribuídos em mata estacional semidecidual e qualquer extrapolação para o entorno incorreria em sobreposição de *buffers*. Em uma etapa preliminar, covariáveis que apresentaram correlação acima de 0,6 foram incluídas em modelos simples e descartadas aquela com menor poder explicativo para evitar sobrepeso de informações redundantes. Foi o caso das covariáveis distância à sede (correlacionada à distância ao viveiro de soltura), área basal e profundidade de serrapilheira (correlacionadas à densidade de sub-bosque).

Todas as covariáveis foram padronizadas para a distribuição normal reduzida (z), considerando a média geral dos dados obtida a partir de todas as ocasiões (DONOVAN & HINES, 2007). As análises foram realizadas no programa PRESENCE 8.1 (disponível em http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.shtml) e no pacote Unmarked do R.

# 5.2.4 Considerações acerca de possíveis fontes de vieses

Os modelos de ocupação para estação única/espécie única preveem uma série de premissas que restringem grandemente o desenho amostral e as análises: (1) o status de ocupação dos sítios não muda durante o período de amostragem; (2) a probabilidade de ocupação é igual entre os sítios ou diferenças na probabilidade de ocupação podem ser modeladas com o uso de covariáveis; (3) a probabilidade de detecção de uma espécie, dada presença, é igual entre os sítios ou pode ser modelada com o uso de covariáveis; (4) a detecção da espécie em cada amostragem do mesmo sítio é independente; e (5) os históricos de detecção observados em cada sítio são independentes (MACKENZIE et al., 2006). A violação de qualquer uma destas premissas acarreta em consequências que devem ser compreendidas para interpretação acertada dos modelos e busca por abordagens alternativas.

A premissa 1, que prevê que os sítios são fechados a mudanças na ocupação ao longo da amostragem, é altamente dependente da janela temporal compreendida pela coleta de dados. Geralmente a intenção dos estudos de ocupação é produzir um registro instantâneo do sistema em um espaço curto de tempo. Quanto mais longa a coleta, maiores as chances de alterações no sistema obscurecerem o seu entendimento, uma vez que a probabilidade de ocupação dos sítios pode se alterar (MACKENZIE & ROYLE, 2005). Algum relaxamento desta premissa é possível. Por exemplo, tomando como base investigações feitas por Kendall (1999) em modelos de captura-recaptura, MacKenzie e colaboradores (2004) assumiram que, ainda que os indivíduos se movam para dentro e para fora dos sítios ao longo da amostragem, as estimativas obtidas ainda podem ser válidas, desde que o deslocamento em questão seja completamente aleatório. O aumento ou redução sistemático da probabilidade de detecção ao longo das amostragens pode indicar a ocorrência de migração (KENDALL, 1999).

Se relaxada a premissa 1, *psi* deve ser interpretado como a proporção de sítios "usados" pela espécie e não ocupados. A detecção, por sua vez, passa a ser a interação entre dois componentes: a probabilidade de que a espécie esteja disponível para detecção e, estando disponível, seja detectada. A proporção de área usada por uma espécie é frequentemente maior que a proporção de área em que a espécie ocorre fisicamente, de forma que este parâmetro não tem necessariamente uma correlação com a abundância da população (MACKENZIE et al., 2005). Devido ao tempo de amostragem relativamente longo deste estudo (6 meses), nós optamos por adotar esta abordagem de probabilidade de uso ao invés da alternativa que seria rodar os modelos ocupacionais com apenas uma parcela dos dados obtida em um recorte temporal adequado. Esta opção seria pouco vantajosa uma vez que os dados seriam muito mais escassos.

Em diversas situações práticas, a premissa 2 de que a probabilidade de ocupação é constante ao longo dos sítios ou varia apenas em resposta a covariáveis mensuráveis, não é sustentada. Os modelos de mistura propostos por DONOVAN & HINES (2007) levam em consideração essa problemática, contemplando cenários em que os sítios estariam estratificados por alguma variável categórica não prevista em um número finito de grupos com parâmetros p e psi próprios. Este modelo, entretanto, é bastante custoso em termos de parametrização, pois multiplica o número de parâmetros estimados pelo número de grupos considerados, além de incluir um novo parâmetro (theta) para a probabilidade de cada sítio pertencer ao primeiro grupo (PLEDGER, 2000). Durante as análises exploratórias, nós testamos os modelos de mistura para 2 e 3 grupos e descartamos esta fonte de variação. Os modelos de 2 grupos apresentaram *theta* = 1, ou seja, 100% de probabilidade de todos os sítios pertencerem ao primeiro grupo. Em outras palavras, não apresentaram estratificação de grupos em nível de sítio amostral. Modelos de 3 grupos sequer convergiram, provavelmente devido à sobreparametrização. Essas análises sugerem que a premissa 2 não foi violada, ao menos no que diz respeito à probabilidade de ocupação respondendo à covariáveis categóricas não aventadas em nossos modelos. Se, por outro lado, *psi* varia entre os sítios como resultado de uma variável contínua não modelada, a heterogeineidade da ocupação pode estar estratificada em mais grupos do que os modelos de mistura são capazes de detectar. Neste caso, os coeficientes estimados são, na verdade, uma média dos grupos, o que não altera a interpretação dos resultados mas pode acarretar em um aumento da variância (MACKENZIE et al., 2006).

Similarmente à premissa 2, a premissa 3 prevê probabilidade de detecção constante entre os sítios ou modelada com o uso de covariáveis, e assim como a primeira, pode ser irreal. Desconsiderar a heterogeneidade na probabilidade de detecção pode levar a estimativas enviesadas da ocupação. Para Royle & Nichols (2003) a maior fonte de heterogeneidade entre os sítios é a variação na abundância local, uma vez que as chances de detectar ao menos um indivíduo aumenta com o aumento do número de indivíduos disponíveis para detecção neste sítio. Esta abundância local (Ni) seguiria uma distribuição de Poisson( $\lambda$ ) tal que a detecção em cada sítio seria  $pi = 1 - (1-r)^{Ni}$ , onde r é a detectabilidade inerente da espécie. De acordo com este raciocínio, qualquer covariável que possa afetar a abundância relativa da espécie pode, indiretamente, afetar sua detecção. A vantagem deste modelo é que ele é capaz de contemplar variações sítio-específicas em p com a estimativa de apenas um parâmetro extra ( $\lambda$ ). Entretanto, esta abordagem tende a não ser funcional para espécies raras, uma vez que quando a densidade é baixa, a abundância local, dado presença, é geralmente 1 e  $pi = 1 - (1-r)^1 = r$ , ou seja, Ni não chega a influenciar a detecção, o que de fato foi observado para os nossos dados em análises exploratórias. Assim, até onde nos foi possível testar, não temos motivos para assumir que essa premissa foi violada.

Entre as premissas consideradas, a independência entre os sítios amostrais (premissa 4) é a inegavelmente violada. Antes de ser uma falha no desenho amostral, essa situação é fruto de dois fatores antagônicos inevitáveis: por um lado, a grande área de vida do mutum-do-sudeste em comparação ao espaço amostral limitado sugerindo um número pequeno de sítios amostrais para garantir a independência espacial; por outro lado, a baixa detectabilidade da espécie impondo a necessidade de mais sítios para garantir a precisão e acurácia das estimativas ocupacionais. Nossa primeira abordagem foi considerar um desenho amostral que não violasse a premissa 4, entretanto, dado que a área de vida de *C. blumenbachii* é estimada em 125 ha (com evidências indicando que seria ainda maior) e que a área total de floresta na FM é de 1420 ha, o *n* amostral máximo seria em torno de 10 pontos. Somado isso ao escasso número de registros, a chance de qualquer distribuição aleatória de 10 sítios, mesmo que direcionada às transecções, recair sobre pontos de presença seria tão ínfima que inviabilizaria a estimativa de p (e por consequência, de psi) uma vez que este parâmetro só poderia ser estimado a partir de sítios ocupados (MACKENZIE; ROYLE, 2005). Diante deste cenário, não nos restou outra alternativa senão assumir um desenho amostral que violasse essa premissa e compreender as implicações desta escolha para a interpretação dos nossos resultados.

Quando a detecção não é independente entre os sítios ou entre as ocasiões de amostragem, a precisão das estimativas ocupacionais geralmente é superestimada. Isso pode acontecer se os sítios amostrais não forem suficientemente espaçados entre si para evitar que os mesmos indivíduos sejam detectados em mais de um local (MACKENZIE et al., 2006). Em situações como essa, o tamanho amostral efetivo é menor que o número de sítios amostrados e o erro padrão estimado nos modelos é menor do que o real (MACKENZIE; BAILEY, 2004). Isso é uma forma de sobredispersão dos dados e pode, em muitos casos, ser detectada por medidas de ajuste do modelo. Nós utilizamos o valor de *c-hat* para verificar se a dependência espacial dos nossos pontos interferiu no ajuste e, por consequência, na precisão dos parâmetros estimados. Essa cautela, embora nos resguarde de possíveis erros grosseiros, ainda não elimina 100% da possibilidade de equívoco, uma vez que testes de ajuste para tamanhos amostrais pequenos podem apresentar baixo poder de detectar ajustes pobres no modelo (MACKENZIE et al., 2006). Ainda assim, nós assumimos que esta abordagem seria razoável, pois mesmo quando a falta de ajuste causada pela ausência de independência leva a estimativas de erro padrão irreais, em geral os parâmetros estimados ainda são pouco enviesados (MCCULLAGH & NELDER, 1989).

Mais do que compreender as implicações desta violação, nós também buscamos modelos alternativos que flexibilizassem a questão da dependência espacial. Hines e colaboradores (2010) propuseram um modelo ocupacional para

lidar com a dependência espacial em amostragem em transecção. Ao contrário dos modelos anteriores, este método estima a probabilidade de detecção a partir de réplicas espaciais (e não temporais, como nos modelos de múltiplas ocasiões), trabalhando com subamostras (segmentos) de cada sítio amostral (transecção). Uma vez que cada segmento se encontra em contato com os segmentos anterior e posterior, é esperado uma correlação positiva entre os eventos registrados em unidades adjacentes, conforme o modelo de processo espacial de Markov. Este método, entretanto, só considera a possibilidade de correlação entre segmentos adjacentes na mesma transecção, não sendo adequado para o nosso desenho amostral em que transecções paralelas encontram-se próximas o suficiente para se supor uma correlação espacial também nesta dimensão.

Outro modelo que também busca contemplar a dependência espacial é o proposto por Sargeant e colaboradores (2005). Este protocolo, bem mais complexo, incorpora a ocupação em outros sítios amostrais como uma covariável de psi seguindo uma abordagem bayesiana. O modelo, entretanto, foi pensado para um desenho amostral em parcelas em que a probabilidade de ocupação de cada parcela depende apenas da ocupação encontrada nos seus vizinhos diretos, recaindo na mesma limitação do modelo de Hines et al. (2010) em que possíveis influências de sítios mais distantes não são contempladas. Sargeant e colaboradores até chegam a propor que, alternativamente, a covariável em questão poderia incluir alguma medida de distância para outros sítios não vizinhos, entretanto, até onde pudemos verificar, nenhum modelo foi elaborado nesse sentido até o momento.

A falta de dependência na detecção entre as ocasiões de amostragem, assim como a dependência espacial, também viola uma premissa do modelo (premissa 5) e pode levar a precisões super-estimadas das estimativas ocupacionais. Isso acontece quando a detecção em um sítio aumenta as chances de novas detecções no mesmo local em amostragens subsequentes. Esta fonte de variação pode ser acomodada com a definição de uma covariável de amostragem apropriada que indique ao modelo, a cada ocasião, se a espécie já foi detectada em ocasiões anteriores (MACKENZIE et al., 2006). Neste estudo, todas as transecções foram percorridas da mesma forma em busca de novos registros, independentemente da ocorrência de detecções anteriores no mesmo trecho. Assim, não tivemos motivos para supor uma violação desta premissa ou para incorporar uma covariável que compensasse qualquer dependência entre amostragens.

Variações na probabilidade de detecção também podem ser causadas por métodos distintos de amostragem. Esta fonte de heterogeneidade é contemplada pelos modelos multi-métodos propostos por Nichols e colaboradores (2008), entretanto, assim como os modelos de mistura, estes também envolvem uma parametrização maior, uma vez que estimam coeficientes de p distintos para cada método de amostragem e uma probabilidade adicional (theta) de que, dado presença, os indivíduos estejam disponíveis para detecção pelos métodos utilizados. Como nossa matriz de presença-ausência foi elaborada a partir de duas fontes distintas de dados (avistamentos diretos e penas), nós assumimos que haveria uma chance razoável de que cada abordagem tivesse uma probabilidade de detecção específica. Os modelos multi-métodos foram, portanto, testados durante as análises exploratórias, tendo apresentado um desempenho muito inferior ao modelo nulo psi(.)theta(.)p(.) que não contempla variação na detecção entre os métodos, além de erros padrão bastante altos. Assim, não tivemos evidências indicando que o meio como os dados foram coletados tenha interferido substancialmente na probabilidade de detecção a ponto de provocar uma heterogeneidade que enviesasse as estimativas ocupacionais.

### 5.3 Resultados

Os modelos gerados a partir de 18 ocasiões não apresentaram evidência de falta de ajuste (modelo mais parametrizado: k = 10, c-hat = 0,37) e, dadas as estimativas relativamente constantes de psi (~ 0,2) e p (~ 0,1), a probabilidade de que os sítios utilizados pela espécie tenham sido corretamente identificados foi  $p^* = 0.85$ , o que implica em um desvio padrão *SD(psi)* = 0,07. O número de ocasiões realizada para estes valores de parâmetros foi acima do ótimo (t = 15) recomendando por MacKenzie & Royle (2005) considerando ausência de custo adicional em amostragens subsequentes. Os modelos gerados a partir de 6 ocasiões também não apresentaram evidência de falta de ajuste (modelo mais parametrizados: k = 10, c-hat = 0,78). Estes modelos também estimaram  $psi \sim 0.2$ , entretanto, como esperado, p foi mais alto, 0.3. Isso implica em  $p^* = 0.88$  e SD(psi) = 0.06. O número de ocasiões também se encontra além do mínimo recomendado para esta probabilidade de detecção ( $t \ge 5$ ) e simulações indicam que a estimativa de *psi* neste cenário é não enviesada mesmo para tamanhos amostrais baixos (n = 20 - 60) (MACKENZIE et al., 2002; MACKENZIE; ROYLE, 2005). Assim, considerando que ambas abordagens se mostraram adequadas, optamos por utilizar modelos agrupados em 6 ocasiões devido ao grau de confirmação do status de uso dos sítios levemente maior e ao fato de que nos parece razoável assumir uma certa heterogeneidade temporal nos dados em uma escala mensal.

Ao modelar p, primeiramente verificamos que a temperatura era melhor correlacionada à probabilidade de detecção por uma relação linear que quadrática, portanto, apenas esta opção foi utilizada na seleção de modelos. Os modelos testados encontram-se resumidos na TABELA 1. Sensu stricto, os dois primeiros modelos do ranqueamento são igualmente plausíveis (ΔAICc < 2) e convergem às mesmas estimativas de psi (0,21 ± 0,06), com coeficientes de variação relativamente alto de 28,5%. Esta estimativa é apenas 14% maior que o valor de Naive (0,184), o que sugere que a probabilidade de detecção foi suficiente para que a espécie, se presente, fosse detectada ao menos uma vez durante a amostragem (MACKENZIE et al., 2002).

TABELA 1: Seleção de modelos para detecção com base no AICc. k = número de parâmetros do modelo; w = peso do modelo; dia = dias julianos; umid = umidade média; temp = temperatura média; sub = densidade do sub-bosque.

Modelo	k	AICc	ΔAICc	W
psi(.),p(.)	2	117.75	0.00	0.258
psi(.),p(dia)	3	118.70	0.95	0.161
psi(.),p(umid)	3	119.32	1.57	0.118
psi(.),p(sub)	3	119.74	1.99	0.096
psi(.),p(temp)	3	119.95	2.20	0.086
psi(.),p(dia+umid)	4	120.58	2.83	0.063
psi(.),p(dia+sub)	4	120.76	3.01	0.057
psi(.),p(temp+dia)	4	120.99	3.24	0.051
psi(.),p(umid+sub)	4	121.40	3.65	0.042
psi(.),p(temp+umid)	4	121.54	3.79	0.039
psi(.),p(temp+sub)	4	122.05	4.30	0.030

TABELA 2: Melhores modelos para ocupação com base no AICc. k = número de parâmetros do modelo; w = peso do modelo; viv = distância linear ao viveiro de soltura; sub = densidadedo sub-bosque; bor = proporção de borda no sítio; hidro = distância linear ao corpo d'água mais próximo.

Modelo	k	AICc	ΔAICc	W	$\hat{\psi}$	$\mathrm{SE}(\hat{\psi})$
psi(viv+sub+borda),p(.)	5	90.47	0	0.577	0,21	0,01
psi(viv+sub+hidro),p(.)	5	91.28	0.81	0.385	0,20	0,02
psi(viv+sub+ipa),p(.)	5	98.14	7.67	0.012	0,20	0,02
<i>psi(.),p(.)</i>	2	117.75	27.28	0	0,21	0,06

O peso do modelo nulo é 60% maior que o do segundo modelo, e o acréscimo de uma covariável, a despeito de penalizar o modelo por um parâmetro adicional, não melhorou em nada as estimativas de psi que, afinal, são nosso interesse último. Assim, nós optamos por modelar a probabilidade de uso considerando a probabilidade de detecção mais parcimoniosa, ou seja, constante entre os sítios.

Para modelar a ocupação testamos uma gama grande de modelos simples e aditivos até 5 parâmetros por modelo. A TABELA 2 apresenta um recorte desta seleção apenas com os modelos melhor ranqueados e o modelo nulo, portanto, w não soma 1. Os modelos *psi(viv+sub+borda)p(.)* e *psi(viv+sub+hidro)p(.)* foram igualmente plausíveis (ΔAICc < 2) e claramente superiores em peso aos modelos sucessores, representando 96,2% do poder explicativo entre os modelos testados. A performance destes modelos também foi muito superior ao modelo nulo, que considera ocupação constante entre os sítios. É interessante notar também que a modelagem de psi, ao contemplar variações sítio-específicas, reduziu a variância deste parâmetro, ainda que seu valor tenha sido o mesmo que o estimado no modelo nulo ( $\overline{psi} \sim 0.20$ ;  $\overline{IC95\%} = 0.18 - 0.59$ ). Isso implica em um coeficiente de variação de 4,76-10%.

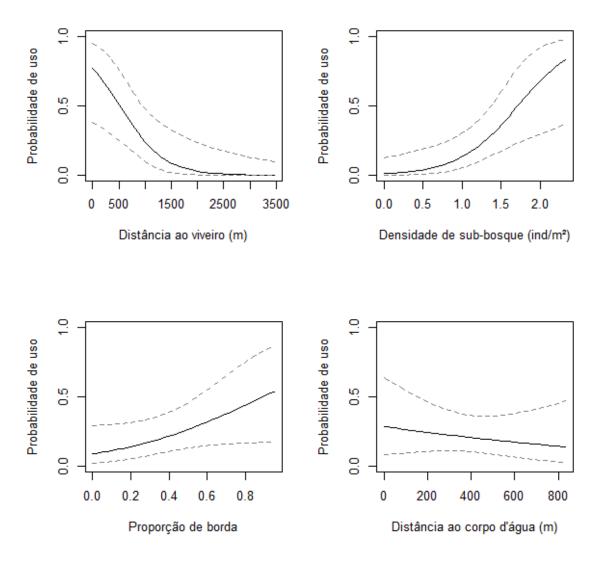


FIGURA 7: Representação gráfica do efeito das covariáveis dos modelos selecionados sobre a probabilidade de ocupação (psi). As linhas tracejadas indicam o intervalo de confiança (IC 95%).

Os modelos selecionados apresentaram valores positivos de beta para as covariáveis densidade de sub-bosque e proporção de borda, e valores negativos para as covariáveis distância linear ao viveiro de soltura e distância linear ao corpo d'água mais próximo. A FIGURA 7 apresenta a representação gráfica destas relações.

### 5.4 Discussão

Uma vez que o desenho amostral utilizado neste estudo foi planejado sem base em qualquer conhecimento prévio sobre a ocupação potencial da espécie e distribuído de forma sistematicamente homogênea pela FM, podemos assumir que os sítios amostrais são representativos da área total, o que nos permite generalizar os resultados obtidos para toda a área de estudo (MACKENZIE; ROYLE, 2005). Assim, tomando a probabilidade estimada de psi para os sítios, podemos extrapola-la para a proporção da área florestada na FM que está sendo utilizada pelo mutum-dosudeste, a qual seria apenas 21% (IC 95%: 18 - 59%) da área total (1420 ha), ou seja, 284 (IC 95%: 255 - 838) ha. A proporção de área utilizada por uma espécie é frequentemente maior que a proporção de área em que a espécie ocorre fisicamente (MACKENZIE; ROYLE, 2005), de modo que podemos inferir que a área propriamente ocupada é ainda menor. Este resultado coincide com a impressão geral apreendida em campo e com a distribuição agregada dos registros (FIGURA 6).

Conforme discutido no Capítulo 1 deste trabalho, é importante lembrar que a escolha do habitat é influenciada por interações inter e intra-específicas, positivas e negativas (GARSHELLIS, 2000). Assim, é de se considerar que a baixa proporção de área utilizada pelos mutuns-do-sudeste na FM possa estar relacionada a algum nível de atração co-específica que os mantenha agregados em uma área restrita da fazenda. Ainda que este componente demográfico defina quanto da área a população é capaz de utilizar, o local onde isso ocorre deve estar majoritariamente relacionado a variáveis ambientais. A relação da probabilidade de uso com algumas das covariáveis amostradas oferece pistas para compreender esta distribuição.

Fatores que influenciam a disponibilidade de alimento, sítios para nidificação e risco de predação são, provavelmente, os principais itens considerados por aves para discriminar entre habitats potenciais. Estes fatores incluem estrutura vegetal, composição florística, densidade de intra/inter-específicos e microclima (HILDÉN, 1965; JAMES, 1971; HUTTO, 1985; BLOCK & BRENNA, 1993). Os modelos com melhor poder explicativo dentre as opções testadas incluíram as covariáveis distância ao ponto de soltura, densidade de sub-bosque, proporção de borda e distância ao corpo d'água mais próximo. Ou seja, entre os fatores que mais influenciam o uso do habitat pelo mutum-do-sudeste, dois são naturais (adensamento do sub-bosque e disponibilidade de recursos hídricos) e dois são, direta ou indiretamente, resultado da ação humana (efeito de borda e presença de estruturas artificiais à mata).

O uso mais intenso de áreas com maior densidade de sub-bosque era esperado. Em outra população reintroduzida de C. blumenbachii, análises composicionais realizadas com dados de telemetria demonstraram o estabelecimento de áreas de vida (seleção de 2ª ordem; JOHNSON, 1980) mais frequentemente associadas a florestas densas do que a outros habitats disponíveis (BERNARDO, 2010). O mesmo padrão foi reportado para outros cracídeos, como Penelope superciliaris, Crax daubentoni, C. alberti, C. alector e C. rubra griscomi (BERNAL & MEJIA, 1995; MIKICH, 1996; MARTÍNEZ-MORALES, 1999; BERTSCH & BARRETO, 2008; MORENO-PALACIOS & MOLINA-MARTINEZ, 2008; MIKICH, 2002).

O sub-bosque pode responder por uma boa parcela da riqueza botânica de florestas neotropicais (DODSON & GENTRY, 1978; GENTRY & DODSON, 1987) e suporta uma fauna fortemente dependente desse estrato (GENTRY & EMMONS, 1987). Pouco se sabe sobre as exigências ambientais do mutum-do-sudeste, entretanto, é conhecido que a espécie forrageia majoritariamente no solo, alimentando-se de frutos e sementes caídos, pequenos animais, folhas e brotos (IBAMA, 2004). É provável que grande parte desta dieta seja composta de plantas do sub-bosque e fauna associada ao extrato, o que justificaria a maior probabilidade de uso de áreas com maior densidade de sub-bosque. Ademais, uma vez que esta ave passa a maior parte do dia no solo, esta variável também deve ser decisiva na exposição à predação.

Gentry & Emmons (1987) observaram que o sub-bosque é extremamente sensível a perturbações climáticas e de solo, variando muito mais radicalmente a esses fatores que o dossel. Este extrato também é bem mais afetado por queimadas de superfície que comprometem a qualidade ambiental sem chegar a desflorestar a área atingida. Ao longo desta campanha, nós pudemos observar que vários trechos de mata da FM encontram-se alterados por queimadas recentes, apresentando o extrato inferior da vegetação dominado por gramíneas. Em nenhum destes trechos nós tivemos avistamentos diretos ou indiretos de mutum-do-sudeste. Isso pode ser um indício de que estas áreas não são compreendidas como habitat pela espécie o que justificaria, ao menos parcialmente, a baixa proporção de floresta utilizada. Trechos de mata degradada, entretanto, são difíceis de ser quantificados, uma vez que imagens de satélite tendem a produzir interpretações equivocadas sobre a cobertura vegetal (NEPSTAD et al., 1999).

Assim como a densidade de sub-bosque, outras medidas de estrutura vegetal também se apresentaram capazes de explicar a variação na distribuição do uso do

mutum pela FM. Foi o caso das variáveis área basal e profundidade da serrapilheira, ambos com efeito positivo sobre a probabilidade de ocupação, mas eliminadas das análises por apresentarem-se positivamente correlacionadas à densidade de subbosque. Este resultado, embora redundante, corrobora a preferência da espécie por utilizar áreas de florestas mais densas. A proporção de mata alta no sítio também apresentou uma correlação positiva com o uso, entretanto, modelos com esta covariável ranquearam comparativamente mal, o que pode indicar que a simples altura do dossel sem um adensamento adequado do sub-bosque não chega a ser tão relevante para uma ave que se desloca no solo a maior parte do tempo. Ademais, a definição de mata alta empregada por nós (> 12m) segue a classificação da Resolução 392/07 do CONAMA para mata estacional semidecidual em estágio avançado de regeneração, que também descreve a presença de um sub-bosque menos expressivo em matas nesse estágio em comparação ao estágio médio. Assim, pode ser que a espécie esteja dando preferência a trechos de mata em estágio médio de regeneração, um pouco mais baixa (entre 5 e 12 m, segundo a Resolução CONAMA 392/07), mas com mais sub-bosque.

A relação negativa entre a probabilidade de uso e a distância aos corpos d'água também não nos surpreendeu. Na Reserva Ecológica de Guapiaçú, RJ, quase 50% das localizações registradas para mutuns-do-sudeste reintroduzidos distaram até 100 m de algum curso d'água e foram encontrados até, no máximo, 740 m (BERNARDO, 2010). No nosso trabalho, a distância linear máxima encontrada entre um registro e um corpo hídrico foi ainda superior, 940 m. A associação da espécie a matas ciliares também foi relatada para populações autóctones no Espírito Santo

(SICK, 1970; COLLAR & GONZAGA, 1988). Distribuição semelhante foi observada em outros cracídeos, como Crax rubra griscomi (MARTÍNEZ-MORALES, 1999), Crax globulosa (BEGAZO, 1997; SANTOS, 1998; HENESSEY, 1999; BENNETT, 2003; HILL et al., 2008) e *Mitu tuberosa* (HILL et al., 2008).

O efeito da distância à corpos d'água sobre a probabilidade de uso não foi tão acentuado quanto o de outras covariáveis (FIGURA 7). Provavelmente isso está relacionado à forma como a malha hídrica se distribui na área de estudo, o que repercutiu em valores de distância relativamente homogêneos entre os sítios, não sendo possível detectar como a função da probabilidade de psi se comportaria para distâncias mais extremas. Além disso, embora a covariável em questão tenha apresentado uma correlação em termos de intensidade de uso do habitat, a distância à água não parece ter sido um fator limitante da distribuição dos mutuns na FM, uma vez que 99% da mata encontra-se a distâncias menores que a maior distância registrada.

A disponibilidade de recursos alimentares pode ser tão determinante na escolha da área de uso quanto a presença de água. Assim, também era esperado que as aves se distribuíssem próximas ao viveiro de aclimatação, uma vez que até hoje funcionários da CENIBRA abastecem com ração os comedouros no entorno deste local. Bernardo (2010) observou uma baixa mobilidade de indivíduos da espécie nos primeiros dois meses após a soltura em comparação aos meses seguintes, o que foi correlacionado ao fornecimento de ração próximo ao viveiro. Na ausência de suplementação alimentar artificial, indivíduos reintroduzidos de C. blumenbachii foram observados deslocando-se até 12 km do ponto de soltura (BERNARDO, 2010),

e indivíduos de Penelope albipenis distanciaram-se até 13 km (PRATOLONGO, 2004). Neste estudo, os registros limitaram-se a sítios até 2,3 km do viveiro.

Fischer & Lindenmayer (2000) encontraram uma correlação entre a manutenção de medidas de suporte e o sucesso das reintroduções no caso de mamíferos, entretanto, o mesmo não foi evidenciado para aves. A baixa mobilidade inicial pode ser um aspecto positivo à adaptação do animal reintroduzido no novo ambiente, pois a familiaridade com a área e a exploração paulatina de novas regiões pode aumentar as chances de sobrevivência do indivíduo (TERHUNE et al., 2006). O distanciamento precoce dos indivíduos pode deixá-los mais expostos à predação, inanição e acidentes enquanto a área ainda não é familiar (BADYAEV; MARTIN; ETGES, 1996; STAMPS & SWAISGOOD, 2007) e tornar a distribuição da população muito esparsa, dificultando a formação de grupos sociais e parceiros reprodutivos (VAN VUREN, 1998; STEPHEN & SUTHERLAND, 1999, COATES et al., 2006).

A despeito das vantagens iniciais de se oferecer complementação alimentar aos animais recém-reintroduzidos, a extensão dessa prática a longo prazo pode torna-los dependentes e excessivamente mansos, inibindo a adaptação ao novo habitat e a formação de uma população propriamente auto-sustentável, objetivo de todo programa de reintrodução. Essa prática, apesar de frequente (MAY, 1991), é contrária às recomendações da IUCN e implica em uma redução no consumo de alimentos nativos, o que pode impactar processos ecológicos como a dispersão e predação de sementes (SHOCHAT, 2004; ROBB et al., 2008; OTTONI et al., 2009).

A sede da fazenda, distante cerca de 0,9 km do viveiro de aclimatação, também apresentou uma correlação positiva com a probabilidade de uso do mutumdo-sudeste, embora com menor poder explicativo que a distância ao viveiro. Considerando-se a proximidade de ambos os pontos, isso pode ser apenas um reflexo da atração exercida pelos comedouros já citados (motivo pelo qual a variável foi eliminada das análises de seleção de modelos para evitar redundâncias), mas também pode ser mais um indício de que os animais estão sendo atraídos para pontos com oferta de recurso alimentar suplementar. Ao longo das campanhas era frequente observar indivíduos de C. blumenbachii aproximando-se da sede para alimentar-se da ração desperdiçada por aves cativas do programa de educação ambiental da CENIBRA. O uso do entorno da sede também pode estar associado a uma maior proteção contra caçadores nesta área, uma vez que este é o único ponto da FM com vigilância fixa 24 horas por dia.

Dentre os modelos selecionados, o resultado mais surpreendente foi a correlação positiva entre a probabilidade de uso e as áreas de borda da mata. Considerada uma espécie tipicamente florestal e alvo fácil de predação por cães domésticos, os quais são abundantes no entorno desta área (Ana M. O. Paschoal, dados não publicados), nossa hipótese inicial era que os mutuns-do-sudeste estariam evitando as áreas de borda. As análises, entretanto, demonstraram um padrão inverso. Na Reserva Vale, ES, indivíduos da espécie também foram encontrados com frequência em estradas de terra ou na vegetação adjacente às estradas, sendo avistados até mesmo nidificando nestes locais (COLLAR & GONZAGA, 1988).

Bernardo (2010) sugeriu que o mutum-do-sudeste possa se beneficiar da borda de alguma forma, seja pela maior disponibilidade de insetos herbívoros que complementem sua dieta ou pela abundância de cipós e lianas, muito utilizados por

mutuns machos, para a construção de ninhos (IBAMA, 2004). Evidências indicam que, em certos casos, áreas antropicamente perturbadas podem apresentar um papel fundamental na manutenção da heterogeneidade ambiental (BRAWN; ROBINSON; THOMPSON, 2001), propiciando um mosaico de habitats e estágios sucessionais capaz de aumentar tanto a diversidade alfa quanto a beta (ANGELSTAM, 1998). Naturalmente, isso depende da escala do distúrbio e da forma como cada espécie percebe o ambiente (VOS et al., 2001). No caso dos cracídeos, evidências indicam que a qualidade ambiental não é um fator tão limitante à sua ocorrência, sendo bem menos importante que a pressão de caça (BORGES, 1999). Dentre os habitats componentes da área de vida (seleção de 3ª ordem; JOHNSON, 1980), os indivíduos de C. blumenbachii reintroduzidos na Reserva Estadual de Guapiaçú, RJ, apresentaram um uso proporcionalmente maior de áreas de vegetação secundária, mesmo em comparação a florestas densas (BERNARDO, 2010). Também foram reportados utilizando ou mesmo nidificando em florestas secundárias indivíduos de Ortalis ruficauda (SCHMITZ-ORNES, 1996), Ortalis motmot, Crax alector, Penelope sp. (BORGES, 1999), Penelope argyrotis (SILVA & STRAHL, 1991) e C. blumenbachii (BERNARDO, 2010).

Esta distribuição também pode ser mais uma evidência da proximidade destes mutuns a ambientes antrópicos. Uma vez que este estudo se limitou a amostrar apenas o interior de matas florestadas, não temos como saber se o uso das bordas também se estendeu a áreas do entorno. Ambientes antropizados como plantações e pastagens foram observados sendo utilizados por Crax blumenbachii (SICK, 1968; BERNARDO, 2010; ALVAREZ & DEVELEY, 2010), Aburria aburri, Penelope perspicax,

Chamaepetes goudotti (RIOS et al., 2005; RIOS et al., 2006; LONDOÑO et al., 2007), Crax daubentoni (BERTSCH & BARRETO, 2008). O uso de áreas cultivadas em pequena escala pode sugerir plasticidade destas aves no uso de recursos, em meio a uma paisagem fragmentada (RIOS et al., 2005; RIOS et al., 2006; LONDOÑO et al., 2007; MUNOZ et al., 2007; BERTSCH & BARRETO, 2008).

Em síntese, os resultados deste capítulo demonstram a importância de matas com disponibilidade hídrica adequada e sub-bosque estruturalmente denso que, provavelmente, oferecem ao mutum-do-sudeste recursos alimentares e/ou menor exposição à predação. A população reintroduzida na FM também parece manter uma forte dependência a estruturas humanas que se mostraram decisivos na probabilidade de uso do habitat.

## 6 IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DO MUTUM-DO-SUDESTE

O estabelecimento de uma população auto-sustentável é um processo longo, portanto, não se deve falar em sucesso ou fracasso nos anos iniciais de um programa de reintrodução (FISCHER & LINDENMAYER, 2000). Há casos, por exemplo, em que o programa dá sinais de sucesso nos estágios iniciais, seguido de declínio populacional e consequente fracasso, como ocorreu com a tartaruga-gigante-deseychelles (HAMBLER, 1994; SAMOUR et al., 1987; STODDART et al., 1982). Ainda que qualquer resultado, mesmo que fracassado, possa contribuir para o ganho de experiência e melhoramento de programas subsequentes, não se deve perder de vista as implicações econômicas e conservacionistas de uma conclusão precipitada. Maus resultados podem comprometer a continuidade de financiamentos (FRECKLETON, 2000), além de ser considerado um desperdício de indivíduos valiosos, uma vez que os programas geralmente envolvem espécies já bastante reduzidas e ameaçadas (DEREDEC; COURCHAMP, 2007).

Não temos a intenção, portanto, de oferecer nenhum veredicto sobre o programa de reintrodução do mutum-do-sudeste na FM, até porque acreditamos que seria necessário um monitoramento mais longo para isso. Julgamos pertinente, no entanto, apontar os pontos fortes e fracos do programa, bem como recomendações para melhora-lo, tendo em vista que esta foi a primeira reintrodução realizada com a espécie, a qual tem servido de modelo para outras ações similares propostas pelo Plano de Ação Nacional para Conservação do Mutum-do-sudeste.

Primeiramente, é importante sublinhar o fato de que todos os indivíduos avistados ao longo deste estudo eram nascidos em vida-livre. Esta afirmação é sustentada pelo fato de que 100% dos mutuns avistados não continham anilhas do CEMAVE, que foram colocadas em todas as aves trazidas da CRAX para reintrodução. Conseguir que indivíduos nascidos em cativeiro se reproduzam em vida livre por 25 anos é de um valor conservacionista inegável, especialmente para uma espécie tão ameaçada. Para Kleiman e colaboradores (1994), a ocorrência de reprodução em vida-livre é, em si só, um bom critério para descrever o sucesso de um programa de reintrodução a curto prazo.

A abundância e a densidade são parâmetros importantes para discutir a viabilidade e o manejo de uma população. Quando comparada a populações autóctones da mesma espécie e/ou gênero, a densidade encontrada no Capítulo 1 parece própria para a espécie, o que é muito positivo. Entretanto, se considerada apenas a proporção de sítios utilizados estimada no Capítulo 2 (e extrapolada para a proporção de área utilizada na FM), esta densidade está subestimada, pois foi calculada para a área de mata total (1420 ha). Segundo nossas estimativas, a área realmente utilizada pela espécie seria uma porção bem menor do que isso, algo em torno de 284 (IC 95%: 255 - 838) ha que, por sua vez, abrigaria uma densidade de 11,9 (IC 95%: 4 - 13,3) indivíduos/km² para os mesmos 34 indivíduos totais estimados. Trata-se de um valor muito superior ao encontrado para populações da mesma espécie (ALVES et al., 2015) e da maioria das espécies do gênero (SETINA, 2009).

A priori, o crescimento denso-dependente pode ser esperado para qualquer população real que persista por tempo suficiente para atingir a capacidade de suporte do ambiente (SINCLAIR, 1996). No Capítulo 1, nós sugerimos a possibilidade de a população em questão já ter atingido a capacidade de suporte do

ambiente, dada a densidade compatível com a esperada para a espécie. Corrigida a densidade para a área de ocorrência real, a ideia ganha ainda mais suporte e sugere um cenário ainda mais extremo. Dada a discrepância entre esta densidade e valores comumente encontrados em populações do gênero, é possível que o número de indivíduos reintroduzidos na FM tenha superado a capacidade de suporte da porção de mata que a espécie entende como habitat, o que justificaria tanto a dependência da suplementação alimentar, quanto o crescimento populacional negativo.

A partir dos resultados abordados no Capítulo 2, nos parece razoável inferir que o principal fator que estaria restringindo o uso da área florestada disponível na FM é a estrutura vegetal, em particular a densidade do sub-bosque. A borda da mata, a despeito de nossas expectativas iniciais, não representou uma limitação ao uso do habitat pelo mutum-do-sudeste e a distância a recursos hídricos, embora tenha apresentado uma correlação de intensidade de uso, não parece ser de fato um limitante para a área. A oferta de alimentação suplementar no entorno do viveiro de aclimatação, embora seja antes um fator atrativo que restritivo, pode ter também um impacto limitante se comprovado que as aves se tornaram dependentes deste recurso a ponto de serem incapazes de sobreviver longe dele.

Apesar da abundância estimada encontrar-se muito aquém do ótimo para populações viáveis, de nada adiante incorporar mais indivíduos a uma área que não é capaz de mantê-los. Antes, é preciso garantir a disponibilidade de habitat adequado no restante de mata da FM que não está sendo utilizada pela espécie. Para isso, nossos resultados indicam que a estratégia mais eficiente seria promover a regeneração florestal com adensamento do sub-bosque. Também recomendamos realizar um estudo da dieta do mutum-do-sudeste em populações autóctones para verificar se a mata da FM fornece recursos alimentares suficientes desenvolvimento autossustentável da população e, se necessário, promover o adensamento de espécies vegetais chave.

Idealmente, a prática de oferecer alimentação suplementar às aves deveria cessar, uma vez que isso pode estar restringindo a dispersão dos indivíduos. Apesar de frequente em programas de reintrodução (MAY, 1991), esta prática é contrária às recomendações da IUCN, pois mantem os animais dependentes e vai de encontro ao objetivo de estabelecer populações autossuficientes. Ademais, embora Fischer & Lindenmayer (2000) tenham encontrado uma correlação entre a manutenção de medidas de suporte e o sucesso das reintroduções no caso de mamíferos, não há evidências de que esta tendência seja verdadeira para aves. A interrupção da oferta de ração, entretanto, deve ser gradual e estudada com cautela, ainda mais diante da possibilidade de a população estar acima da capacidade de suporte do habitat. Pode ser interessante realizar um estudo de isótopos estáveis a partir de material biológico (ex: penas) dos indivíduos da FM para verificar quanto da dieta assimilada provem da suplementação alimentar.

Uma vantagem adicional de se encerrar a oferta de ração às aves seria a redução do contato destas com humanos. Para isso, também seria necessário que as aves fossem de alguma forma impedidas de frequentar os arredores da sede ou, no mínimo, que os elementos atrativos por lá fossem minimizados. Por exemplo, impedindo que funcionários e visitantes da FM ofereçam alimento aos animais, o que é uma prática frequente. Embora as aves registradas fossem todas nascidas na

natureza e, portanto, teoricamente livres do *imprinting* com humanos, nos parece que a relação de dependência estabelecida a partir da alimentação tem mantido o comportamento manso dos indivíduos, o que se reflete em uma tolerância à aproximação bastante arriscada para uma área com ocorrência de caça. Este comportamento também pode ter sua origem em um processo de domesticação acidental dos indivíduos nascidos em cativeiro. Translocações do habitat natural para o cativeiro representam uma mudança de ambiente brusca e altera as pressões seletivas atuantes sobre a população. Uma vez reintroduzidos ao habitat, muitas adaptações evoluídas no cativeiro podem ser deletérias ao estabelecimento dos indivíduos (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2010).

A caça ilegal é um problema constante em áreas protegidas, principalmente naquelas próximas a comunidades humanas, como é o caso da FM, que faz divisa com o centro urbano de Ipaba (17.729 habitantes) ao sul e o povoado de Boachá à leste. Moradores locais e membros da Polícia Ambiental entrevistados afirmaram que não há tradição de caça de mutum na região, até pelo fato de a espécie ter sido extinta na década de 70. Ainda assim, as evidências de caça na área são abundantes, até mesmo durante o dia e, embora os alvos sejam tradicionalmente pacas e tatus, seria de se estranhar que a presença de uma ave de grande porte, mansa e historicamente abatida para alimentação humana (SICK, 1997; DELACOUR; AMADOUR, 2004) fosse ignorada pelos caçadores.

Turner & Corlett (1996) enfatizaram a maior vulnerabilidade de áreas fragmentadas em comparação a florestas contínuas, tanto pela ausência de populações co-específicas próximas que forneçam imigrantes para substituir os animais abatidos, quanto pela própria facilidade de acesso dos caçadores. A FM dispõe de dois guarda-parques para 1420 ha de floresta, o que é mais do que a grande maioria das reservas brasileiras, entretanto não basta para coibir a ação dos caçadores. Programas de Educação Ambiental com escolas locais e outros setores da comunidade são essenciais nesse sentido e têm sido regularmente implementados pela CENIBRA. A curto prazo, um esforço mais integrado com a Polícia Ambiental poderia amenizar a situação.

A caça também pode ser uma das causas da maior mortalidade de machos na população, o que reforça a necessidade de ser combatida. Um segundo fator que pode estar causando este desequilíbrio é a predação desproporcional de machos devido à maior exposição destes no período reprodutivo. Medidas para combater este problema incluem coibir a entrada de cães domésticos nas matas da FM e treinar os indivíduos cativos para reconhecer e fugir de predadores. Outras causas aventadas para o desvio na razão sexual são, em última análise, fruto do tamanho populacional reduzido. É o caso da deriva genética, do efeito Allee diferencial entre gêneros e da endogamia sobre o sexo homogamético. Teoricamente, todos estes problemas poderiam ser minimizados com um adensamento populacional, que a longo prazo não deve ser descartado.

Ainda em relação à razão sexual, é interessante observar que, embora exista uma associação entre o status de ameaça das espécies e a incidência de desvios na razão sexual, esta desproporção geralmente é enviesada para machos (DONALD, 2007), o que não foi o caso deste estudo. Isso pode ser interpretado como um indicativo positivo. Modelos teóricos que incorporam o efeito Allee em populações pequenas preveem que em sistemas monogâmicos a probabilidade de extinção é menor quando a razão sexual é balanceada (BESSA-GOMES; LEGENDRE; CLOBERT, 2004), entretanto, esta probabilidade não é simétrica para desvios para machos ou fêmeas. Tanto em sistemas monogâmicos quanto poligâmicos, o risco de extinção é maior se os machos são predominantes (ver ref. em DONALD, 2007), sendo que populações com desvio para fêmeas são, geralmente, mais fáceis de recuperar (BESSA-GOMES et al., 2004; MORALES et al., 2005). De fato, em alguns casos previsões de viabilidade populacional indicam como mais apropriado reintroduzir um número maior de fêmeas que machos a cada soltura, como realizado para uma população de *Picoides borealis* (HAIG et al., 1993).

O desvio na razão sexual é preocupante, pois implica que a população pode se tornar funcionalmente extinta com o desaparecimento de um dos gêneros (no caso, os machos) muito antes da morte do último indivíduo (DONALD, 2007). Além disso, desvios na razão sexual reduzem a população geneticamente efetiva em comparação a populações com o mesmo tamanho e razão sexual 0,5 (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2010). Esta implicação, somada ao tamanho populacional reduzido e ao fato de que, à época das solturas, a CRAX ainda não mantinha um controle genético do seu plantel, indica a necessidade se realizar estudos da população geneticamente efetiva da FM com urgência.

Ao longo deste trabalho, coletamos todas as penas de mutum-do-sudeste encontradas ao longo das transecções e no entorno da mata para futuras análises genéticas e o mesmo tem sido feito para a população autóctone na Reserva da Vale, ES (Luiza Avelar, comunicação pessoal). Além disso, recentemente, tanto a CRAX quanto outros criadouros científicos que detêm exemplares cativos de Crax blumenbachii iniciaram, em parceria com a Universidade Federal de São Carlos (USFCar) um processo de avaliação e manejo genético de seus plantéis em cumprimento a uma meta estabelecida pelo Plano de Ação Nacional para Conservação do Mutum-do-sudeste (Mercival Roberto Francisco, comunicação pessoal).

Nós recomendamos que as penas coletadas sejam analisadas o quanto antes para investigação do tamanho populacional efetivo na FM e comparação da variabilidade genética com a Reserva da Vale. Com os estudos realizados nos criadouros científicos, também será possível identificar quais novos alelos podem ser incorporados à população a partir das matrizes disponíveis nos plantéis. Além disso, estes estudos são fundamentais para determinar qual tamanho populacional é de fato necessário no caso do mutum-do-sudeste para assegurar a manutenção de uma amostra da diversidade genética representativa da espécie mesmo com a incidência de eventos estocásticos ambientais, demográficos e genéticos (SHAFFER, 1981).

Uma vez determinada a população mínima viável, um próximo passo será determinar a área de habitat mínima necessária para manutenção desta população. Este valor é obtido multiplicando a população mínima pela área de habitat requisitada por indivíduo da espécie (FRANKHAM; BALLOU; BRISCOE, 2010), que também precisa ser determinada para o mutum-do-sudeste. Em aves, a área de habitat mínima por indivíduo para que a reprodução ocorra é extremamente variável, podendo ir de valores tão pequenos como 0,3 ha para 1000 ha dentro de uma mesma ordem (ROBBINS; DAWSON; DOWELL, 1989). Em geral, este valor é

inversamente relacionado à taxa reprodutiva da espécie, ou seja, espécies com tamanho de ninhada menor normalmente demandam áreas maiores de habitat para persistir (VANCE; FAHRIG; FLATHER, 2003).

Tendo em vista tudo o que se discutiu no Capítulo 1 acerca de populações mínimas viáveis, é altamente improvável que a FM sozinha seja capaz de comportar uma abundância suficiente para manutenção da espécie a longo prazo, tanto por limitações de área, quanto de recurso. Isso não tira o valor conservacionista desta população - importantíssima para estudos da biologia da espécie, como reserva genética e para manutenção dos processos ecológicos da RPPN - mas seria pertinente se pensar em formas de garantir sua persistência. Nesse sentido, um projeto audacioso implicaria em negociar com proprietários rurais e com o Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais, visando ampliação da conectividade funcional entre a FM e o Parque Estadual do Rio Doce (PERD) ao longo das áreas de preservação do Rio Doce. O PERD localiza-se a cerca de 20 km ao sul da FM, é o maior remanescente de Mata Atlântica de MG, com 35.976 ha, e comporta um vasto sistema lacustre, o que garante disponibilidade hídrica para uma eventual população de mutuns-dosudeste. Ademais, o parque faz parte das áreas de ocorrência histórica da espécie, tendo sido o último ponto em que um indivíduo foi observado antes da extinção no estado (IBAMA, 2004).

Dentro do perímetro da FM, a possibilidade de novas reintroduções não deve ser descartada, pois isso reduziria as chances de a população ser penalizada por eventos estocásticos e pelo efeito Allee. Teoricamente, os animais soltos anteriormente facilitariam o estabelecimento dos indivíduos recém reintroduzidos, permitindo que eles estabeleçam uma área de vida mais rapidamente (DOLEV et al., 2002). Muito embora ainda não existam regras teóricas para definir o número ideal de indivíduos a ser reintroduzido, diversos autores sugeriram um valor entorno de 100 aves, abaixo do qual a probabilidade de fracasso do programa é muito mais acentuada (GRIFFITH et al., 1989; GREEN, 1997; FISCHER & LINDENMAYER, 2000). Com base nisso, podemos pensar em novas solturas para atingir, ao menos, este valor mínimo, promover o incremento genético e reequilibrar a razão sexual. Antes, entretanto, deve-se identificar as causas de declínio populacional, mortalidade desproporcional de machos e garantir uma maior disponibilidade de habitat adequado. Também é importante ter em mente que o número de indivíduos selecionados para soltura deve ser tal que não comprometa a variabilidade das matrizes disponíveis no plantel da CRAX.

Como bem definiu Soulé (1985), a Biologia da Conservação é uma ciência voltada à sistemas perturbados direta ou indiretamente pela ação humana ou outros agentes, sendo, em essência, uma disciplina de crise. Como tal, deve agir antes mesmo de se saber todos os fatos, sendo necessária uma certa tolerância a incertezas. Ao mesmo tempo, é função dos biólogos da conservação fornecerem mais elementos que tornem o manejo das espécies de interesse cada vez mais embasado e eficiente. Esperamos que esse trabalho ajude a guiar medidas de conservação para o mutumdo-sudeste, particularmente no que se refere à população da FM e a demais reintroduções por vir.

#### 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvarez, A.D.; Develey, P.F. (Orgs). (2010). Conservação do Mutum-do-Sudeste (Crax blumenbachii) - Cinco anos de implementação do Plano de Ação. SAVE Brasil. São Paulo, Brasil.
- Alves, F., Lopez-Iborra, G. M., Silveira, L. F. (2015). Popupation size assessment of the endangered Red-billed Curassow Crax blumenbachii: accounting for differences in detectability and sex biased estimates. *Oryx.*(IN PRESS).
- Amaral M.C., Souza, A. L., Soares, V. P., Soares, C. P. B, Martins, S. V., Leite, H. G., Inácio Filho, E., Gaspar, R. O., (2009) Dinâmica da cobertura vegetal (1980-2004) em um projeto de produção florestal, nos municípios de Bugre e Ipaba, MG. R. Árvore, Viçosa, 33, 315-325.
- Angelstam, P. (1998). Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by devoloping natural disturbance regimes J. Veg. Sci. 9:593-602.
- Amrhein, V., Kunc, H., Schmidt, R. & Naguib, M. (2007). Temporal patterns of territory settlement and detectability in mated and unmated Nightingales Luscinia megarhynchos. Ibis 149: 237-244.
- Armstrong, D. P., & Seddon, P. J. (2008). Directions in reintroduction biology. Trends in Ecology and Evolution, 23(1), 20–25. http://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.003
- Atkinson, I. (1989). Introduced animalsand extinction. In Wester, D. & Pearl, M. C. (editors) Conservartion for the twenty-first century. Oxford University Press, Oxford.
- Azeredo, R., (1996). Reintrodução de Crax blumenbachii na natureza. In: VIELLIARD, J.M.E. et al. (Eds.) Anais V Congresso Brasileiro de Ornitologia. Campinas: Unicamp.
- Badyaev, A.V.; Martin, T.E.; Etges, W.J. (1996). Habitat sampling and habitat selection by female wild turkeys: ecological correlates and reproductive consequences. The Auk v. 113, n. 3, p. 636-646, 1996.
- Birdlife International (2013). Species factsheet: Crax blumenbachii. Disponível em http://www.birdlife.org. Acesso em 08/02/2013.

- Beck, B. B., Rapaport, L. G., Price, M. R. S., Wilson, A. C. (1994) Reintroduction of captive-born animals, in Creative Conservation. Interactive Management of Wild and Captive Animals (Olney, P.J.S., Mace, G.M. and Feistner, A.T.C. (editors), 265-286, Chapman & Hall
- Begazo, A. J. (1997). Notes on the Wattled Curassow (Crax globulosa) in Peru. Bulletin of the Cracid Specialist Group 5, 7–10.
- Begazo, A. J., & Bodmer, R. E. (1998). Use and conservation of Cracidae (Aves: Galliformes) in the Peruvian Amazon. *Oryx*, 32(04), 301.
- Belovsky, G. E. (1987). Extinction models and mammalian persistence. In: Viable Populations for Conservation (ed Soulé M. E.), 35-57. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press.
- BENNETT, S.E. (2003). The Wattled Curassow (Crax globulosa) on Isla Mocagua, Amazonas, Colombia. Bulletin of the Cracid Specialist Group 16, 21-28.
- Bernal, X. & Mejía, C. A. (1995) Uso del espacio por un grupo de Crax alector. Relatório interno. Fundación para La Investigación y Tecnología-Banco de La República: Bogotá, Colombia.
- Bernardo, C. S. S. (2010). Reintrodução de mutuns-do-sudeste Crax blumenbachii (Cracidae) na Mata Atlântica da Reserva Ecológica de Guapiaçu (Cachoeiras de Macacu, Rj, Brasil). Tese apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Zoologia.
- Bertsch, C. & Barreto, G.R. (2008a). Diet of the yellow-knobbed curassow in the Central Venezuelan Llanos. The Wilson Journal of Ornithology v. 120, n.4, p. 764-777.
- Bertch, C. & Barreto, G. R. (2008b). Abundancia y área de acción del Paují de Copete (Crax daubentoni) en los llanos centrales de Venezuela. Ornitologia Neotropical, 19:287-293.
- Bertram, B.C.R. (1992). The Ostrich Communal Nesting System. Princeton, NJ: Princeton University Press.

- Berry, R. J. 1971. Conservation aspects of the genetical constitution of populations. In E. D. Duffey and A. S. Watt (editors). The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation. Blackwell, Oxford.
- Bessa-Gomes, C., Legendre, S. & Clobert, J. (2004). Allee effects, mating systems and the extinction risk in populations with two sexes. Ecol. Lett. 7: 802–812.
- Block, W. M. & Brennan, L. A. (1993). The habitat conceptin ornithology: theory and applications. Curr. Ornithol 11: 35-91.
- Borges, S. H. (1999). Relative use of secondary forests by cracids in Central Amazonia. *Ornitologia Neotropical*, 10(Table 1), 77–80.
- Brawn, J. D., Robinson, S. K., & Thompson III, F. R. (2001). the Role of Disturbance in the Ecology and Conservation of Birds1. Annual Review of Ecology and Systematics, 32(1), 251–276. http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114031
- Brooks, D. M. (2006). Conserving Cracids: the most Threatened Family of Birds in the Americas. Houston: Houston Mus. Nat. Sci.
- Brooks D.M. & Fuller, R.A. (2006). Biology and conservation of cracids. In: BROOKS, D. M. (Ed.). Conserving Cracids: the most threatened family of birds in the Americas. Houston, Misc. Publ. Houston Mus. Nat. Sci, 169p.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., & Laake, J. . (1993). Distance Sampling. *Dsitance Sampling*.
- Buckland, S. T., Russell, R. E., Dickson, B. G., Saab, V. a., Gorman, D. N., & Block, W. M. (2009). Analyzing designed experiments in distance sampling. Journal of Statistics, Agricultural, Biological, and Environmental 14(4),432-442. http://doi.org/10.1198/jabes.2009.08030
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002). Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach. 2nd edition. Springer-Verlag, New York, EUA, p. 488.
- Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. Journal of Animal Ecology, 63(2), 215-244. http://doi.org/10.2307/5542

- Castro, I., Mason, K.M., Armstrong, D.P. & Lambert, D.M. (2004). Effect of extra-pair paternity on effective population size in a reintroduced population of the endangered hihi, and potential for behavioural management. Conserv. Genet. 5: 381-393.
- CENIBRA-CRAX (2008). Projeto de reintrodução de aves silvestres na Fazenda Macedônia. Relatório técnico de atividades - acordo de cooperação técnicocientífica CENIBRA-CRAX. p.35.
- CENIBRA-CRAX, (Acordo de Cooperação Científica), 2010. Projeto de Reintrodução de Aves Silvestres Ameaçadas de Extinção - Projeto Mutum. Relatório de posição - dezembro de 1990 a dezembro de 2010.
- CESP. 2009. Companhia energética de São Paulo. Manejo de fauna silvestre. Disponível em:<a href="mailto:http:www.cesp.com.br/portalCesp/biblio.nsf/V03.01/manejo\_fauna/\$file/">http:www.cesp.com.br/portalCesp/biblio.nsf/V03.01/manejo\_fauna/\$file/</a> manejo\_fauna.pdf>.
- Coates, P.S.; Stiver, S.J.; Delehanty, D.J. (2006). Using Sharp-Tailed Grouse Movement Patterns to Guide Release-Site Selection. Wildlife Society Bulletin 3, 1376–1382.
- Cody, M. L. (1985). Habitat Selection in Birds. Academic Press: New York, USA.
- Collar, N.; Gonzaga, L.A.P. (1988). O mutum Crax blumenbachii na Reserva Florestal Particular de Linhares-ES. Espaço, ambiente e planejamento 2(8) 3-34.
- Cooch, E. G. & White, G. C. (eds) (2015). Program MARK: A gentle introduction. 14th ed.
- CSG, (Cracid Specialist Group), (2012). Disponível em http://www.cracids.org/ index.php, acessado em 25/10/2012.
- Dale, S.(2001). Female-biased dispersal, low female recruitment, unpaired males, and the extinction of small and isolated bird populations. Oikos 92: 344–356.
- Deredec, A., & Courchamp, F. (2007). Importance of the Allee effect for 14(4), reintroductions. Ecoscience, 440-451. http://doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[440:IOTAEF]2.0.CO;2

- Desbiez, A. L. J. & Bernardo, C. S. S. (2011). Density estimates of the Bare-faced Curassow (Crax fasciolata) in the Brazilian Pantanal. Revista Brasileira de Ornitologia, 19(3), 385-390.
- Dodson, C. H., & Gentry, A. H. (1978). Flora of the Rio Palenque Science Center. Selbyana 4: 1-628.
- Dolev, A., Saltz, D. Bar-David, S. & Yom-Tov, Y. (2002). Impact of repeated releases on space-use patterns of Persian fallow deer. Journal of Wildlife Management, 66: 737–746.
- Donald, P. F. (2007). Adult sex ratios in wild bird populations. *Ib*, 149, 671–692.
- Donald, P.F., de Ponte, M., Pitta Groz, M.J. & Taylor, R. (2003). Status, behaviour, ecology and conservation of Raso Lark Alauda razae. Bird Conserv. Int. 13: 13-28.
- Donovan, T. M. & Hines, J. (2007). Exercises in occupancy modeling and estimation. Disponível http://www.uvm.edu/envnr/vtcfwru/spreadsheets/ em: occupancy/occupancy.htm
- Eiserman, K. (2004). Estatus de Crax rubra en punta de Manabique, Guatemala: habitat, tamaño de poblacion e impacto humano. Boletín de la UICN/Birdlife/ WPA Grupo de Especialistas en Crácidos, 18:4-15.
- Engen, S., Lande, R. & Saether, B.E. (2003). Demographic stochasticity and Allee effects in populations with two sexes. *Ecology 84*: 2378–2386.
- Fagan, W. F. (1999). Weak influences of initial conditions on metapopulation persistence times. *Ecological Applications*, 9: 1430–1438.
- Faria, C.M.A.; Rodrigues, M., Amaral, F.Q.; Módena, E.; Fernandes, A.M. (2006). Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. Revista Brasileira de Zoologia 23(4),1217-1230.
- Fewster, R. M., Buckland, S. T., Burnham, K. P., Borchers, D. L., Jupp, P. E., Laake, J. L., and Thomas, L. (2009), Estimating the Encounter Rate Variance in Distance Sampling. *Biometrics*, 65, 225–236.

- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2000). An assessment of the published results of animal relocations. Biological Conservation, 96(1), 1-11. http://doi.org/10.1016/ S0006-3207(00)00048-3
- Frankham, R., Ballou, J. D., Briscoe, D. (2010). Introduction to Conservation Genetics. 2nd ed. Cambridge Univ. Press.
- Frankham, R. & Brook, B. W. (2004). The importance of time scale in conservation biology and ecology. Ann. Zool. Fenn. 41, 459-463.
- Frankham, R. & Wilcken, J. (2006). Does inbreeding distort sexratios? Cons. Genet. 7: 879-893.
- Franklin, I. R. (1980). Evolutionary change in small populations. In M. E. Soul and B. A. Wilcox (editors). Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective. Sinauer, Sunderland, MA.
- Freckleton, R. P., 2000. Biological control as a learning process. Trends in Ecology & Evolution, 15: 263-264.
- Garshellis, D.L. (2000). Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection and importance. In: Research techniques in animal ecology: controversies and consequences (Boitani, L.; Fuller, T.K.) (eds.). p.111-164. Columbia University Press: Nova York, EUA.
- Gentry A. H. & Dodson, C. H. (1987). Contribution of non-trees to species richness of tropical rainforest. Biotropica 19: 149-156.
- Gentry, a H., Emmons, L. H., & Sep, N. (1987). Geographical Variation in Fertility, Phenology , and Composition of the Understory of Neotropical Forests Geographical Variation in Fertility , Phenology , and Composition of the Understory of Neotropical Forests1, 19(3), 216–227.
- Gilpin, M. E., & Soule, M. E. (1986). Minimum viable populations: processes of species extinction. In M. E. Soule (editor) Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Sunderland Massachusetts.
- Golfari, L. (1975). Zoneamento Ecológico do Estado de Minas Gerais para Reflorestamento. Belo Horizonte: Centro de Pesquisas do IBDF na Região de Cardoso, 65p.

- González, J. D. (2004). Estimación de la densidad poblacional del Paujíl de Pico Azul Crax alberti (Aves: Cracidae) en el Nordeste Antioqueño, Colombia. Bogota, Colombia: Becas IEA (Iniciativa para las especies amenazadas).
- Gotelli, N. J. (1995). A Primer of Ecology. Sinauer Associates, Inc. Publishers. Sunderlad, Massachusetts.
- Green, R. E. (1997). The influence of numbers released on the outcome of attempts to introduce exotic bird species to New Zealand. Journal of Animal Ecology, 66: 25–35.
- Grevstad, F. S. (1999). Factors influencing the chance of population establishment: Implications for release strategies in biocontrol. Ecological Applications, 9: 1439-1447.
- Griffith, B. et al. (1989) Transiocation as a species conservation tool: status and strategy, *Science* 245,477-480
- Grumbine, R. E. (1990). Viable Populations, Reserve Size, and Federal Lands Management: A Critique. Conservation Biology, 4(2), 127–134. http:// doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00101.x
- GUTHERY, F.S. (1988). Line Transect Sampling of Bobwhite Density on Rangeland: Evaluation and Recommendations. Wildl. Soc. Bull. 16:193-203.
- Haig, S.M., Belthoff, J.R. & Allen, D.H. (1993). Population viability analysis for a small population of Red-cockaded Woodpeckers and an evaluation of enhancement strategies. Conserv. Biol. 7: 289-301.
- Hambler, C., (1994). Giant tortoise (Geochelone gigantea) translocation to Curieuse Island (Seychelles): success or failure? Biological Conservation 69, 293-299.
- Hastings, A. (1996). Models of spatial spread: A synthesis. Biological Conservation, 78, 143-148
- Haugaasen, T. & Peres, C. A. (2008). Population abundance and biomass of largebodied birds in Amazonian flooded and unflooded forests. Bird Conservation International, 18:87-101.
- Hilden, 0. (1965). Habitat selection in birds: a review Ann. Zool. Fenn. 2:53-75.

- Hill, D. L.; Aranibar-Rojas, H. & Macleod, R. (2008). Wattled Curassows in Bolivia: abundance, habitat use, and conservation status. J. Field Ornithol., 79:345-351.
- Hines, J.E, Nichols, J. D., Royle, J. A., MacKenzie, D. I., Gopalaswamy, A. M., Samba Kumar, N. & Karanth K. U. (2010). Tigers on trails: occupancy modeling for cluster sampling. Ecological Applications 20(5):1456-1466.
- Hutto, R. L. (1995). Composition of bird communities following stand-replacement fires in Northern Rocky Mountain (USA) conifer forests. Conservation Biology 9: 1041-58.
- IBAMA (2004). Plano de Ação para a conservação do mutum-do-sudeste Crax blumenbachii - uma espécie bandeira para a conservação da Mata Atlântica. IBAMA/MMA: Brasília. 50p.
- IBGE, (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), (2004). Mapa de Biomas do Brasil. Ministério do Meio Ambiente; Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão.
- IUCN. (1996). IUCN/SSC guidelines for re-introductions. 41st Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland, May 1995.
- IUCN (1998). Guidelines for Re-introductions Prepared by the IUCN/SSC Reintroduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 10p. Disponível em http://www.iucnsscrsg.org/policy\_guidelines.php.
- James, F. C. (1971). Ordinations of habitat relationships among breeding birds. Wilson Bull. 83:215-36.
- Johnson, D. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. Ecology, 61(1), 65–71. http://doi.org/10.2307/ 1937156
- Kendall, W.L. (1999) Robustness of closed capture-recapture methods to violations of the closure assumption. Ecology, 80, 2517–2525.
- Kidwai, Z.; Sankar, K.; Qureshi, Q.; Khan, J.A., (2011). Abundance and habitat utilisation by Galliformes in the Sariska Tiger Reserve, Rajasthan, India. *International Journal of Galliformes Conservation*, 2:54-60.

- Kleiman, D.G., Stanley Price, M.R. and Beck, B.B. (1994) Criteria for reintmductions, in Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals (Olney, P.J.S., Mace, GM. and Feistner, A.T.C., eds), pp. 288-303, Chapman & Hall
- Laurance, W.F.; Lovejoy, T.E.; Vasconcelos, H.L.; Bruna, E.M.; Didham, R.K.; Stouffer, P.C.; Gascon, C; Bierregaard, R.O.; Laurance, S.G.; Sampaio, A, (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. Conservation Biology, 16, 605-618.
- Londoño, G.A.; Muñoz, M.C.; Rios, M.M. (2007). Density and natural history of the sickled-winged guan Chamaepetes goudotti in the central Andes, Colombia. The Wilson Journal of Ornithology 119(2) 228-238.
- MacKenzie, D. I., & Bailey, L. L. (2004). Assessing the fit of site-occupancy models. Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics, 9(3), 300-318. http://doi.org/10.1198/108571104X3361
- Mackenzie, D. I., Bailey, L. L., & Nichols, J. D. (2004). Investigating species cooccurrence patterns when species are detected imperfectly. Journal of Animal Ecology, 73(3), 546-555. http://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00828.x
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, A. a., & Langtimm, C. a. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less 2248-2255. http://doi.org/10.1890/0012than one. Ecology, 83(8), 9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., Hines, J. E. (2006). Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press.
- Mackenzie, D. I., & Royle, J. A. (2005). Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. Journal of Applied Ecology, 42(6), 1105-1114. http://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x
- Martínez-Morales, M.A. (1999). Conservation status and habitat preferences of the Cozumel Curassow. The Condor 101(1), 14-20.
- Martínez-Morales, M. A.; Cruz, P. C. & Cuarón, A. D. (2009). Predicted population trends for Cozumel Curassows (Crax rubra griscomi): empirical evidence and predictive models in face of climate change. J. Field Orrnithol., 80:317-327.

- May, R. M. (1973). Stability and Complexity in Model Ecosystems. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- May, R. (1991) The role of ecological theory in planning re-introduction of endangered species, Symp. Zool. Sot. London 62,145-163
- Mayr, E. (1939). The sex ratio in wild birds. *Am. Nat.* 73: 156–179.
- McCullagh, P., and Nelder, J. A. (1989), Generalized Linear Models, (2nd ed.), New York: Chapman and Hall.
- McIlhenny, E.A. (1940). Sex ratio in wild birds. Auk 57: 85–93.
- Mesquita, F.L. & Queiros, L.R.S. (2007). Pio da esperança. Cesp e Fosfértil.
- Mikich, S.B. (1996). Análise quali-quantitativa do comportamento de Penelope superciliaris (Aves, Cracidae). Iheringia, Série Zoologia 81, 87-95.
- Mikich, S.B. (2002). A dieta frugívora de Penelope superciliares (Cracidae) em remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil, e sua relação com Euterpe edulis (Arecaceae). Ararajuba 10(2), 207-217.
- Møller, A. P. & S. Legendre, 2001. Allee effect, sexual selection and demographic stochasticity. Oikos, 92: 27-34.
- Morales, M.B., Bretagnolle, V. & Arroyo, B. (2005). Viability of the endangered little bustard Tetrax tetrax population of western France. Biodivers. Conserv. 14: 3135-3150.
- Moreno Palacios, M.; Molina Martinez, Y.G. (2008). Aportes a la caracterización del hábitat del Paujil Piquiazul (Crax alberti) en la Reserva Natural de las Aves El Paujil, y zona amortiguadora en la Serranía de las Quinchas. Conservacion Colombiana 4, 39 - 45.
- Munoz, M.C., Londono, G.A., Rios, M.M., Kattan, G.H. (2007). Diet of cauca guan: exploitation of a novel food source in time of scarcity. The Condor 109, 841-851.
- Murray, B.G. (1991). Measuring annual reproductive success, with comments on the evolution of reproductive behavior. *Auk 108:* 942–952.

- Nepstad, D. C., Verssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M. & Brooks, V. (1999). Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. Nature 398, 505-508.
- Newmark, W. D. (1985). Legal and biotic boundaries of western North American national parks:a problem of congruence. Biological Conservation 33:197-208.
- Nichols, J.D., Bailey, L. L., O'Connell Jr., A. F., Talancy, N. W., Grant, E. H. C., Gilbert, A. T., Annand, E. M., Husband, T. P. & Hines, J. E. (2008). Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. Journal of Applied Ecology, 45: 1321-1329.
- Nomura, T.(2002). Effective size of populations with unequal sex ratio and variation in mating success. J. Anim. Breed. Genet. 119: 297-310.
- Ottoni, I.; Oliveira, F.R.; Young, R.J. (2009). Estimating the diet of urban birds: the problems of anthropogenic food and food digestibility. Applied Animal Behaviour Science 117, 42-46.
- Peduzzi P, Cancato J, Kemper E, Holford TR, Feinstein A (1996) A simulation of the number of events per variable in logistic regression analysis. J Clin Epidem 99:1373-1379
- Pereira, S.L.; Wajntal, A. (1999). Reintroduction of guans of the genus Penelope (Cracidae, Aves) in reforested areas: assessment by DNA fingerprinting. *Biological Conservation 87*(1), 31-38.
- Peres, C.A. & Cunha, A.A. (2011). Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais. Wildlife Technical Series, Wildife Conservation Society, Brasil.
- Perry, R. W., Wigley, T. B., Melchiors, M. A., Thill, R. E., Tappe, P. a., & Miller, D. a. (2011). Width of riparian buffer and structure of adjacent plantations influence occupancy of conservation priority birds. Biodiversity and Conservation, 20(3), 625-642. http://doi.org/10.1007/s10531-010-9971-1
- Pimm, S. L. & Raven, P. (2000). Biodiversity: Extinction by numbers. Nature, 403, 843-845.

- Pizo, M. A. (2004). Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 15(Supplement), 117–126.
- Pledger, S. (2000). Unified maximum likelihood estimates for closed capturerecapture models using mixtures. Biometrics 56: 434-442.
- Pratolongo, F.A. (2004). Dispersión, supervivencia y reproducción de la pava aliblanca Penelope albipennis TACZANOWSKI 1877 (CRACIDAE) reintroducida a su hábitat natural en Perú. Ecologia Aplicada 3: 112-117.
- Ratti, J.T.; Smith, L.M.; Hupp, J.W.; Laake, J.L., (1983). Line Transect Estimates of Density and the Winter Mortality of Gray Partridge. J. Wildl. Manage, 47(4):1983.
- Reed, D. H., O'Grady, J. J., Brook, B. W., (2003). Estimates of minimum viable population size for vertebrates and factors affecting those estimates. Biol. Conserv. 113, 23-34.
- Reid, W. V. (1992). How many species will there be? In Whitmore, T. C. & Sayer, J. A. (editors). Tropical deforestation and species extintion. Chapman & Hall, London.
- Rios, M.M.; Londoño, G.A.; Muñoz, M.C. (2005). Densidad poblacional y historia autóctone de la pava negra (Aburria aburri) em los Andes centrales de Colombia. Ornitologia neotropical 16, 205-217.
- Rios, M.M.; Muñoz, M.C.; Londoño, G.A. (2006). Historia autóctone de La plava caucana (Penelope perspicax). Ornitologia Colombiana 4, 16-27.
- Robb, G.N.; Mcdonald, R.A.; Chamberlain, D.E.; Bearhop, S. (2008). Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. Frontiers in Ecology and the Environment 6(9), 476-484.
- Robbins, C. S., Dawson, D. K., & Dowell, B. A. (2015). Habitat requirements of breeding forest birds of the middle Atlantic States. Wildlife Monographs, 103, 3-34.
- Rodríguez, E. L. (2008). Densidad y estructura poblacional del PaujilPiquiazul (Crax alberti) en la reserva Natural de las Aves El Paujil, Serrania de las Quinchas, Colombia. Conservación Colombiana, 4:46-59.

- Roughgarden, J. (1975). A simple model for population dynamics in stochastic environments. Am. Nat. 109: 713-736.
- Royle, J. A., & Nichols, J. D. (2003). Estimating abundance from repeated presenceabsence data or point counts. Ecology, 84(3), 777-790. http://doi.org/10.1890/ 0012-9658(2003)084[0777:EAFRPA]2.0.CO;2
- Samour, H.J., Spratt, D.M.J., Hart, M.G., Savage, B., Hawkey, C.M. (1987). A survey of the Aldabra giant tortoise population introduced on Curieuse Island, Seychelles. Biological Conservation 41, 147-158.
- Santos, P.M.R.S. (1998). The Wattled Curassow (Crax globulosa) at Mamiraua (Amazonas, Brazil). Bulletin of the Cracid Specialist Group 7, 15–19,
- Sargeant, G. A., Sovada, M. A., Slivinski, C. C. & Johnson, D. H. (2005). Markov Chain Monte Carlo Estimation of Species Distributions: A Case Study of the Swift Fox in Western Kansas. Journal of Wildlife Management (2):483-497
- Sarrazin, F. & Barbault, R. (1996). Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. Tree, 11(11),474-478.
- Schmitz-Ornes, A. (1996). Ecology of the Rufous-vented Chachalaca Ortalis ruficauda and its sensitivity to human perturbances. Pp. 63-66 in Vielliard, J. M. E., M. L. da Silva, & W. R. Silva (eds.). Anais V Congr. Bras. Ornitol. Unicamp, Campinas, Brasil.
- Sedaghatkish, G. & Brooks, D.M.. (1999). Retraso evolutivo en los crácidos: Cantado para ser la cena del cazador. In Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina (eds T.G. Fang, O.L. Montenegro & R.E. Bodmer), pp.335-340. Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia.
- Seddon, P. J., Soorae, P. S., & Launay, F. (2005). Taxonomic bias in reintroduction projects. Animal Conservation, 8(1), 51–58.
- Setina, V. J. (2009). Densidad poblacional del paujil copete de piedra (Pauxi pauxi) en la zona amortiguadora del sector sur del Parque Nacional Natural Tama, Norte de Santander. Undergraduate dissertation. Pamplona: Universidad De Pamplona.

- Shaffer, M. L. (1981). Minimum Population Sizes for Species Conservation. BioScience, 31(2), 131-134. http://doi.org/10.2307/1308256
- Shea, K. & Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 7,170–176.
- Shochat, E. (2004). Credit or debit? Resource input changes population dynamics of cutyslicker birds. Oikos 106(3), 622-626.
- Sibly, R. M., & Hone, J. (2002). Population growth rate and its determinants: an overview. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences, 357(1425), 1153-1170. http://doi.org/10.1098/rstb.2002.1117
- Sick, H. (1970). Notes on Brazilian Cracidae. Condor 72: 106-108.
- Sick. H. (1988). Ornitologia Brasileira, Uma Introdução. 3. ed. Brasília: Editora Universidade de Brasília - UnB, V.1, 480 p.
- SICK, H. (1997). Ornitologia Brasileira. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brazil.
- Silva, J. L., & S. Strahl. (1991). Human impacts on populations of chachalacas, guans, and curassows (Galliformes: Cracidae) in Venezuela. Pp.37-52 in Robinson, J. G., & K. Redford (eds.). Neotropical wildlife use and conservation. Univ. of Chicago Press, Chicago.
- Silveira & Straube, L.F. & Straube, F.C. (orgs.) (2008). Aves ameaçadas de extinção no Brasil. In: MACHADO, A.B.M. et al. (eds.). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2(19):378-679.
- Silveira L.F. et al.. (2008<sup>a</sup>). Aves ameaçadas de extinção em Minas Gerais. In: DRUMMOND, G.M. et al. (Eds.). Listas vermelhas das espécies da fauna e da flora ameaçadas de extinção em Minas Gerais. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas.
- Silveira L.F. et al., (2008b). Plano de Ação Nacional para a Conservação de Galliformes Ameaçados de Extinção (acaruãs, jacus, jacutingas, mutuns e urus). Série Espécies Ameaçadas - nº 6. Brasília, ICMBio/MMA.
- Sinclair, A. R. E. (1996). Mammal populations: fluctuation, regulation, life history theory and their implications for conservation. In Frontiers of population ecology (ed. R. B. Floyd, A. W. Sheppard & P. J. De Barro), pp. 127-154. Melbourne, Australia: CSIRO Publishing.

- Simberloff, D. (1988) The contribution of population and community biology to conservation science. Annual Review of Ecology and Systematics, 19, 473-511.
- Simon JE, Antas PTZ, Pacheco JF, Efé M, Ribon R. (2007) As aves ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. In: Mendes SL, Passamani M. Livro vermelho das espécies da fauna ameaçada de extinção no estado do Espírito Santo. Vitória: IPEMA. 47-64.
- Soderquist, T. R. (1994). The importance of hypothesis testing in reintroduction biology: Examples from the carnivorous marsupial Phascogale tapoatafa. Pages 156-164 in M. Serena (ed.). Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales.
- Soule, M. E. (1980). Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. Pages 151-170 in M. E. Soule and B. A. Wilcox, eds. Conservation Biology: Na Evolutionary-Ecological Perspective. Sinauer, Sunderland, MA.
- Soule, M. E. (1985). What is Conservation Biology? A new synthetic discipline addresses the dynamics and problems of perturbed and ecosystems. BioScience, 35(11), 727–734. http://doi.org/10.2307/1310054
- Soulé, M. E. (1987). Viable population for conservatio. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press.
- South, A. B. & Kenward, R. E. (2001). Mate finding, dispersal distances and population growth in invading species: A spatially explicit model. Oikos, 95: 53-58.
- SOUZA, M. J. H., Ribeiro, A., Leite, H. G., Leite, F. P., Minuzz, R. B. (2006). Disponibilidade hídrica do solo e produtividade do eucalipto em três regiões da bacia do Rio Doce. Revista Árvore, 30(3):399-410.
- Srbek-Araujo, A. C., Silveira, L. F., & Chiarello, a. G. (2012). The Red-Billed Curassow (Crax blumenbachii): Social Organization, and Daily Activity Patterns. The Wilson Journal of Ornithology, 124(2), 321–327. http://doi.org/10.1676/11-054.1
- STAMPS, J.A., (2001). Habitat selection by dispersers: integrating proximate and ultimate approaches. In: Dispersal (Clobert, J.; Danchin, A.A.; Nichols, J.D. (eds.), p. 230-242.

- Stamps, J.; Swaisgood, R. (2007). Someplace like home: experience, habitat selection and conservation biology. Applied Animal Behaviour Science 102(3), 392-409.
- Stanley-Price, M.R. (1991) A review of mammals re-introductions, and the role of the Re-introduction Specialist Group of IUCN/SC, Symp. Zool. Sot. London 62, 145-163
- Stephens, P. A. & W. J. Sutherland, 1999. Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. Trends in Ecology & Evolution, 14: 401-405.
- Stoddart, D.R., Cowx, D., Peet, C., Wilson, J.R. (1982). Tortoises and tourists in the western Indian Ocean: the Curieuse experiment. Biological Conservation 24, 67-80.
- Taborsky, B. & Taborsky, M. 1999. The mating system and stability of pairs in kiwi Apteryx spp. J. Avian Biol. 30: 143–151.
- Tainaka, K. & Itoh, Y. (1996). Glass effect in inbreeding-avoidance systems: Minimum viable population for outbreeders. Journal of the Physical Society of Japan, 65: 3379-3385.
- Terhune, T.M.; Sisson, D.C.; Grand, J.B.; Stribling, H.L. (2007). Factors influencing survival of radiotagged and banded northern bobwhites in Georgia. The Journal of Wildlife Management 71,1288–1297.
- Thiollay, J. M. (1989). Area Requirements for the Conservation of Rain Forest Raptors and Game Birds in French Guiana. Conservation Biology, 3(2), 128-137. http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1989.tb00065.x
- Thomas, A. (1990). What do real populations tell us about minimum viable population sizes? Conserv. Biol. 4, 324-327.
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. a., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., ... Burnham, K. P. (2010). Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. Journal of Applied Ecology, 47(1), 5-14. http://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x

- Thompson W.L. (editor), (2004). Sampling rare or elusive species: concepts, designs, and techniques for estimating population parameters. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Traill, L. W., Bradshaw, C. J., Brook, B. W. (2007). Minimum viable population size: a meta analysis of 30 years of published estimates. Biol. Conserv. 139, 159-166.
- Turner, I. M., & Corlett, R. T. (1996). The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. Trends Ecol. Evol. 11, 330-333.
- Valle, C.A. (1995). Effective population size and demography of the rare flightless Galapagos Cormorant. Ecol. Appl. 5: 601-617.
- Van Vuren, D., (1998). Mammalian dispersal and reserve design. In: Behavioral ecology and conservation biology. Pp. 369-393, Oxford University Press: New York, USA.
- Vance, M. D., Fahrig, L., Flather, C. (2003). Effect of reproductive rate on minimum habitat requirements of forest-breeding birds. Ecology, 84(10), 2643–2653
- Vos C.C., Verboom, J., Opdam, P. F. M., Ter Braak, C.J. F. (2001). Toward ecologically scaled landscape indices. Am. Nat. 183(1):24-41
- Wilcove, D. S., McLellan, C. H., & Dobson, A. P. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. In M. E. Soule (editor) Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Sunderland Massachusetts.
- Wolf, C.M., Griffith, B., Reed, C., Temple, S.A. (1996). Avian and mammalian translocations: update and reanalysis of 1987 survey data. Conservation Biology 10, 1142-1154.
- Yahuarcani, A.; Morote, K.; Calle, A. & Chujandama, M. (2009). Estado de conseración de Crax globulosa em la Reserva Nacional Pacaya Samiria, Loreto, Peru. Rev. peru. biol., 15:41-49.